



N°d'ordre NNT : 2017LYSEM039

THESE de DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE LYON
opérée au sein de
l'Ecole des Mines de Saint-Etienne

Ecole Doctorale N° 488
Sciences, Ingénierie, Santé

Spécialité de doctorat :
Sciences et génie de l'environnement

Soutenue publiquement le 01/12/2017, par :
Anastasia WOLFF

**Responsabilité sociétale : quelles
contributions des entreprises à la
conservation de la biodiversité ?**

Devant le jury composé de :

FRASCARIA-LACOSTE Nathalie

Professeure AgroParistech

Rapporteure

FULLANA i PALMER Pere

Professeur ESCI-UPF, Chaire UNESCO

Rapporteur

BOURG Dominique

Professeur Université de Lausanne

Président

COREAU Audrey

Docteur, IPEF Agence française pour la biodiversité

Examinatrice

RICHARD Jacques

Professeur émérite Université Paris Dauphine

Examineur

BRODHAG Christian

Professeur Mines Saint-Etienne

Directeur de thèse

GONDRAN Natacha

Docteur Mines Saint-Etienne

Co-directrice de thèse

Remerciements

Si une thèse est un voyage itinérant, avec des moments où l'on se gratte la tête quand on cherche sa route, des épisodes où l'on doit rebrousser chemin, des passages où l'on navigue sans trop savoir vers quels horizons les vents nous poussent, je dois avouer que j'ai toujours été extrêmement bien entourée et que mon « expédition doctorale » a été autant une aventure humaine que scientifique. Après être passée par plusieurs grandes écoles parisiennes, plusieurs personnes se sont étonnées de me voir faire mes bagages pour Saint-Etienne. C'était un pari – je n'y avais pas d'attaches, la ville n'était pas réputée pour être particulièrement attractive (j'étais à l'époque bien incapable de la placer correctement sur une carte), je n'avais pas eu l'occasion de travailler au préalable avec ma future équipe de recherche – mais j'y allais plutôt sereine. Ce qui est certain, c'est que je n'ai jamais regretté mon choix. Pouvoir construire de toutes pièces un projet qui me tenait à cœur, être entourée de gens chaleureux, investis – et ce aussi bien dans mon cadre professionnel que personnel, contribuer à des réflexions scientifiques et sociétales qui nous dépassent, non seulement à titre individuel mais aussi générationnel... Oui ces trois années auront été dans ma vie un moment privilégié.

Je souhaite remercier de tout cœur mes directeurs de thèse, Christian et Natacha, pour m'avoir accompagnée tout au long de ce projet. Leur soutien respectif, très complémentaire, m'a été précieux. Christian m'a mis le pied à l'étrier à un moment où je ne savais trop comment valoriser mes expériences et comment intégrer mon projet doctoral à une carrière dans les politiques publiques. Il m'a poussée à mettre à profit ma formation initiale en écologie, tout en assumant la dimension engagée et opérationnelle d'un sujet ancré dans des enjeux sociétaux. Tout en me laissant beaucoup d'autonomie, nos discussions m'ont poussée à toujours garder une certaine hauteur, une distance critique avec l'approche adoptée, lorsque les difficultés techniques prenaient le pas. Merci pour tous ces récits passionnants, que l'on ne trouve pas dans les livres, qui m'ont aidée à mieux comprendre le contexte historique de l'émergence de certains concepts du développement durable, leur portage politique, les rapports de force à l'œuvre. Natacha a su m'aiguiller tout au long de mes réflexions avec exigence, esprit critique et bienveillance. Merci à tous les deux pour votre confiance, vos encouragements, vos conseils. Seize ans après la soutenance de thèse de Natacha sous la direction de Christian, je suis fière de m'inscrire dans cette filiation scientifique.

Je remercie également les membres du jury, les rapporteurs, Pr. Nathalie Frascaria-Lacoste et Pr. Pere Fullana i Palmer, ainsi que les examinateurs, Pr. Dominique Bourg, Dr. Audrey Coreau et Pr. Jacques Richard, qui ont accepté d'évaluer mon travail. Je

tiens à remercier Audrey, ainsi que Pr. Muriel Maillefert, pour avoir participé à mes comités de thèse et avoir ainsi suivi l'évolution du projet.

J'ai eu la chance de bénéficier de conditions particulièrement favorables pour ma thèse. Mise à disposition auprès d'AgroParistech pour trois ans dans le cadre du dispositif de Formation complémentaire par la recherche (FCPR), je souhaite remercier la Commission de formation doctorale des IPEF qui a donné son aval à mon projet de thèse, le Ministère de la transition écologique et solidaire pour son soutien financier ainsi qu'Alexandre Pery qui a supervisé le bon déroulement du processus doctoral et la transition vers ma prise de poste en administration. Les conditions de travail qui m'ont été offertes par les Mines Saint-Etienne au sein de l'Institut Henri Fayol ont vraiment été appréciables. Pour leur soutien précieux, je tiens à remercier Zahia et Bernadette.

Je souhaite exprimer ici ma gratitude à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation des études de cas qui ont fondé cette thèse et qui en font sa richesse. Je remercie tout particulièrement Eric Pacquet et Hélène Boisseau qui ont joué un rôle pivot dans le cadre des partenariats de recherche noués avec le Groupe Casino et SARP Industries et avec qui j'ai très sincèrement apprécié travailler et échanger. Je tiens aussi à remercier Christophe Cauchi, Baptiste Debrée, Agusti Vicente et Matthieu Riché ainsi que toutes les personnes ayant participé à ces études de m'avoir accordé leur confiance, d'avoir consacré du temps aux projets. Au-delà d'avoir été des terrains d'expérimentation, ces deux partenariats industriels ont considérablement enrichi la formalisation conceptuelle de la thèse. J'adresse également mes remerciements aux personnes qui m'ont donné accès aux dossiers d'engagement au titre de la Stratégie nationale pour la biodiversité de leur organisation et qui ont accepté de participer aux entretiens.

Je souhaite à présent dire un grand merci aux personnes qui m'ont entourée au quotidien. J'ai une pensée toute particulière pour mes collègues de bureau successifs : Arnaud, Lyes, Nahla et Martha, mais aussi pour les autres doctorants du laboratoire avec qui j'ai partagé cette aventure : Benjamin, Jalila, Pierre-Chanel, Laura et Damien, et mes collègues « sportifs » (ils se reconnaîtront...) qui m'ont mise au trail et poussée à dépasser ce que je pensais être mes limites. Que ce soit aux pauses café, autour d'une bière au BXL, sur les sentiers de randonnée du Pilat, au concert de Coldplay, je garde des souvenirs inoubliables de ces moments passés ensemble.

Enfin, je suis infiniment reconnaissante à mes parents, Math, Rose et Jo, mes amis et coloc, à Morgan, pour leurs encouragements et leur soutien sans faille.

Préface

Cette thèse s'est déroulée dans le cadre du dispositif de formation complémentaire par la recherche (FCPR) des Ingénieurs des Ponts des Eaux et des Forêts (IPEF) (corps de fonctionnaires d'Etat). Elle a été financée par AgroParistech et le Ministère de la transition écologique et solidaire.

J'ai été accueillie pendant trois ans par les Mines Saint-Etienne, au sein de l'Institut Henri Fayol, et supervisée par Pr. Chistian Brodhag et Dr. Natacha Gondran, respectivement rattachés au sein de l'Institut aux équipes de recherche Management responsable et innovation et Génie de l'environnement et des organisations.

Cette thèse sur articles est constituée d'une SYNTHÈSE GÉNÉRALE, qui expose le raisonnement développé dans son ensemble, suivie de six MANUSCRITS, présentant de façon plus détaillée les différents projets ayant structuré mon travail de thèse :

MANUSCRIT I : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2017). « Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises : compromis entre crédibilité, pertinence et légitimité ». *Développement durable et territoires*. Vol. 8, n°1.

MANUSCRIT II : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2016). « Les défis de l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE ». *Actes du 11ème Congrès du RIODD du 6 au 8 juillet 2016*, Saint-Étienne, France.

MANUSCRIT III : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag. « Integrating corporate social responsibility into conservation policy. The example of business commitments to contribute to the French National Biodiversity Strategy ». En cours d'évaluation.

MANUSCRIT IV : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2017). « Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity by a company. Application to the food portfolio of a retailer ». *Journal of Cleaner Production*. Vol. 166, pp.784–797.

MANUSCRIT V : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2017). « Evaluation des pressions écologiques et développement d'un outil opérationnel à destination du Pôle Stockage de SARP Industries. Application aux installations SERAF et SOLICENDRE »

MANUSCRIT VI : Wolff, Anastasia (2017). « Construire des actions cohérentes de l'aval à l'amont des chaînes de valeur ». *Biodiv'2050* n°12, p.17.

Table des matières

Introduction.....	1
1. Contexte écologique, sociétal et institutionnel.....	1
2. Construction de la problématique et questions de recherche	4
Chapitre premier	
Cadre et terrains de recherche	7
1. Positionnement académique.....	7
2. Terrains de recherche	9
3. Une approche normative et prescriptive de recherche-intervention	13
Chapitre 2	
Qualifier les responsabilités.....	17
1. Traduction des responsabilités par les instruments de gestion	17
2. Obstacles à la qualification des responsabilités.....	21
3. Proposition d'un cadre d'analyse des responsabilités	25
Chapitre 3	
Prise en charge des responsabilités écologiques	29
1. La gestion intentionnelle : les actions en faveur de la biodiversité dans le cadre d'une démarche RSE.....	30
2. La gestion effective : compatibilité des activités de l'entreprise avec les objectifs de conservation	35
3. Proposition d'orientations stratégiques pour une prise en charge des responsabilités écologiques.....	51
Chapitre 4	
Apports et perspectives	57
1. Instrumenta(c)tion.....	57
2. Perspectives scientifiques, opérationnelles et institutionnelles	69
Conclusion.....	79
Glossaire	81
Bibliographie	85

Manuscripts.....	99
Manuscrit I.....	101
Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises : compromis entre crédibilité, pertinence et légitimité	
Manuscrit II	129
Les défis de l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE	
Manuscrit III.....	151
Integrating corporate social responsibility into conservation policy.	
The example of business commitments to contribute to the French National Biodiversity Strategy	
Manuscrit IV	181
Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity by a company.	
Application to the food portfolio of a retailer	
Manuscrit V	229
Evaluation des pressions écologiques et développement d'un outil opérationnel à destination du Pôle Stockage de SARP Industries.	
Application aux installations SERAF et SOLICENDRE	
Manuscrit VI	257
Construire des actions cohérentes de l'aval à l'amont des chaînes de valeur	
Annexes	261

Liste des figures

Figure 1 – Organisation de la thèse.....	6
Figure 2 – Représentations de deux conceptions du développement durable. (a) les trois piliers du développement durable, (b) la hiérarchie inclusive de la durabilité forte (d'après Passet 1996)).....	8
Figure 3 – Instruments de gestion mobilisés par l'entreprise pour qualifier ses responsabilités vis-à-vis de la biodiversité et les intégrer à sa démarche RSE.	18
Figure 4 – Proposition d'un cadre d'analyse pour qualifier les responsabilités d'une entreprise en termes de conservation de la biodiversité.	25
Figure 5 – Typologie des pratiques RSE orientées vers la conservation de la biodiversité et pourcentages des entreprises avec une reconnaissance SNB s'étant engagées à mettre en œuvre ces activités.....	30
Figure 6 – Mobilisation des scènes d'action dans la mise en œuvre des initiatives RSE pour conserver la biodiversité.	32
Figure 7 – Interactions des seuils écologiques et des capacités de charges des écosystèmes.....	36
Figure 8 – Identification des pressions exercées à des niveaux écologiquement non-durables par le portfolio alimentaire de Casino France à l'étape de la production agricole.	46
Figure 9 – Occupation de budgets écologiques (OB) pour stocker une tonne de déchets pendant 10 000 ans sur le site (a) de SERAF et (b) de SOLICENDRE aux différents stades de leur cycle de vie.	47
Figure 10 – Evaluation de la gestion effective des pressions exercées sur la biodiversité.	55
Figure 11 – Coordination des scènes d'action.	71

Liste des tableaux

Tableau 1 – Processus d'érosion de la biodiversité ciblés par les pratiques d'atténuation.	33
Tableau 2 – EEAD-ACV : pressions anthropiques et capacités de charge correspondantes pertinentes pour la conservation de la biodiversité.....	41
Tableau 3 – Application des règles d'allocation des capacités de charge à l'échelle des entreprises aux deux cas d'étude.	44
Tableau 4 – Risques (orange) et opportunités (vert) de la stratégie sur le plan écologique, social et économique (les situations présentant des compromis sont en blanc).....	52
Tableau 5 – Croisement des profils d'activité d'entreprises avec l'ancrage spatio-temporel et organisationnel des enjeux écologiques : positionnement des approches pour une qualification et une prise en charge complète des responsabilités écologiques.	68

Liste des acronymes

ACV	Analyse de cycle de vie
AESA	Absolute Environmental Sustainability Assesment (EEAD en français)
AFB	Agence française pour la biodiversité
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
BEC	Budget écologique consommé
BtoB	Business to business
BtoC	Business to consumer
BU	Business unit
CARE	Comptabilité adaptée au Renouvellement de l'Environnement
CC	Capacité de charge
CDB	Convention pour la diversité biologique
CE	Comptabilité environnementale
COP	Conference of the Parties
CTUe	Comparative Toxic Unit for ecosystems (PAF m ³ day)
FCPR	Formation complémentaire par la recherche
FNADE	Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement
FPEIR	Forces motrices – pressions – état – impacts – réponse
EEAD	Evaluation environnementale absolue de la durabilité (AESa en anglais)
EEDEMS	Evaluation environnementale des déchets, effluents, matériaux, sédiments et sols pollués
EEE	Espèces exotiques envahissantes
EMSE	Ecole des Mines Saint-Etienne
ERC	Séquence dite « éviter-réduire-compenser »
GES	Gaz à effet de serre
GRI	Global Reporting Initiative
IIEB	Indicateur d'interdépendance entreprise-biodiversité
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
INCA	étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (en français Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques)
IPEF	Ingénieurs des Ponts des Eaux et des Forêts
ISDD	Installation de stockage de déchets dangereux
ISDI	Installation de stockage de déchets inertes
ISDND	Installation de stockage de déchets non dangereux
ISO	International Organization for Standardization

OB	Occupation de Budgets écologiques
OBC	Occupation du Budget écologique des Consommateurs
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
ODD	Objectifs de développement durable
ONG	Organisation non gouvernementale
PDF	Potentially Disappeared Fraction of species
PFT	Produits frais et transformés
PGCFI	Produits de grande consommation frais et industriels
RSE	Responsabilité sociétale des entreprises
SARPI	SARP Industries
SCDB	Secrétariat de la Convention pour la diversité biologique
SNB	Stratégie nationale pour la biodiversité
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UF	Unité fonctionnelle
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wide Fund

Introduction

“While ecologists involved in management or policy often are advised to learn to deal with uncertainty, there [is] a number of components of global environmental change of which we are certain – certain that they are going on, and certain that they are human-caused. [...] By speaking out effectively, we can help to shift the focus of public discussion towards what can and should be done about global environmental change.”

(Vitousek 1994; pp.1861–1862)

1. Contexte écologique, sociétal et institutionnel

Les conclusions de la communauté scientifique sont sans appel : nous connaissons une érosion sans précédent de la diversité du vivant à l'échelle des gènes, des espèces et des écosystèmes (SCBD 2010). Nous entrons ainsi dans la sixième extinction de masse de la biosphère (Ceballos et al. 2017). Les conséquences de cette dégradation de la biodiversité sont nombreuses et revêtent aussi bien des dimensions écologiques, que sociales et économiques, dans la mesure où cette érosion biologique conduit à une altération du fonctionnement des écosystèmes et de leur capacité à fournir des services dont nos sociétés dépendent (Chapin et al. 2000; Millennium Ecosystem Assessment 2005). La conservation de la biodiversité a été reconnue comme un enjeu majeur du développement durable dès 1992, à travers l'adoption de la Convention pour la diversité biologique (CDB) (Nations Unies 1992). Alors que l'objectif d'enrayer la régression de la biodiversité avant 2010 a été repoussé faute de résultats, le bilan de mi-parcours des objectifs d'Aichi (Annxe 2), qui cadrent l'agenda international 2011-2020 pour la conservation de la biodiversité, n'est guère plus encourageant (Tittensor et al. 2014).

L'incommensurabilité de la biodiversité reste aujourd'hui pensée comme un frein à l'action. La complexité des interactions écologiques, des cycles biogéochimiques, les multiples dimensions que recouvre le concept de biodiversité sont régulièrement mises en avant pour relativiser les conclusions scientifiques. L'avis émis par l'Académie des technologies en décembre 2015 sur les liens entre biodiversité et aménagement du territoire est un cas d'école du développement du « biodiversité-scepticisme » (Barot et al. 2016) et de son utilisation pour différer le passage à l'action. Alors que l'objectif d'enrayer l'érosion de la biodiversité est inscrit dans des conventions internationales et

dans les Objectifs de développement durable 2015-2030 (ODD 14 et 15), la communauté de la conservation dépense encore beaucoup d'énergie à démontrer, dans un effort de pédagogie, l'intérêt sociétal de conserver la biodiversité (ex : Barbault & Weber 2010). De nouveaux paradigmes relatifs à l'évaluation monétaire du capital naturel et aux services écosystémiques (Millenium Ecosystem Assessment 2003) se sont ainsi développés pour interpeler les décideurs en des termes qui leur sont 'familiers' (TEEB 2012) et ont infusé les sphères de gouvernance (Suarez & Corson 2013). Ces évolutions conceptuelles se sont accompagnées d'une évolution du positionnement de certains acteurs du champ de la conservation.

Les institutions, mais aussi certaines organisations non gouvernementales (ONGs), ont ainsi démultiplié les appels aux entreprises à s'engager en faveur de la biodiversité. Ceci s'est traduit par l'adoption au sein de la CDB de décisions relatives à l'engagement du secteur privé qui reconnaissent « *l'importance d'attirer les capacités des entreprises privées et commerciales* » (COP10 CDB 2010) et invitent « *les entreprises à aligner plus explicitement leurs politiques et leurs pratiques avec les trois objectifs de la Convention¹ ainsi que ses buts stratégiques et cibles* »² (COP8 CDB 2006). En France, cette orientation s'est retranscrite dans la création, par exemple, d'un dispositif d'engagement volontaire à la Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB). Elle se reflète également dans l'évolution de la posture de certaines ONGs environnementales vis-à-vis des entreprises. Nombreuses sont celles qui ont réduit leur activisme visant à dénoncer des pratiques illégales et/ou non durables, pour se focaliser davantage sur des activités de conseils aux entreprises et les accompagner dans une meilleure prise en compte de la biodiversité (Robinson 2012). Les entreprises ne sont ainsi plus seulement présentées comme des agents à réguler, mais aussi comme des partenaires, dont les ressources techniques, managériales et financières pourraient être mises à contribution pour conserver la biodiversité.

Les liens de causalités entre activités anthropiques et dégradations écologiques sont à rapprocher de cinq mécanismes : la perte et dégradation des habitats naturels, le changement climatique, les pollutions (physiques et chimiques), la surexploitation des populations sauvages et enfin la diffusion des espèces exotiques envahissantes (Millennium Ecosystem Assessment 2005; SCBD 2010). Toutes les entreprises contribuent ainsi, à plus ou moins grande échelle, à ces pressions via leurs activités, leurs chaînes d'approvisionnement et les produits qu'elles délivrent. Parce qu'elles sont pour partie responsables de la crise écologique et qu'elles représentent des capacités opérationnelles et financières importantes, des attentes sociétales se sont ainsi

¹ Ces trois objectifs sont : « *la conservation de la diversité biologique; l'utilisation durable de la diversité biologique; le partage juste et équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques* ».

² "invites businesses to align their policies and practices more explicitly with the three objectives of the Convention and its goals and targets" (COP8 CDB 2006) (traduction personnelle).

cristallisées autours des entreprises. Leur rôle dans la conservation de la biodiversité ne se limiterait pas au seul respect de la réglementation. L'hypothèse sous-jacente est double. Elle est à la fois (i) d'ordre normative : les entreprises ont des responsabilités écologiques au-delà de leurs obligations réglementaires, et (ii) d'ordre pratique : les entreprises sont en capacité de favoriser l'efficacité et l'ampleur des actions de conservation.

Cette mobilisation des entreprises dans la conservation de la biodiversité s'inscrit dans leur responsabilité sociétale d'entreprise (RSE), définie comme la « *responsabilité d'une organisation vis-à-vis des impacts de ses décisions et activités sur la société et sur l'environnement, se traduisant par un comportement éthique et transparent qui :*

- *contribue au développement durable [...] ;*
- *prend en compte les attentes des parties prenantes ;*
- *respecte les lois en vigueur tout en étant en cohérence avec les normes internationales de comportement ;*
- *est intégré dans l'ensemble de l'organisation et mis en œuvre dans ses relations »* (ISO 26000 2010; p.4).

Si différentes définitions de la RSE existent (Dahlsrud 2008), nous adoptons dans le cadre de cette thèse, la présente définition proposée dans l'ISO 26 000, document issu d'un processus de négociation international et multi-acteurs, posant les lignes directrices de la RSE (Brodhag 2010). Considérant le respect de la réglementation comme un prérequis, nous délimitons comme relevant de la RSE, la contribution d'une organisation au développement durable allant au-delà des prescriptions juridiquement contraignantes. La RSE est donc comprise comme un complément, et non comme un substitut, aux instruments coercitifs.

L'intégration concrète des enjeux de biodiversité aux stratégies RSE est encore relativement immature, voire embryonnaire, dans de nombreuses entreprises. Cela se reflète notamment dans les informations communiquées dans le cadre du reporting, qui sont souvent lacunaires (Boiral 2014; Boucherand et al. 2015). On observe cependant depuis quelques années, une structuration de la mobilisation des entreprises. Elle se concrétise notamment via l'émergence de plateformes permettant la coordination de groupes de travail et le partage des bonnes pratiques, via le développement très important d'outils d'évaluation des enjeux écologiques et via l'inscription de la biodiversité dans les cadres normatifs de la RSE. Si la contribution actuelle de la RSE à la conservation de la biodiversité paraît *a priori* restreinte, le sujet gagne clairement en importance, et la place accordée à la RSE évolue.

Deux études à caractère prospectif ont souligné l'importance d'apporter un éclairage sur le positionnement de la RSE vis-à-vis des politiques de conservation de la biodiversité. Celle menée par Sutherland *et al.* a identifié la question des impacts de la RSE orientée

vers la biodiversité³ comme faisant partie des questions clés pour la conservation de la biodiversité (Sutherland et al., 2009). La question « *quel sens, quel potentiel et quelle place pour la montée en puissance des entreprises sur les questions de biodiversité ?* » (Coreau & Conversy 2014; p.8) a également émergé du projet BioPIQuE comme l'un des dix enjeux stratégiques pour les politiques publiques de biodiversité d'ici à 2020. Pourquoi s'intéresser à la RSE du point de vue des politiques de conservation ? Le point qui me semble le plus intéressant est lié aux perspectives d'articulation scalaire des processus écologiques, des chaînes de valeur et des modes de régulation. C'est dans cette articulation d'échelles que les approches coercitives et volontaires des politiques de conservation pourraient trouver leur complémentarité. Les instruments coercitifs, du fait des régimes juridiques de responsabilité sur lesquels ils reposent, ont généralement une portée dans le temps et dans l'espace limitée (principe de prescription, application généralement restreinte aux émissions directes et au territoire national, voire local). Or, vouloir conserver la biodiversité, en faisant fi des impacts écologiques différés dans le temps (dette écologique) et associés à la mondialisation des échanges commerciaux, serait passer à côté d'un pan majeur du problème. De nombreux pays développés, dont fait partie la France, exercent en effet davantage de pressions sur la biodiversité au-delà de leurs frontières que sur leur territoire national (Lenzen et al. 2012; Wilting et al. 2017; Moran & Kanemoto 2017). Nous sommes ainsi face à une situation où, d'un côté, les pays développés se sont dotés de réglementations environnementales en moyenne plus exigeantes, mais qui ont peu ou pas d'effets sur les vastes impacts écologiques hors sol associés à leurs propres consommations (Hoff et al. 2017) ; et d'un autre côté, où les pressions écologiques dans les pays en développement, généralement plus démunis sur le plan réglementaire, sont largement liées à l'export. En l'absence d'une gouvernance internationale forte sur les questions environnementales, la capacité des instruments coercitifs à endiguer la perte de biodiversité associée aux chaînes de valeur internationales se trouve restreinte par leur périmètre d'action. Il s'agit donc de mobiliser les approches volontaires, dont fait partie la RSE, pour mieux prendre en charge ces pressions « étendues » au-delà du périmètre de responsabilité directe de l'entreprise.

2. Construction de la problématique et questions de recherche

Cette thèse a pour objet d'analyser, d'évaluer et de faire évoluer la contribution des entreprises à la conservation de la biodiversité dans le cadre de leur responsabilité sociétale. Elle couple ainsi deux objets traités dans des champs disciplinaires classiquement distincts : la biodiversité d'une part (principalement étudiée en écologie et en sciences de l'environnement), et d'autre part la RSE (principalement appréhendée par les sciences de gestion). Alors que la conservation de la biodiversité est reconnue

³ “What are the conservation impacts of corporate social responsibility regimes that are biodiversity oriented?” (Sutherland et al. 2009; p.566)

comme un enjeu critique du développement durable, ce sujet est en grande partie resté en dehors de la recherche consacrée à l'étude des organisations et de la gestion des entreprises (Winn & Pogutz, 2013). Le rapprochement de ces deux concepts est de fait mis en tension par leurs représentations les plus communément employées :

- la RSE est généralement comprise comme une démarche individuelle d'entreprise, alors que la biodiversité a une dimension intrinsèquement systémique et que sa protection résulte de démarches collectives ;
- la gestion de la biodiversité est le plus souvent étudiée et organisée à l'échelle locale, alors que les moteurs de son érosion sont pour une large part globaux.

Les étudier au sein d'un même projet de recherche implique donc de positionner la RSE dans un contexte de *responsabilités partagées vis-à-vis de la dégradation de la biosphère*, et d'appréhender la conservation de la biodiversité comme un enjeu de développement durable local *et global*. La RSE n'est pas étudiée dans les présents travaux de recherche sous l'ensemble des dimensions qu'elle recoupe. Sa dimension sociale, par exemple, n'est pas abordée alors qu'elle est au cœur du troisième objectif de la CDB sur le partage des bénéfices tirés de l'utilisation des ressources génétiques. L'angle d'attaque retenu est clairement instrumental, à savoir quels intérêts peut représenter la RSE *pour* la conservation de la biodiversité.

La thèse s'articule autour de quatre questions de recherche :

Q1 : Comment qualifier les responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité ?

Cette question d'ordre analytique pose le problème de la formalisation du cadre d'analyse des responsabilités écologiques d'une entreprise. Comment imputer les responsabilités d'un acteur quand la dégradation de la biodiversité est la résultante de pressions anthropiques cumulées, s'exprimant au niveau local et global ? Se place-t-on dans une perspective d'évaluation des moyens mis en œuvre ou des résultats obtenus ? Par rapport à quel référentiel : la performance relative (amélioration continue, benchmark sectoriel) ou l'atteinte d'un objectif spécifique (défini sur quelle base ?) ? Comment rendre compte, dans ce cadre d'analyse, du contexte économique dans lequel s'inscrit l'entreprise, des spécificités du système écologique affecté par ses activités, tout en restant à un niveau de généralité suffisant pour qu'il soit applicable à un ensemble de secteurs ?

Q2 : Quelles formes prennent les initiatives de responsabilité sociétale portées par les entreprises en faveur de la biodiversité ?

Sans prétendre à l'exhaustivité, il s'agit de décrire et de classer ce que proposent les entreprises. Quelles réponses les entreprises apportent-elles ? Avec qui les portent-elles ? Quels enjeux écologiques sont pris en charge via ces pratiques ?

Q3 : Les responsabilités écologiques sont-elles prises en charge de façon à rendre compatibles les activités de l'entreprise avec la conservation de la biodiversité ?

C'est le passage du « test à l'acide ». Il s'agit d'évaluer si les pressions exercées sur la biodiversité par une entreprise paraissent compatibles avec les objectifs de conservation. Le postulat est que le respect des capacités de charge des écosystèmes est une condition nécessaire à la conservation effective de la biodiversité. Comment évaluer si les activités d'une entreprise respectent les limites écologiques ? Les pressions « étendues » sont-elles suffisamment bien prises en charge ?

Q4 : Si cela est souhaitable, comment renforcer la contribution de la RSE à l'atteinte des objectifs institutionnels de conservation ?

Cette dernière question a un caractère plus politique. Il s'agit de proposer des orientations stratégiques susceptibles de faire converger la trajectoire des acteurs vers le respect des limites écologiques et, autant que faire se peut, vers une contribution positive à la conservation de la biodiversité. Où se situent les marges de manœuvre des entreprises ? De quelle nature sont-elles ? Quelles implications cela peut-il avoir pour les politiques publiques ?

Cette synthèse générale s'organise en quatre chapitres, complétés par six manuscrits (Figure 1). Le premier chapitre précise le positionnement académique dans lequel s'inscrit cette thèse, la stratégie de recherche adoptée et les terrains de recherche mobilisés. Le deuxième chapitre développe une analyse critique de la façon dont les responsabilités vis-à-vis de la biodiversité sont construites et traduites par les acteurs, pour ensuite proposer un cadre d'analyse des responsabilités écologiques d'une entreprise qui se veut générique. Dans le troisième chapitre, la gestion intentionnelle des enjeux de biodiversité est analysée et confrontée à une évaluation de la durabilité écologique des activités industrielles. Enfin, le quatrième chapitre discute les apports de ces travaux et ouvre des perspectives sur les plans scientifiques, opérationnels et institutionnels.

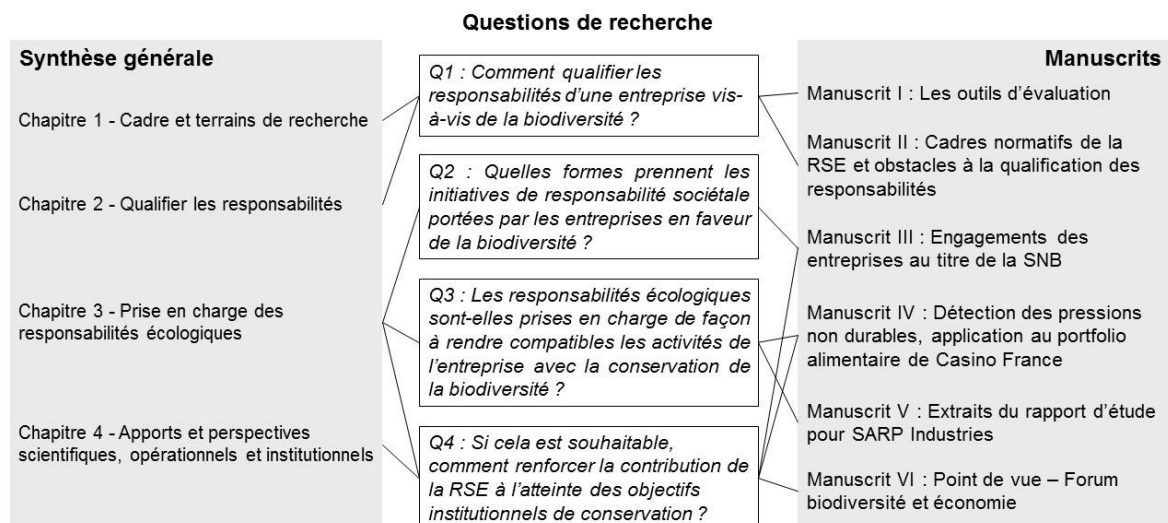


Figure 1 – Organisation de la thèse.

Chapitre premier

Cadre et terrains de recherche

“Recognizing that people's actions toward nature and each other are the source of growing damage to the environment and resources needed to meet human needs and ensure survival and development, I PLEDGE to act to the best of my ability to help make the Earth a secure and hospitable home for present and future generations.”

"The Earth Pledge",

United Nations Conference on Environment and Development, June 1992

1. Positionnement académique

Cette thèse s'inscrit dans les sciences du développement durable. Il s'agit d'un champ disciplinaire en cours de structuration, qui s'organise autour d'objets et d'objectifs sociétaux (Kates 2011). La revue *Proceedings of the National Academy of Sciences* en propose la définition suivante : *“an emerging field of research dealing with the interactions between natural and social systems, and with how those interactions affect the challenge of sustainability: meeting the needs of present and future generations while substantially reducing poverty and conserving the planet's life support systems”* (PNAS, consulté le 12/07/2017). Le développement de cette discipline s'inscrit dans la filiation du concept dont elle porte le nom, et qu'elle modèle en retour. La définition proposée par PNAS reprend ainsi un point essentiel de la définition du développement durable publiée en 1987 dans le rapport *Our common future*, dit « Brundtand », à savoir l'équité intergénérationnelle dans la prise en compte des besoins (WCED 1987), et la précise dans ses dimensions sociales et écologiques. La conservation des composantes nécessaires au fonctionnement des écosystèmes est considérée comme une dimension pleine et entière du développement durable. Ce champ disciplinaire s'appuie également sur des concepts issus des sciences écologiques (conservation de la biodiversité, résilience des écosystèmes) et des sciences de gestion (responsabilité sociétale, instruments de gestion), et emprunte aux sciences environnementales des méthodes d'évaluation telles que l'analyse de cycle de vie (ACV) (Gondran 2015).

Si aucune science n'est absolument neutre en termes de valeurs et de choix sociétaux, les enjeux relatifs au développement durable ont une dimension normative et politique (Boutaud 2005; Kemp & Martens 2007) qu'il semble plus sain et constructif d'assumer, que de passer sous silence. Dans le cadre de ces travaux de recherche, une perspective de durabilité forte est adoptée, en opposition aux conceptions dites « faibles » du développement durable⁴. Les tenants de la durabilité faible considèrent les capitaux naturels, sociaux et économiques comme substituables. La représentation schématique des trois piliers du développement durable s'inscrit dans cette perspective de durabilité faible, en considérant que l'on doit trouver un 'juste' équilibre entre les composantes écologiques, sociales et économiques (Figure 2a). La vision proposée par René Passet est, elle, inclusive : l'homme fait partie intégrante de la biosphère, le maintien de son bon état écologique est un prérequis pour satisfaire les besoins humains et l'économie un ensemble de moyens (et non une fin en soi) pour y répondre (Passet 1996).

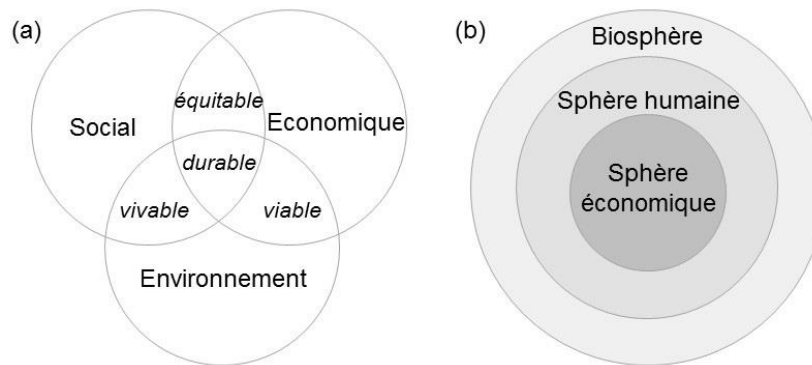


Figure 2 – Représentations de deux conceptions du développement durable. (a) les trois piliers du développement durable, (b) la hiérarchie inclusive de la durabilité forte (d'après Passet 1996)).

Rarement explicité, le postulat de substituabilité des capitaux, qui sous-tend de nombreuses évaluations monétaires (analyses coûts-bénéfices par exemple), a été remis en cause dès le début des années 80 par Ehrlich et Mooney, alertant sur la faible substituabilité des composantes écologiques disparues et des services écosystémiques altérés (Ehrlich & Mooney 1983). La possibilité de faire des compromis entre capitaux naturels, d'une part, et capitaux économiques et sociaux, d'autre part, est donc ici rejetée. Il s'agit de reconnaître la finitude des ressources naturelles, mais aussi la valeur des engagements internationaux et nationaux de conserver la biodiversité. Les activités humaines sont ainsi considérées comme contraintes par un espace délimité par les limites écologiques, c'est-à-dire la capacité des écosystèmes à supporter sur le long terme les stress associés à ces activités (Goodland 1995). Rockström et al. ont proposé une définition de l'espace des contraintes environnementales à l'échelle planétaire

⁴ Le choix de s'appuyer sur la paradigme de la soutenabilité forte est cohérent avec les orientations prises par le principal opérateur français de la conservation, l'Agence française pour la biodiversité, dont les missions s'inscrivent dans la « [construction d'un modèle de développement à soutenabilité forte » (Aubel 2016).

(Rockström et al. 2009). Cet espace est défini par les limites (“*planetary boundaries*”) de neuf processus biogéochimiques à respecter pour maintenir la Terre dans des conditions comparables à celles de l’Holocène. Ce cadre d’analyse de la durabilité écologique, qui a eu un important retentissement dans les sphères académiques et politiques, délimite ainsi un espace sécurisé pour l’humanité⁵.

Le parti pris de cette thèse est de mobiliser le même type de raisonnement pour définir un espace de contraintes compatible avec la conservation de la biodiversité. Cette perspective est cohérente avec les travaux en comptabilité environnementale de type fort, qui ont débouché entre autre sur la proposition du modèle « Comptabilité adaptée au Renouvellement de l’Environnement » (CARE), et du « Modèle de gestion pour la viabilité des socio-écosystèmes » (conditions de co-viabilité écologique et économique basées sur le respect des limites écologiques et la profitabilité des organisations) (Richard 2012; Ionescu 2016).

2. Terrains de recherche

Mes travaux de recherche se sont appuyés sur trois terrains d’étude. Le *dispositif d’engagement adossé à la Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB)* française m’a servi de premier terrain d’exploration, pour dresser un panorama des motivations et des actions volontaires portées par les entreprises. Deux partenariats de recherche ont ensuite permis d’approfondir les réflexions et de tester le cadre méthodologique développé : l’un avec une entreprise de la grande distribution, le *Groupe Casino*, l’autre dans le secteur de la gestion des déchets, avec le *Pôle Stockage et dépollution de SARP Industries* (filiale de Véolia).

La CDB a appelé « à promouvoir un environnement de politiques publiques qui permette l’engagement du secteur privé » (COP10 CDB 2010). En ce sens, la SNB 2011-2020 introduit un instrument de mobilisation volontaire afin d’élargir l’implication des acteurs dans la conservation de la biodiversité (Ministère de l’écologie, du développement durable et de l’énergie 2011). Entre 2012 et 2016, ce sont ainsi 49 plans d’engagement d’entreprises privées et publiques qui ont été reconnus au titre de la SNB. Alors que le traitement des enjeux de biodiversité dans la RSE est encore très disparate, ce dispositif a ainsi permis d’identifier un ensemble d’entreprises avec des stratégies structurées et des plans d’action précis. Ce terrain d’étude a nourri la thèse en deux temps. Il a tout d’abord permis d’explorer les pratiques et les motivations d’entreprises souhaitant, à travers leur engagement dans la SNB, afficher une certaine proactivité. Cette phase a également été l’opportunité de nouer des contacts et de développer un réseau. Outre l’analyse des dossiers d’engagement et documents de cadrage du dispositif, ce sont quatorze entretiens semi-directifs qui ont été conduits entre décembre 2014 et mai 2015 auprès de treize managers en charge des plans d’engagement SNB de leur organisation,

⁵ “a safe operating space for humanity” (Rockström et al. 2009)

deux experts impliqués dans le processus d'évaluation et deux représentants institutionnels. De ces premiers travaux ont émergé les réflexions suivantes :

- alors que les motivations initiales des entreprises à s'engager dans un dispositif tel que la SNB étaient d'améliorer les relations avec leurs parties prenantes externes et de gagner en compétitivité (visibilité et différenciation), il est apparu que la plus-value s'est en fait concrétisée dans les processus et interactions internes : gain de légitimité des porteurs de projet⁶, aussi bien auprès de la direction que des acteurs opérationnels, structuration et cohérence de la politique interne.

« quand c'est porté par une personne, qui en général est responsable biodiversité ou développement durable, il saute sur cette occasion-là pour faire parler de biodiv en interne, [...] la structure elle dit aller bon pourquoi pas si tu veux. Elle fait un dossier qui était à son échelle donc elle se fait bananer. Alors elle est revenue en disant là on s'est fait refuser et là, tout d'un coup, en haut lieu ça pique au vif, et on dit bon il faut vraiment faire quelque chose, et on repense, et on rediscute de ces enjeux. Là ça entraîne une vraie réflexion et une vraie réappropriation en interne » (personne interviewée X, 2014).

« le fait que les politiques soient plus structurées ça donne plus de crédit, ça ancre, ça devient une habitude, une évidence, alors qu'avant c'était de l'exotisme. Tant mieux. Ça consolide les choses » (personne interviewée Y, 2014).

- les actions engagées, bien que très diverses entre et au sein des secteurs, semblent s'inscrire dans des thèmes récurrents. Cela se reflète notamment au travers des axes stratégiques définis par les acteurs qui gravitent autour (i) de la sensibilisation, de la formation et de la communication, (ii) du développement et de la diffusion de connaissances, (iii) de la gestion de l'emprise foncière et du territoire, (iv) de l'évolution des modes de production et de l'offre ;
- les plans d'action développés contribuent aux objectifs de la SNB de façon hétérogène (certains reviennent très fréquemment alors que d'autres ne sont presque jamais mentionnés) (Wolff et al. 2015). Ces objectifs sont rarement utilisés comme données d'entrée pour orienter les projets, car considérés comme peu lisibles pour une entreprise. Les liens avec ces objectifs sont généralement explicités *a posteriori*.

Un retour sur cette étude de cas a été effectué en fin de thèse, après avoir travaillé en collaboration plus étroite avec deux entreprises, ce qui a permis de rouvrir les perspectives et de monter en généralité (Cf. MANUSCRIT III).

⁶ ceux que Tiphaine Leménager nomme les « *acteurs d'entreprise intérateur d'environnement* » (de Mombynes-Leménager 2007)

La sélection des entreprises partenaires, le Groupe Casino et le Pôle Stockage de SARP Industries (SARPI), a été avant tout opportuniste : il s'agissait de travailler avec des acteurs économiques motivés et prêts à partager leurs données. Les deux entreprises retenues présentaient en plus l'intérêt d'avoir des profils très contrastés, un atout pour apprécier l'applicabilité et les limites du cadre d'analyse développé. Les deux partenariats de recherche se sont respectivement étalés sur une année, après la phase de prise de contact, de définition des objectifs et de négociation des contrats, qui a elle-même pris presque autant de temps. Le déphasage, de quelques mois, des deux projets a permis de capitaliser sur les enseignements tirés des travaux menés avec le Groupe Casino. L'Annexe 6 retrace le déroulé du travail partenarial, des premières prises de contact à la fin de l'intervention en entreprise.

Le Groupe Casino est une multinationale spécialisée dans la grande distribution, dont le siège historique est basé à Saint-Etienne, et dont une grande partie des activités sont localisées en Amérique du Sud (premier employeur au Brésil). Les relations de longue date entre la direction environnement de cette entreprise et l'Institut Henri Fayol (thèse CIFRE de Sandrine Dumoulinneuf, co-encadrement de stages, participation conjointe au Conseil d'administration du Pôle Eco-Conception,...) ont clairement favorisé l'émergence du partenariat et contribué à nouer une relation de confiance mutuelle dans le partage d'informations. La collaboration n'était pour autant pas gagnée d'avance. Face à un certain scepticisme de notre interlocuteur 'point d'entrée' (« *pas de métrique* », « *pas de business model pour les enjeux de biodiversité* », bref pas assez concret ! et puis « *même dans les filiales sud-américaines la sensibilité au sujet n'est pas encore au rendez-vous* »), il a fallu passer par ce que Michel Callon décrit comme un processus de 'traduction' (Callon 1984) dans la théorie de l'acteur-réseau :

- la première étape, la *problématisation* (« *ou comment se rendre indispensable* »), vise à convaincre les acteurs que le problème les concerne pour les faire adhérer au projet. Cette étape est passée par la mise en évidence d'une incohérence interne à l'entreprise : depuis 2011, la protection de la biodiversité est inscrite dans la charte éthique (engagement n°8) et listée comme l'un des quatre axes environnementaux prioritaires du groupe (Groupe Casino 2012a; Groupe Casino 2012b). Pourtant, alors que les trois autres axes environnementaux faisaient l'objet d'un traitement détaillé dans les documents de reporting, l'axe dédié à la biodiversité frappait par son absence (Cf. Annexes 4). Cette carence a permis de problématiser le manque de maturité de l'entreprise sur le sujet : son silence sur la matérialisation de son engagement dans la protection de la biodiversité l'exposait à des attaques pour *greenwashing* ;
- la phase d'*intéressement* (« *ou comment sceller les alliances* ») a progressé via un exercice de cartographie mettant en face-à-face les pressions directes et indirectes exercées par les activités du groupe et les actions listées dans les documents de reporting (qui n'étaient pas nécessairement rattachées aux enjeux de biodiversité

au départ). Sur le plan académique, cet exercice a permis de conforter la possibilité d'appliquer le cadre d'analyse des responsabilités développé dans le cadre de la thèse. Côté entreprise, les interlocuteurs ont été rassurés concernant leurs propres capacités à déployer des actions favorables à la biodiversité et se sont montrés intéressés par le décalage d'angle de lecture des enjeux et des réponses apportées ;

- dans la phase d'*enrôlement* (ou « *comment définir et coordonner les rôles* »), notre point d'entrée dans l'entreprise – le directeur environnement – a joué un rôle clé pour mobiliser les services sur le projet et assurer l'accès aux données. La direction qualité de Casino France⁷ a ainsi été largement impliquée dans le recensement et la caractérisation des actions engagées. Du point de vue recherche, il a également fallu préciser notre positionnement (souhaitait-on ou non aller jusqu'à la formulation de préconisations par exemple ?) à travers la définition des livrables contractualisés ;
- enfin, dans la *mobilisation des alliés* (ou le problème de la représentativité des « *porte-paroles* »), la difficulté a probablement résidé dans l'appréciation de la diffusion et de l'appropriation de la démarche et des résultats à l'ensemble de l'entreprise. Les intérêts portés par les acteurs des directions RSE et qualité sont-ils représentatifs de l'ensemble de l'entreprise ? Sûrement pas. Des personnes jouant un rôle pivot se sont-elles appropriées le cadre stratégique construit ? Il semblerait que ce soit le cas. Une réorientation sera-t-elle mise en œuvre ? Et sera-t-elle à même de répondre aux responsabilités écologiques qu'il incombe au secteur ? Il est sûrement bien trop tôt pour s'en rendre compte.

Le Pôle Stockage et Dépollution de SARPI regroupe six installations de stockage de déchets dont cinq des quinze installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) exploitées en France. La volonté de monter une collaboration avec le Pôle a été initiée par une prise de contact dans le cadre de l'étude exploratoire de la SNB, la structure étant engagée dans le dispositif. Les attentes du partenaire étaient relativement spécifiques et opérationnelles : développer un « outil de cotation biodiversité » (termes utilisés par le directeur du Pôle, en faisant le parallèle avec la cotation financière et extra-financière). Le besoin sous-jacent était de disposer d'une méthode, pouvant être partagée avec les acteurs de la chaîne de valeur (clients notamment), pour apprécier la performance écologique globale des activités, en vue de renforcer les échanges sur les enjeux de biodiversité avec les parties prenantes. D'un point de vue recherche, cette collaboration représentait une opportunité pour tester l'approche développée dans une situation très contrastée de celle du Groupe Casino. Contrairement au groupe de grande

⁷ Une direction bicéphale puisque constituée d'un service dédié aux « PGCFI » (produits de grande consommation frais et industriels, *i.e.* les produits emballés dans les rayons) et aux « PFT » (produits frais et transformés, *i.e.* les produits que l'on trouve sur les étalages boucherie, poissonnerie, fruits et légumes...).

distribution, indirectement connecté à un grand nombre de territoires via sa chaîne de valeur, SARPI a un ancrage territorial bien plus marqué. De plus, le Groupe Casino a une position intermédiaire dans la chaîne de la valeur, avec des relations principalement BtoC où les flux matériels et monétaires sont de sens opposés ; alors que SARPI se positionne en bout de chaîne, avec exclusivement des interactions BtoB, où les flux matériels et monétaires sont de même sens (l'entreprise est payée pour prendre en charge des matériaux dont la valeur est actuellement négative). Ce deuxième partenariat offrait donc la possibilité d'apprécier la généricité de la méthode, quels types d'adaptations pouvaient être réalisés, à quelles limites on pouvait être confronté. Le projet devant aboutir à la matérialisation d'un outil, la contractualisation a été plus précise que pour le premier partenariat, car devant intégrer davantage d'éléments relatifs à la propriété intellectuelle et à l'utilisation faite de l'outil. Afin de mieux appréhender les spécificités du métier, des territoires dans lesquels sont implantés les sites et la disponibilité des données, l'étude s'est focalisée sur deux ISDD du Bassin Seine-Normandie (Cf. MANUSCRIT V). L'une des difficultés du projet était de retraduire, à travers les choix techniques de l'outil, les attentes et les enjeux aussi bien de la direction que des responsables locaux des sites, tout en restant cohérent avec le cadre d'analyse des responsabilités écologiques construit dans le cadre de la thèse.

Si les apports de ces trois études de cas sont présentés séparément dans les manuscrits (Manuscrit III : SNB, Manuscrit IV : Groupe Casino, Manuscrit V : SARPI), elles alimentent la présente synthèse générale au fur et à mesure des réflexions.

3. Une approche normative et prescriptive de recherche-intervention

Cette thèse n'a pas seulement pour objet de décrire la contribution de la RSE à la conservation de la biodiversité, mais aussi de la faire évoluer. Mes questions de recherche ayant une dimension aussi bien théorique que pragmatique, et le sujet même invitant à une confrontation avec les pratiques réelles des acteurs, une posture de recherche-intervention a été adoptée dans le cadre des deux partenariats. Cette posture vise à la fois à décrire et à transformer (David 1999) la façon dont l'entreprise qualifie et prend en charge ses responsabilités écologiques. Quatre grands principes fondent, d'une part, la spécificité du chercheur-intervenant et, d'autre part, le caractère scientifique des résultats produits (Hatchuel 1994) :

- le principe de rationalité accrue – la démarche ne tend pas vers le développement d'une logique universelle mais vise à accroître la rationalité des constructions mentales et des pratiques concrètes pour « *favoriser une meilleure adéquation entre la connaissance des faits et les rapports qu'ils rendent possibles entre les hommes* » (*ibid.*, p.68) ;
- le principe d'inachèvement – le processus d'intervention et les résultats qui en émergent ne peuvent être préconçus dès le début du projet, les connaissances générées font évoluer l'objet de recherche ;

- le principe d'isonomie – la démarche s'inscrit dans un idéal démocratique dans le sens où « *l'effort de compréhension doit s'appliquer également à tous les acteurs concernés* » (*ibid.*) ;
- et le principe de scientificité – le chercheur doit avoir « *une attitude systématiquement critique sur les points de vue, savoirs et théories en présence, qu'il s'agisse de ce qui est produit par les acteurs ou par le chercheur lui-même* » (David 1999; p.19).

La posture de recherche-intervention, si elle est très stimulante par la diversité des échanges qu'elle permet de construire, et par l'espoir d'être utile qu'elle suscite, peut être aussi inconfortable. Je me suis à plusieurs reprises questionnée sur le caractère scientifique de ma démarche. Ne suis-je pas en fait en train de faire du conseil technique et stratégique auprès d'entreprises à bas coût ? En quoi les projets que je mène ont une valeur scientifique au-delà de l'intérêt que les entreprises partenaires leur portent ? La posture de recherche-intervention soumet en effet le chercheur à une tension intrinsèque au double objectif de la démarche : répondre à la demande concrète des commanditaires (et financeurs) et développer les connaissances scientifiques. Cette tension demande au chercheur une certaine vigilance du point de vue de sa propre responsabilité sociétale et de sa légitimité scientifique. Les réflexions de Pichault *et al.* sur l'éthique des pratiques de RI et sur l'efficacité des partenariats (Pichault et al. 2008) ont offert une grille d'analyse réflexive à ma propre démarche. Sur la base de leurs retours d'expérience, les auteurs identifient trois types d'écueils communs à la recherche-intervention :

- l'*affairisme* en amont du projet, qui consiste à être peu regardant sur la nature, le contenu et les modalités du contrat liant le chercheur au commanditaire ;
- la tentation du *pragmatisme* au cours de la démarche, qui consiste à privilégier de bonnes relations avec les acteurs au détriment d'une distance critique ;
- et la *fin précipitée*, qui consiste à mettre un terme à l'intervention dès que le diagnostic est posé.

Une attention particulière a été accordée à ces différents points. Cela s'est notamment matérialisé, lors de la contractualisation, par une reformulation de la commande, l'obtention de garanties quant à l'accès aux différentes parties prenantes et la négociation de pouvoir publier les résultats. Au cours de la démarche, le cadre d'analyse des responsabilités développé a servi de base conceptuelle pour appuyer les choix méthodologiques des deux projets. Enfin, l'accompagnement des deux entreprises partenaires s'est poursuivi en fin de contrat :

- pour le Groupe Casino, via la réalisation d'un projet étudiant (projet industriel de Matthieu Lantrin) visant à analyser la sensibilité des résultats, et via des échanges informels suites aux présentations des résultats de l'étude faites à l'extérieur (Cf. Annexe 1) ;

- pour SARPI, via la transmission de l'outil (session de travail dédiée à l'appropriation de l'outil en interne et rédaction d'une notice d'utilisation détaillée) et la relecture de leur dossier de candidature au Prix Entreprises & Environnement 2017 dans la catégorie « Entreprises et biodiversité » portant sur l'outil développé.

Mon positionnement de recherche se caractérise également par sa dimension normative (Lockett et al. 2006), tant sur le plan méthodologique qu'en termes de finalité de la recherche. Les travaux font en effet référence, à de multiples reprises, aux normes, aux objectifs institutionnels et aux seuils écologiques. Alors que les travaux s'intéressant aux liens entre entreprises et biodiversité s'inscrivent souvent dans une démonstration de la nécessité d'agir, et de l'intérêt que peuvent y trouver les entreprises (Barbault & Weber 2010; TEEB 2012), une posture plus critique est assumée dans cette thèse, qui s'attache à évaluer la prise en charge des responsabilités. Les objectifs institutionnels de conservation et les engagements des entreprises de contribuer au développement durable sont pris au mot. Ils fixent ainsi un référentiel normatif, auquel les principaux acteurs concernés souscrivent *a priori*.

Au-delà des objectifs académiques, cette thèse a une visée prescriptive à travers la formulation de recommandations à destination des entreprises mais aussi en matière de politiques publiques. Dans un souci de transparence, l'Annexe 1 liste l'ensemble des interactions entretenues au cours de la thèse avec des acteurs privés, académiques et institutionnels.

Bilan du chapitre 1

- ❖ La thèse défendue est ancrée dans une perspective de durabilité forte.
- ❖ Nos travaux se sont appuyés sur trois terrains d'étude : (i) les entreprises dont les engagements ont été reconnus au titre de la SNB, (ii) le Groupe Casino, avec un focus sur son portfolio alimentaire français, et (iii) deux ISDD normandes du Pôle Stockage et Dépollution de SARP Industries.
- ❖ La posture de recherche adoptée se caractérise par une approche normative et prescriptive de la recherche intervention.

Chapitre 2

Qualifier les responsabilités

“no longer can we claim evolutionary innocence. We are still subject to evolutionary processes (though we may gain a measure of control before long), but we are also major operators. We are not the equivalent of an ice age or a rise in the sea level: we are capable of prediction and of control. We have acquired evolutionary responsibility.”

(Frankel 1970)

Ce deuxième chapitre pose les bases conceptuelles et le cadre d'analyse pour qualifier les responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité. La démarche adoptée pour élaborer ce cadre débute par une analyse critique de la façon dont ces responsabilités sont construites et traduites par les acteurs concernés. Sont ensuite identifiés des obstacles à la qualification pratique des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité. Ces réflexions permettent enfin de proposer un cadre d'analyse des responsabilités qui se veut suffisamment générique pour être applicable à de multiples secteurs.

1. Traduction des responsabilités par les instruments de gestion

L'approche adoptée ici est de « *considérer les instruments de gestion comme point d'entrée pour étudier l'action organisée* » (Aggeri & Labatut 2010; p.5). Les outils de gestion orientent au quotidien les entreprises dans leurs décisions et leurs actions. Ces instruments proposent un cadrage spécifique des enjeux, qui peuvent devenir des conventions, lorsque leur utilisation devient institutionnalisée au sein d'un groupe d'acteurs. Alors que les modalités de gestion de la biodiversité adoptées par les entreprises peuvent paraître très contextuelles, les instruments qu'elles utilisent pour qualifier de leurs responsabilités écologiques peuvent agir comme des prescripteurs de conduite, tendant à faire converger la rationalité des acteurs.

Nous nous intéressons ici à deux types d'instruments complémentaires mobilisés par les entreprises comme aides à la décision : les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques et les cadres normatifs de la RSE (Figure 3). Les outils d'évaluation, d'une part, permettent de traduire des connaissances sur la biosphère pour appréhender les valeurs de la biodiversité. Issus de processus de gouvernance, les cadres normatifs de la RSE aident les entreprises, d'autre part, à tenir compte des attentes sociétales dans l'identification des responsabilités de l'organisation.

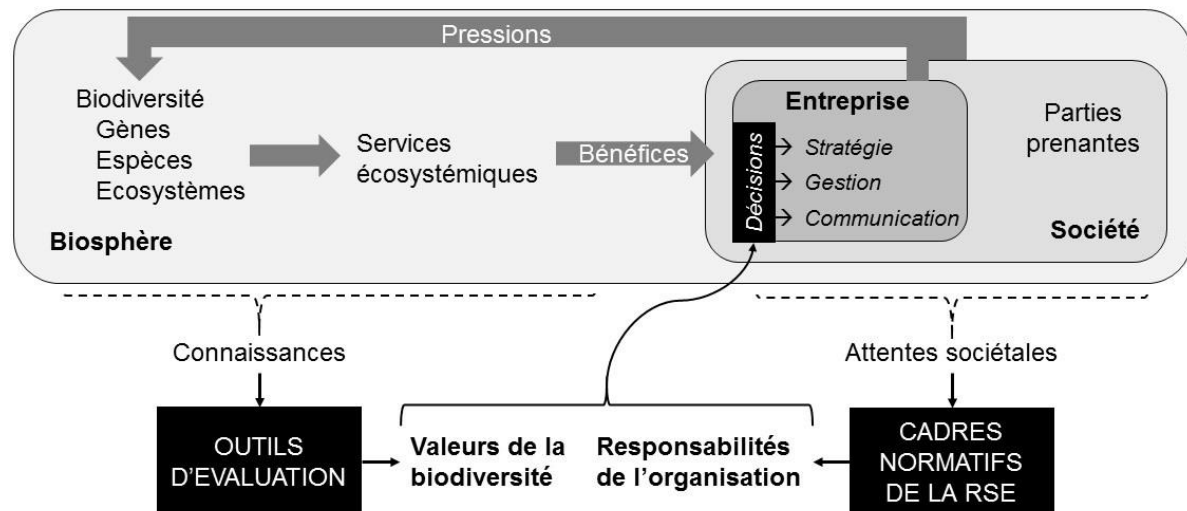


Figure 3 – Instruments de gestion mobilisés par l'entreprise pour qualifier ses responsabilités vis-à-vis de la biodiversité et les intégrer à sa démarche RSE.

Quel support ces deux catégories d'instruments apportent-elles à une entreprise dans la qualification de ses responsabilités écologiques ? Comment l'orientent-elles ? Alors que les notions de biodiversité et de responsabilité sont polysémiques, il paraît important d'analyser et de discuter les orientations que donnent ces outils. Quels sont les partis pris sous-jacents aux choix techniques ? Pour appréhender comment ces instruments orientent la perception des entreprises concernant leurs responsabilités vis-à-vis de la biodiversité, nous nous focalisons sur ceux qui sont en pratique les plus plébiscités.

1.1. Les outils d'évaluation comme interfaces connaissances-décisions

Il existe aujourd'hui une demande des entreprises pour des méthodes standardisées d'évaluation de leurs impacts et dépendances vis-à-vis de la biodiversité et des services écosystémiques. La requête formulée par la direction du Pôle Stockage de SARPI en est un exemple, mais il s'agit d'un phénomène bien plus large. Différentes motivations peuvent être avancées. Les entreprises cherchent notamment à mieux appréhender leurs risques associés aux enjeux de biodiversité (devoir de vigilance), mais aussi les opportunités qu'elles pourraient saisir (amélioration de l'acceptabilité d'un projet, facilitation des relations avec les parties prenantes). Cette demande est également stimulée par la formalisation et la professionnalisation du reporting (régé en France par l'art. 225 de la Loi Grenelle 2) et les exigences des institutions financières pour l'accès

aux capitaux⁸. Un développement et une diversification importante des outils d'évaluation est ainsi observé (Thievent, 2015; Waage & Kester, 2015). Ces outils se distinguent notamment par les composantes écologiques évaluées – espèces, habitats, biodiversité remarquable ou ordinaire, services écosystémiques, externalités environnementales ; les types de résultats qu'ils produisent – qualitatifs, biophysiques, monétaires ou une combinaison d'indicateurs de nature différente ; et leurs finalités d'usage – diagnostic, pilotage ou communication externe.

Différentes rationalités et systèmes de valeurs s'expriment au travers des orientations méthodologiques de ces outils (perspective de durabilité forte ou faible notamment). De plus, comme le pointe Jeanne Riot dans sa thèse, alors que la vertu prêtée aux outils d'évaluation environnementale serait d'apporter un « éclairage » aux choix des décideurs, « *la preuve de leur performativité, c'est-à-dire de leur capacité à transformer effectivement les pratiques des entreprises* » (Riot 2013; p.12) n'est généralement pas apportée. Se pose donc la question des hypothèses sur lesquels s'appuient ces outils, des représentations qu'ils renvoient aux entreprises concernant leurs responsabilités écologiques et de leur efficacité pour, *in fine*, une meilleure prise en charge des enjeux écologiques.

A partir d'une revue de rapports référençant les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises (présentant au total 129 outils différents), les dix-huit outils les plus fréquemment cités ont été retenus pour être analysés (MANUSCRIT I). Après avoir décrit leurs caractéristiques techniques, ils ont été évalués sur la base de trois dimensions caractéristiques de l'efficacité des interfaces connaissances-décision : la crédibilité, la pertinence et la légitimité (Cash et al. 2002). Une grille d'analyse, organisée autour de trois étapes clés pour aboutir à l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques – la conception de l'outil, le processus d'évaluation, l'expression des résultats de l'évaluation – a été développée en s'inspirant des travaux de Sarkki *et al.* pour attribuer des scores à la crédibilité, la pertinence et la légitimité des outils (Sarkki et al. 2014). L'analyse quantitative des scores met en évidence des arbitrages entre ces trois dimensions. Elle suggère également que ces arbitrages pourraient être tributaires :

- de l'implication ou non d'entreprises lors de la conception de l'outil,
- du type de résultats produits (qualitatifs, monétaires, non monétaires, ou combinés),
- et de la finalité d'usage de l'outil.

Les outils d'évaluation doivent être considérés comme des initiatives d'acteurs ayant leurs propres motivations. A travers leur diffusion et leur institutionnalisation, ces outils

⁸ L'*International Finance Corporation Performance Standard 6* portant sur la « Conservation de la biodiversité et [la] gestion durable des ressources naturelles vivantes » (IFC 2012) est aujourd'hui par exemple largement utilisé par les institutions financières dans leurs benchmarks.

constituent un levier pour influencer les représentations de la biodiversité. Alors que le rôle accordé aux entreprises dans la conservation de la biodiversité est de plus en plus prégnant, ces résultats justifient de garder un regard critique sur les dynamiques à l'œuvre. Il s'agit notamment de s'assurer que les représentations des responsabilités écologiques des entreprises, que ces outils participent à construire, contribuent à orienter les acteurs vers des stratégies et des pratiques compatibles avec la conservation de la biodiversité.

1.2. Les normes RSE comme interfaces société-entreprises

Les cadres normatifs instituent des principes généraux de la RSE auxquels se réfèrent les entreprises et donnent certaines orientations visant à standardiser et faciliter la prise en compte des différents enjeux de développement durable. A travers des prescriptions spécifiques à la biodiversité, l'importance relative qui lui est accordée, mais aussi l'applicabilité des principes généraux à cet enjeu, les cadres normatifs de la RSE participent à orienter la façon dont les entreprises analysent, priorisent et prennent en charge leurs impacts et leurs responsabilités vis-à-vis de la biodiversité.

Le MANUSCRIT II propose une analyse critique de quatre cadres normatifs de la RSE communément mobilisés par les entreprises (European Commission 2013) :

- les Lignes directrices de l'ISO 26 000 relatives à la responsabilité sociétale (ISO 26000 2010),
- les Lignes directrices pour le reporting développement durable (GRI 2013),
- les Principes du Pacte mondial (UN Global Compact 2000),
- et les Principes directeurs de l'OCDE à l'intention des entreprises multinationales (OCDE 2011).

Les prescriptions spécifiques à la biodiversité sont inégalement développées dans ces quatre documents. Si la biodiversité n'est pas explicitement mentionnée dans le Pacte mondial, une section lui est cependant dédiée dans l'ISO 26 000 et la GRI. Les lignes directrices de l'ISO sont relativement englobantes : *« il convient qu'une organisation identifie les impacts négatifs potentiels sur la biodiversité et sur les services assurés par les écosystèmes et prenne des mesures pour éliminer ou réduire le plus possible ces impacts »* (ISO 26000 2010; p.57) et sont complétées par une liste d'actions non hiérarchisées qu'il conviendrait que les entreprises mettent en œuvre. La GRI recommande pour sa part aux entreprises de rendre compte de leurs responsabilités vis-à-vis de la biodiversité sur la base de quatre indicateurs. Ces indicateurs se focalisent sur la biodiversité remarquable de par son statut de protection, sa rareté ou sa richesse (*« espèces menacées figurant sur la liste rouge mondiale de l'UICN » ; « aires protégées ou des zones riches en biodiversité en dehors de ces aires protégées »*). Par la référence exclusive à la biodiversité remarquable, les enjeux relatifs à la biodiversité ordinaire, au bon état écologique des écosystèmes sont donc exclus du processus de qualification des responsabilités écologiques de l'entreprise. Les Principes directeurs de l'OCDE quant à

eux se limitent à mentionner la biodiversité comme un sujet sur lequel les normes de reporting sont amenées à évoluer, pour lequel des informations « exactes » sur les produits devraient être communiquées au client, et pour lequel le périmètre de reporting *« peut s'appliquer à des entités allant au-delà de celles couvertes par la comptabilité financière de l'entreprise, [...] par exemple, à des informations sur les activités de sous-traitants et de fournisseurs, ou de partenaires »* (OCDE 2011; p.35).

Au-delà de ces recommandations spécifiques, ces cadres normatifs fournissent des prescriptions plus génériques, relatives à la définition du champ des responsabilités et à l'appréciation des performances RSE, qui ont des implications importantes pour la qualification des responsabilités écologiques. L'identification des sujets à traiter en priorité est décrite comme un processus subjectif et autoréflexif, associant les parties prenantes de l'entreprise. Ceci implique que les entreprises aient elles-mêmes des connaissances relativement fines de leurs impacts sur la biodiversité, pour pouvoir les positionner relativement à d'autres enjeux. Les parties prenantes consultées par l'entreprise, de plus, ne peuvent représenter qu'indirectement les « intérêts naturels », les organismes non humains ne pouvant parler pour eux-mêmes. Notamment, les associations concertées peuvent aussi bien avoir une approche patrimoniale, fonctionnelle, utilitariste que causaliste des enjeux, c'est-à-dire se focaliser en priorité sur la biodiversité remarquable (de part le caractère rare, emblématique ou esthétique de certaines espèces), sur le fonctionnement des écosystèmes et les espèces jouant des rôles pivot (les espèces dites « ingénieures » ou « clés de voûte » notamment), sur les services écosystémiques fournis aux sociétés humaines ou sur les mécanismes socio-économiques à l'origine des altérations écologiques. Concernant le périmètre à considérer pour qualifier les responsabilités de l'entreprise relativement à ces enjeux, deux niveaux sont distingués : un périmètre « direct », qui concerne l'entreprise de premier chef, et un périmètre « indirect », que l'entreprise doit prendre en compte via son devoir de vigilance vis-à-vis de ses fournisseurs, dans son reporting, mais aussi à travers l'influence qu'elle peut exercer sur des acteurs tiers. Enfin, différents types de références normatives sont mentionnés pour apprécier les performances RSE de l'entreprise. Deux sont contextuels : les attentes exprimées par les parties prenantes et les performances des autres acteurs économiques ; deux autres sont issus de processus institutionnels : les lois d'une part, les conventions, les normes et les objectifs institutionnels d'autre part ; et enfin, un est de nature biogéophysique : les seuils écologiques. Le choix du référentiel aura des conséquences importantes dans la qualification des responsabilités de l'entreprise au regard de la conservation de la biodiversité.

2. Obstacles à la qualification des responsabilités

Ces analyses, ainsi que les échanges avec les entreprises au cours du montage des partenariats, ont permis de formaliser les difficultés rencontrées dans la qualification

des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité. Trois types d'obstacles se sont dégagés :

- l'imputabilité des responsabilités individuelles des entreprises face à l'altération d'un bien commun,
- le périmètre à considérer (organisationnel, spatial et temporel),
- la légitimité des réponses apportées.

2.1. Comment démêler la part de responsabilité qui incombe à une entreprise ?

La première difficulté réside dans l'imputabilité des responsabilités individuelles vis-à-vis de la dégradation de biodiversité alors que les causes sont multiples et diffuses. « *A qui la faute quand les capacités auto-régénératrices d'un système écologique sont détruites par sa surexploitation ? Le mal survient, non à cause de la malveillance ou de la négligence d'un seul individu « coupable », mais par le biais d'activités (par ailleurs inoffensives) d'un grand nombre de personnes* » (Bourg & Whiteside 2010; p.48). A l'exception de quelques situations comprenant un petit nombre d'acteurs ayant des interactions simples avec un écosystème bien caractérisé, les relations de causalité sont brouillées par la multiplicité des interactions au sein des socio-écosystèmes. Ainsi, quelle interprétation peut-on faire sur la base d'observations faune-flore, même précises (ex : l'évolution du nombre d'espèces pour quatre groupes faunistiques observées sur les sites de stockage d'un industriel du déchet, publiée dans les documents de reporting (Séché environnement 2016; p.46)), quant à la bonne ou mauvaise gestion de l'entreprise de ses impacts écologiques ? Les fluctuations peuvent avoir des origines naturelles ou anthropiques, et le cas échéant être de la responsabilité de l'industriel ou d'autres acteurs du territoire.

Les spécificités de la responsabilité écologique contemporaine se fondent, d'après Frogneux, sur une évolution des cinq dimensions de la responsabilité telle qu'elle est définie dans le droit (Frogneux 2015). Sur le plan juridique, la responsabilité repose sur l'identification (1) de l'auteur de la faute, (2) de la victime ayant subi le dommage, (3) du lien causal entre l'action délibérée et le dommage causé, (4) reconnu par une instance tierce (juge, témoin) qui peut ainsi imputer la responsabilité, (5) dans un cadre temporel étroit. De façon contrastée, la dégradation écologique (ex : l'érosion de la biodiversité) (1) est souvent générée par des acteurs « *prenant part à une dynamique collective et anonyme* » (ibid. p.873), (2) avec des victimes intergénérationnelles, humaines et non-humaines ; (3) le lien causal entre les actions et leurs conséquences peut être incertain, (4) l'appréciation des responsabilités peut être portée par des tiers non contemporains de l'action ou des conséquences, (5) et ce sur une temporalité considérablement accrue.

Cette difficulté à imputer les responsabilités a deux conséquences majeures : « *une déresponsabilisation des coresponsables* » (ibid. p.874) et un traitement fragmenté des enjeux de biodiversité par les entreprises. Au sein du Groupe Casino, par exemple, de

multiples enjeux écologiques relevant de la responsabilité sociétale du groupe étaient bien identifiés. Les problématiques relatives par exemple aux pesticides, à la surpêche et à l'huile de palme sont ainsi suivies depuis plusieurs années, mais en silo. Et cette segmentation se reflète dans la disparité des modes de qualification et de prise en charge des responsabilités. La gestion des enjeux se fait sur un mode réactif. Le groupe a ainsi pris des positions fortes sur l'huile de palme (Vedrenne 2010), se posant comme leader dans l'exclusion de cette huile des produits alimentaires, mais a pu adopter des stratégies plus réservées sur d'autres sujets comme la surexploitation du thon (Greenpeace 2015). Les responsabilités sont qualifiées et prises en charge au cas par cas. Les acteurs internes rencontrent ainsi des difficultés à prioriser et articuler leurs propres actions.

2.2. A qui la charge des pressions « étendues » ?

Le deuxième obstacle identifié est relatif au périmètre spatio-temporel et organisationnel de la responsabilité d'une entreprise. L'enjeu concerne la prise en charge des pressions que nous qualifions d'« étendues », en opposition aux pressions « proximales ». Nous circonscrivons notre définition des *pressions proximales* d'une entreprise aux pressions exercées par les activités propres à l'entreprise (sous sa responsabilité directe), ayant des impacts sur le périmètre foncier de l'entreprise ou sur des écosystèmes directement adjacents, et ceci, dans un laps de temps court. *A contrario*, nous définissons ici les *pressions étendues* d'une entreprise comme les pressions :

- sous la responsabilité indirecte de l'entreprise, exercées en amont ou en aval de sa chaîne de valeur de l'entreprise (fournisseurs, clients...),
- et/ou ayant des incidences sur des écosystèmes éloignés,
- et/ou causées par des actions présentes ou passées mais dont les effets ne sont pas immédiatement perceptibles.

Pour illustrer ces trois configurations de pressions étendues à partir de l'exemple des ISDD étudiées, il peut s'agir :

- des pressions écologiques associées à la fabrication du ciment en amont de la chaîne de valeur, matériau qui sera ultérieurement utilisé par l'ISDD pour stabiliser les déchets pulvérulents,
- des émissions de gaz à effet de serre, qui en contribuant au changement climatique, auront des conséquences néfastes sur des écosystèmes bien au-delà du territoire normand,
- de possibles fuites de lixiviats toxiques pour les milieux aquatiques en post-exploitation.

Les pressions qualifiées de « proximales » sont donc celles qui ont des effets visibles, pour lesquelles les suivis naturalistes peuvent fournir des indicateurs pertinents (par exemple l'Indice de Qualité Ecologique (Delzons & Gourdain 2013)), alors que les pressions dites « étendues » sont plus difficiles à identifier. Les pressions proximales sont

aussi celles qui sont le mieux réglementées (parce que répondant aux critères de la responsabilité juridique décrits précédemment). C'est donc bien dans la prise en charge des pressions étendues que réside l'intérêt des démarches RSE allant au-delà des prescriptions juridiquement contraignantes.

L'exercice de cartographie qualitative des pressions avec les entreprises partenaires a mis rapidement en évidence que ces pressions étendues pouvaient représenter des enjeux substantiels. Concernant les deux ISDD étudiées, le bilan des impacts au long du cycle de vie des sites indiquait que les impacts sur les écosystèmes au-delà de la période d'obligation de suivi en post-exploitation (qui est réglementairement d'une durée minimale de trente ans) pourraient être d'un niveau comparable à celui des impacts au cours de la période d'exploitation. Pour le Groupe Casino, il est apparu que les impacts écologiques associés à ses activités de transport, de stockage et de vente étaient très probablement bien moindres que celles générées en amont par l'étape de production des produits, notamment alimentaires, mis en rayon. Qualifier des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité pose donc à la fois la question de comment rendre compte des pressions étendues, mais aussi des leviers dont dispose une entreprise pour influencer sur les pressions exercées par sa chaîne de valeur.

2.3. Quelle légitimité des réponses apportées ?

Enfin, la troisième difficulté identifiée est relative à la légitimité des réponses apportées par une entreprise. La légitimité est « *l'impression partagée que les actions de l'organisation sont désirables, convenables ou appropriées par rapport au système socialement construit de normes, de valeurs ou de croyances sociales* » ((Capron & Quairel-Lanoizelée 2004; p.105) citant Suchman). L'entreprise doit être capable de rendre des comptes sur la pertinence des actions engagées pour être crédible, sous peine d'être taxée de *greenwashing*. Les entreprises ne peuvent définir isolément quel niveau de contribution à la conservation serait socialement responsable.

Les cadres normatifs de la RSE, en mentionnant divers référentiels auxquels l'entreprise peut confronter sa performance (Cf. paragraphe 1.2 du même chapitre), semblent laisser la porte ouverte sur cette question. Les cinq types de références listés n'ont cependant pas la même pertinence concernant la conservation de la biodiversité. Les lois, proposées comme références, fixent les exigences pour la prise en charge des pressions directes, mais sont moins explicites en matière de pressions étendues. De plus, le respect de la réglementation ayant été posé comme un prérequis dans la définition adoptée ici de la RSE, elles ne peuvent servir d'étalon. Concernant les parties prenantes, il faut distinguer celles qui sont affectées par l'état des écosystèmes, car tirant parti des services qu'ils procurent, de celles qui défendent les intérêts de la biodiversité. Cette distinction est importante car optimiser les bénéfices tirés des services écosystémiques n'équivaut pas nécessairement à conserver la biodiversité (Ingram et al. 2012). Dans les deux cas, la représentativité des parties prenantes peut poser problème. L'applicabilité de la théorie des parties prenantes aux enjeux de biodiversité est limitée (Orts &

Strudler 2002). Les benchmarkings sectoriels quant à eux, s'ils permettent à une entreprise de se jauger vis-à-vis de ses concurrents et d'apprécier sa compétitivité en matière d'éco-efficience, ne permettent pas de préjuger de la durabilité écologique des activités (Hauschild 2015). En fonction des dynamiques sectorielles à l'œuvre, les benchmarking peuvent accompagner une amélioration progressive des performances mais peuvent également consolider, via des processus mimétiques, des situations écologiquement non viables.

Ces trois obstacles à la qualification des responsabilités ne sont pas nécessairement spécifiques à la biodiversité ; ils peuvent trouver une certaine résonance pour d'autres sujets sociétaux. Ils semblent cependant exacerbés dans les enjeux de conservation. Reprenant point par point ces difficultés, des propositions sont formulées pour les dépasser et construire ainsi un cadre d'analyse des responsabilités d'une entreprise en matière de conservation de la biodiversité.

3. Proposition d'un cadre d'analyse des responsabilités

Face à la difficulté d'imputer les responsabilités, nous proposons d'explicitier les interactions entre une entreprise et l'état de conservation de la biodiversité à partir du modèle causal Forces motrices-Pressions-Etat-Impacts-Réponses (FPEIR). Développé par l'Agence européenne de l'environnement (European Environment Agency 1999), ce modèle permet de représenter les conséquences en cascade et les boucles de rétroaction au sein d'un socio-écosystème. Nous avons complété ce modèle en positionnant les niveaux d'analyse FPEIR par rapport au contexte de l'entreprise en respectant l'inclusion des sphères économiques, sociales et écologiques, affirmant ici l'ancrage du cadre d'analyse dans une perspective de durabilité forte (Figure 4).

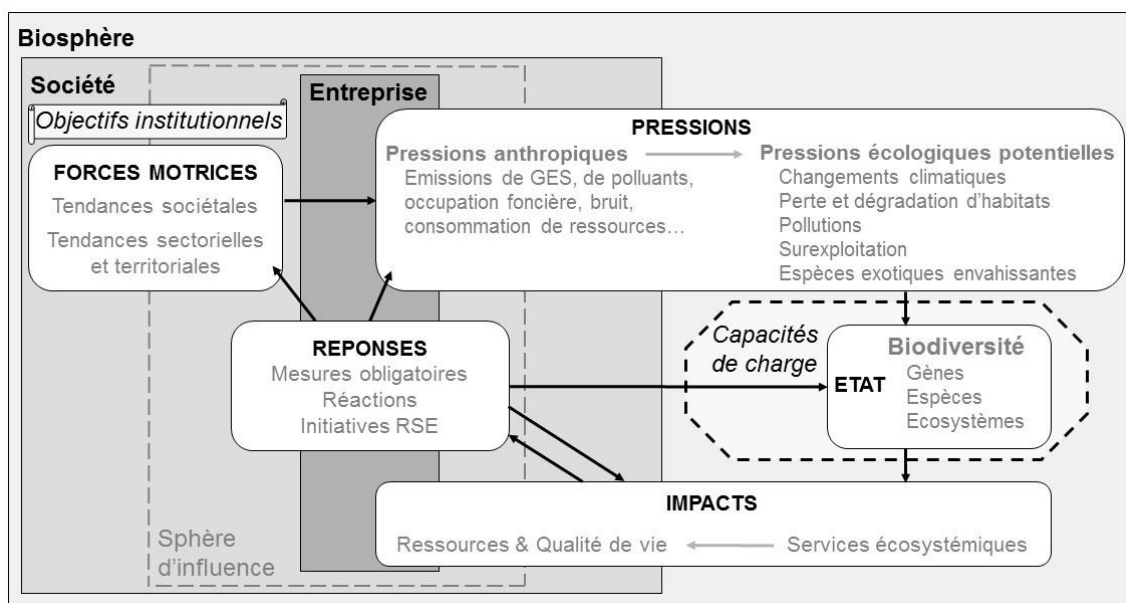


Figure 4 – Proposition d'un cadre d'analyse pour qualifier les responsabilités d'une entreprise en termes de conservation de la biodiversité (MANUSCRIT II).

Sur ces cinq niveaux d'analyse, trois ont une dimension intrinsèquement systémique. Il s'agit des forces motrices, de l'état de la biodiversité et des impacts en matière de services écosystémiques, de disponibilité des ressources et de qualité de vie. Sans nier leur complexité, deux autres niveaux d'analyse – les pressions et les réponses – peuvent être ramenés à l'échelle d'une organisation et sont donc plus pertinents pour expliciter les responsabilités individuelles d'une entreprise. Nous proposons donc de concentrer l'analyse sur ces deux niveaux. Au sein des pressions, les liens de causalité sont précisés par une distinction entre :

- les « pressions anthropiques », c'est-à-dire les émissions, consommations et emprises anthropiques qui en sont à l'origine ;
- les « pressions écologiques potentielles », c'est-à-dire les processus d'érosion de la biodiversité – perte et dégradation d'habitats, pollutions, surexploitation des ressources biologiques, développement des espèces exotiques envahissantes et changement climatique – une typologie présentant l'avantage d'être exhaustive, intelligible pour les entreprises et largement reconnue aussi bien dans les sphères scientifiques que politiques (SCBD 2010).

Quant aux réponses, c'est à ce niveau que se font les arbitrages de l'entreprise. Les initiatives en faveur de la biodiversité relevant de la responsabilité sociétale sont distinguées des mesures obligatoires et des réactions de l'entreprise (actions ayant des répercussions non-intentionnelles sur la biodiversité en réponse à des stimuli autres que la réglementation, ex : comportement des concurrents, tendances macro-économiques...), celles-ci pouvant être contraires à la conservation de la biodiversité. Ces catégories de réponses sont poreuses, dans le sens où certaines actions peuvent relever à la fois de mesures réglementaires, de réactions et/ou d'initiatives RSE. L'analyse des engagements des entreprises au titre de la SNB a mis en évidence que le soin apporté à la mise en application d'obligations réglementaires pouvait par exemple relever de la RSE. En outre, ces catégories de réponses peuvent interagir : les réactions d'une entreprise (ex : activité de lobbying) et ses initiatives RSE peuvent avoir pour but d'éviter la mise en place de nouvelles obligations réglementaires.

Les initiatives RSE sont donc envisagées comme des actions de « *gestion intentionnelle* » des enjeux de biodiversité, opérées par les « *acteurs d'environnement* », alors que les pressions exercées *de facto* sur les écosystèmes relèvent de la « *gestion effective* » des responsabilités écologiques de l'entreprise, termes que nous empruntons au champ de l'analyse stratégique de la gestion environnementale (Mermet et al. 2005).

Concernant le deuxième obstacle à la qualification des responsabilités, relatif au périmètre organisationnel, spatial et temporel à considérer, nous avons précédemment pointé que l'intérêt de la RSE en matière de conservation de la biodiversité, résidait notamment dans la prise en charge des pressions étendues. Cette assertion invite donc à adopter un principe de responsabilité vis-à-vis de ce qui est distant, comme le préconisait Hans Jonas (Jonas 1979). Si « *l'étendue de la RSE dépend de l'idéologie*

managériale » (Capron & Quairel-Lanoizelée 2004; p.110), les cadres normatifs de la RSE posent les bases requises pour légitimer cette extension du périmètre de responsabilité en instituant les concepts de sphère d'influence et de devoir de vigilance⁹. Les Principes directeurs de l'OCDE sont assez directifs en la matière : « *une entreprise, seule ou en collaboration avec d'autres entités, [...] devrait utiliser son influence pour intervenir auprès de l'entité responsable de l'incidence négative afin de prévenir ou d'atténuer cette incidence* » (OCDE 2011; p.29). Cette proposition trouve également un écho dans les démarches engagées par les acteurs économiques. Les entreprises Séquana (spécialisée dans la production et la distribution de papier) et Kering (groupe internationale du luxe) ont ainsi toutes deux développé des outils pour diagnostiquer les enjeux écologiques de leur chaîne d'approvisionnement (Cf. Annexe 7). Nous proposons par conséquent que l'analyse des pressions et des réponses apportées soit élargie à l'échelle de la chaîne de valeur pour qualifier les responsabilités écologiques d'une organisation.

Le troisième obstacle identifié, enfin, portait sur la légitimité d'une entreprise à se positionner sur des enjeux de conservation de la biodiversité, et sur la démonstration de ses performances pour justifier le caractère « responsable » de sa démarche. Alors que les cadres normatifs de la RSE évoquent cinq types de références auxquelles l'entreprise peut confronter ses performances sociétales, nous avons écarté trois de ces références après avoir pointé les limites conceptuelles et opérationnelles de leur application aux enjeux de biodiversité (Section 2.3). Restent donc les seuils écologiques d'une part, et les conventions, normes et objectifs institutionnels d'autre part. De fait, ces deux types de référentiels convergent et se complètent. En effet, les principaux cadres institutionnels de la conservation, parmi lesquels nous pouvons citer la Convention pour la diversité biologique et les Objectifs pour le développement durable (ODD 14 et 15), visent à préserver voire restaurer les écosystèmes afin d'enrayer l'érosion de la biodiversité. Il s'agit donc de réduire les pressions exercées sur la biodiversité à des niveaux compatibles avec son maintien sur le long terme, c'est-à-dire en-deça des capacités de charge des écosystèmes affectés, et de restaurer les écosystèmes dégradés pour améliorer leur résilience. Les seuils écologiques utilisés pour estimer les capacités de charge des écosystèmes sont pour partie issus des travaux de recherche scientifique mais également de processus de gouvernance, du fait des incertitudes quant aux réponses des écosystèmes (interactions des pressions, niveaux de stress non expérimentés, capacité d'adaptation...). Nous optons donc ici sur une conception de la RSE basée sur « *les contributions (ou les atteintes) à la production et la préservation de biens communs mondiaux* » (Capron & Quairel-Lanoizelée 2004; p.101). Pour être qualifiées de responsables, les activités de l'entreprise doivent être compatibles avec les objectifs

⁹ Pour une recontextualisation historique de ces deux concepts, voir notamment http://www.diplomatie.gouv.fr/IMG/pdf/1_2PESP_1_Etude_sphere_dinfluence_versus_due_diligence_cle874ee9.pdf

institutionnels de conservation et notamment s'inscrire dans l'espace délimité par les capacités de charge des écosystèmes.

Nous nous proposons dans la suite de la thèse de mobiliser ce cadre d'analyse pour apprécier comment et à quelle hauteur les entreprises prennent en charge leurs responsabilités en matière de conservation de la biodiversité.

Bilan du chapitre 2

- ❖ Un cadre d'analyse pour qualifier les responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la conservation de la biodiversité est développé.
- ❖ Le processus de construction de ce cadre s'est nourri d'une analyse critique des instruments de gestion mobilisés par les entreprises pour traduire leurs responsabilités écologiques (les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques ainsi les cadres normatifs de la RSE).
- ❖ Le cadre de qualification des responsabilités proposé, ancré dans une perspective de durabilité forte, se focalise sur deux niveaux d'analyse du modèle FPEIR : les pressions et les réponses de l'entreprise et de sa sphère d'influence (en particulier de sa chaîne de valeur).
- ❖ Ce focus double permet d'appréhender la prise en charge par une entreprise de ses responsabilités écologiques sous l'angle :
 - de la « gestion intentionnelle » : les initiatives RSE en faveur de la biodiversité mises en œuvre par l'entreprise,
 - et de la « gestion effective » : la compatibilité des pressions exercées par ses activités avec les limites écologiques et les orientations fixées par les cadres institutionnels de la conservation.

Chapitre 3

Prise en charge des responsabilités écologiques

“While the paths leading to environmental sustainability in each country or sector will differ, the goal remains constant.” (Goodland 1995)

Nous nous proposons d'évaluer à présent les contributions de la RSE à la conservation de la biodiversité. Si les sciences de gestion s'intéressent aux moyens mis en œuvre dans les organisations (les processus de gestion « pour l'environnement » et les pratiques « éco-responsables »), les sciences de l'environnement à l'éco-efficience de solutions (les pressions anthropiques exercées par unité de produit ou de service) et l'écologie à l'état des écosystèmes affectés, les liens entre ces aspects sont rarement approfondis. Pourtant :

- la mise en place de pratiques perçues comme éco-responsables ne se concrétise pas nécessairement en termes d'amélioration des performances environnementales (Delmas et al. 2013; Doda et al. 2016),
- l'amélioration de l'éco-efficience ne garantit pas une convergence vers la durabilité écologique, du fait d'effets « rebond » (une augmentation des consommations consécutive aux économies réalisées) et de l'évolution de la sensibilité des écosystèmes aux pressions anthropiques, leurs capacités de charges pouvant être altérées (Hauschild 2015; Bjørn 2015).

Le cadre d'analyse développé au chapitre précédent offre un support pour articuler ces points de vue disciplinaires. Les initiatives de responsabilité sociétale proposées par les entreprises (gestion intentionnelle) sont dans un premier temps caractérisées, puis confrontées à une évaluation de la durabilité écologique des pressions proximales et étendues (gestion effective). Des propositions d'orientations stratégiques sont formulées pour engager une prise en charge plus complète des responsabilités écologiques des entreprises.

1. La gestion intentionnelle : les actions en faveur de la biodiversité dans le cadre d'une démarche RSE

L'engagement des entreprises dans la conservation de la biodiversité peut prendre des formes très variées (Fromageot et al. 2013). Afin de brosser un panorama trans-sectoriel des réponses apportées et des acteurs mobilisés, un travail de recensement et de caractérisation des initiatives RSE a été mené à partir des dossiers d'entreprises privées et publiques dont l'engagement a été reconnu au titre de la SNB. Cet exercice, décrit dans le MANUSCRIT III, s'appuie sur l'analyse du contenu de 34 dossiers « SNB » (soit 70% des dossiers reconnus entre 2012 et 2016), présentant au total 496 actions.

1.1. Une diversité de pratiques

La typologie construite à partir de l'analyse des dossiers SNB est basée sur une dichotomie entre les *initiatives à caractère substantif, visant une atténuation active de la perte de biodiversité*, et les *activités à caractère procédural, apportant un support à la gestion de ces enjeux*, mais ne protégeant pas en soi la biodiversité (Figure 5).

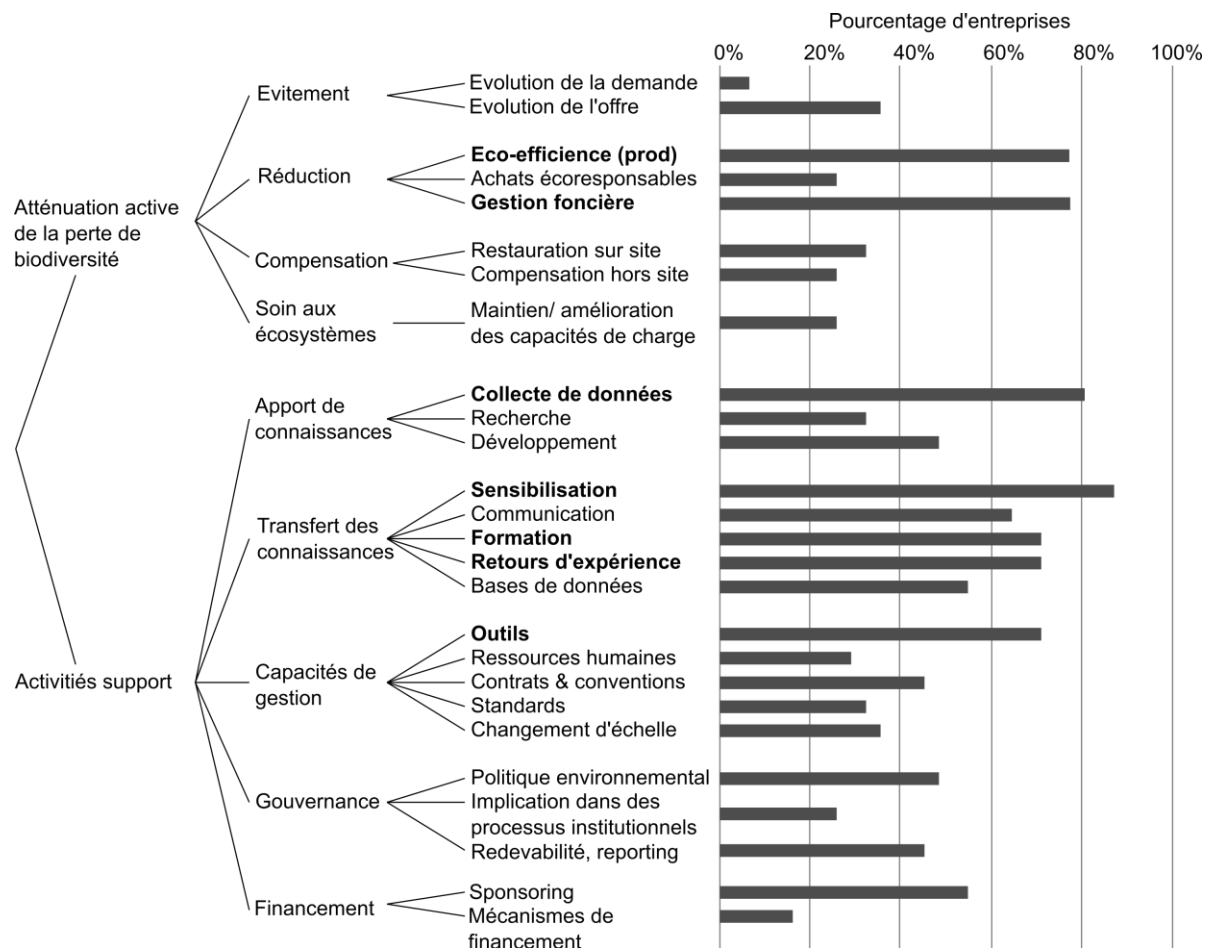


Figure 5 – Typologie des pratiques RSE orientées vers la conservation de la biodiversité et pourcentages des entreprises avec une reconnaissance SNB s'étant engagées à mettre en œuvre ces activités. Les activités en gras ont été présentées par plus de deux tiers des entreprises (Traduction du Manuscrit III).

Nous proposons de structurer les pratiques d'atténuation active de la perte de biodiversité (désignées par la suite comme des « pratiques d'atténuation ») en cohérence avec la hiérarchie de la séquence dite « éviter-réduire-compenser » (ERC) (MEDDE 2012), que nous complétons par une catégorie relative aux activités de soin apportées aux écosystèmes. Cette quatrième catégorie, basée notamment sur des approches de type ingénierie écologique, rend compte des activités que Clément Feger qualifie de « *services aux écosystèmes* » (Feger 2016; p.211). La séquence ERC a historiquement été développée pour les activités représentant une emprise foncière substantielle (grands projets d'infrastructure, exploitation minière...), dans l'optique d'assurer l'absence de perte nette d'habitats naturels (Levrel et al. 2015). Nous suggérons donc ici d'élargir l'application de cette typologie aux divers secteurs qui mettent d'ores et déjà en œuvre des pratiques dans l'esprit de la séquence ERC, sans pour autant les présenter sous cet angle.

Les activités de support sont, pour leur part, organisées autour :

- du développement de nouvelles connaissances,
- de la diffusion de ces connaissances via divers canaux,
- du développement des capacités managériales (instrumentation, ressources humaines et organisationnelles),
- des processus de gouvernance régissant les interactions avec les parties prenantes internes et externes,
- du financement de la conservation de la biodiversité via le mécénat financier ou le développement de mécanismes innovants pour mobiliser des ressources financières.

Comme l'indique l'histogramme de la Figure 5, ces pratiques sont plus ou moins développées par les entreprises étudiées. Notamment, les activités d'évitement sont sporadiques alors que les actions de réduction sont bien plus fréquentes, ce qui suggère un biais dans la mise en application pratique de la séquence ERC, comme l'ont suggéré d'autres études (Bigard et al. 2017; Phalan et al. 2017).

1.2. Une mise en œuvre appuyée par les parties prenantes externes

L'implémentation de ces actions mobilise très largement les parties prenantes des entreprises. Ces acteurs s'organisent autour de quatre principales scènes d'action :

- une sphère interne à l'entreprise, où les responsables des questions environnementales et autres porteurs de projets jouent un rôle de coordination important des orientations politiques et des pratiques, pour améliorer la pertinence et l'ambition des stratégies environnementales et pour faire accepter et mettre en œuvre les évolutions de pratiques dans les directions opérationnelles,
- une sphère d'action ancrée dans le système territorial de l'entreprise où interagissent les acteurs locaux,

- la chaîne de valeur de l'entreprise, des fournisseurs aux clients, incluant également des partenaires économiques sur des projets ponctuels relatifs à la biodiversité,
- le système institutionnel qui fixe les règles (réglementations, taxes, normes) et oriente les politiques de conservation à une échelle plus macroscopique.

En fonction du contexte de chaque entreprise, ces scènes d'action se recoupent plus ou moins. Ainsi, pour faire le lien avec les entreprises partenaires, les recoupements entre système territorial et chaîne de valeur étaient substantiels chez les ISDD étudiées. Pour le Groupe Casino, la relation entre ces deux scènes d'action était fonction des catégories de produits examinées. Alors qu'elles étaient clairement disjointes pour les produits alimentaires industriels (PGCFI), les activités de production de matière première étant ancrées dans des territoires multiples et plus ou moins bien identifiés (ce qui peut constituer un frein aux actions nécessitant une traçabilité géographique précise des produits), ces deux scènes d'action étaient sensiblement plus connectées pour les produits frais (PFT) où les liens aux terroirs étaient davantage exploités.

L'analyse de l'implication des parties prenantes dans la mise en œuvre des initiatives RSE a montré que celle-ci est substantielle (rôles d'opérateur, de supporteur ou de cible mentionnés pour 70% des actions SNB étudiées) et différenciée en fonction des types d'activité (Figure 6). Ainsi les acteurs de la chaîne de valeur étaient fréquemment impliqués dans les pratiques d'atténuation, alors que la sphère institutionnelle était davantage mobilisée dans les activités support. Les modes d'implication des parties prenantes du système territorial étaient plus complexes et contextuels. Les actions de restauration, de soin aux écosystèmes et de collecte de données ont cependant un ancrage territorial bien marqué.

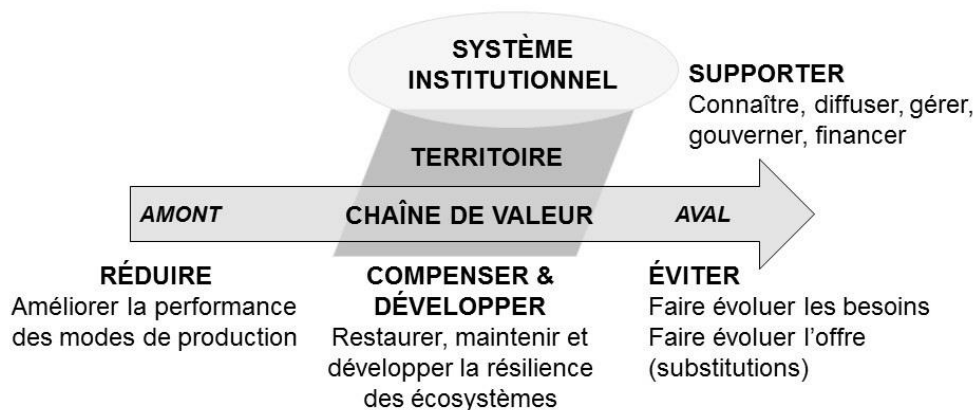


Figure 6 – Mobilisation des scènes d'action dans la mise en œuvre des initiatives RSE pour conserver la biodiversité.

1.3. Prise en charge des pressions exercées sur la biodiversité

Les spécificités du contexte socio-écologique et le soin apporté à la mise en œuvre ont naturellement des répercussions sur les impacts écologiques des initiatives RSE. Qui plus est, les différentes catégories d'initiatives présentent structurellement un potentiel distinct. Le premier point à rappeler est que les actions support, si elles sont nécessaires pour une gestion efficace des enjeux écologiques, n'atténuent pas en soi l'érosion de la biodiversité. Les pratiques d'atténuation présentent, quant à elles, des caractéristiques qui influent intrinsèquement sur la plus-value écologique que l'on peut en tirer (Cf. MANUSCRIT III et VI). Les actions visant à faire évoluer les modes de consommation des clients, leurs demandes et leurs besoins, et/ou à faire évoluer l'offre de l'entreprise en substituant les produits et services à forts impacts écologiques par des alternatives à faible empreinte, ont un caractère préventif. Ces actions présentent le potentiel d'éviter des impacts de l'aval à l'amont des chaînes de valeur en les transformant. Comme l'indique le Tableau 1, ces actions permettent de cibler *a priori* quatre des cinq causes d'érosion de la biodiversité.

Tableau 1 – Processus d'érosion de la biodiversité ciblés par les pratiques d'atténuation.
Les processus qui sont explicitement visés dans les dossiers d'engagement SNB sont signalés par une croix, ceux qui ont en plus été mis en évidence avec le Groupe Casino sont désignés par (GC) (Traduction complétée du MANUSCRIT III).

Catégories	Activités	Processus responsables de la perte de biodiversité				
		Perte d'habitat	Pollutions	Espèces exotiques envahissantes	Changement climatique	Surexploitation
Evitement	Evolution de la demande	X	X		(GC)	X
	Evolution de l'offre	X	X		(GC)	X
Réduction	Eco-efficience productive	X	X	X	X	X
	Achats écoresponsables	X	(GC)		(GC)	X
	Gestion foncière	X	X	X		
Compensation	Restauration sur site	X				
	Compensation hors site	X			(GC)	(GC)
Soins/services aux écosystèmes		X				

La réduction des impacts non évités passe ensuite par l'amélioration des modes de production de l'entreprise (éco-efficience) et des fournisseurs (achats co-responsables), ainsi qu'une meilleure gestion, à l'échelle territoriale, de l'emprise foncière (gestion différenciée des milieux, exclusion des pesticides, continuités écologiques...). Des pratiques de réduction de chaque mécanisme en cause dans l'érosion de la biodiversité ont été identifiées. Pour certains enjeux sectoriels, les marges d'amélioration des modes de production et de la gestion foncière sont encore substantielles (ex : la réduction des

émissions de GES associée chez le Groupe Casino aux fuites fugitives des fluides frigorigènes, qui représentent plus de 50% des émissions de GES des scopes 1 et 2¹⁰), pour d'autres ces marges sont d'ores-et-déjà restreintes (ex : l'emprise foncière d'une ISDD).

En dernier recours, les actions de compensation des impacts non évités ont un caractère palliatif. Elles permettent avant tout d'atténuer les pertes d'habitat, mais peuvent également avoir des répercussions positives en termes de séquestration de carbone et de gestion des ressources forestière (effets potentiels de projets philanthropiques de reforestation, de taille modeste, engagés par le Groupe Casino). Certains travaux suggèrent que l'intégration du facteur climatique pourrait être davantage développée dans la compensation écologique des forêts (Sansilvestri et al. 2015). Les activités de dépollutions des sols développées par le Pôle Stockage et Dépollution de SARPI, bien que n'étant pas citées dans leurs engagements SNB, pourraient également être citées ici comme de possibles modalités de restauration des écosystèmes pollués. Les actions de compensation identifiées se démarquent des actions d'évitement et de réduction par leur caractère ponctuel. Ceci s'explique notamment par les contraintes économiques et physiques qui pèsent sur ces projets. La compensation écologique de l'emprise foncière associée au cycle de vie des produits alimentaires vendus par le Groupe Casino ne semble, par exemple, pas être une option viable. Nous avons en effet estimé que la production des matières premières alimentaires occupe 5,8.10⁵ ha de terres agricoles. Cette réflexion s'applique à l'ensemble du secteur agricole français au vu des surfaces mobilisées (à titre d'ordre de grandeur, les sols cultivés – excluant donc les prairies enherbées – occupaient 37% du territoire français métropolitain en 2011). Le potentiel d'atténuation de l'érosion de la biodiversité des actions de compensation est donc à examiner par secteurs, en relation avec les perspectives ouvertes par la *Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages*.

Les actions de soin et de services aux écosystèmes, enfin, ont pour objectif de développer leur résilience, leurs capacités de charge et d'accompagner leurs transitions. Ces approches relèvent notamment de l'ingénierie écologique « par et pour le vivant » (Rey et al. 2014) et de la gestion adaptative des écosystèmes. Ces activités connaissent un essor important et la question du potentiel qu'elles offrent pour renforcer la résilience des écosystèmes reste ouverte. Les activités de soins aux écosystèmes identifiées dans les engagements SNB étaient exclusivement liées au développement d'habitats naturels. D'autres applications pourraient cependant être envisagées pour atténuer l'érosion de la biodiversité associée à d'autres mécanismes (résilience aux pollutions, au changement climatique, résistance à l'implantation d'espèces exotiques envahissantes...).

¹⁰ La notion de « scope » fait référence au périmètre de comptabilité des émissions. Pour les bilans de gaz à effets de serre, trois scopes sont distingués : le scope 1 correspond aux émissions directes de GES (combustion de pétrole, de gaz...) le scope 2 aux émissions indirectes de GES liées à l'énergie (électricité, vapeur...) et le scope 3 aux autres émissions indirectes (déchets, changement d'affectation des sols...) (ISO 14064 2006).

L'analyse des initiatives RSE portées par les entreprises a mis en évidence une diversité de pratiques, présentant des potentiels différenciés pour enrayer l'érosion de la biodiversité. Il s'agit à présent de confronter cette « gestion intentionnelle » à la « gestion effective » des pressions exercées par les entreprises sur la biodiversité pour apprécier la compatibilité de leurs activités avec les objectifs de conservation de la biodiversité.

2. La gestion effective : compatibilité des activités de l'entreprise avec les objectifs de conservation

Afin d'explicitier la contribution, positive ou négative, des activités d'une entreprise quant à l'atteinte des objectifs institutionnels de conservation, une méthode a été développée et testée dans le cadre de projets de recherche-intervention avec le Groupe Casino et le Pôle Stockage de SARPI. Les deux cas d'application sont présentés après avoir exposé les principaux développements méthodologiques.

2.1. Propositions méthodologiques

Les détails méthodologiques pour évaluer la prise en charge effective des responsabilités écologiques par une entreprise sont développés dans le MANUSCRIT IV ; nous synthétisons ici les principales propositions en cinq points.

➤ *Le respect des capacités de charge des écosystèmes comme précondition à la conservation de la biodiversité*

Le cadre des limites planétaires développé par Rockstrom *et al.*, réadapté ensuite par Steffen *et al.*, propose des seuils pour la biodiversité basés sur le taux d'extinction des espèces ou une métrique de l'intégrité biologique, le *Biodiversity Intactness Index* (l'abondance moyenne des espèces originellement présentes relativement à l'abondance en milieux non perturbés) (Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015). Alors que la définition d'un seuil macroscopique critique pour l'érosion de la biodiversité ne fait pas consensus au sein de la communauté scientifique (Brook *et al.* 2013), nous proposons de prendre comme référence normative les objectifs tels que définis dans la mission du Plan stratégique 2011-2020 de la CDB, qui visent à « *mettre un terme à l'appauvrissement de la diversité biologique, afin de s'assurer que, d'ici à 2020, les écosystèmes sont résilients et continuent de fournir des services essentiels, préservant ainsi la diversité de la vie sur Terre* » (COP 10 CDB, Décision X/20). La question n'est plus alors de savoir quel niveau de dégradation de la biodiversité pourrait être toléré mais d'estimer sous quelles conditions sa conservation peut être assurée.

Ces conditions peuvent être traduites en termes de limites écologiques à ne pas dépasser. Le concept de limite écologique peut recouvrir des sens divers, plus ou moins cohérents avec les objectifs fixés par la CDB. Nous reprenons ici la définition proposée par Anders Bjørn : « *la valeur maximale d'une variable de contrôle [ici d'une pression anthropique ou d'un processus d'érosion de la biodiversité] qu'un système écologique peut supporter*

sans subir de dégradation structurelle ou fonctionnelle qui soit difficilement réversible » (traduction de (Bjørn 2015; p.27)). Pris dans ce sens, maintenir chaque processus d'érosion de la biodiversité respectivement en deçà de la capacité de charge des écosystèmes peut être considéré comme une condition nécessaire à la conservation de la biodiversité. Ce n'est cependant pas une condition suffisante du fait d'effets cumulatifs et de rétroactions sur la résilience des écosystèmes (Figure 7) (Barnosky et al. 2012; Folke et al. 2004; Mace et al. 2014). En plus d'être différenciée dans l'espace, la capacité de charge des écosystèmes doit donc être comprise comme dynamique dans le temps.

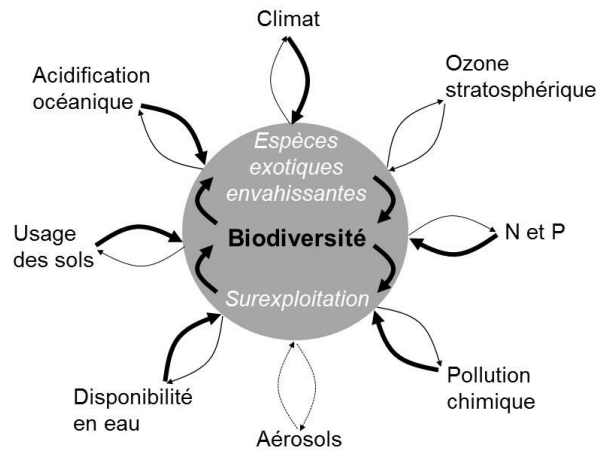


Figure 7 – Interactions des seuils écologiques et des capacités de charges des écosystèmes (adapté de Mace et al. 2014).

Nous postulons donc que l'atteinte des objectifs institutionnels de conservation est *a minima* conditionnée au respect des capacités des écosystèmes à supporter individuellement les différents types de stress anthropiques. Le corollaire de cette proposition est que, pour être considérées comme écologiquement durables, les activités d'une entreprise doivent *a minima* s'inscrire dans l'espace des contraintes écologiques des écosystèmes qu'elles affectent. Le Tableau 2 récapitule les seuils qui ont été proposés pour différentes pressions anthropiques et discute leur pertinence quant à l'atteinte des objectifs de conservation de la biodiversité.

➤ **Une adaptation de l'approche EEAD pour traduire les seuils écologiques en termes de responsabilités écologiques**

L'approche « évaluation environnementale absolue de la durabilité » ¹¹ (EEAD), développée au sein du réseau LCAbsolute (<http://www.lcabsolute.com/>), a été retenue pour traduire ces seuils écologiques en termes de durabilité écologique des activités d'une entreprise. Dans le même esprit que l'empreinte écologique, développée au début des années 90, où l'empreinte – exprimée comme une consommation de surface bioproductive – est comparée à la biocapacité (Boutaud & Gondran 2009), l'EEAD repose sur la comparaison entre l'empreinte environnementale d'une entité et la fraction de capacité

¹¹ En anglais "Absolute Environmental Sustainability Assessment" (AESA)

de charge des écosystèmes qui lui est accordée, qui peut être assimilée à un budget écologique.

Ainsi les activités d'une entreprise sont considérées comme non durables si pour au moins une catégorie de pression i :

$$P_i > B_i \text{ (Eq. 1)}$$

$$\Leftrightarrow P_i > CC_i . FA_i$$

Avec,

P_i la pression i exercée par les activités économiques sur une période de temps donnée

B_i le budget écologique correspondant à la pression i accordé à l'entreprise pour la même période de temps

CC_i la capacité de charge des écosystèmes à supporter la pression i exercée pendant la période de temps considérée

FA_i la Fraction de la capacité de charge i des écosystèmes Accordée à l'entreprise.

La prise en charge effective par une entreprise de ses responsabilités écologiques se traduit donc en termes de non dépassement des budgets écologiques qui lui sont alloués sur la base des contraintes écologiques et d'un régime de répartition entre acteurs.

➤ **Une définition du périmètre d'évaluation basée sur la chaîne de valeur**

La définition du périmètre d'évaluation est fortement contextuelle. Le limiter au périmètre juridique de l'entreprise serait occulter les enjeux associés aux pressions indirectes qui peuvent être substantielles. Alors que la notion de sphère d'influence, institutionnalisée dans les cadres normatifs de la RSE, laisse une large marge d'appréciation à l'évaluateur pour dessiner le contour d'analyse, nous avons proposé d'élargir l'examen des responsabilités écologiques d'une organisation à sa chaîne de valeur (Chapitre 2 section 3). Cette extension permet ainsi de rendre compte des responsabilités croisées des producteurs aux consommateurs et d'intégrer les pressions étendues. Définir le périmètre d'évaluation à partir de la chaîne de valeur ouvre aussi des perspectives pour connecter les enjeux de biodiversité avec le paradigme d'économie circulaire qui vise à « *minimiser de façon compréhensive et exhaustive nos flux de matière nets, en fermant autant que possible les circuits intrants → extrants engendrés par nos modes de production et de consommation* » (Arnsperger & Bourg 2016; p.94).

Il est ici important de souligner que l'unité fonctionnelle d'analyse doit être définie de façon cohérente dans l'évaluation des pressions et l'allocation des capacités de charge écologique pour que leur comparaison soit pertinente.

➤ **L'ACV pour modéliser les pressions exercées**

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un système du berceau à la tombe (de l'extraction des

matières première à la fin de vie) à partir d'un inventaire des flux entrants et sortant du système (ISO 14040 2006). Bien que présentant des limites importantes (Encart 1), cette méthode a été identifiée comme la plus pertinente pour modéliser les pressions exercées sur la biodiversité par une entreprise et sa chaîne de valeur pour plusieurs raisons. Tout d'abord, elle permet d'évaluer plusieurs mécanismes responsables de la perte de biodiversité : les pollutions, le changement climatique et dans une certaine mesure la perte d'habitat (Curran et al. 2011). En couvrant le cycle de vie du système étudié, cette méthodologie offre qui plus est la possibilité de rendre compte des pressions exercées tout au long de la chaîne de valeur de l'entreprise. L'ACV bénéficie enfin d'une reconnaissance solide au sein de l'industrie, qui la considère comme « *la meilleure méthodologie disponible pour examiner les performances en termes de durabilité environnementale de façon fiable et transparente* » (Baitz et al. 2013; p.7) et s'inscrit dans leur système de management environnemental¹². Au-delà du gain de crédibilité auprès des entreprises participant au projet, sa popularité se traduit aussi, d'un point de vue pratique, en termes de disponibilité des données.

Encart 1 – Les limites de l'ACV

L'ACV présente un certain nombre de limites au regard de nos objectifs d'étude. Aucun modèle opérationnel n'existe aujourd'hui pour deux des cinq mécanismes d'érosion de la biodiversité : la surexploitation des ressources biologiques et les espèces exotiques envahissantes. Des pistes semblent cependant prometteuses pour modéliser l'exploitation des ressources biotiques (Crenna et al. n.d.). Par contre, en ce qui concerne les espèces exotiques envahissantes, l'ACV paraît par essence inadaptée puisqu'elle se base sur un bilan de flux entrants et sortants du système alors que les espèces exotiques envahissantes, comme tout organisme vivant, ont la capacité de s'auto-multiplier au sein du système. D'autres pressions relatives au changement climatique, aux pollutions et aux pertes d'habitat sont également hors radar (l'acidification des océans, les pollutions physiques telles que les pollutions lumineuses et sonores, la fragmentation des habitats par exemple) (Danic et al. 2014). D'autre part, l'ACV est une méthode générique qui modélise des impacts *potentiels*. Le lien avec la réalité écologique du terrain peut être fragile, d'autant plus que les enjeux ne sont généralement pas territorialisés. De récents développements méthodologiques visent à rendre compte de la richesse biologique et de la sensibilité des territoires affectés, mais ils nécessitent une traçabilité des chaînes de valeur à l'échelle régionale, voire de la parcelle (Clift et al. 2017). Un tel dispositif de collecte d'information est très rarement disponible dès lors que l'entreprise a plusieurs rangs de fournisseurs et de clients. Enfin, quand bien même l'indicateur endpoint relatif à la dégradation de la

¹² La version révisée de 2015 de la norme ISO 14001 relative aux systèmes de management environnemental spécifie que l'entreprise doit « *déterminer les aspects environnementaux de ses activités, produits et services qu'il a les moyens de maîtriser et ceux sur lesquels il a les moyens d'avoir une influence, ainsi que leurs impacts environnementaux associés, dans une perspective de cycle de vie* » (ISO 14001 2015).

biodiversité permet de représenter les informations de façon synthétique, l'agrégation à cette échelle augmente fortement les incertitudes et donc altère la crédibilité des résultats.

Deux niveaux d'indicateurs sont distingués dans l'ACV : les indicateurs 'midpoints', qui correspondent aux pressions anthropiques, et les indicateurs 'endpoints' dont l'un fait référence à la dégradation de la biodiversité (exprimé en général en *Potentially Disappeared Fraction of species* (PDF) intégré dans le temps et dans l'espace). Les méthodes de caractérisation utilisées, majoritairement conformes avec les modèles recommandés par l'*International Reference Life Cycle Data System* (ILCD), sont récapitulées dans le Tableau 2.

➤ ***Trois règles pour définir la fraction des capacités de charges allouée à une entreprise***

L'affectation des budgets écologiques entre acteurs se base sur un régime de répartition qui est intrinsèquement subjectif et politique (Clift et al. 2017). Cette allocation devrait se baser sur des règles partagées et acceptées par les acteurs du territoire. En l'absence de mécanisme de gouvernance permettant ces arbitrages, nous proposons trois principes pour allouer les capacités de charge des écosystèmes à une entreprise :

- (a) La répartition *entre secteurs* d'activité est basée sur un *principe d'héritage* : la part du budget affectée au secteur est proportionnelle à la contribution relative de ce secteur à l'impact écologique considéré ;
- (b) L'allocation *entre entreprises d'un même secteur* est basée sur leur *part de marché ou leur contribution respective aux besoins humains*, c'est-à-dire le nombre de personnes équivalentes dont les besoins sont satisfaits grâce aux produits et services de l'entreprise ;
- (c) Toutes les *personnes* des régions affectées et desservies ont les *mêmes droits écologiques*, la capacité de charge des écosystèmes est répartie équitablement entre les habitants.

Ainsi, nous proposons que les activités d'une entreprise soient **qualifiées comme écologiquement non durables** si elles exercent une pression i pour laquelle :

$$(Eq. 1) \Leftrightarrow P_i > \alpha_i \cdot \beta \cdot \frac{CC_i}{pop}$$

Avec,

α_i la contribution relative du secteur d'activité à la catégorie de pression i (sans dimension, $\alpha_i \in [0; 1]$),

β le nombre de consommateurs ou usagers équivalent (équ. personne.an),

CC_i la capacité de charge des écosystèmes sur une année à supporter une pression i ,

pop la taille de population sur la région affectée et desservie par les activités de l'entreprise.

Les ratios CC_i/pop peuvent être interprétés comme des budgets écologiques individuels, c'est-à-dire les émissions et consommations par personne et par an qu'il ne faudrait pas excéder pour respecter les limites écologiques. Le Tableau 2 détaille ces budgets écologiques individuels à l'échelle mondiale et européenne (pour les processus localisés), exprimés dans des unités cohérentes avec celles des indicateurs de pressions anthropiques. Le produit $\beta * CC_i/pop$ représente donc le budget écologique des consommateurs/usagers de l'entreprise. Le budget de l'entreprise est donc défini à partir du budget écologique de ses clients dont une fraction lui est allouée sur la base des impacts environnementaux relatifs du secteur.

Tableau 2 – EEAD-ACV : pressions anthropiques et capacités de charge correspondantes pertinentes pour la conservation de la biodiversité. Les budgets écologiques individuels sont issus des travaux de : [1] (Doka 2016), [2] (Bjørn & Hauschild 2015), [3] (Sala et al. 2016) et [4] (Bjørn, communication personnelle), (traduction du Manuscrit IV).

Niveau d'analyse	Pression anthropique		Capacité de charge écologique			Réf- erence
	Catégorie d'impact	Modèle de caractérisation	Seuil écologique	Pertinence du seuil retenu au regard des objectifs de conservation de la biodiversité	Budget écologique individuel de référence (ratio CC/pop, par pers.an)	
Impact – Perte de biodiversité	Endpoint – Perte d'espèces	Recipe 1.11 (2014)	Seuil planétaire, BII de 90% (90%-30%), issu de (Steffen et al. 2015)	Une diminution de la richesse spécifique locale de plus de 20% est susceptible d'affecter notablement le fonctionnement des écosystèmes (Newbold et al. 2015).	1.95x10 ⁻⁵ species.yr	[1]
Pression anthropique – changement climatique	Midpoint – Changement climatique (CC)	GWP100 ; conforme avec ILCD	Seuil planétaire, augmentation de température de 2°C, objectif issu des COP climat (UNFCCC 2010)	Une augmentation de la température de 2°C entraînerait l'extinction de 5.2% des espèces (Urban 2015). Cette pression globale affectera cependant distinctement les écosystèmes avec des effets très négatifs pour les biomes polaires.	985 kg CO ₂ eq	[2]
	Midpoint – Dégradation de la couche d'ozone (ODP)	ODP ; conforme avec ILCD	Seuil planétaire, diminution de 7.5% (+/-2.5%) de la concentration moyenne en ozone, issu de (Rockström et al. 2009)	Les écosystèmes sont affectés par les rayons ultraviolets, mais les impacts écologiques de la dégradation de la couche d'ozone ne sont pas bien documentés (Robinson & Erickson 2015).	0.078 kg CFC-11 eq	[2]
Pression anthropique – pollution	Midpoint – Formation d'ozone photochimique (POF)	LOTOS-EUROS ; conforme avec ILCD	Exposition cumulée à l'ozone de 3 ppm.heure AOT40, objectif de long terme fixé par la Directive européenne sur la qualité de l'air (2008/EC/50)	Cet objectif vise à assurer la protection de la végétation, la croissance et la reproduction des plantes étant affectées par l'ozone troposphérique.	Global: 3.8 kg NMVOC eq Europe: 2.5 kg NMVOC eq	[2]
	Midpoint – Acidification terrestre (AC)	Dépassement cumulé ; conforme avec ILCD	Charge critique moyenne monde de 1,170 mole H ⁺ eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ et de 1,100 mole H ⁺ eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ à l'échelle européenne, dérivée de (Bouwman et al. 2002)	La charge critique est une estimation du niveau de pollution en dessous duquel on n'observe pas d'effets néfastes significatifs sur des éléments sensibles spécifiques d'un écosystème.	Global: 145 mole H ⁺ eq Europe: 89 mole H ⁺ eq	[3] and [4]
	Midpoint – Eutrophisation terrestre (EUTT)	Dépassement cumulé ; conforme avec ILCD	Charge critique moyenne monde de 1,340 mole N eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ et de 1,390 mole N eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ à l'échelle européenne, dérivée de (Bouwman et al. 2002)	Idem. L'excès d'azote est identifié comme une menace majeure pour la biodiversité (SCDB, 2010).	Global: 887 mole N eq Europe: 577 mole N eq	[3] and [4]
	Midpoint – Eutrophisation	Modèle EUTREND tel qu'il est appliqué	Concentration des eaux de surface continentales en phosphore de 0.3 mg/L, intégrée à l'échelle mondiale	Des études empiriques menées en Hollande montrent qu'une concentration en P au-dessus de	Global: 0.84 kg P eq Europe: 0.46 kg P eq	[2]

SYNTHESE GENERALE

	des eaux douces (EUTF)	dans Recipe ; conforme avec ILCD	et européenne, issue de (Struijs et al., 2011)	0,3 mg/L diminue l'occurrence des genres de macro-invertébrés (Struijs et al. 2011).		
	Midpoint – Eutrophisation marine (EUTM)	Modèle EUTREND tel qu'il est appliqué dans Recipe ; conforme avec ILCD	Concentration des eaux côtières en azote de 1.75 mg/L (+/-0.75 mg/L), intégrée sur le volume des eaux côtières mondiale et européenne, issue de (de Vries et al. 2013)	Ce seuil est dérivé d'études écologiques, de standards nationaux en matière de qualité des eaux de surfaces et des objectifs européens. Il n'est cependant pas spécifique aux eaux côtières.	Global: 29 kg N eq Europe: 31 kg N eq	[2]
	Midpoint – Ecotoxicité aquatique (FRWTOX)	Modèle USEtox ; conforme avec ILCD	Concentration HC5(NOEC), utilisée dans la Directive-cadre européenne sur l'eau (2000/60/EC) pour définir les standards de qualité environnementale.	HC5(NOEC) correspond à la concentration pour laquelle au maximum 5% des espèces se situent au-delà de leur concentration testée n'induisant pas d'effets observables (Bjørn et al. 2014).	Global: 1.87 x10 ⁴ [PAF].m3.day Europe: 1.03 x10 ⁴ [PAF].m3.day	[2]
Pression anthropique – perte et dégradation d'habitat naturel	Midpoint – Erosion du sol (SE)	Modèle basé sur l'érosion du sol (Saad et al. 2013) ; non recommandé par ILCD	Taux d'érosion tolérable de 0.85 t.ha ⁻¹ .an ⁻¹ (+/-0.55 t.ha ⁻¹ .an ⁻¹), issu de (Verheijen et al. 2009)	Ce seuil d'érosion correspond à un équilibre avec le taux moyen de formation du sol.	Global: 1.8 tonnes eroded soil Europe: 1.2 tonnes eroded soil	[2]
	Midpoint – Utilisation des terres	Modèle basé sur la matière organique du sol ; conforme avec ILCD	Basé sur le seuil d'érosion du sol	Pas de lien explicite à la conservation de la biodiversité	Global: 1,99 x10 ⁴ kg C deficit Europe: 8,12 x10 ³ kg C deficit	[3] and [4]
	Midpoint – Occupation foncière (LO)	ICV de l'occupation foncière ; non recommandé par ILCD	Conservation de 31% des surfaces terrestres dans un état quasiment non perturbé par les humains, médiane des valeurs compilées par (Noss et al. 2012)	Ce seuil est moins strict que la valeur défendue par Noss et al. (2012) qui argumente qu'un objectif global de 50% est défendable sur le plan scientifique (respect du principe de précaution).	Global: 1.5x10 ⁴ m2.year Europe: 9.5x10 ³ m2.year	[2]
	Midpoint – Epuisement des ressources en eau (WD)	Ecological Scarcity Method ; conforme avec ILCD	Conservation de 87% des ressources en eau douce accessible, seuil issu de (Gerten et al. 2013)	Ce seuil correspond à l'eau douce nécessaire pour maintenir le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et intègre une marge de sécurité reflétant le risque de stress hydrique.	Global: 99.3 m ³ water eq Europe: 159 m ³ water eq	[3] and [4]
Pression anthropique – surexploitation des ressources biologiques	Méthodes en cours de développement (Crenna et al. n.d.)					
Pression anthropique – espèces exotiques envahissantes	Aucune catégorie opérationnelle identifiée					

2.2. Applications industrielles

L'approche proposée a été testée avec le Groupe Casino et le Pôle Stockage de SARPI (MANUSCRITS IV et V respectivement). Les points méthodologiques sus-cités ont été déclinés à ces deux études de cas de la façon suivante.

➤ *Définition des périmètres*

La définition des périmètres d'étude s'est appuyée sur un exercice qualitatif de cartographie des enjeux écologiques à partir d'une matrice croisant le cycle de vie des produits et services fournis avec les cinq mécanismes d'érosion de la biodiversité (ex. Tableau 2 du MANUSCRIT V)¹³. Avec le *Groupe Casino*, l'analyse a ainsi été circonscrite aux *ventes françaises* – entre autre pour des raisons pratiques : intitulé des produits en langue française et cohérence de la classification des catégories de produits – *de produits alimentaires* – car représentant la part la plus conséquente du chiffre d'affaires de l'entreprise et de l'empreinte carbone – *au stade de la production agricole des matières premières* – car étant une étape identifiée comme concentrant une large partie des enjeux écologiques. Plutôt qu'une approche visant l'exhaustivité, c'est un ciblage stratégique des enjeux les plus forts qui a été privilégié. L'unité fonctionnelle d'analyse a été définie comme « *la production du berceau à la sortie de ferme des matières premières composant les produits alimentaires sortant des entrepôts de Casino France sur une période de un an* ». Au total, 880 catégories de produits, représentant plus de 95% de la masse totale du portfolio alimentaire, ont été analysées. Pour les *deux ISDD du Pôle Stockage* servant de cas d'étude, la cartographie des enjeux sur le cycle de vie des installations – de leur conception à la post-exploitation – suggérait une répartition plus diffuse des enjeux. Un périmètre plus large a donc été retenu. En cohérence avec un outil ACV développé par la FNADE et utilisé en interne, l'unité fonctionnelle correspond au service de « *stocker une tonne de déchet d'une classe donnée (déchets dangereux en l'occurrence) entrant dans l'installation de stockage pendant 10 000 ans* ».

➤ *Modélisation des pressions*

Le Pôle Stockage mettant à jour tous les trois ans les ACV de ses installations à partir de l'outil développé par la FNADE, les résultats obtenus en 2013 ont été réutilisés dans l'inventaire des flux. Ils ont été complétés par un inventaire de l'emprise foncière des ISDD au cours de leur cycle de vie (développement d'un module faisant partie de l'outil livré en fin de projet). Les flux associés à l'unité fonctionnelle du Groupe Casino ont été estimés à partir d'AgriBalyse®, une base de données d'inventaires de cycle de vie des productions agricoles développée dans le cadre d'un programme de l'ADEME (Koch & Salou 2015), et d'une modélisation des matières premières agricoles composant le portfolio alimentaire de l'entreprise. Les pressions potentielles exercées sur la biodiversité ont ensuite été évaluées à partir des modèles de caractérisation présentés dans le Tableau 2 avec le logiciel en accès libre OpenLCA.

¹³ Une approche similaire a été utilisée dans un atelier de travail rassemblant des acteurs d'une part de la chaîne de valeur alimentaire et d'autre part du secteur du BTP lors du Forum biodiversité et économie 2016 (synthèses des ateliers montés à l'occasion du Forum en Annexe 7).

➤ **Capacités de charge allouées aux entreprises**

Enfin, ces deux études de cas ont permis de tester l'applicabilité d'un système de répartition des budgets écologiques entre entreprises. Le Tableau 3 récapitule comment les trois règles proposées ont été mises en application.

Tableau 3 – Application des règles d'allocation des capacités de charge à l'échelle des entreprises aux deux cas d'étude.

Règles pour assigner les capacités de charge à une entreprise	(a) L'allocation entre secteurs est basée sur un principe d'héritage	(b) L'allocation entre entreprises d'un même secteur est basée sur leur part de marché / leur contribution respective pour répondre aux besoins humains	(c) Tous les êtres humains d'une même région ont les mêmes droits écologiques
Composantes du budget (b_i)	α_i est la contribution relative du secteur de l'entité étudiée à l'impact i	β est le nombre de personnes desservies ou consommateurs équivalent exprimé en pers.an	CC_i/pop est la capacité de charge allouée à chaque personne
Application à l'étude de cas du Groupe Casino	Contribution de l'agriculture aux impacts écologiques en Europe	Nombre de personnes équivalentes nourries exclusivement par l'entreprise estimé à environ 2,9 millions pers.an (Cf. MANUSCRIT IV, Table S7)	Ratios européens tirés de la littérature (Cf. Tableau 2)
Application à l'étude de cas des sites SERAF et SOLICENDRE	Pas de données disponibles à notre connaissance pour le secteur des déchets dangereux	Estimation envisageable pour les déchets issus des collectivités territoriales mais approche non pertinente pour les déchets industriels	Ratios européens tirés de la littérature (Cf. Tableau 2)

L'application de la règle (c) a soulevé certaines questions relatives à la localisation des écosystèmes affectés. Si certaines catégories de pression évaluées sont associées à des processus globaux, pour lesquels le lieu d'émission a peu d'importance (ex : le changement climatique), d'autres catégories de pression ont une dimension locale (ex : l'écotoxicité aquatique). Pour celles-ci, la localisation des flux a des conséquences sur la gravité des impacts écologiques en fonction de la capacité de charge des écosystèmes adjacents. Pour le Groupe Casino, il n'était pas possible de rendre compte de ces variabilités géographiques, faute de traçabilité sur l'origine des matières premières à l'échelle de l'unité fonctionnelle. Par contre, les ISDD ayant un ancrage territorial bien déterminé, les écosystèmes affectés étaient identifiés. L'estimation de leurs capacités de charge spécifiques aurait cependant nécessité un travail de collecte et d'analyse de données dépassant le cadre de cette thèse. Ne disposant au moment de l'étude que des seuils aux échelles globales et continentales (Europe) (Cf. Tableau 2), nous avons par défaut utilisé les valeurs européennes moyennes pour les deux études de cas¹⁴.

¹⁴ Kambou et al. ont par la suite déterminé les capacités de charge pour l'écotoxicité aquatique à l'échelle du bassin versant Seine-Normandie et de la France métropolitaine (Kambou et al. en cours d'évaluation).

Alors que la méthode d'attribution des budgets écologiques a pu être entièrement déroulée pour le Groupe Casino, nous nous sommes butés à trois difficultés pour calculer les budgets des ISDD. Premièrement, nous n'avons pas trouvé de données concernant la contribution du secteur des déchets dangereux aux impacts environnementaux évalués. Deuxièmement, les ISDD étudiées prennent en charge des déchets produits par l'incinération de déchets ménagers, pour lesquels il aurait été envisageable d'estimer le nombre d'habitants de la zone de chalandise, mais elles réceptionnent également des déchets professionnels (ex : amiante issu d'opérations de désamiantage), pour lesquels cette estimation n'était pas pertinente. Troisièmement, même si une part importante des déchets est de provenance régionale, certains sont produits plus loin. Quand bien même les capacités de charge des écosystèmes locaux avaient pu être spécifiées, nous aurions donc rencontré un problème pour assigner les capacités de charge des écosystèmes voisins de l'entreprise à des populations éloignées.

➤ *Détection des pressions non durables*

Face à ces difficultés, deux stratégies différentes ont été adoptées avec les entreprises partenaires : les pressions et budgets écologiques du Groupe Casino ont été comparés pour détecter des situations de non durabilité, alors que nous avons raisonné pour les ISDD en termes d'ordre de grandeur et discuté l'acceptabilité des impacts écologiques. Deux métriques différentes ont ainsi été définies.

Les pressions exercées par la production agricole des matières premières constituant le portfolio alimentaire de Casino France ont été normalisées par les budgets écologiques des consommateurs. Cette mesure de l'Occupation du Budget écologique des Consommateurs (OBC) a été comparée à la composante α , pour laquelle plusieurs valeurs ont été identifiées dans la littérature :

$$(Eq. 1) \Leftrightarrow \frac{P_i}{\beta \cdot CC_i/pop} > \alpha_i$$

$$\Leftrightarrow OBC_i > \alpha_i$$

Cette approche permet de détecter deux niveaux de non durabilité de gravité croissante, qu'illustre la Figure 8 :

- si l'OBC est supérieure au seuil α , cela signifie que la fraction du budget des consommateurs accordé au secteur, en l'occurrence à la production agricole, est dépassée (matérialisé par les marques horizontales blanches, grises et noires par distinguer les sources bibliographiques),
- si en plus l'OBC est supérieure à 1, cela implique que les activités considérées exercent des pressions supérieures à la totalité du budget des consommateurs (matérialisé par la ligne en pointillée).

Plusieurs pressions associées aux activités du Groupe Casino ont ainsi été caractérisées comme écologiquement non durables. Quatre catégories de pressions potentielles ont un OBC supérieure à 1 : le changement climatique (CC), la formation d'ozone

photochimique (POF), l'érosion du sol (SE) et l'épuisement des ressources en eau (WD). Deux autres catégories, l'eutrophisation de l'eau douce (EUTF) et l'écotoxicité aquatique (FRWTOX), sont également identifiées comme non durables (OBC supérieure au seuil α). Le Groupe Casino exerce donc des pressions étendues sur les écosystèmes terrestres et aquatiques, participant aux trois mécanismes d'érosion de la biodiversité étudiés, à des niveaux *a priori* non soutenables.

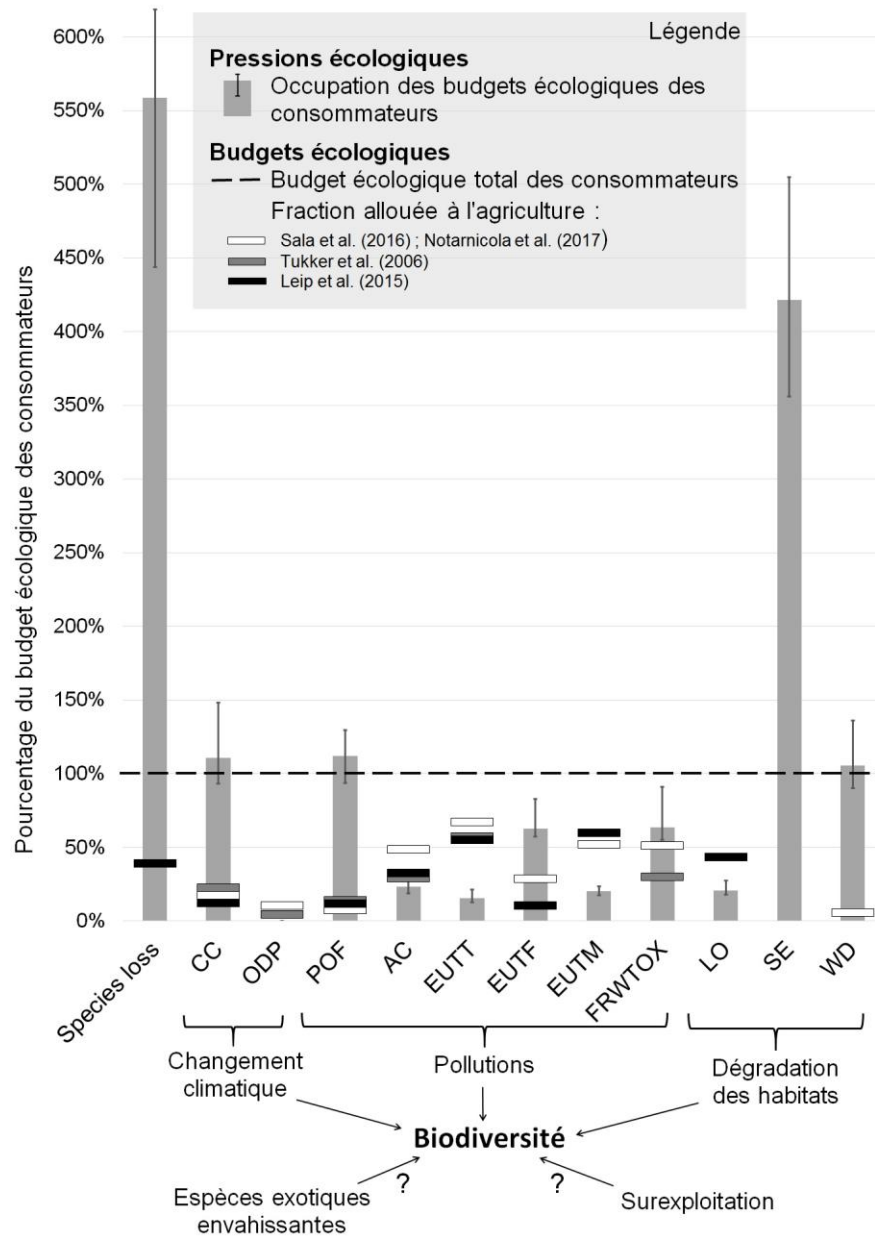


Figure 8 – Identification des pressions exercées à des niveaux écologiquement non-durables par le portfolio alimentaire de Casino France à l'étape de la production agricole (traduction du Manuscrit IV). Acronymes : CC changement climatique, ODP appauvrissement de la couche d'ozone, POF formation d'ozone photochimique, AC acidification terrestre, EUTT eutrophisation terrestre, EUTF eutrophisation de l'eau douce, EUTM eutrophisation marine, FRWTOX écotoxicité aquatique, LO occupation foncière, SE érosion du sol, WD épuisement des ressources en eau.

Les filières agricoles contribuent à ces pressions à différents degrés (Cf. Manuscrit IV). Les productions animales ont au global les plus forts impacts. L'écotoxicité aquatique fait exception, puisque ce sont les productions végétales, notamment la vigne, les agrumes et le café, qui y contribuent le plus. Pour les quatre pressions les plus critiques, les filières bovines (viande et lait) pèsent particulièrement lourd puisqu'elles y contribuent à hauteur de 31% (WD) à 59% (CC).

Pour les ISDD, les pressions potentielles ont été normalisées par les budgets écologiques individuels de référence européens pour mesurer une Occupation de Budgets écologiques (OB) exprimée en équivalent personne.année :

$$OB_i = \frac{P_i}{CC_i/pop}$$

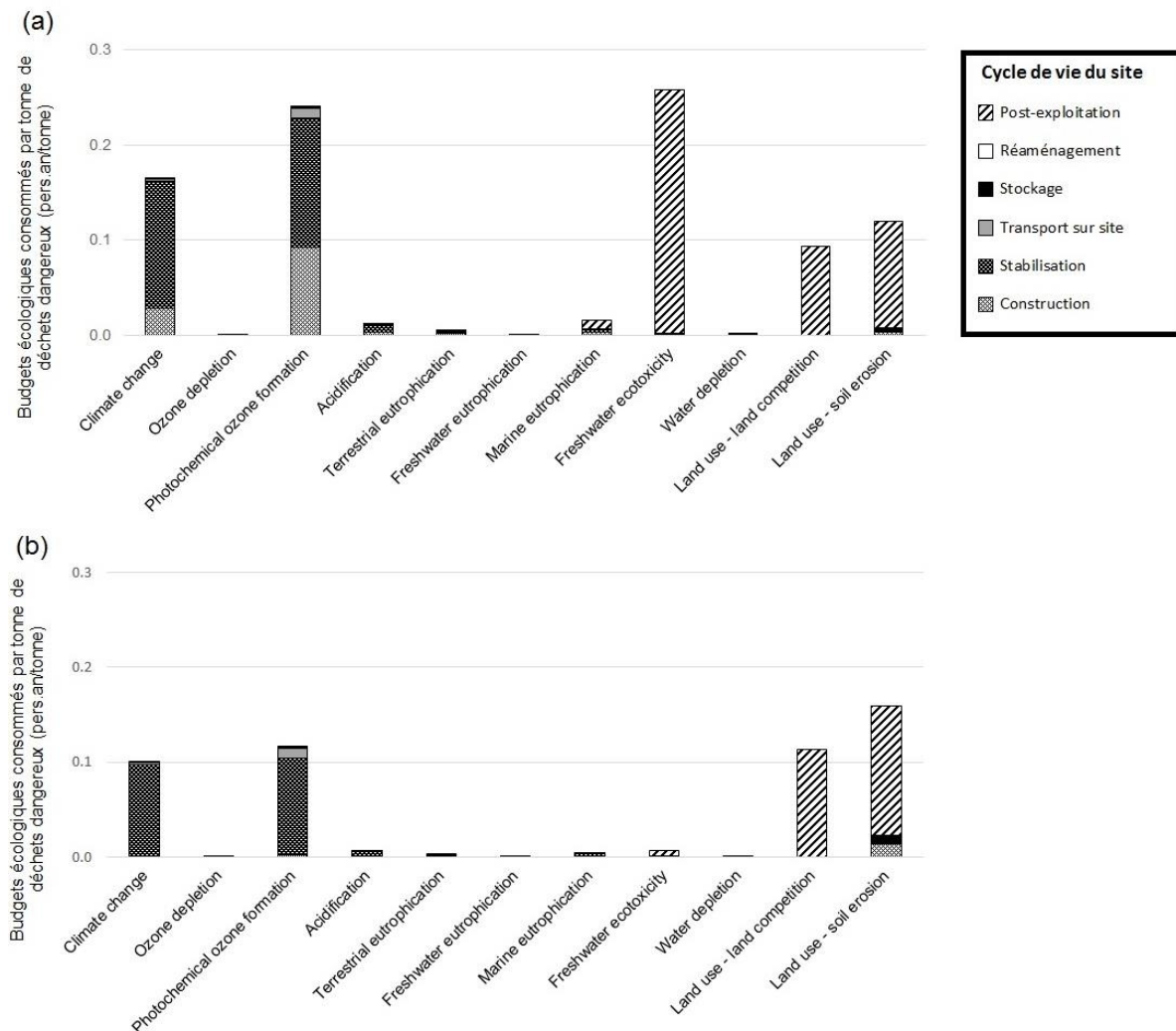


Figure 9 – Occupation de budgets écologiques (OB) pour stocker une tonne de déchets pendant 10 000 ans sur le site (a) de SERAF et (b) de SOLICENDRE aux différents stades de leur cycle de vie.

Les enjeux identifiés comme prioritaires à partir de cette approche sont (i) les émissions de gaz à effet de serre et de composés conduisant à la formation d'ozone photochimique

associées à la stabilisation des déchets pulvérulents (intégrant la fabrication du ciment), (ii) les fuites de lixiviats en post-exploitation représentant un risque potentiel en termes d'écotoxicité aquatique, ces impacts étant liés à la localisation de l'installation et à la qualité des barrières techniques, et (iii) la qualité du réaménagement du site de stockage pour limiter l'érosion du sol et permettre le développement d'un écosystème intégré au territoire. La Figure 9 suggère que stocker pendant 10 000 ans une tonne de déchets dangereux sur le site de SERAF occupe entre 0 et 0,26 budget écologique individuel européen et sur le site de SOLICENDRE entre 0 et 0,16 budget écologique individuel. A titre d'ordre de grandeur, une tonne de déchets dangereux correspond à la production annuelle d'environ 65 personnes en France. Le service de stockage de déchets dangereux pour une durée de 10 000 ans consommerait, sur la base des hypothèses d'étude, au maximum 0,4% des budgets écologiques moyens d'un Européen. Est-ce qu'un habitant européen est prêt à consacrer jusqu'à 0,4% de ses budgets écologiques, est une question d'appréciation. Quand bien même ces résultats suggèrent que ces activités n'ont pas, au global, d'impacts de premier ordre, Bjørn et Hauschild (2015) ont mis en évidence que les Européens dépassaient déjà largement certains de leurs budgets écologiques. Toutes les économies sont donc importantes. D'autre part, dans la mesure où les capacités de charge utilisées ne reflètent pas la sensibilité des écosystèmes locaux, cette étude n'exclut pas non plus la possibilité que les pressions exercées soient incompatibles avec leur conservation sur le long terme.

2.3. Positionnement et complémentarités de la méthode proposée par rapport à d'autres approches

Cette méthode d'évaluation de la prise en charge effective des responsabilités écologiques d'une entreprise peut être rapprochée des comptabilités environnementales (CE). A partir de la classification proposée par Jacques Richard (Richard 2012), nous pouvons en préciser les caractéristiques :

- l'approche est de type « intérieur-extérieur » puisqu'elle vise à évaluer les impacts d'une entreprise (« intérieur ») sur la biodiversité (« extérieur ») ;
- elle s'inscrit dans une perspective de durabilité forte puisque la conservation de la biodiversité est appréciée au regard des contraintes écologiques ;
- elle opte pour un élargissement de la responsabilité de l'organisation aux impacts indirects exercés par la chaîne de valeur ;
- il s'agit d'un modèle d'évaluation quantitatif et biophysique, basé sur l'appréciation de l'écart aux seuils à ne pas dépasser (« *distance to target approach* ») ;
- en l'état, cette approche ne modifie pas le sens conventionnel en comptabilité du concept de résultat puisqu'elle n'est pas intégrée dans la comptabilité de l'entreprise ;

- l'adaptation proposée de l'approche EEAD aux entreprises lui confère une dimension micro-économique, mais des pistes d'adaptation de l'EEAD à une échelle macro-économique (comptabilités nationales) sont également discutées au sein du réseau scientifique LCAbsolute ;
- enfin, la méthode développée laisse des marges de manœuvre en termes de temporalité et de degré de détail : alors qu'avec le Groupe Casino, l'évaluation s'est concentrée sur la phase de production agricole des produits alimentaires, pressentie comme une étape sensible, l'analyse menée avec les deux ISDD a porté sur l'ensemble du cycle de vie des sites, de leur conception à 10 000 ans après leur exploitation.

L'application de la méthode à deux entreprises aux profils très éloignés a permis de mettre en exergue son adaptabilité mais aussi ses limites et le décalage qu'elle opère par rapport à d'autres méthodes d'évaluation écologique et environnementale. L'étude menée avec le Groupe Casino a mis ainsi en évidence des divergences assez profondes entre les conclusions appuyées par l'approche EEAD au niveau 'midpoint' et celles tirées de la méthode d'agrégation des impacts en endpoint avec la méthode Recipe. En effet, les processus contribuant le plus à l'indicateur endpoint « species loss » étaient : la transformation des milieux naturels (57%), notamment des forêts tropicales, l'occupation foncière agricole (33%) et le changement climatique (8%) (Cf. MANUSCRIT IV). Ces résultats suggèrent que la dégradation d'habitats terrestres est la première cause de perte de biodiversité alors que d'autres catégories de pressions ont été pointées comme écologiquement non durables avec l'EEAD. Au stade actuel, l'approche EEAD ne permet pas de prendre en compte la transformation des milieux (changement d'état) dans l'évaluation de la dégradation des habitats. Il s'agit en effet d'une modification marginale (évolution incrémentale) alors que l'EEAD n'est pour l'instant compatible qu'avec des modèles de caractérisation ACV linéaires (Bjørn & Hauschild 2015). D'autre part, l'occupation foncière de la production agricole n'est pas ressortie de l'EEAD comme une pression critique, alors que l'agriculture est le premier secteur en termes d'emprise foncière en Europe et que l'usage des sols serait d'ores-et-déjà responsable de la détérioration de l'intégrité des écosystèmes à des niveaux critiques sur près de 60% de la surface terrestre (Newbold et al. 2016). Nous remettons donc en question les valeurs de capacités de charge des écosystèmes proposées par Bjørn & Hauschild (2015) pour l'usage des sols, surdimensionnées par rapport aux seuils identifiés par (Noss et al. 2012). Inversement, la méthode EEAD permet de mieux prendre en considération les impacts sur les écosystèmes aquatiques. L'agrégation en endpoint de la méthode Recipe (Cf. Tableau 2) passe en effet par une pondération des impacts sur les différents compartiments écologiques en fonction du nombre d'espèces recensées (tous genres confondus, des bactéries à la macrofaune). La méthode Recipe se basant sur un recensement où les espèces terrestres sont six fois et seize fois plus nombreuses que les espèces d'eau douce et marines respectivement, les impacts sur les milieux aquatiques sont occultés par ce mode de pondération.

Cette comparaison met en exergue la nécessité de croiser les approches, qui de fait, ne répondent pas aux mêmes questions concernant la conservation de la biodiversité. Alors que l'indicateur 'endpoint' species loss apporte des éléments sur le nombre d'espèces affectées et la contribution relative actuelle de différents processus d'érosion (en faisant l'hypothèse d'une réponse proportionnelle aux stressés), l'approche EEAD au niveau 'midpoint' permet de détecter les pressions pour lesquelles nous nous rapprochons de seuils pouvant entraîner des bouleversements écologiques majeurs, où l'hypothèse de linéarité est obsolète. Nous avons développé plus haut (Encart 1) les limites de l'ACV, méthode sur laquelle repose l'évaluation des pressions, pour rendre compte des impacts écologiques. Cette approche a été développée dans l'objectif d'aider les acteurs en entreprise à identifier des situations de non durabilité, les encourager à prendre en charge de façon effective les responsabilités écologiques de leur organisation et les accompagner dans le développement d'orientations stratégiques. La recherche-intervention, avec l'ambition d'avoir des répercussions pratiques, implique donc aussi de la part du chercheur d'avoir un recul critique sur les solutions qui sont envisagées sur la base des résultats d'étude. Henry et Frascaria-Lacoste appelaient à une certaine vigilance dans l'interprétation des performances écologiques de systèmes complexes (en l'occurrence des murs végétalisés en milieu urbain) à partir d'approches de type ACV. Favoriser systématiquement la solution qui aurait obtenu le meilleur score global présente le risque d'exacerber encore davantage l'homogénéité des milieux (Henry & Frascaria-Lacoste 2012). Sur le plan des orientations pratiques, il ne s'agit donc pas d'uniformiser les produits et les services de l'entreprise, mais bien de les diversifier, d'améliorer leurs empreintes environnementales et d'ajuster les proportions qu'ils représentent dans le portfolio de l'entreprise.

3. Proposition d'orientations stratégiques pour une prise en charge des responsabilités écologiques

L'évaluation des pressions exercées par les entreprises partenaires sur la biodiversité a servi d'appui pour construire des orientations stratégiques. Nous nous concentrons ici sur l'exemple de l'étude de cas menée avec le Groupe Casino.

3.1. Du diagnostic à la formulation stratégique

Le partenariat de recherche avec le Groupe Casino a permis de mettre en évidence que plusieurs pressions induites par le portfolio alimentaire sont écologiquement non durables et sont principalement imputables aux productions animales, notamment les filières bovines. A partir du diagnostic posé, de travaux antérieurs sur la réduction des impacts écologiques de l'alimentation et de la séquence éviter-réduire-compenser, une stratégie déclinée en trois axes a été proposée (MANUSCRITS IV et VI) :

- (1) **Ajuster les modes de consommation aux besoins nutritionnels.** Les Français consomment environ 85-90 g/protéines/jour dont 65%-70% est d'origine animale (INRA 2016). L'ANSES pointe dans l'étude INCA 2 (2009) que ces consommations sont en moyenne supérieures aux apports recommandés. Le raisonnement poursuivi à travers cette première proposition est donc d'améliorer simultanément les impacts écologiques et sanitaires en évitant les surconsommations (et donc des productions non nécessaires).
- (2) **Substituer pour partie les produits à forts impacts par des produits écologiquement plus efficaces.** Etant donné les écarts très importants aux seuils de durabilité, il paraît illusoire de diviser par quatre ou cinq les pressions les plus critiques (changement climatique, érosion du sol, formation d'ozone photochimique, épuisement de la ressource en eau) uniquement sur la base des progrès techniques au sein des filières. Des substitutions inter-filières pourraient présenter des gains en performance plus rapides et de plus forte amplitude. Les filières animales, identifiées comme les premières contributrices aux impacts écologiques évalués (à l'exception de l'écotoxicité), pourraient donc être partiellement substituées par des filières végétales, en priorisant la substitution des filières ayant les plus faibles performances écologiques.
- (3) **Améliorer les performances écologiques au sein des filières.** Il s'agit de développer des modes de production qualitatifs et intégrés aux territoires. Le suivi de ces améliorations suppose une meilleure traçabilité des modalités de production. La collecte et la transmission de ces informations introduisant des coûts de transaction pouvant être significatifs dans la composition du prix des produits finaux, ce troisième axe s'appuiera probablement sur des certifications et des labels environnementaux.

Alors que l'axe (1) relève d'une stratégie d'évitement des impacts via l'influence des modes de consommation, l'axe (3) correspond à des mesures de réduction via l'évolution des modes de production. L'axe (2) peut être considéré comme à l'interface des approches d'évitement et de réduction et implique des changements synchrones dans les modes de production et de consommation. En filigrane de cette stratégie, la lutte contre le gaspillage alimentaire et le recyclage des déchets (compostage...) sur l'ensemble de la chaîne de valeur ont également un effet de levier sur l'évitement des impacts écologiques, respectivement en diminuant les quantités initiales à produire et en bouclant les flux de matière.

La mise en œuvre de ces trois axes est *hiérarchisée et complémentaire* pour des raisons de contraintes écologiques, économiques et sociales. Bien que non approfondie dans cette thèse, la dimension sociale des propositions stratégiques ne doit pas être négligée car « *tout porte à croire que l'acceptabilité de la transition espérée, donc sa réussite, dépendront beaucoup de la façon dont les différentes catégories sociales en percevront les risques et les opportunités* » (Gadrey 2014; p.250). Comme le résume le Tableau 4, ces trois axes présentent des risques et opportunités distincts qui peuvent s'équilibrer. Par exemple, l'ajustement aux besoins nutritionnels (axe 1) pourrait libérer des surfaces agricoles, réallouées à des modes d'élevage extensif (axe 3), mais également permettre au consommateur de faire des économies sur le prix moyen de son panier lui offrant la possibilité d'acheter des produits qualitatifs en moyenne plus chers (axe 3), et enfin pour l'entreprise la perte de chiffre d'affaires associées à cette baisse de consommation pourrait être compensée par le transfert du budget des consommateurs vers des produits plus onéreux.

Tableau 4 – Risques (orange) et opportunités (vert) de la stratégie sur le plan écologique, social et économique (les situations présentant des compromis sont en blanc).

Risques et opportunités	Axe (1) Ajuster	Axe (2) Substituer	Axe (3) Améliorer
Ecologiques	Impacts évités sur l'ensemble de la chaîne de valeur	Gains écologiques immédiats, risque d'émergence de nouveaux problèmes écologiques	Gains écologiques fonction des évolutions techniques et des ressources financières investies
Sociaux	Articulation avec les enjeux de santé publique, gain de pouvoir d'achat	Risque de fracture sociale dans un secteur agricole déjà fragilisé, possible gain de pouvoir d'achat des consommateurs	Prix plus élevé des produits qualitatifs, risque d'exacerber les inégalités sociales entre les consommateurs
Economiques	Risque de diminution du chiffre d'affaires	Risque de diminution du chiffre d'affaires, potentiel d'amélioration de la marge	Potentiel d'amélioration du chiffre d'affaires

Cette formulation stratégique est compatible avec les propositions d'évolution des modes d'alimentation et de production agricole formulées par d'autres chercheurs et institutions (ex : le régime demitarien promu dans la Déclaration de Barzac¹⁵ et le régime équitable proposé par (Billen et al. 2015)).

3.2. Appropriation et déclinaison opérationnelle

La méthode, les résultats et la stratégie ont été présentés à l'entreprise, en fin de partenariat, au cours d'une réunion à laquelle étaient conviées l'ensemble des personnes ayant participé au projet. Des responsables d'enseignes étaient également présents. Les réactions ont globalement été très positives. Les pistes d'orientation stratégiques proposées en conclusion de l'étude vont cependant dans le sens d'un repositionnement impliquant des évolutions majeures pour l'entreprise et sa chaîne de valeur. Alors que les enjeux de biodiversité étaient jusqu'à présent principalement portés en interne par les directions qualité et RSE, la mise en œuvre de la stratégie élaborée impliquerait une mobilisation bien plus large en interne (directions achats, marketing...) et un relai fort des parties prenantes externes (chaîne de valeur, système institutionnel et territoires).

Ce projet de recherche-intervention a semble-t-il participé à une évolution dans la qualification par l'entreprise de ses responsabilités écologiques. Ceci s'est traduit par un changement notable dans les informations communiquées dans le cadre de son reporting entre les années 2014 et 2016. Un changement de positionnement de l'axe dédié à la biodiversité dans la stratégie RSE a également été opéré à l'occasion d'une révision plus large de celle-ci, suite à des analyses de matérialité qui ont notamment « *[souligné] l'importance accordée par les parties prenantes externes à la consommation responsable* » (Groupe Casino 2017; p.228). L'axe « *œuvrer en faveur de la biodiversité* », qui était jusqu'alors rattaché aux autres enjeux environnementaux a été repositionné avec les enjeux de consommation responsable (comprenant la santé des consommateurs) et intitulé : « *Encourager une consommation respectueuse de l'environnement et de la biodiversité* » (Cf. Annexe 4). La section dédiée aux autres aspects environnementaux a été recentrée sur un périmètre de responsabilité directe, de type scopes 1 et 2. A travers ces évolutions, le Groupe semble donc engager une dynamique pour mieux prendre en charge les pressions indirectes en influant l'aval (modes de consommation) et l'amont (modes de production) de sa chaîne de valeur.

Apprécier le potentiel écologique de ces orientations stratégiques demanderait des analyses complémentaires et longitudinales. La prise en charge effective des pressions étendues dépendra des capacités et motivations internes, mais aussi de facteurs externes. Par exemple, l'entreprise envisage de « *faire évoluer les spécifications techniques des produits sous [ses] marques pour réduire leur impact sur la biodiversité dans les prochaines années* » (Groupe Casino 2017; p.243). Les produits de marque de

¹⁵ *The Barsac Declaration: Environmental Sustainability and the Demitarian Diet* (2009), Barsac, France.

distributeur comptant pour environ 40% des différentes pressions écologiques étudiées, ils représentent en effet un gisement stratégique. La capacité d'influence de l'entreprise est cependant contrainte juridiquement car si ces prescriptions vont trop loin, l'entreprise encourt le risque d'être poursuivie pour gestion de fait (forme d'ingérence). Cette stratégie ne peut donc pas être pleinement implémentée sous la seule impulsion de l'entreprise. Un support sectoriel et politique est nécessaire.

3.3. Implications sectorielles

Le portfolio de Casino France est relativement représentatif des produits alimentaires vendus en France par la grande distribution. Les résultats et les préconisations de l'étude peuvent donc avoir des implications pour les entreprises ayant un positionnement relativement similaire sur le marché.

Les entreprises de la grande distribution tiennent une place particulière dans la chaîne de valeur alimentaire. Alors que les acteurs en bouts de chaîne sont très nombreux (producteurs et consommateurs), l'étape de distribution est un point de passage où le nombre d'acteurs est restreint. La grande distribution, avec les géants de la transformation, constitue pour cette raison une cible privilégiée pour transformer les chaînes de valeur alimentaires (Kok et al. 2014). Certaines ONGs ont ainsi concentré leurs actions spécifiquement vers ces catégories d'acteurs, (ex : la stratégie du WWF est de travailler avec les cent plus grosses entreprises pour ré-orienter les filières ; Greenpeace a publié un classement de la durabilité d'exploitation du thon en boîte des dix plus grandes marques françaises dont font partie les marques de distributeur (Greenpeace 2015)). Pour autant, les leviers d'action unilatérale d'une entreprise de la grande distribution sont limités : ses pressions écologiques sont majoritairement indirectes et la mise en œuvre des axes stratégiques, tels que définis précédemment, nécessite une large mobilisation des acteurs institutionnels, économiques (y compris financiers) et territoriaux. Le diagnostic et les orientations doivent donc être partagés et endossés collectivement.

Pour porter de telles transitions de modèles, l'atelier coordonné avec des acteurs de la chaîne de valeur alimentaire lors du Forum Biodiversité et Economie (MANUCRIT VI et Annexe 7) a fait ressortir l'importance d'adopter une logique inversée par rapport au sens des flux de produits et services des chaînes de valeur. Il s'agit de : « *passer d'un raisonnement de la fourche à la fourchette, à un raisonnement de la fourchette à la fourche* » (MANUCRIT VI). Si les pressions identifiées comme non durables se situent en amont de la chaîne de valeur, les solutions doivent être impulsées depuis l'aval pour engager des transformations pérennes.

Bilan du chapitre 3

- ❖ Concernant la prise en charge intentionnelle des responsabilités écologiques, la typologie des initiatives RSE développée distingue les activités d'atténuation active de la perte de biodiversité et les activités support. Le système territorial, la chaîne de valeur et le système institutionnel jouent des rôles distincts dans la mise en œuvre de ces pratiques. Les pratiques volontaires identifiées adressent inégalement les mécanismes d'érosion de la biodiversité.
- ❖ Une déclinaison de « l'évaluation environnementale absolue de la durabilité »¹⁶ (EEAD) est proposée pour évaluer la prise en charge effective des responsabilités écologiques d'une entreprise. Le principe est de comparer les pressions exercées sur les écosystèmes et les budgets écologiques assignés au même périmètre sur la base de la capacité de charge des écosystèmes et d'un système normatif de règles d'allocation.
- ❖ La méthode proposée permet de distinguer deux niveaux de non-durabilité écologique pour une entreprise (Figure 10).

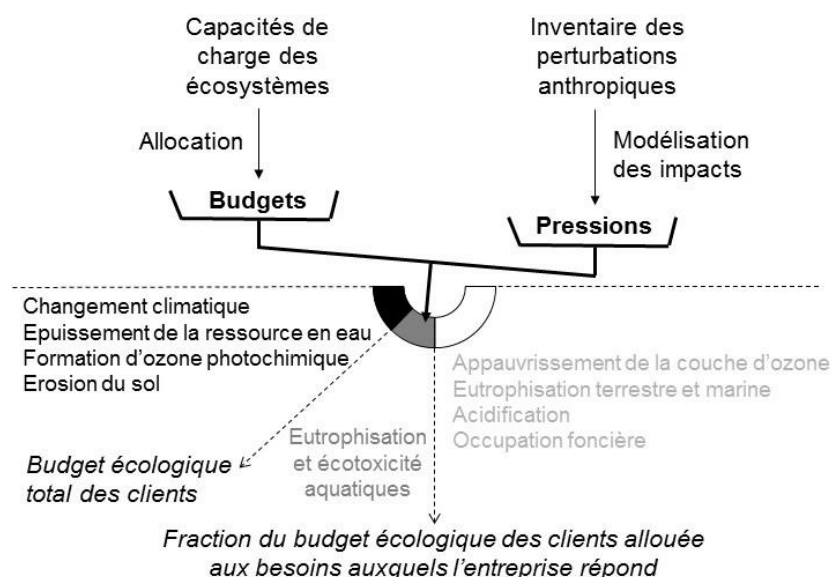


Figure 10 – Evaluation de la gestion effective des pressions exercées sur la biodiversité.

- ❖ Les pressions étendues sont ressorties comme prépondérantes dans les deux études de cas. Alors que ces pressions sont moins tangibles pour les entreprises et leurs parties prenantes, il apparaît comme urgent de mieux prendre en considération ces pressions dans les actions de conservation.
- ❖ La séquence « éviter-réduire-compenser » offre une base robuste pour définir les orientations stratégiques en entreprise.

¹⁶ En anglais "Absolute Environmental Sustainability Assessment" (AESAs)

Chapitre 4

Apports et perspectives

« Il n'y a de défaites que celles que l'on accepte. »

(Monnet 1976)

1. Instrumenta(c)tion

« L'instrumentation n'a pas seulement un rôle de médiation : elle constitue une forme privilégiée d'intervention pour construire de nouvelles capacités d'action » (Aggeri & Labatut 2010; p.6).

Une place importante a été accordée dans cette thèse, d'une part, à l'examen des outils d'évaluation de la biodiversité et des cadres normatifs de la RSE, et d'autre part, au développement d'un cadre méthodologique pour analyser la prise en charge des responsabilités écologiques d'une entreprise. Avec une intention d'intervention assumée, nous avons proposé un décadrage dans la traduction des responsabilités écologiques pour dépasser trois obstacles à leur qualification et prise en charge :

- l'imputation des responsabilités individuelles face à la dégradation de la biodiversité qui constitue un bien commun,
- la prise en compte des pressions étendues,
- la légitimité des réponses apportées par un acteur économique.

Les deux dispositifs de recherche-intervention ont constitué des moyens privilégiés pour appréhender la plus-value et les limites du cadre méthodologique construit au cours de la thèse, pour identifier certains freins au changement. Nous discutons ici les liens entre l'instrumentation des acteurs et l'instrumentalisation de la RSE au service de la conservation de la biodiversité.

1.1. Un cadre méthodologique pour connecter les responsabilités écologiques des entreprises et les politiques de conservation de la biodiversité

Alors que les entreprises ont déjà à disposition pléthore d'outils d'évaluation de la biodiversité, quelle est la valeur ajoutée du cadre méthodologique développé dans cette thèse ? Quels usages peuvent être envisagés ? Quelle est son efficacité dans une perspective concrète de conservation de la biodiversité ?

Ce cadre méthodologique est fondé sur trois modèles célèbres des sciences de l'environnement et du développement durable : le cadre de la durabilité forte (inclusion des sphères économiques, sociales et écologiques), le modèle FPEIR et le “*planetary boundaries framework*” (Cf. Figure 4). Il mobilise, pour qualifier la prise en charge intentionnelle par une entreprise de ses responsabilités écologiques, le modèle hiérarchique de la séquence « éviter-réduire-compenser » (complétée par les actions visant à maintenir et développer les capacités de charge des écosystèmes). La prise en charge effective des responsabilités de l'entreprise vis-à-vis des dégradations de la biodiversité est évaluée à partir d'une adaptation de l'approche EEAD. Conceptuellement, ce cadre explicite les liens entre politiques de conservation de la biodiversité et responsabilités écologiques d'une entreprise. Il connecte ainsi objectifs et moyens collectifs et individuels.

Il est important de souligner que le cadre générique proposé ne peut être appréhendé comme une « recette de cuisine ». Sa déclinaison à une entreprise particulière nécessite de faire des choix à de multiples étapes du processus d'évaluation (périmètre d'analyse, règles de répartition des capacités de charge, adaptations méthodologiques en cas de données manquantes...). L'apprentissage mutuel entre le chercheur et les interlocuteurs en entreprise est une dimension clé du travail partenarial car ces choix doivent être pertinents au regard des spécificités de l'entreprise (métier, données accessibles, contraintes internes et externes...), et la communication transparente sur les hypothèses sous-jacentes à l'évaluation.

Un des principaux apports de ce cadre méthodologique, mis en évidence par les projets de recherche-intervention, est d'avoir démontré, d'une part, l'importance de prendre en compte les pressions étendues dans la qualification des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité et, d'autre part, l'intérêt de raisonner à partir d'ordres de grandeur pour mettre en évidence des situations de non-durabilité, non directement identifiables à partir d'observations de terrain.

Alors que les initiatives en faveur de la biodiversité sont pour une large part déployées à un échelon local, ce cadre méthodologique ouvre des perspectives pour structurer des actions à un niveau plus systémique. En s'appuyant sur un modèle unifié, trans-sectoriel, les entreprises pourraient collectivement confronter les efforts engagés aux seuils écologiques et envisager la mise en œuvre d'un panel structuré de réponses.

L'approche cycle de vie adoptée pourrait faciliter la connexion des partenaires le long de la chaîne de valeur (Baitz et al. 2013) et ainsi une prise en charge commune des pressions directes et indirectes exercées sur les écosystèmes. Dans cette perspective, le Pôle Stockage envisage par exemple de partager l'outil développé avec ses clients.

Il est encore trop tôt pour tirer des conclusions sur la performativité de cette approche : les retombées de l'intervention auprès des deux entreprises partenaires en termes de gestion effective de leurs responsabilités écologiques ne sont pas encore perceptibles. Nous avons cependant pu observer des signaux indiquant que les acteurs ont commencé à s'approprier la démarche en interne (ex : rapprochement pour le Groupe Casino des enjeux de biodiversité avec les enjeux de consommation ; utilisation de l'outil par le Pôle Stockage dans le cadre de la certification « Engagement Biodiversité » de ses sites par Ecocert) et dans leur communication extérieure (ex : évolution du reporting du Groupe Casino ; participation du Pôle Stockage au Prix Entreprises & Environnement 2017 dans la catégorie « Entreprises et biodiversité »). Il serait donc intéressant de prolonger ces projets par une étude longitudinale :

- de l'appropriation des outils et des résultats par les acteurs,
- de l'évolution des modalités de gestion des enjeux de biodiversité.

1.2. Questionnements sur l'efficacité des paradigmes institutionnalisés par les outils d'évaluation et de gestion

Le processus de recherche-intervention, qui a fondé cette thèse, a permis non seulement de développer et tester notre cadre méthodologique, mais aussi d'identifier un certain nombre de moteurs et de freins à la prise en charge effective par les entreprises de leurs responsabilités écologiques. Notamment, les interactions avec les acteurs de terrain nous ont amenés à questionner certains paradigmes véhiculés par les instruments d'évaluation et de gestion. Ces outils servant aux entreprises d'interfaces de traduction de leurs enjeux écologiques, les représentations qu'ils renvoient orientent la stratégie des acteurs (Gondran 2015). Sur la base de notre expérience, certaines de ces orientations sont apparues comme ambiguës voire contre-productives dans la perspective d'une meilleure contribution de la RSE à la conservation de la biodiversité. Nous abordons ici des aspects relatifs :

- (a) à la communication des enjeux de biodiversité au sein des entreprises,
- (b) à l'utilité de la notion de services écosystémiques comme moyen d'intéressement,
- (c) aux risques que représente la restriction du périmètre d'analyse aux enjeux proximaux,
- (d) à l'intérêt d'investir dans une meilleure traçabilité des produits,
- (e) à la définition de ce qu'est une entreprise écologiquement durable,
- (f) et enfin, aux coûts que représente la (non) prise en charge des responsabilités écologiques.

L'objectif ici n'est pas de creuser en détail ces sujets, qui pourraient mériter chacun une thèse à part entière, mais de tirer quelques enseignements de notre démarche de recherche-intervention qui pourraient s'avérer utiles dans d'autres contextes et pour des travaux mobilisant d'autres types d'approches.

(a) La communication des enjeux de biodiversité aux décideurs : quand simplifier la qualification des enjeux n'équivaut pas à faciliter leur prise en charge

Pour être intégrés aux entreprises, les enjeux de biodiversité doivent être rendus intelligibles pour des non-experts. Cependant, les échanges avec les entreprises partenaires ont montré que simplifier la qualification des responsabilités écologiques d'une entreprise, jusqu'à la réduire à une métrique unique, ne facilite pas nécessairement le passage à l'action. Ceci a pu être appréhendé, d'une part, à travers le partenariat avec Casino, où nous avons raisonné aux niveaux 'midpoint' et 'endpoint' (Cf. Figure 8), et d'autre part, avec le Pôle Stockage qui souhaitait que le partenariat aboutisse à un « *outil de cotation biodiversité* » et donc à un indice agrégé.

Représenter un enjeu multidimensionnel avec une seule unité, qu'elle soit monétaire ou biophysique, implique nécessairement une augmentation des incertitudes et une perte d'information lors de l'agrégation. Les approches monocritères, comme aides à la décision, semblent présenter trois talons d'Achille :

- *le crédit accordé à la démonstration* : que ce soit l'entreprise ou ses parties prenantes, la confiance accordée aux résultats est d'autant plus importante que les acteurs comprennent les différentes étapes méthodologiques et sont capables de se faire leur propre idée sur la robustesse des hypothèses. Comme le souligne Baitz et al. au sujet de l'utilisation de l'ACV comme aide à la décision dans l'industrie, ces acteurs « *apprécient généralement davantage être à même de comprendre les compromis et leurs implications plutôt que de recevoir des réponses noires ou blanches. [...] Ils ne font pas confiance aux scores uniques* » (Baitz et al. 2013; p.7) ;
- *l'intelligibilité des résultats* : les métriques uniques, parce qu'elles synthétisent beaucoup d'informations, ne sont généralement pas aisées à interpréter. L'indicateur agrégé 'species loss' par exemple est exprimé dans une unité (PDF.m³.an) complexe à appréhender aussi bien pour les décideurs, que pour des écologues. Avec SARPI, deux options étaient envisagées pour définir la « cotation biodiversité » d'une ISDD : soit de moyenner les occupations de budgets écologiques (OB) pour disposer d'un score écologique moyen (considéré comme sans unité), soit de retenir l'OB la plus élevée. La première option s'est révélée difficile à interpréter pour comparer les performances écologiques des sites, et à expliquer dans la communication des résultats aux parties prenantes externes. Nous avons ainsi recommandé à l'entreprise, si elle souhaitait effectivement se focaliser sur une métrique unique, de communiquer sur l'OB la plus élevée. En

phase avec le concept de seuils et le principe de précaution, cette mesure est en effet plus facile à interpréter (ie. « stocker une tonne de déchet entrant sur le site X pendant 10 000 ans, consomme au maximum le budget écologique de Y personnes »).

- *l'explicitation des liens entre les activités industrielles et la dégradation de la biodiversité* : les différentes mesures de l'occupation du budget écologique des consommateurs (OCB) au niveau 'midpoint' ont été plus riches en enseignements pour construire la stratégie du Groupe Casino que l'OCB 'endpoint' synthétisant l'information en termes de pertes potentielles d'espèces. De même chez SARPI, l'identification des principaux enjeux s'est appuyée sur l'analyse des OB au niveau midpoint et non sur la « cotation biodiversité ».

Pour qu'elle ait une valeur pratique, la qualification des responsabilités doit être certes synthétique, mais suffisamment élaborée pour pouvoir dégager de l'analyse des recommandations relatives au cœur de métier de l'entreprise. Les échanges avec les partenaires industriels de cette thèse ont permis d'éprouver la valeur didactique d'une approche multicritère au niveau 'midpoint'. La référence aux capacités de charge des écosystèmes a autorisé une simplification à deux niveaux :

- l'expression des indicateurs normalisés (OCB et OB) dans une seule et même unité, autorisant une représentation graphique unique ;
- d'établir une règle générale d'interprétation : il suffit qu'un seuil soit dépassé pour que les activités économiques soient qualifiées comme non-durables.

Face à la « complexité » des enjeux de biodiversité, qui peut être avancée dans les sphères économiques comme un motif d'attribution, il ne semble donc pas nécessairement pertinent d'opposer une sur-simplification de leur représentation. Notre recommandation est de s'appuyer sur un cadre d'analyse permettant de jouer entre différents niveaux de détail. Le cadre d'analyse des responsabilités construit dans le Chapitre 2 semble offrir une base relativement robuste pour à la fois développer une vision d'ensemble des liens entre les activités économiques et biodiversité, et pour analyser plus finement les pressions exercées et les réponses apportées par les acteurs.

(b) Les services écosystémiques : un instrument d'intéressement à utiliser avec parcimonie ?

La popularisation de la notion de services écosystémiques s'inscrit pour partie dans la construction d'un discours sur le *"business case for biodiversity"*. L'entreprise aurait intérêt à se préoccuper de la biodiversité car elle est dépendante de services écosystémiques. Elle s'expose donc à des risques (plus ou moins tangibles) de surcoût, de ruptures d'approvisionnement..., et pourrait transformer certains risques en opportunités économiques. Tout l'enjeu de cette approche réside donc dans l'identification de solutions *"win-win"*.

Au cours des premiers échanges avec le Groupe Casino (phases de problématisation et d'intéressement), une approche de ce type a été testée. L'entreprise présente en effet une dépendance aux services d'approvisionnement en ressources halieutiques, aux services de support relatifs à la qualité des sols et aux cycles des nutriments, aux services de régulation climatique... La réponse de mon interlocuteur, balayant en une phrase tout mon argumentaire, m'a surprise et laissée quelque temps perplexe : « *on vendra autre chose* ». Ce revers m'a amenée à davantage m'intéresser au cœur de métier de l'entreprise.

La valeur créée par la grande distribution repose sur la sélection de produits pour construire des offres correspondant aux demandes du marché ciblé et à les vendre à des prix que ce même marché consent à payer, et de plus, compétitifs avec ceux affichés par les concurrents. C'est leur savoir-faire, et il est donc en effet probable qu'ils soient en mesure de vendre un produit B si un produit A disparaît. Le plan stratégique, développé avec une posture de recherche-intervention, s'inscrit dans ce que l'entreprise sait faire : construire de nouvelles offres, influencer les modes de consommation et faire évoluer les spécifications techniques des produits sous ses marques. Nos interlocuteurs ont bien souligné que c'est la prise en compte de leurs enjeux métiers qui a fondé son appropriation en interne.

Certaines entreprises ont une expertise en matière de gestion des services écosystémiques. C'est le cœur de métier des entreprises spécialisées en ingénierie écologique. C'est également un domaine où, plus largement, le secteur de l'environnement développe un savoir-faire (Feger 2016). Le Pôle Stockage et Dépollution est ainsi payé pour limiter au maximum des pollutions qui altèreraient ces services issus du bon fonctionnement des écosystèmes. Véolia avait préalablement testé deux outils – l'Indicateur d'Interdépendance de l'Entreprise à la Biodiversité (IIEB) et l'Ecosystem Services Review (ESR) – pour cartographier les impacts et dépendances de l'ISDD Occitanis (Fromageot et al. 2013; p.172). Cet exercice avait alors permis de dégager trois axes de travail :

- (a) la consommation d'eau issue des précipitations (collectée directement ou sous forme de lixiviats) lors de la stabilisation des déchets pulvérulents,
- (b) l'érosion du sol et le service de pollinisation associés à la qualité du couvert végétal après l'exploitation d'une alvéole,
- (c) un service culturel lié à l'intégration harmonieuse du site dans le paysage.

L'analyse menée dans le cadre de cette thèse conforte donc les axes (b) et (c) puisque « *la qualité du réaménagement du site pour limiter l'érosion du sol et permettre le développement d'un écosystème intégré dans le territoire* » a été identifié comme un enjeu prioritaire (MANUSCRIT V). Par contre, ce n'est pas la consommation d'eau qui est ressortie de l'étude comme critique au regard des seuils écologiques, mais l'écotoxicité aquatique, qui pourrait être générée par de possibles fuites de lixiviats en post-

exploitation. Les émissions de GES et de précurseurs de l’ozone photochimique associées à la stabilisation ont également été pointées comme un enjeu clé.

La notion de services écosystémiques pourrait donc être plus pertinente à mobiliser chez certains secteurs que chez d’autres. Elle ne doit donc pas être comprise comme une panacée pour engager les entreprises mais comme un instrument d’intéressement à utiliser en fonction de leur capacité à effectivement gérer les services écosystémiques. La comparaison des résultats obtenus avec une ISDD de SARPI met en exergue un autre point important : ces approches ne doivent pas faire l’impasse sur les pressions étendues (ressorties dans l’approche EEAD), point sur lequel nous allons à présent revenir.

(c) Les échelles pertinentes pour qualifier et prendre en charge les responsabilités écologiques des entreprises : quand les enjeux proximaux cachent la forêt

Un nombre important d’outils d’évaluation et de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques se focalisent sur l’échelle locale et, lorsqu’ils s’appuient sur des observations directes de la biodiversité, sur les conséquences présentes. Ce périmètre relativement restreint permet de collecter des données spécifiques au contexte territorial de l’entreprise. Leur résolution peut être très fine en fonction de l’effort de collecte engagé. C’est notamment pour cette raison que des dispositifs se mettent en place pour intégrer dans des bases de données institutionnelles les inventaires réalisés par les entreprises (MANUSCRIT III).

Ces approches qui se focalisent sur les enjeux proximaux ne semblent cependant pas adaptées pour qualifier les responsabilités écologiques d’une entreprise. Comme nous l’avons souligné dans le Chapitre 2, les dimensions organisationnelles, spatiales et temporelles à prendre en considération sont bien plus larges. Nos deux études de cas partenariales ont mis en évidence le poids prédominant des pressions étendues. Le risque des approches précises mais restrictives, en se focalisant sur les enjeux proximaux, est donc de passer à côté de sujets clés, de perpétuer chez les acteurs industriels le sentiment d’être peu concernés par la dégradation de la biodiversité et par conséquent de rester à un niveau de prise en charge anecdotique.

L’élargissement du périmètre de qualification des responsabilités écologiques a ouvert des perspectives concernant les leviers dont dispose une entreprise pour prendre en charge ses responsabilités écologiques. Alors que les solutions pour la biodiversité sont souvent présentées comme des actions territoriales, nous mettons en évidence, dans les MANUSCRITS III, IV et VI, que les acteurs de la chaîne de valeur et du système institutionnel doivent également être mobilisés.

Cette recommandation d’élargir le périmètre de qualification des responsabilités écologiques pour identifier des stratégies avec un effet de levier a également des implications pour la communauté de la conservation. Nous rejoignons en effet Kitzes et al. (2016) qui pointent l’échelle d’intervention des programmes de conservation comme

une faille importante. Tout en reconnaissant leur succès sur des zones ciblées, leur focus historique sur les causes proximales de l'érosion de la biodiversité pourrait être une raison notable de leur incapacité à enrayer le déclin global de biodiversité. En explicitant les liens entre activités économiques et objectifs de conservation de la biodiversité, notre travail contribue donc à enrichir les moyens d'intervention en amont des acteurs de la conservation.

(d) De l'utilité de la traçabilité : une qualité de résolution fonction de la variabilité des performances intra- vs. inter-filières

La traçabilité des chaînes de valeur permet, d'une part, de différencier les performances spécifiques des modes de production et de consommation, et d'autre part, d'apprécier les conséquences écologiques au regard de la sensibilité des milieux affectés. Cette collecte d'information est aujourd'hui plus ou moins aboutie selon les secteurs, et peut représenter, lorsque les chaînes de valeurs sont longues et éclatées, des coûts de transaction importants (ex : les chaînes de valeurs agro-alimentaires dans la grande distribution). Les témoignages de Kering et Séquana sur leurs outils respectifs EP&L et Antrak, basés sur une traçabilité accrue de leurs filières d'approvisionnement, ont bien mis en évidence les ressources importantes que nécessite la collecte d'information (MANUSCRIT VI). Il est fort probable, qu'à court-moyen terme, les entreprises ne développeront la traçabilité que pour un nombre limité de produits et services, représentant des volumes ou une valeur ajoutée justifiant un tel investissement. Quand est-il alors le plus pertinent d'investir dans le développement de la traçabilité des produits et services et produits de l'entreprise en vue d'évaluer leurs impacts écologiques ?

Dans le cadre des études de cas partenariales, nous avons utilisé, pour le Groupe Casino, les valeurs de performance moyenne des filières agricoles françaises (base de données Agribalyse) et avec SARPI, des données spécifiques aux sites de stockage. Dans les deux cas, les modèles de caractérisation ACV et les seuils écologiques employés étaient génériques. La résolution de nos études peut donc être considérée comme très médiocre. Les ordres de grandeur obtenus suggèrent néanmoins que les différences de magnitude entre enjeux sont parfois telles que la résolution retenue est suffisante pour les hiérarchiser (Cf. MANUSCRITS IV et V).

Investir dans la traçabilité des impacts environnementaux des filières n'a d'intérêt pour orienter la stratégie écologique d'une entreprise que s'il a été montré préalablement que la variabilité de performance au sein d'une filière est comparable à la variabilité de performance entre filières (voir par exemple (Chaplin-Kramer et al. 2017)). Pour le Groupe Casino, si la variabilité des impacts de la filière bovine s'avère comparable à celle de filières identifiées comme des alternatives (autres filières animales, filières de protéines végétales), il pourrait être opportun de développer la traçabilité des produits issus de la filière bovine pour différencier leurs impacts écologiques en fonction des modes et lieux de production (ex : agriculture biologique, productions de terroirs

particuliers...), plutôt que de se référer à des valeurs moyennes. La qualité des données doit être alors suffisamment fine et vérifiable pour attester des performances écologiques des produits évalués. Cette collecte d'information peut potentiellement être organisée via des processus de certification et de labélisation lorsque ceux-ci permettent de réduire les coûts de transaction. Par contre, si les écarts de performance au sein de la filière sont restreints, il peut être plus efficace de soutenir des filières alternatives que de chercher à optimiser à la marge les performances de la filière en question. C'est dans cette logique que la stratégie proposée au Groupe Casino a été développée (ajuster les besoins – substituer les filières à forts impacts – améliorer les modes de production).

(e) Définir la durabilité : des incertitudes et des complications scalaires irréductibles ?

La durabilité peut-elle être définie positivement ? Pour les activités d'une entreprise, s'inscrire dans l'espace délimité par des seuils écologiques n'équivaut pas à être écologiquement durables... Tout d'abord parce que respecter des seuils définis à une échelle donnée (globale, régionale...) ne permet pas d'exclure que des écosystèmes, plus sensibles que la moyenne, sont soumis localement à des pressions incompatibles avec leurs capacités de charge (Ryberg et al. 2016). D'autre part, il est possible que des pressions, tout en restant en deçà de leurs seuils respectifs (définis indépendamment), conduisent tout de même à des dégradations écologiques majeures, via des mécanismes d'accumulation et de synergies. Les interactions entre processus d'érosion de la biodiversité ainsi que les rétroactions des écosystèmes sont en effet encore largement méconnues (Leadley et al. 2010).

Malgré son nom, l'approche « évaluation environnementale absolue de la durabilité » (EEAD), adaptée dans le cadre de cette thèse aux entreprises, ne permet pas de démontrer la durabilité écologique de l'entité étudiée. Elle permet en revanche d'identifier des situations de non-durabilité. Faute de pouvoir dessiner avec précision un espace effectivement compatible avec la conservation de la biodiversité et d'évaluer finement les impacts écologiques d'une entreprise, la non-durabilité peut être caractérisée à partir de données plus grossières. Nous rejoignons donc ici le point de vue de Goodland : *“colleagues addressing [environmental sustainability] should seek rough rather than precise indicators of sustainability so that we can move on. Better to be roughly right than precisely wrong”* (Goodland 1995; p.19).

Si définir la durabilité en tant que tel peut sembler être une finalité ultime des sciences du développement durable, cette première approche permet, de façon pragmatique, d'avancer avec les acteurs dont les activités ont clairement des impacts critiques.

(f) Les coûts associés à la (non) prise en charge des responsabilités écologiques : actions marginales vs. réorientations stratégiques

La conservation de la biodiversité nécessite de mobiliser des ressources financières¹⁷. La prise en charge par les entreprises de leurs responsabilités écologiques passe pour partie par une contribution à cet effort de financement, dans la mesure où leurs externalités environnementales sont encore peu internalisées et qu'elles bénéficient de services économiques à bas prix au regard de la valeur qu'ils génèrent. Cette contribution peut prendre plusieurs formes (MANUSCRIT III) :

- un soutien financier apporté aux acteurs de la conservation (ONGs, dispositifs institutionnels...) dans le cadre d'actions de mécénat. S'il représente une source de revenus substantielle pour certains programmes de conservation, il reste en général une part modique du revenu d'une entreprise et est relativement volatile car sensible aux coupes budgétaires lors des baisses d'activité ;
- le développement de mécanismes de financement innovants, qui concerne un petit nombre d'entreprises spécialisées car nécessitant des compétences à part entière ;
- le financement en interne de leurs propres pratiques d'atténuation (éviterement, réduction, compensation et soins aux écosystèmes).

Ce dernier point pose la question du coût que représente la mise en œuvre des pratiques d'atténuation. Alors que la méthode développée dans le Chapitre 3 de cette thèse se rapproche en plusieurs points des caractéristiques des approches dites « réformistes » de la *sustainable cost accounting*, auxquelles appartient le modèle CARE (Ionescu 2016), deux divergences notables, relatives aux coûts de ces mesures, sont à souligner.

La première est que, en supposant que l'on peut « *chiffrer le coût des mesures à prendre pour assurer la conservation [des capacités de la biosphère]* » (Richard 2012; p.62), ces approches de comptabilité se placent *a priori* dans une perspective de changement marginal. Chiffrer le montant d'un repositionnement stratégique demanderait en effet de faire des hypothèses majeures, ce qui serait problématique pour établir un compte de résultat suffisamment précis pour être crédible. Discutant les limites des approches de *sustainable cost accounting*, Ionescu pointe également dans sa thèse ce « *biais hérité de leur conception comptable, [...] qui freine l'émergence de modèles économiques innovants* » (Ionescu 2016; p.320). La proposition alternative de cette thèse est de définir des réorientations stratégiques cohérentes avec la logique de la séquence « éviter-réduire-compenser » (complétée par le développement de la résilience des écosystèmes) à partir de l'identification de situations de non-durabilité écologique et de ses causes.

¹⁷ Avec toute les difficulté que cet exercice représente le « *groupe de haut niveau sur l'évaluation mondiale des ressources nécessaires à la mise en œuvre du Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020* » a estimé que ces coûts s'élèvent « *entre 150 et 440 milliards de dollars E.U. par an* » (UNEP/CBD/COP/11/14/Add.2).

Le deuxième point est que ces modèles de comptabilité entretiennent l'idée que la prise en charge des responsabilités écologiques représente un coût pour l'entreprise : « *la constatation des impacts significatifs doit être suivie d'une action, ce qui implique des moyens d'action financiers* » (Richard 2012; p.57). Or l'exemple du projet mené avec le Groupe Casino permet de nuancer cette assertion. L'analyse des risques et opportunités de la stratégie proposée (Tableau 4) suggère en effet que certains des trois axes stratégiques représentent probablement une perte économique pour l'entreprise (l'axe 1 relatif à l'ajustement des consommations notamment) mais que d'autres constituent une opportunité d'augmentation du chiffre d'affaires (l'axe 3 portant sur le développement des produits qualitatifs) et de la marge (l'axe 2 sur les substitutions entre filières). Cet exercice laisse entendre que la mise en œuvre d'une stratégie intégrée n'implique pas nécessairement un coût net pour l'entreprise mais plutôt un repositionnement stratégique. Les conditions dans lesquelles cette proposition se vérifie mériteraient d'être davantage explorées car elle constituerait un levier fort pour mobiliser plus largement les entreprises.

1.3. Complémentarité des approches pour renforcer la prise en charge des responsabilités écologiques d'une entreprise

Quelle est la valeur générique du cadre d'analyse des responsabilités écologiques exposé dans cette thèse ? Dans quels cas de figure est-il pertinent ? Ce cadre a été testé auprès de deux entreprises présentant des caractéristiques *a priori* très différentes (Cf. Chap. 1 Section 2) mais ayant également quelques points communs...

Les interactions entre les activités d'une entreprise et la biodiversité peuvent être de trois types (Feger 2016; Overbeek et al. 2013) :

- i. les activités de l'entreprise ont *globalement des répercussions négatives* sur les écosystèmes (ie. elles tendent à amplifier un ou plusieurs des cinq mécanismes d'érosion de la biodiversité),
- ii. les activités de l'entreprise sont *dépendantes de services fournis par les écosystèmes*,
- iii. les activités de l'entreprise *contribuent à renforcer la résilience des écosystèmes* (ingénierie écologique).

Dans les deux cas d'étude, nous avons étudié des entreprises dont les activités entraînent, dans l'ensemble, des impacts écologiques négatifs. Ce point de vue peut être nuancé pour les activités de stockage et de dépollution de SARPI puisque leur finalité est de réduire les risques environnementaux que posent des déchets et pollutions générés en amont. Néanmoins, leur prise en charge étant réglementée, le fait de les traiter ne peut être considéré en soi comme relevant de la RSE.

Les résultats des deux études mettent, de plus, en évidence pour les deux entreprises l'importance écologique des pressions étendues. Si l'intérêt du cadre d'analyse des responsabilités écologiques pour prendre en compte les pressions étendues a été illustré

via les deux partenariats, ces études pointent également les limites de l'approche proposée concernant l'évaluation des pressions écologiques proximales, moins finement modélisées qu'à travers des approches territoriales.

En fonction du contexte propre à l'entreprise, d'autres approches pourraient s'avérer plus pertinentes que celle exposée dans cette thèse. Nous dressons un panorama, synthétisé dans le Tableau 5, de cadres méthodologiques pour qualifier et prendre en charge les responsabilités écologiques d'une entreprise en fonction du profil d'activité de l'entreprise (ses liens à la biodiversité) et de l'ancrage spatio-temporel et organisationnel de ses enjeux écologiques.

Tableau 5 – Croisement des profils d'activité d'entreprises avec l'ancrage spatio-temporel et organisationnel des enjeux écologiques : positionnement des approches pour une qualification et une prise en charge complète des responsabilités écologiques.

Profil d'entreprise	Enjeux écologiques	
	Proximaux	Etendus
(i) impacts globalement négatifs des activités « cœur de métier »	Suivi écologique (ex : l'indicateur de qualité écologique (Delzons & Gourdain 2013)) « Modèle de gestion pour la viabilité des socio-écosystèmes » (Ionescu 2016) → Gestion adaptative stratégique à l'échelle territoriale¹⁸	Cadre d'analyse des responsabilités écologiques présenté ici → Stratégies d'adéquation des pressions associées aux activités d'une entreprise avec la part des capacités de charge écologiques qui lui est attribuée
(ii) dépendance aux services écosystémiques	Gestion collective des biens communs (Ostrom 2009) → Négociation des règles d'accès aux ressources¹⁹	?
(iii) activités au service des écosystèmes	« Comptabilité de gestion pour les écosystèmes » (Feger 2016) → Ingénierie écologique (développement des capacités de charge des écosystèmes), gestion des informations écologiques et animation territoriale	?

¹⁸ “process that defines the desired condition (i.e. objective/goal) of the protected area and develops management options that are then implemented and evaluated in relation to progress toward that goal” (Kingsford & Biggs 2012; p.9)

¹⁹ « arrangements institutionnels localisés, régissant des collectifs bien définis autour de finalités bien définies » (Weinstein 2013)

Dans la pratique, les entreprises n'entretiennent généralement pas une relation univoque avec la biodiversité. Les activités de distribution de produits alimentaires du Groupe Casino, par exemple, sont ainsi (i) associées à des détériorations des écosystèmes, mais sont également (ii) dépendante de services écosystémiques (Cf. la discussion précédente sur l'utilisation de la notion de services écosystémiques comme instrument d'intéressement) et peuvent aussi (iii) avoir des effets bénéfiques sur la biodiversité, via notamment la promotion de produits associés au maintien d'une biodiversité inféodée à des pratiques agricoles particulières. Les liens entre activités économiques et biodiversité étant souvent pluriels pour une même entreprise, il serait intéressant d'examiner plus en détail comment ces différents cadres méthodologiques se complètent et peuvent être interconnectés dans la perspective d'une qualification et d'une prise en charge plus complète des responsabilités écologiques d'une entreprise.

2. Perspectives scientifiques, opérationnelles et institutionnelles

Cette thèse soulève probablement autant de questions qu'elle n'apporte d'éléments de réponse. Je conclurai ce chapitre en ouvrant des perspectives touchant à trois chantiers :

- la coordination entre les entreprises et leur sphère d'influence,
- l'opérationnalisation de l'EEAD pour les entreprises,
- les leviers pour affermir la contribution de la RSE à la conservation de la biodiversité.

2.1. Quelles opportunités de coordination entre les entreprises et leur sphère d'influence ?

Nos travaux ont souligné le caractère collectif des responsabilités dans la dégradation de la biodiversité mais aussi des réponses apportées par les entreprises. L'analyse des engagements d'entreprises à la SNB a mis en évidence une large mobilisation d'acteurs externes. Le système territorial, la chaîne de valeur et le système institutionnel des entreprises engagées jouent des rôles différenciés dans la mise en œuvre des différents types d'initiatives RSE. Comment les rôles de ces scènes d'action pourraient-ils être coordonnés afin de renforcer la prise en charge des responsabilités écologiques des entreprises ?

Nous avons proposé de qualifier les activités d'une entreprise comme non-durables si elles exercent une ou plusieurs pressions supérieures aux budgets écologiques qui leur sont affectés (définis par le produit $\alpha \cdot \beta \cdot CC / \text{pop}$). Pour résoudre une situation de non-durabilité, deux options s'ouvrent pour l'entreprise : réduire les pressions que ses activités exercent sur les écosystèmes et/ou augmenter les budgets écologiques qui lui sont octroyés.

Concernant la réduction des pressions exercées sur la biodiversité, nos résultats suggèrent que les acteurs de la chaîne de valeur tiennent une place particulière dans la

mise en œuvre des pratiques d'atténuation. En aval, les actions visant à faire évoluer les besoins et les modes de consommation des clients ont un caractère préventif et peuvent éviter des impacts sur l'ensemble de la chaîne de valeur. En amont, les pressions non évitées peuvent être réduites via l'évolution des modes de production. Enfin, le potentiel de compensation des impacts résiduels est à apprécier en fonction du contexte territorial propre aux activités de l'entreprise et en fonction de contraintes sectorielles.

Concernant la possibilité d'accroître le budget écologique de l'entreprise, reprenons sa définition terme par terme :

- le facteur α correspond au facteur d'allocation entre secteurs. Ce facteur de répartition intersectorielle des capacités de charge écologiques n'a aucun fondement institutionnel à l'heure actuelle. Les acteurs du système institutionnel mobilisés par les entreprises dans la mise en œuvre de leurs initiatives procédurales – en support à la gestion des enjeux écologiques (Cf. Chap. 3 Section 1), pourraient également jouer un rôle dans la négociation d'un régime de répartition des capacités de charge entre secteurs. Si un tel mécanisme était déployé, les organisations professionnelles joueraient probablement un rôle actif dans la défense des intérêts des secteurs qu'elles représentent. La puissance publique aurait alors un rôle important à jouer pour s'assurer que les modalités de répartition intersectorielle sont équitables et pertinentes avec l'ensemble des orientations fixées par les politiques publiques ;
- la composante β reflète la contribution relative de l'entreprise, au sein de son secteur d'activité, à subvenir aux besoins humains. Ce facteur peut être défini sur la base de la part de marché de l'entreprise, mais pourrait également intégrer des aspects plus qualitatifs relatifs à la criticité des besoins auxquels répond l'entreprise (Sandin et al. 2015). Pour augmenter son budget écologique via ce facteur, sans augmenter ses pressions, il faudrait que l'entreprise soit capable de décorrélérer la croissance de ses activités et leurs impacts écologiques. Si les gains potentiels sont à examiner au regard du contexte spécifique de l'entreprise, il est cependant important de reconnaître les limites de l'éco-efficience à l'échelle macroscopique, pour ne pas tomber dans l'illusion d'une croissance indéfinie rendue possible par le progrès technique (Arnsperger & Bourg 2016) ;
- le ratio CC/pop reflète enfin les émissions et consommations par personne et par an qu'il ne faudrait pas excéder pour respecter les capacités de charge des écosystèmes d'une région donnée. Ce facteur pourrait être accru en restaurant la qualité écologique des milieux pour maintenir et améliorer leur résilience aux pressions anthropiques.

La Figure 11 schématise comment les différentes scènes d'action d'une entreprise pourraient être mobilisées. Si une entreprise dispose en théorie de plusieurs types de leviers pour sortir d'une situation de non-durabilité, certains enjeux ne sont pas de son

ressort. La composante démographique du ratio CC/pop, par exemple, dépasse le cadre de sa responsabilité sociétale.

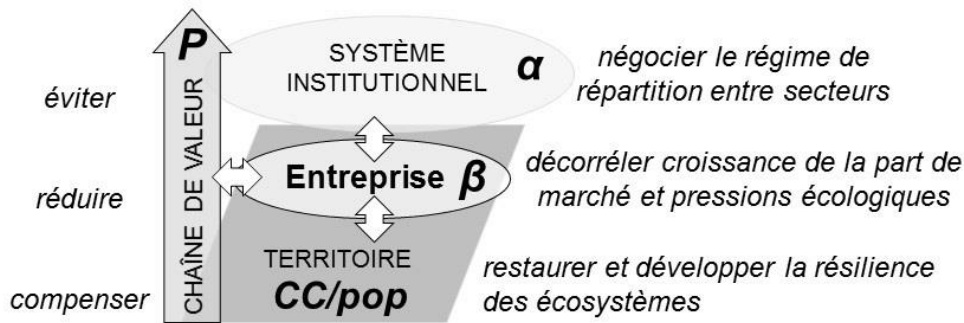


Figure 11 – Coordination des scènes d'action.

Si nous avons discuté ici à la fois les leviers pouvant être mobilisés pour atténuer les pressions et augmenter le budget écologique d'une entreprise, il serait dangereux de parier sur un accroissement substantiel de ce dernier. En effet, à un niveau macroscopique, la négociation des facteurs α et β est un jeu à somme nulle, et à l'échelle mondiale, les tendances démographiques sont à la hausse (Nations Unies 2017) alors que l'état des écosystèmes tend à se dégrader (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

2.2. Quel agenda pour opérationnaliser l'évaluation environnementale absolue de la durabilité pour les entreprises ?

Nous avons proposé une adaptation de l'approche EEAD aux entreprises pour évaluer la compatibilité de leurs activités avec la conservation de la biodiversité, et l'avons testée auprès de deux entreprises. Pour qu'une telle approche constitue une interface connaissance-décision efficace et robuste, il est important de s'assurer de sa crédibilité scientifique, de sa pertinence pour les décideurs et de sa légitimité sociale (Cf. MANUSCRIT I). Les retours des entreprises partenaires et des acteurs auxquels les résultats ont été présentés (Cf. Annexe 1) semblent conforter la valeur didactique de l'approche et son potentiel pour guider le développement de plans d'action stratégiques, et donc sa pertinence pour les décideurs. La crédibilité des fondements scientifiques et la légitimité de certains choix méthodologiques nécessiteraient cependant d'être confortées. Au regard des limites rencontrées, un agenda de recherche est proposé pour consolider les fondements scientifiques de l'approche, puis une réflexion est engagée concernant les modalités de répartition des budgets écologiques entre acteurs.

(a) Consolider les bases scientifiques de l'EEAD

L'EEAD est une approche en cours de développement qui s'appuie sur des connaissances issues de multiples disciplines, notamment, de l'écologie pour ce qui est de la définition des capacités de charge et des sciences de l'environnement pour la modélisation des pressions. Ces fondements nécessitent d'être renforcés (Ryberg et al. 2016). Les tests menés avec les deux entreprises partenaires ont en particulier fait ressortir cinq pistes de recherche :

- *améliorer la couverture des différents types de pressions affectant la biodiversité* : la surexploitation des ressources biologiques constitue notamment un volet important à intégrer pour pouvoir adresser les impacts sur la biodiversité d'une entreprise utilisant des ressources sylvicoles ou halieutiques à partir de l'approche EEAD ;
- *appliquer de façon harmonisée le principe de précaution* : les seuils retenus par Bjørn et Hauschild (2015) pour estimer les capacités de charge des écosystèmes nécessiteraient d'être validés par des panels d'experts (nous avons notamment émis des doutes quant à la limite retenue pour l'emprise foncière). La définition de fourchettes reflétant les incertitudes scientifiques permettrait de réaliser des analyses de sensibilité plus précises. De la même façon que la définition du seuil de +2°C établi pour le changement climatique a fait l'objet de processus de gouvernance pour parvenir à un consensus, la définition des limites écologiques pour les différentes pressions nécessiterait probablement d'être mise en débat afin d'asseoir leur légitimité et leur portage politique ;
- *améliorer la résolution spatiale* : la maille continentale utilisée dans cette thèse est très grossière et ne permet pas de rendre compte des spécificités des socio-écosystèmes locaux qui sont *in fine* affectés par les activités d'une entreprise. L'étude de Kambou et al. suggère ainsi que le budget écologique individuel (ratio CC/pop) pour l'écotoxicité aquatique pourrait être d'un ordre de grandeur plus faible dans le bassin de Seine Normandie qu'à l'échelle européenne du fait des fortes densités de population au regard de la disponibilité des eaux de surface dans cette région (Kambou et al. en cours d'évaluation). L'impact des fuites potentielles de lixiviats en post-exploitation des deux ISDD pourraient donc être plus critiques que ce que suggèrent nos résultats ;
- *mieux prendre en compte les dynamiques temporelles* : tous les termes du critère de non-durabilité (Eq. 1) sont dynamiques. L'objectif de la méthode proposée étant d'assurer la compatibilité des activités économiques avec la conservation de la biodiversité sur le long terme, l'étude des évolutions temporelles est tout aussi importante que la composante spatiale. Ces évolutions étant influées par de multiples facteurs socio-économiques et écologiques, il serait intéressant d'engager des démarches de prospective pour dessiner plusieurs scénarios de référence ;
- *tenir compte des interactions entre processus écologiques* : les capacités de charge des écosystèmes ont été définies indépendamment pour les différentes pressions à l'origine de l'érosion de la biodiversité, avec une approche en silo. Or, les effets cumulés de ces pressions et les rétroactions des écosystèmes rendent la réalité plus complexe. Tout en faisant preuve de parcimonie dans la complexification de l'EEAD pour ne pas en faire une boîte noire, il semble nécessaire de mieux intégrer les synergies entre processus pour affermir la crédibilité de l'évaluation.

Les challenges scientifiques sont donc substantiels. Alors que de multiples programmes de recherche existants pourraient concourir à améliorer les connaissances relatives à ces cinq axes, se pose la question de comment coordonner et traduire les résultats de ces différents projets pour aboutir à une définition consensuelle des seuils écologiques. La Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (en anglais Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) ou des outils de gouvernance tels que la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE) pourraient-ils par exemple servir d'appui à l'élaboration d'une définition robuste et partagée des capacités de charge écologiques ?

(b) Converger vers un système de règles de répartition des capacités de charge

“A focus on the allocation of rights and responsibilities as an end point in the discussion is helpful only in a world where we can reach some level of consensus around that allocation.” (Freeman & Liedtka 1991)

Délimiter les « droits » d'émissions et de consommations des différents acteurs de façon à respecter collectivement les capacités de charge des écosystèmes est un exercice intrinsèquement normatif. Trouver un consensus sur la définition d'un tel système de règles est un enjeu critique pour opérationnaliser l'approche EEAD (Ryberg et al. 2016).

La déclinaison de limites écologiques globales en objectifs de performance individuels a été récemment au cœur de processus institutionnels et d'initiatives sectorielles, notamment autour des enjeux climatiques. Les pays signataires de l'Accord de Paris sur le changement climatique ont par exemple soumis lors de la COP 21 leurs contributions nationales (*Intended Nationally Determined Contributions*)²⁰. Côté entreprises, l'initiative *Science-Based Targets* (<http://sciencebasedtargets.org/>) vise à définir des cibles de réduction d'émissions des GES, par secteurs et par entreprises, cohérentes avec les connaissances scientifiques et les objectifs institutionnels sur le climat.

Les objectifs de conservation de la biodiversité peuvent-ils également être déclinés de façon opérationnelle à l'échelle des entreprises ? Nous avons proposé dans cette thèse une méthode de traduction des objectifs institutionnels de conservation en termes de responsabilités écologiques d'une entreprise. Cette traduction s'appuie sur une méthode de comptabilité des pressions exercées sur les écosystèmes et un système de règle d'allocation des capacités de charge des écosystèmes aux entreprises, avec dans les deux cas, une approche basée sur les consommations. En effet, une approche de type cycle de vie est adoptée pour comptabiliser les pressions et l'allocation des capacités de charge est basée sur la définition du budget écologique des consommateurs (le ratio CC/pop).

Nous avons identifié deux failles majeures dans notre proposition :

²⁰ Ces engagements ont fait l'objet de critiques car ils ne permettraient pas de respecter collectivement l'objectif de limiter l'augmentation de la température du globe en-dessous de +2°C (Rogelj et al. 2016).

- bien qu'il présente l'avantage d'être relativement transparent, *le principe d'héritage, retenu pour l'allocation intersectorielle, présente des lacunes opérationnelles*. Les données d'émissions et de consommation ne sont pas connues pour tous les secteurs (problème rencontré avec le Pôle Stockage) et cette méthode tend à favoriser les secteurs ayant les plus lourds impacts écologiques, sans tenir compte de leurs marges de progression respectives. Nous avons pointé dans le MANUSCRIT IV que la cible ainsi fixée au secteur alimentaire n'est *a priori* pas réaliste. Une méthode alternative, plus dynamique et constructive, pourrait être d'allouer les capacités de charge écologiques en fonction des capacités d'abattement respective des secteurs. Une telle approche nécessiterait d'engager des démarches prospectives robustes pour que les arbitrages ne soient pas uniquement basés sur l'influence politique et le pouvoir de négociation des secteurs ;
- *la définition du budget écologique des consommateurs est ambiguë*. Dans cette thèse, il est défini comme le ratio de « la capacité de charge des écosystèmes sur une année à supporter une pression i » et de « la taille de population sur la région affectée et desservie par les activités de l'entreprise ». La question du périmètre spatial pose ici problème si l'on souhaite appliquer cette définition à une échelle locale. Cette difficulté est évoquée pour le Pôle Stockage dans le Manuscrit V mais existe également pour le Groupe Casino. Avec cette entreprise, nous nous sommes référés aux budgets écologiques d'un Européen, partant du principe que la majorité des matières premières composant les produits alimentaires vendus par Casino France a été produite en Europe. Ces budgets ont été définis sur la base de la taille de population du continent européen et des capacités de charge moyennes de ses écosystèmes. Or, les résultats de l'étude indiquent que des forêts tropicales sont également affectées en amont par la production de l'alimentation animale (la production de soja pour l'élevage est connu pour être associée à la déforestation en Amérique du Sud (Nepstad et al. 2006)). Nous aurions donc dû tenir compte des capacités de charge des écosystèmes affectés au-delà du continent européen. Comment dans ce cas affecter ces capacités de charge aux consommateurs français ? En mentionnant dans notre définition les populations affectées et desservies, nous faisons l'hypothèse qu'habitants locaux et consommateurs ont les mêmes droits écologiques. Cette hypothèse est contestable, mais il n'est pas non plus trivial de lui trouver une alternative. En affectant les capacités de charge d'une région exclusivement à ses habitants comme le propose par exemple Bjørn (2015), les urbains seraient très largement défavorisés face aux ruraux. La question de la définition du budget écologique à l'échelle des individus reste donc ouverte.

Converger vers un système de règles de répartition des capacités de charge pose donc des difficultés conceptuelles, opérationnelles et politiques. La conception d'un tel système, qui constituerait une forme de rationnement, soulève également des questions

de gouvernance : quelles institutions pourraient le porter ? Les seuils écologiques étant multiscalaires et les chaînes de valeur mondialisées, comment organiser sciemment l'articulation des échelles institutionnelles, économiques et écologiques (Cash et al. 2006) dans la définition de systèmes de règles d'allocation des budgets écologiques ?

2.3. Quels leviers institutionnels pour affermir la contribution de la RSE à la conservation de la biodiversité ?

Les politiques de conservation s'appuient à la fois sur des approches coercitives et des dispositifs volontaires, avec contre-partie financière dans le cas par exemple des paiements pour services écosystémiques, ou sans intéressement financier explicite dans le cas de la RSE (MANUSCRIT III). Les motivations des entreprises et les leviers des acteurs publics pour encourager le déploiement des initiatives RSE sont moins explicites que dans le cas des mécanismes juridiquement contraignants ou basés sur une logique de marché. Trois types de processus peuvent contribuer à institutionnaliser l'adoption de telles pratiques (DiMaggio & Powell 1983; King & Lenox 2000) :

- des *processus coercitifs* (plus ou moins formalisés) qui se rapportent aux pressions que les acteurs institutionnels peuvent exercer, avec, pour les entreprises, des conséquences sur leur influence politique et leur légitimité ;
- des *processus normatifs*, associés à la professionnalisation des acteurs et à la standardisation des pratiques,
- des *processus mimétiques*, via le partage d'informations sur les bonnes pratiques et les retours d'expérience sur les bénéfices tirés par les autres acteurs.

Dans l'optique de renforcer le concours de la RSE à la conservation de la biodiversité et pour clôturer nos réflexions, nous nous proposons de formuler des propositions visant à mobiliser chacun de ces leviers.

(a) Leviers mimétiques & gestion intentionnelle : organiser la diffusion des pratiques

Les initiatives RSE en faveur de la biodiversité prennent des formes très variées et peu d'informations sont actuellement disponibles sur leur efficacité écologique. Il serait donc intéressant de capitaliser sur les projets mis en œuvre, via notamment la diffusion des retours d'expérience sur les pratiques ayant fait leur preuve et celles n'ayant pas abouti aux effets escomptés, pour organiser des processus d'apprentissage collectif. La typologie des initiatives RSE développée dans cette thèse (Figure 5) pourrait servir d'outil pour structurer la diversité de pratiques expérimentées par les entreprises pro-actives en matière de biodiversité. Il pourrait être envisagé qu'un tel dispositif s'appuie sur les initiatives de diffusion des connaissances (une des catégories de la typologie) déjà déployées par les entreprises et les associations professionnelles afin de bénéficier des relais existants.

De plus, nous avons pointé dans l'étude de cas de la SNB que les initiatives de support prédominent dans les engagements des entreprises par rapport aux initiatives

d'atténuation active de la perte de biodiversité (Manuscrit III). Il paraît donc important de veiller à équilibrer la promotion de ces deux catégories de pratiques pour optimiser *in fine* l'efficacité des plans d'action RSE.

(b) Leviers coercitifs & gestion effective : expliciter les niveaux de performance attendus

La référence aux concepts de RSE, de développement durable et de conservation de la biodiversité peut recouvrir des sens divers dans la communication des entreprises. Acquier et Gond qualifient ainsi de nomadisme « *la facilité qu'ont les acteurs à importer [les notions de responsabilité sociétale et les concepts associés] dans des contextes d'interprétation très différents, et leur malléabilité, c'est-à-dire la possibilité de retravailler ces notions pour les traduire en fonction du contexte et de leur donner de nouveaux sens* » (Acquier & Gond, 2007, cités par (Brodhag 2016; p.13)).

Dans la lignée de la lutte contre le *greenwashing*, il pourrait être envisagé d'établir une doctrine relative au vocable de la RSE afin que son utilisation soit en phase avec l'exigence du respect des limites écologiques. En effet, le caractère volontaire (au-delà des prescriptions juridiquement contraignantes) de la mise en œuvre d'initiatives relevant de la RSE n'empêche pas pour autant de durcir les conditions à remplir pour qu'une organisation puisse qualifier ses produits, services ou activités de « durables », « écologiques » ou « responsables ». Il s'agit ainsi de « rigidifier » des concepts « mous » (Boutaud 2005) en réaffirmant, d'une part, le sens que leur a conféré les conventions et normes issus de processus de négociation internationaux (ex : Convention pour la diversité biologique, Objectifs de développement durables onusiens, norme ISO 26 000) et d'autre part, en demandant aux entreprises de faire la démonstration de la prise en charge effective de leurs responsabilités écologiques.

Nous avons discuté dans cette thèse des difficultés rencontrées pour définir la durabilité écologique des activités d'une entreprise et avons opté pour un changement de paradigme à savoir l'identification de situations de *non-durabilité*. Si l'approche méthodologique développée constitue un pas en avant pour apprécier la compatibilité des pressions exercées par une entreprise avec les objectifs de conservation de la biodiversité, d'un point de vue « marketing », le champ lexical de la non-durabilité peut sembler moins attrayant...

Dans le prolongement de la définition d'un système de règles d'allocation des budgets écologiques, une réponse pragmatique pourrait consister à esquisser des trajectoires sectorielles. Les entreprises pourraient alors communiquer quant à leur conformité avec les cibles écologiques qui auront été fixées à leur secteur. Une telle approche s'inscrirait dans une logique relativement similaire à l'initiative Science-based targets, ciblant plus spécifiquement les émissions de GES. Si la mise en œuvre d'un tel dispositif susciterait probablement des réticences, il répondrait cependant au besoin de visibilité des entreprises quant aux niveaux de performance écologique attendus. Cette proposition rejoint et développe l'une des recommandations de la mission de relance de la SNB :

« Préciser les objectifs de la SNB en affichant, dans le cadre d'une trajectoire opérationnelle, des résultats à atteindre mesurables, assortis d'indicateurs chiffrés, qui aideraient les acteurs à proposer des projets contribuant à leur atteinte » (Lavoux & Neveu 2015; p.10).

Cette proposition laisse en suspens de nombreuses questions. Est-il envisageable de traduire les objectifs de conservation de la biodiversité en termes de cibles et de trajectoires sectorielles ? Les connaissances scientifiques sont-elles suffisamment matures ? La prospective pourrait-elle aider à dessiner des scénarios compatibles avec les contraintes écologiques ?

(c) Leviers normatifs & orientations stratégiques : généraliser l'application de la séquence ERC

Nos travaux ont souligné l'utilité de la structure de la séquence « éviter-réduire-compenser » (ERC) pour caractériser les initiatives RSE et élaborer une stratégie cohérente visant à corriger une situation de non-durabilité. Alors que la séquence ERC a historiquement ciblé les projets à forte emprise foncière (projets d'infrastructures, activités extractives...), nos résultats suggèrent que la logique de cette séquence a également une plus-value pour d'autres secteurs d'activité. Dans la même veine que la séquence réduire-réutiliser-recycler (3R) pour l'économie circulaire, la séquence ERC (éventuellement complétée par la notion de développement de la résilience des écosystèmes) pourrait offrir une base robuste à l'élaboration des stratégies RSE pour la biodiversité. Il serait ainsi intéressant d'approfondir sous quelles conditions la séquence ERC pourrait être effectivement élargie à de multiples secteurs et aux différentes pressions responsables de la perte de biodiversité, y compris aux pressions étendues.

Bilan du chapitre 4

- ❖ L'efficacité de l'instrumentation pour orienter les entreprises vers une meilleure prise en charge de leurs responsabilités écologiques est discutée.
- ❖ Les connexions entre le cadre d'analyse des responsabilités écologiques développé dans la thèse et d'autres cadres méthodologiques mériteraient d'être approfondies dans la perspective d'une qualification plus complète des responsabilités écologiques d'une entreprise.
- ❖ Nos réflexions ouvrent des perspectives relatives :
 - aux opportunités pour une entreprise de coordonner ses fronts d'influence afin de renforcer la prise en charge de ses responsabilités écologiques,
 - à l'opérationnalisation de l'EEAD pour les entreprises,
 - aux leviers institutionnels pour mettre la RSE au service de la conservation de la biodiversité.

Conclusion

Alors que la montée en puissance des entreprises sur les enjeux de biodiversité suscite à la fois des espoirs et des craintes chez les acteurs historiques de la conservation, l'objectif de cette thèse était d'analyser la contribution potentielle des entreprises à la conservation de la biodiversité dans le cadre de leur responsabilité sociétale. Plus spécifiquement, je me suis attachée à développer les quatre questions de recherche suivantes :

Q1 : Comment qualifier les responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité ?

Q2 : Quelles formes prennent les initiatives de responsabilité sociétale portées par les entreprises en faveur de la biodiversité ?

Q3 : Les responsabilités écologiques sont-elles prises en charge de façon à rendre compatibles les activités de l'entreprise avec la conservation de la biodiversité ?

Q4 : Si cela est souhaitable, comment renforcer la contribution de la RSE à l'atteinte des objectifs institutionnels de conservation ?

Un cadre d'analyse générique a été développé pour qualifier les responsabilités écologiques d'une entreprise. Ce cadre propose de faire un focus, d'une part, sur les initiatives RSE portées par l'entreprise dans l'optique de favoriser la biodiversité, et d'autre part, sur les pressions exercées par les activités de l'entreprise à l'échelle de sa chaîne de valeur afin d'évaluer leur compatibilité avec les limites écologiques et les objectifs fixés par les cadres institutionnels de la conservation.

L'examen des engagements reconnus au titre de la SNB a permis de proposer une typologie décrivant la diversité des initiatives RSE portées par des entreprises de tailles et de secteurs variés. Cette analyse a mis en évidence que le système territorial, la chaîne de valeur et le système institutionnel des entreprises jouaient des rôles différenciés et complémentaires dans la mise en œuvre de ces initiatives. Si l'évaluation des impacts écologiques de ces pratiques nécessiterait une analyse approfondie et contextualisée, nous avons souligné que les différentes catégories d'initiatives présentent structurellement des potentiels distincts pour enrayer l'érosion de la biodiversité.

Partant du postulat que le respect des capacités de charge des écosystèmes est un prérequis à la conservation de la biodiversité, une méthode a ensuite été proposée pour identifier si les activités d'une entreprise sont écologiquement non-durables. Testée auprès de deux entreprises aux caractéristiques très différentes dans le cadre de projets

de recherche-intervention, cette approche a mis en exergue la criticité des pressions « étendues » sur un large périmètre spatial, temporel et organisationnel, rendant leur observation impossible à partir d'une approche territoriale.

Cette objectivation de la distance aux seuils écologiques a servi d'appui pour proposer des orientations stratégiques dans la logique de la séquence éviter-réduire-compenser. La mise en œuvre de cette séquence invite à adopter une approche inversée par rapport au sens de flux de produits et de service dans une chaîne de valeur à savoir : éviter les impacts en faisant évoluer en aval les attentes et besoins des consommateurs, puis réduire les impacts non évités via l'amélioration des performances des modes de production en amont. Alors que les solutions pour conserver la biodiversité sont généralement recherchées là où se situent les problèmes écologiques, cette approche permet d'identifier des leviers à une échelle plus systémique.

La thèse défendue est que la prise en charge par une entreprise de ses responsabilités écologiques ne se limite pas au développement d'initiatives périphériques en faveur de la biodiversité mais qu'il s'agit bien de faire la démonstration que les activités de l'entreprise s'inscrivent dans les limites de la biosphère. Le principal intérêt de la RSE *pour* conserver la biodiversité, souligné par ces travaux, réside dans la prise en charge des pressions étendues, conférant ainsi à la RSE une vraie complémentarité avec les approches coercitives.

Alors que ma thèse se conclut ici, j'ai bien conscience que ces trois années auront ouvert au moins autant de nouvelles pistes de travaux scientifiques qu'elles n'auront apporté d'éléments de réponse à mes questions de recherche. Quant aux dimensions plus opérationnelles et politiques des perspectives issues de ces réflexions, je ne sais si elles susciteront plus de la perplexité ou de l'engouement. A l'issue de cette thèse, mon sentiment plus personnel est que l'on ne pourra faire face à la crise écologique que nous traversons sans endosser à l'échelle individuelle et organisationnelle nos propres responsabilités dans cette dégradation.

Glossaire

Analyse de cycle de vie (ACV) : *« compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produit au cours de son cycle de vie »* (ISO 14040 2006; p.2).

Biodiversité : diversité du vivant, à l'échelle des gènes, des espèces et des écosystèmes, et des interactions entre ces différentes composantes.

Budget écologique alloué : niveau de stress maximum autorisé à un acteur (individu, entreprise, pays...) pour ses activités ou consommations, défini sur la base de la capacité de charge des écosystèmes affectés et d'un système de règle d'allocation entre acteurs.

Budget écologique individuel de référence : niveau de stress pouvant être exercé par les consommations d'un individu sur une année, tout en restant a priori compatible avec la capacité de charge d'un écosystème donné.

Capacité de charge : quantité maximale d'un facteur de stress qu'un écosystème peut supporter avant de franchir un seuil associé à des changements substantiels et/ou difficilement réversibles de sa composition, sa structure ou son fonctionnement.

Chaîne de valeur : *« séquence complète d'activités ou d'acteurs qui fournissent ou reçoivent de la valeur sous forme de produits ou de services »* (ISO 26000 2010; p.5).

Coût de transaction : coût associé à la réalisation d'une transaction sur le marché en dehors du cadre de la concurrence pure et parfaite, comprenant notamment les coûts de prospection et de recherche d'information, les coûts de négociation des contrats et les coûts liés au contrôle de la bonne exécution du contrat (source : Wikipedia).

Fraction allouée : part de la capacité de charge d'un écosystème assignée à un acteur (un individu, une entreprise, un pays...) à partir d'un système de règles de répartition.

Ingénierie écologique : *« mise en œuvre d'écosystèmes durables par [et] pour la biodiversité »* (Rey et al. 2014; p.28) (NB : le terme « ou » a été remplacé ici par le terme « et »).

Initiative RSE : *« programme ou activité visant expressément à atteindre un objectif particulier en rapport avec la responsabilité sociétale »* (ISO 26000 2010; p.3).

Instrumentation : *« activités de conception et d'utilisation d'instruments dans un domaine d'activité spécifique et qui renvoient à des formes d'expertise identifiables »* (Aggeri & Labatut 2010; p.10).

Normatif : deux sens du terme sont employés dans la thèse. Sens 1 : relatif à un référentiel qui n'est pas donné par essence mais qui est socialement construit (ex : le choix de se référer aux objectifs institutionnels de conservation de la biodiversité est normatif, on aurait également pu choisir de se référer aux attentes des parties prenantes des entreprises). Sens 2 : relatif aux normes produites par une institution (ex : norme ISO 26°000).

Pratiques d'atténuation : pratiques visant à atténuer activement l'érosion de la biodiversité via l'application de la séquence ERC à la stratégie de l'entreprise et le développement d'activités de soin/services aux écosystèmes.

Pressions directes vs. indirectes : les *pressions directes* d'une entreprise correspondent aux pressions exercées par les activités propres à l'entreprise. *A contrario*, les *pressions indirectes* sont celles exercées en amont ou en aval de la chaîne de valeur de l'entreprise (fournisseurs, clients...).

Pressions proximales vs. étendues : les *pressions proximales* d'une entreprise correspondent aux pressions exercées par les activités propres à l'entreprise (sous sa responsabilité directe), ayant des impacts sur le périmètre foncier de l'entreprise ou sur des écosystèmes directement adjacents, et ceci, dans un laps de temps court. *A contrario*, les *pressions étendues* d'une entreprise incluent ici les pressions :

- sous la responsabilité indirecte de l'entreprise, exercées en amont ou en aval de sa chaîne de valeur de l'entreprise (fournisseurs, clients...),
- et/ou ayant des incidences sur des écosystèmes éloignés,
- et/ou causées par des actions présentes ou passées mais dont les effets ne sont pas immédiatement perceptibles.

Processus d'érosion de la biodiversité : cinq grands types de processus sont responsables de la perte de biodiversité associée aux activités anthropiques : la perte et dégradation des habitats, la surexploitation des ressources biologiques, les pollutions (physiques, chimiques et génétiques), le changement climatique et la diffusion d'espèces exotiques envahissantes (SCBD 2010).

Recherche-intervention : démarche de recherche où l'intervention du chercheur et ses interactions avec les acteurs du système étudié s'inscrivent dans un projet de transformation assumé.

Résilience : « *capacité d'un système à absorber une perturbation et à se réorganiser dans ses évolutions de façon à maintenir dans l'essentiel la même fonction, structure, identité et les mêmes boucles de rétroactions* » (notre traduction de (Folke et al. 2004; p.558)).

Responsabilité sociétale des entreprises (RSE) : « *responsabilité d'une organisation vis-à-vis des impacts de ses décisions et activités sur la société et sur l'environnement, se traduisant par un comportement éthique et transparent qui* :

- *contribue au développement durable, y compris à la santé et au bien-être de la société ;*
- *prend en compte les attentes des parties prenantes ;*
- *respecte les lois en vigueur tout en étant en cohérence avec les normes internationales de comportement ;*
- *est intégré dans l'ensemble de l'organisation et mis en œuvre dans ses relations »* (ISO 26000 2010; p.4).

Séquence ERC : *« éviter-réduire-compenser. Séquence visant à éviter « au maximum », réduire « au minimum », puis compenser les impacts résiduels en vue d'obtenir en théorie un impact écologique neutre »* (Levrel et al. 2015; p.286) sur un périmètre donné des activités d'une entreprise.

Services écosystémiques : *« biens et services procurés aux sociétés humaines grâce aux processus, structures et fonctions d'un écosystème »* (Levrel et al. 2015; p.287)

Socio-écosystème : unité bio-géo-physique comprenant les acteurs et les institutions qui s'y rattachent. Ce concept souligne le caractère intégré des dimensions écologiques et sociales d'un système.

Soins/services aux écosystèmes : pratiques visant à maintenir et améliorer la résilience et les capacités de charges des écosystèmes sur le long terme, pouvant se matérialiser, par exemple, à travers des activités d'ingénierie écologique.

Sphère d'influence : *« portée/ampleur des relations politiques, contractuelles, économiques ou autres à travers lesquelles une organisation a la capacité d'influer sur les décisions ou les activités de personnes ou d'autres organisations »* (ISO 26000 2010; p.4).

Bibliographie

- AGGERI, FRANCK & LABATUT, JULIE, (2010). La gestion au prisme de ses instruments. Une analyse généalogique des approches théoriques fondées sur les instruments de gestion. *Finance Contrôle Stratégie*, (n°3), pp.5–37.
- ARNSPERGER, CHRISTIAN & BOURG, DOMINIQUE, (2016). Vers une économie authentiquement circulaire. *Revue de l'OFCE*, (145), pp.91–125.
- AUBEL, CHRISTOPHE, (2016). Vidéo de restitution du forum Biodiversité et Économie. <http://www.afbiodiversite.fr/fr/actualites/forum-biodiversite-et-economie-toutes-les-restitutions-en-ligne> [Consulté le 11/7/2017].
- BAITZ, MARTIN ; ALBRECHT, STEFAN ; BRAUNER, ELOISE ; BROADBENT, CLARE ; CASTELLAN, GUY ; CONRATH, PIERRE ; FAVA, JAMES ; FINKBEINER, MATTHIAS ; ET AL., (2013). LCA's theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), pp.5–13.
- BARBAULT, ROBERT & WEBER, JACQUES, (2010). *La vie, quelle entreprise !: Pour une révolution écologique de l'économie*, Paris: Seuil.
- BARNOSKY, ANTHONY D. ; HADLY, ELIZABETH A. ; BASCOMPTE, JORDI ; BERLOW, ERIC L. ; BROWN, JAMES H. ; FORTELIUS, MIKAEL ; GETZ, WAYNE M. ; HARTE, JOHN ; ET AL., (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486(7401), pp.52–58.
- BAROT, SÉBASTIEN ; MARTIN, JEAN-LOUIS ; SARRAZIN, FRANÇOIS ; SILVAIN, JEAN-FRANÇOIS & THÉBAUD, CHRISTOPHE, (2016). Erosion de la biodiversité: le scepticisme n'est pas une réponse. *Le Monde*. http://www.lemonde.fr/biodiversite/article/2016/04/15/erosion-de-la-biodiversite-le-scepticisme-n-est-pas-une-reponse_4903066_1652692.html [Consulté le 11/7/2017].
- BIGARD, CHARLOTTE ; PIOCH, SYLVAIN & THOMPSON, JOHN D., (2017). The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *Journal of Environmental Management*, 200, pp.35–45.
- BILLEN, GILLES ; LASSALETTA, LUIS & GARNIER, JOSETTE, (2015). A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Environmental Research Letters*, 10(2), p.025001.

- BJØRN, ANDERS, (2015). *Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective*. DTU Management Engineering.
- BJØRN, ANDERS ; DIAMOND, MIRIAM ; BIRKVED, MORTEN & HAUSCHILD, MICHAEL ZWICKY, (2014). Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits. *Environmental Science & Technology*, 48(22), pp.13253–13262.
- BJØRN, ANDERS & HAUSCHILD, MICHAEL ZWICKY, (2015). Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(7), pp.1005–1018.
- BOIRAL, OLIVIER, (2014). Accounting for the Unaccountable: Biodiversity Reporting and Impression Management. *Journal of Business Ethics*, pp.1–18.
- BOUCHERAND, SYLVAIN ; DEDA, ALICE ; NOGUEIRA, MAXIMILIEN & TERRAUBE, LEA, (2015). *Analyse comparée des politiques et des actions déclarées en faveur de la biodiversité et des services écosystémiques par les entreprises du CAC 40. 2ème édition – Stratégies 2014*, 52 p., Paris, France: B&L Evolution.
- BOURG, DOMINIQUE & WHITESIDE, KERRY, (2010). *Vers une démocratie écologique. Le citoyen, le savant et le politique*, Le Seuil.
- BOUTAUD, AURELIEN, (2005). *Le développement durable: penser le changement ou changer le pansement?* Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne. <http://hal.archives-ouvertes.fr/tel-00781187/> [Consulté le 30/9/2014].
- BOUTAUD, AURELIEN & GONDRAN, NATACHA, (2009). *L'empreinte écologique*, Paris: La Découverte.
- BOUWMAN, A.F. ; VUUREN, D.P. VAN ; DERWENT, R.G. & POSCH, M., (2002). A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 141, pp.349–382.
- BRODHAG, CHRISTIAN, (2010). La double dimension procédurale et substantive de l'ISO 26 000. Dans *ISO 26 000 : une Norme « hors norme »? Vers une conception mondiale de la responsabilité sociétale*. Paris: Capron, M., Quairel - Lanoizelée, F., Turcotte, M.F., pp. 131 – 143.
- BRODHAG, CHRISTIAN, (2016). Une responsabilité sociétale multi-institutionnelle : émergence et modalités. Dans *RIODD 2016*. Saint-Étienne, France. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01348912> [Consulté le 24/8/2017].
- BROOK, BARRY W. ; ELLIS, ERLE C. ; PERRING, MICHAEL P. ; MACKAY, ANSON W. & BLOMQUIST, LINUS, (2013). Does the terrestrial biosphere have planetary tipping points? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(7), pp.396–401.
- CALLON, MICHEL, (1984). Some elements of a sociology of translation: domestication of the scallops and the fishermen of St Brieuc Bay. *The Sociological Review*, 32, pp.196–233.

- CAPRON, MICHEL & QUAIREL-LANOIZELEE, FRANÇOISE, (2004). *Mythes et réalités de l'entreprise responsable*, Paris: La Découverte.
- CASH, DAVID ; ADGER, W. NEIL ; BERKES, FIKRET ; GARDEN, PO ; LEBEL, LOUIS ; OLSSON, PER ; PRITCHARD, LOWELL & YOUNG, ORAN, (2006). Scale and Cross-Scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World. *Ecology and Society*, 11(2). <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8/> [Consulté le 27/4/2017].
- CASH, DAVID W. ; CLARK, WILLIAM C. ; ALCOCK, FRANK ; DICKSON, NANCY M. ; ECKLEY, NOELLE & JÄGER, JILL, (2002). Salience, credibility, legitimacy and boundaries: Linking research, assessment and decision making. *KSG Working Papers Series*, (RWP02-046), p.25.
- CEBALLOS, GERARDO ; EHRLICH, PAUL R. & DIRZO, RODOLFO, (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, p.201704949.
- CHAPIN, F. STUART ; ZAVALA, ERIKA S. ; EVINER, VALERIE T. ; NAYLOR, ROSAMOND L. ; VITOUSEK, PETER M. ; REYNOLDS, HEATHER L. ; HOOPER, DAVID U. ; LAVOREL, SANDRA ; ET AL., (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), pp.234–242.
- CHAPLIN-KRAMER, REBECCA ; SIM, SARAH ; HAMEL, PERRINE ; BRYANT, BENJAMIN ; NOE, RYAN ; MUELLER, CARINA ; RIGARLSFORD, GILES ; KULAK, MICHAL ; ET AL., (2017). Life cycle assessment needs predictive spatial modelling for biodiversity and ecosystem services. *Nature Communications*, 8, p.ncomms15065.
- CLIFT, ROLAND ; SIM, SARAH ; KING, HENRY ; CHENOWETH, JONATHAN L. ; CHRISTIE, IAN ; CLAVREUL, JULIE ; MUELLER, CARINA ; POSTHUMA, LEO ; ET AL., (2017). The Challenges of Applying Planetary Boundaries as a Basis for Strategic Decision-Making in Companies with Global Supply Chains. *Sustainability*, 9(2), p.279.
- COP8 CDB, (2006). *Décision VIII/17. Private-sector engagement*, Curitiba, Brésil: Convention pour la diversité biologique. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12287> [Consulté le 2/3/2015].
- COP10 CDB, (2010). *Décision X/21. Engagement du secteur privé*, Nagoya, Japan: Convention pour la diversité biologique. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12287> [Consulté le 2/3/2015].
- COREAU, AUDREY & CONVERSY, PAULINE, (2014). *BioPIQuE 2013 - 25 questions émergentes pour les politiques publiques de biodiversité. Rapport pour le ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie*, 40 p., http://biopique.agroparistech.fr/IMG/pdf/20140604_biopique2013_25questions_rapportfinal.pdf [Consulté le 6/10/2014].
- CRENNA, ELEONORA ; SOZZO, SARA & SALA, SERENELLA, Natural biotic resources in LCA: Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management. *Journal of Cleaner Production*.

- <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617316633> [Consulté le 3/8/2017].
- CURRAN, MICHAEL ; DE BAAN, LAURA ; DE SCHRYVER, AN M. ; VAN ZELM, ROSALIE ; HELLWEG, STEFANIE ; KOELLNER, THOMAS ; SONNEMANN, GUIDO & HUIJBREGTS, MARK A.J., (2011). Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 45(1), pp.70–79.
- DAHLSTRUD, ALEXANDER, (2008). How corporate social responsibility is defined: an analysis of 37 definitions. *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 15(1), pp.1–13.
- DANIC, FRANÇOIS ; LEPOCHAT, STEPHANE ; LEVEQUE, BENJAMIN ; MONIOT, LENAÏC & NEVEUX, GUILLAUME, (2014). *Comment utiliser les flux, indicateurs et méthodes ACV existants pour traiter l'impact sur la biodiversité*, 154 p., SCORE LCA, EVEA, ICARE.
- DAVID, ALBERT, (1999). Logique, épistémologie et méthodologie en sciences de gestion. <http://basepub.dauphine.fr/handle/123456789/3186> [Consulté le 30/9/2014].
- DELMAS, MAGALI A. ; ETZION, DROR & NAIRN-BIRCH, NICHOLAS, (2013). Triangulating environmental performance: What do corporate social responsibility ratings really capture? *The Academy of Management Perspectives*, 27(3), pp.255–267.
- DELZONS, OLIVIER & GOURDAIN, PHILIPPE, (2013). *L'IQE: un Indicateur de Qualité Ecologique pour les sites aménagés ou à aménager*, 1 p., Paris, France: Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle. http://patrinat.mnhn.fr/publications/rapports_spn?programme=Conventions+d%E2%80%99C3%A9tudes+partenariales+biodiversit%C3%A9.
- DIMAGGIO, PAUL J. & POWELL, WALTER W., (1983). The Iron Cage Revisited: Institutional Isomorphism and Collective Rationality in Organizational Fields. *American Sociological Review*, 48(2), pp.147–160.
- DODA, B. ; GENNAOLI, C. ; GOULDSON, A. ; GROVER, D. & SULLIVAN, R., (2016). Are Corporate Carbon Management Practices Reducing Corporate Carbon Emissions? *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 23(5), pp.257–270.
- DOKA, GABOR, (2016). *Combining life cycle inventory results with planetary boundaries: The Planetary Boundary Allowance impact assessment method. Update PBA'06*, 35 p., Zürich. <http://www.doka.ch/DokaPBA06Method.pdf>.
- EHRlich, PAUL R. & MOONEY, HAROLD A., (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4), pp.248–254.
- EUROPEAN COMMISSION, (2013). *An Analysis of Policy References made by large EU Companies to Internationally Recognised CSR Guidelines and Principles*, 19 p., European Commission's Directorate-General for Enterprise and Industry. <http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/10372/attachments/1/translations/en/renditions/native>.

- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, (1999). *Environmental indicators: Typology and overview*, 19 p., Copenhagen: European Environment Agency. <http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>.
- FEGER, CLEMENT, (2016). *Nouvelles comptabilités au service des écosystèmes. Une recherche engagée auprès d'une entreprise du secteur de l'environnement*. Paris, France: AgroParisTech.
- FOLKE, CARL ; CARPENTER, STEVE ; WALKER, BRIAN ; SCHEFFER, MARTEN ; ELMQVIST, THOMAS ; GUNDERSON, LANCE & HOLLING, C.S., (2004). REGIME SHIFTS, RESILIENCE, AND BIODIVERSITY IN ECOSYSTEM MANAGEMENT. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), pp.557–581.
- FRANKEL, OTTO H., (1970). Variation - the essence of life. Sir William Macleay Memorial Lecture. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, (95), pp.158–169.
- FREEMAN, R. EDWARD & LIEDTKA, JEANNE, (1991). Corporate social responsibility: A critical approach. *Business Horizons*, 34(4), pp.92–98.
- FROGNEUX, NATHALIE, (2015). Responsabilité (philosophie). Dans D. Bourg & A. Papaux, eds. *Dictionnaire de la pensée écologique*. Paris: Presses Universitaires de France - PUF, pp. 872–874.
- FROMAGEOT, CLAUDE ; LERICHE, HELENE ; TROMMETTER, MICHEL ; ANEST, HUGO ; BAUMGARTEN, DANIEL ; BELLINI, BEATRICE ; BOEUF, GILLES ; CHABROLLE, ALAIN ; ET AL., (2013). *La gestion de la biodiversité par les acteurs: de la prise de conscience à l'action*, Orée. Entreprises, territoires et environnement. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01259093> [Consulté le 22/4/2016].
- GADREY, JEAN, (2014). Postface. Dans *Économie et biodiversité : produire et consommer dans les limites de la biosphère*. Paris, France: Victoires Editions, pp. 247–251. <http://www.natureparif.fr/attachments/forumdesacteurs/Publications/Guides/Economie/246-272-Natureparif4-fin.pdf>.
- GERTEN, DIETER ; HOFF, HOLGER ; ROCKSTRÖM, JOHAN ; JÄGERMEYR, JONAS ; KUMMU, MATTI & PASTOR, AMANDINE V., (2013). Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), pp.551–558.
- GONDRAN, NATACHA, (2015). *Evaluation et représentation des enjeux environnementaux dans une perspective de transitions écologique et énergétique*. Habilitation à diriger les recherches. Ecole des Mines de Saint-Etienne: Ecole doctorale Sciences, Ingénierie Santé. Université Jean Monnet de Saint-Etienne. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01157944/document>.
- GOODLAND, R., (1995). The Concept of Environmental Sustainability. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26(1), pp.1–24.
- GREENPEACE, (2015). *Quelles marques proposent du thon en boîte durable aux consommateurs? Classement des marques de thon en boîte*, 9 p.,

<https://www.greenpeace.fr/marques-proposent-thon-boite-durable-aux-consommateurs/>.

GRI, (2013). *G4 Lignes directrices pour le développement durable. Principes de reporting et éléments d'information*, 97 p., GRI. <https://www.globalreporting.org/reporting/g4/Pages/default.aspx> [Consulté le 22/6/2014].

GROUPE CASINO, (2012a). *Document de référence 2011*, 264 p., <https://www.groupe-casino.fr/fr/investisseurs/rapports-annuels-rapports-annuels/>.

GROUPE CASINO, (2017). *Document de référence 2016*, 356 p., <https://www.groupe-casino.fr/fr/investisseurs/rapports-annuels-rapports-annuels/>.

GROUPE CASINO, (2012b). *Rapport d'activité et de performances sociétales et environnementales 2011*, 59 p., <https://www.groupe-casino.fr/fr/investisseurs/rapports-annuels-rapports-annuels/>.

HATCHUEL, ARMAND, (1994). Les savoirs de l'intervention en entreprise. *Entreprises et histoire*, (7), pp.59–76.

HAUSCHILD, MICHAEL Z., (2015). Better – But is it Good Enough? On the Need to Consider Both Eco-efficiency and Eco-effectiveness to Gauge Industrial Sustainability. *Procedia CIRP*, 29, pp.1–7.

HENRY, ALEXANDRE & FRASCARIA-LACOSTE, NATHALIE, (2012). Comparing green structures using life cycle assessment: a potential risk for urban biodiversity homogenization? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8), pp.949–950.

HOFF, HOLGER ; HÄYHÄ, TIINA ; CORNELL, SARAH E. & LUCAS, PAUL L., (2017). *Bringing EU policy into line with the Planetary Boundaries*, 6 p., Stockholm Environment Institute.

IFC, (2012). *Performance Standard 6. Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources*, 9 p., International Finance Corporation, World Bank Group.

INGRAM, JANE CARTER ; REDFORD, KENT H. & WATSON, JAMES E.M., (2012). Applying Ecosystem Services Approaches for Biodiversity Conservation: Benefits and Challenges. *S.A.P.I.E.N.S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, (5.1). <http://sapiens.revues.org/1459> [Consulté le 17/4/2015].

INRA, (2016). Protéines végétales et animales: vers un nouvel équilibre. [http://www.inra.fr/Grand-public/Alimentation-et-sante/Tous-les-dossiers/Legumineuses-retour-des-proteines-vegetales/Equilibre-proteines-vegetales-et-animales/\(key\)/4](http://www.inra.fr/Grand-public/Alimentation-et-sante/Tous-les-dossiers/Legumineuses-retour-des-proteines-vegetales/Equilibre-proteines-vegetales-et-animales/(key)/4) [Consulté le 21/8/2017].

IONESCU, CIPRIAN, (2016). *Biodiversité et stratégie des organisations: construire des outils pour gérer des relations multiples et inter-temporelles*. phdthesis.

Université Grenoble Alpes. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01304135/document> [Consulté le 19/5/2016].

- ISO 14001, (2015). *ISO 14001:2015. Systèmes de management environnemental - Exigences et lignes directrices pour son utilisation*, 37 p., Genva: International Organization for Standardization.
- ISO 14040, (2006). *ISO 14040:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*, 20 p., Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO 14064, (2006). *ISO 14064-1:2006. Gaz à effet de serre — Partie 1: Spécifications et lignes directrices, au niveau des organismes, pour la quantification et la déclaration des émissions et des suppressions des gaz à effet de serre*, 21 p., International Organization for Standardization.
- ISO 26000, (2010). *ISO 26000:2010. Lignes directrices relatives à la responsabilité sociétale*, 127 p., ISO.
- JONAS, HANS, (1979). *Le principe de responsabilité: Une éthique pour la civilisation technologique*, Paris: Flammarion.
- KAMBOU, FRANCK ; GONDRAN, NATACHA ; WOLFF, ANASTASIA & PERRODIN, YVES, (en cours d'évaluation). Analyse de sensibilité des références basées sur les capacités de charges écologiques pour la normalisation des impacts en ACV: Cas de l'écotoxicité aquatique.
- KATES, R.W., (2011). What kind of a science is sustainability science? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(49), pp.19449–19450.
- KEMP, RENE & MARTENS, PIMS, (2007). Sustainable development: how to manage something that is subjective and never can be achieved. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, 3(2), pp.5–14.
- KING, ANDREW A. & LENOX, MICHAEL J., (2000). Industry self-regulation without sanctions: The chemical industry's responsible care program. *Academy of management journal*, 43(4), pp.698–716.
- KINGSFORD, R.T. & BIGGS, H.C., (2012). *Strategic adaptive management guidelines for effective conservation of freshwater ecosystems in and around protected areas of the world*, Sydney: IUCN WCPA Freshwater Taskforce, Australian Wetlands and Rivers Centre. http://www.wetrivers.unsw.edu.au/files/Strategic-Adaptive-Management_2012.pdf [Consulté le 24/8/2017].
- KITZES, JUSTIN ; BERLOW, ERIC ; CONLISK, ERIN ; ERB, KARLHEINZ ; IHA, KATSUNORI ; MARTINEZ, NEO ; NEWMAN, ERICA A. ; PLUTZAR, CHRISTOPH ; ET AL., (2016). Consumption-Based Conservation Targeting: Linking Biodiversity Loss to Upstream Demand through a Global Wildlife Footprint. *Conservation Letters*, p.n/a–n/a.

- KOCH, PETER & SALOU, THIBAUT, (2015). *AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2*, 393 p., Anger: ADEME.
- KOK, MARCEL ; ALKEMADE, ROB ; BAKKENES, MICHEL ; BOELEEE, ELINE ; CHRISTENSEN, VILLY ; EERDT, MARTHA VAN ; ESCH, STEFAN VAN DER & JANSE, JAN, (2014). *How sectors can contribute to sustainable use and conservation of biodiversity*, 232 p., The Hague, Netherlands: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- LAVOUX, THIERRY & NEVEU, ALAIN, (2015). *Dispositif de mise en oeuvre de la Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020. Constats et propositions de relance*, 101 p., Paris, France: Conseil général de l'environnement et du développement durable.
- LEADLEY, PAUL ; PEREIRA, HENRIQUE M. ; ALKEMADE, ROB ; FERNANDEZ-MANJARRES, JUAN F. ; PROENÇA, VANIA ; SCHARLEMANN, JÖRN P.W. & WALPOLE, MATT, (2010). *Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services*, 132 p., Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- LENZEN, M. ; MORAN, D. ; KANEMOTO, K. ; FORAN, B. ; LOBEFARO, L. & GESCHKE, A., (2012). International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature*, 486(7401), pp.109–112.
- LEVREL, HAROLD ; FRASCARIA-LACOSTE, NATHALIE ; HAY, JULIEN ; MARTIN, GILLES & PIOCH, SYLVAIN, (2015). *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement: Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*, Quae.
- LOCKETT, ANDY ; MOON, JEREMY & VISSER, WAYNE, (2006). Corporate Social Responsibility in Management Research: Focus, Nature, Salience and Sources of Influence*. *Journal of Management Studies*, 43(1), pp.115–136.
- MACE, GEORGINA M. ; REYERS, BELINDA ; ALKEMADE, ROB ; BIGGS, REINETTE ; CHAPIN III, F. STUART ; CORNELL, SARAH E. ; DÍAZ, SANDRA ; JENNINGS, SIMON ; ET AL., (2014). Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change*, 28, pp.289–297.
- MEDDE, (2012). *Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*, 9 p., Paris, France: Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie. <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Doctrine%20ERC.pdf>.
- MERMET, LAURENT ; BILLE, RAPHAËL ; LEROY, MAYA ; NARCY, JEAN-BAPTISTE & POUX, XAVIER, (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures Sciences Sociétés*, 13(2), pp.127–137.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*, Washington, D.C., USA: Island Press. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/19290> [Consulté le 24/10/2014].

- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*, Island Press., Washington, D.C., USA.
- MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, (2011). *Stratégie Nationale pour la Biodiversité 2011-2020 (SNB)*, 60 p.,
- DE MOMBYNES-LEMENAGER, TIPHAIN GAUDEFRY, (2007). *L'entreprise, stratège et négociateur en matière d'environnement: le cas de la filière hydroélectrique d'EDF*. ENGREF (AgroParisTech). <http://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00003152/> [Consulté le 30/9/2014].
- MONNET, JEAN, (1976). *Mémoires*, Fayard., Paris: Fayard.
- MORAN, DANIEL & KANEMOTO, KEIICHIRO, (2017). Identifying species threat hotspots from global supply chains. *Nature Ecology & Evolution*, 1, p.0023.
- NATIONS UNIES, (1992). *Convention sur la diversité biologique*, Rio, Brésil. <https://www.cbd.int/convention/text> [Consulté le 20/5/2015].
- NATIONS UNIES, (2017). *World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables*, 53 p., Nations Unies, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. https://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/WPP2017_KeyFindings.pdf.
- NEPSTAD, DANIEL C. ; STICKLER, CLAUDIA M. & ALMEIDA, ORIANA T., (2006). Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation. *Conservation Biology*, 20(6), pp.1595–1603.
- NEWBOLD, TIM ; HUDSON, LAWRENCE N. ; ARNELL, ANDREW P. ; CONTU, SARA ; PALMA, ADRIANA DE ; FERRIER, SIMON ; HILL, SAMANTHA L.L. ; HOSKINS, ANDREW J. ; ET AL., (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, 353(6296), pp.288–291.
- NEWBOLD, TIM ; HUDSON, LAWRENCE N. ; HILL, SAMANTHA LL ; CONTU, SARA ; LYSENKO, IGOR ; SENIOR, REBECCA A. ; BÖRGER, LUCA ; BENNETT, DOMINIC J. ; ET AL., (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), pp.45–50.
- NIJDAM, DURK ; ROOD, TRUDY & WESTHOEK, HENK, (2012). The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 37(6), pp.760–770.
- NOSS, REED F. ; DOBSON, ANDREW P. ; BALDWIN, ROBERT ; BEIER, PAUL ; DAVIS, CORY R. ; DELLASALA, DOMINICK A. ; FRANCIS, JOHN ; LOCKE, HARVEY ; ET AL., (2012). Bolder Thinking for Conservation. *Conservation Biology*, 26(1), pp.1–4.
- NOTARNICOLA, BRUNO ; TASSIELLI, GIUSEPPE ; RENZULLI, PIETRO ALEXANDER ; CASTELLANI, VALENTINA & SALA, S., (2017). Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 140, Part 2, pp.753–765.

- OCDE, (2011). *Les principes directeurs de l'OCDE à l'intention des entreprises multinationales*, Paris, France: Éditions OCDE. http://www.oecd-ilibrary.org/governance/les-principes-directeurs-de-l-ocde-a-l-intention-des-entreprises-multinationales_9789264115439-fr [Consulté le 4/1/2016].
- ORTS, ERIC W. & STRUDLER, ALAN, (2002). The Ethical and Environmental Limits of Stakeholder Theory. *Business Ethics Quarterly*, 12(2), pp.215–233.
- OSTROM, ELINOR, (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(5939), pp.419–422.
- OVERBEEK, GREET ; HARMS, BETTE & VAN DEN BURG, SANDER, (2013). Biodiversity and the Corporate Social Responsibility Agenda. *Journal of Sustainable Development*, 6(9). <http://www.ccsenet.org/journal/index.php/jsd/article/view/28656>.
- PASSET, RENE, (1996). *L'Economie et Le Vivant*, Deuxième édition., Economica.
- PHALAN, BEN ; HAYES, GENEVIEVE ; BROOKS, SHARON ; MARSH, DAVID ; HOWARD, PIPPA ; COSTELLOE, BRENDAN ; VIRA, BHASKAR ; KOWALSKA, AIDA ; ET AL., (2017). Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx*, pp.1–9.
- PICHAULT, FRANÇOIS ; LISEIN, OLIVIER ; RONDEAUX, GISELINE & XHAUFLAIR, VIRGINIE, (2008). *La recherche-intervention peut-elle être socialement responsable ?*, Paris, France: Vuibert. <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/2289> [Consulté le 23/9/2015].
- PWC, (2013). *Measuring and managing total impact: A new language for business decisions*, 48 p., PwC. www.pwc.com/totalimpact.
- REY, FREDDY ; GOSSELIN, FRÉDÉRIC & DORÉ, ANTOINE, (2014). *Ingénierie écologique: Action par et/ou pour le vivant ?*, 1st ed., Versailles: Editions QUAE GIE.
- RICHARD, JACQUES, (2012). *Comptabilité et développement durable*, Paris: Economica.
- RIOT, JEANNE, (2013). *Le management de l'environnement à travers ses instruments : De la diffusion d'outils à la construction de dynamiques d'action collective pour l'innovation environnementale*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. <http://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-01022741> [Consulté le 30/9/2014].
- ROBINSON, JOHN G., (2012). Common and Conflicting Interests in the Engagements between Conservation Organizations and Corporations. *Conservation Biology*, 26(6), pp.967–977.
- ROBINSON, SHARON A. & ERICKSON, DAVID J., (2015). Not just about sunburn – the ozone hole's profound effect on climate has significant implications for Southern Hemisphere ecosystems. *Global Change Biology*, 21(2), pp.515–527.
- ROCKSTRÖM, JOHAN ; STEFFEN, WILL ; NOONE, KEVIN ; PERSSON, ÅSA ; CHAPIN, F. STUART ; LAMBIN, ERIC ; LENTON, TIMOTHY M. ; SCHEFFER, MARTEN ; ET AL., (2009). Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology & society*, 14(2), p.32.

- ROGELJ, JOERI ; DEN ELZEN, MICHEL ; HÖHNE, NIKLAS ; FRANSEN, TARYN ; FEKETE, HANNA ; WINKLER, HARALD ; SCHAEFFER, ROBERTO ; SHA, FU ; ET AL., (2016). Paris Agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2 °C. *Nature*, 534(7609), pp.631–639.
- RYBERG, MORTEN W. ; OWSIANIAK, MIKOŁAJ ; RICHARDSON, KATHERINE & HAUSCHILD, MICHAEL Z., (2016). Challenges in implementing a Planetary Boundaries based Life-Cycle Impact Assessment methodology. *Journal of Cleaner Production*, 139, pp.450–459.
- SAAD, ROSIE ; KOELLNER, THOMAS & MARGNI, MANUELE, (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), pp.1253–1264.
- SALA, SERENELLA ; BENINI, LORENZO ; CRENN, ELEONORA & SECCHI, MICHELA, (2016). *Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA. Data sources and methodological choices for the calculation of global and consumption-based normalisation factors*, 90 p., JRC.
- SANDIN, GUSTAV ; PETERS, GREG M. & SVANSTRÖM, MAGDALENA, (2015). Using the planetary boundaries framework for setting impact-reduction targets in LCA contexts. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(12), pp.1684–1700.
- SANSILVESTRI, ROXANE ; ROTURIER, SAMUEL ; COLAS, BRUNO ; FERNANDEZ-MANJARRÉS, JUAN & FRASCARIA-LACOSTE, NATHALIE, (2015). Intégrer le facteur climatique dans la compensation écologique. L'exemple des écosystèmes forestiers. Dans *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement*. Synthèses. Paris, France: Levrel, Frascaria-Lacoste, Hay, Martin Pioch, pp. 182–190.
- SARKKI, S. ; NIEMELA, J. ; TINCH, R. ; VAN DEN HOVE, S. ; WATT, A. & YOUNG, J., (2014). Balancing credibility, relevance and legitimacy: A critical assessment of trade-offs in science-policy interfaces. *Science and Public Policy*, 41(2), pp.194–206.
- SCBD, (2010). *Global Biodiversity Outlook 3*, 94 p., Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD). <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf> [Consulté le 30/9/2014].
- SECHE ENVIRONNEMENT, (2016). *Rapport annuel intégré*, 54 p., http://www.secherse.com/2015/wp-content/uploads/2016/04/RSE_15-Complet_Secherse_environnement.pdf [Consulté le 20/7/2017].
- STEFFEN, WILL ; RICHARDSON, KATHERINE ; ROCKSTRÖM, JOHAN ; CORNELL, SARAH E. ; FETZER, INGO ; BENNETT, ELENA M. ; BIGGS, REINETTE ; CARPENTER, STEPHEN R. ; ET AL., (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), p.1259855.
- STRUJIS, JAAP ; DE ZWART, DICK ; POSTHUMA, LEO ; LEUVEN, ROB SEW & HUIJBREGTS, MARK AJ, (2011). Field sensitivity distribution of macroinvertebrates for

- phosphorus in inland waters. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2), pp.280–286.
- SUAREZ, DANIEL & CORSON, CATHERINE, (2013). Seizing Center Stage: Ecosystem Services, Live, at the Convention on Biological Diversity! *Human Geography*, 6(1), pp.64–79.
- SUTHERLAND, W.J. ; ADAMS, W.M. ; ARONSON, R.B. ; AVELING, R. ; BLACKBURN, T.M. ; BROAD, S. ; CEBALLOS, G. ; CÔTÉ, I.M. ; ET AL., (2009). One Hundred Questions of Importance to the Conservation of Global Biological Diversity. *Conservation Biology*, 23(3), pp.557–567.
- TEEB, (2012). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise*, Earthscan, London and New York: Joshua Bishop.
- TITTENSOR, DEREK P. ; WALPOLE, MATT ; HILL, SAMANTHA L.L. ; BOYCE, DANIEL G. ; BRITTEN, GREGORY L. ; BURGESS, NEIL D. ; BUTCHART, STUART H.M. ; LEADLEY, PAUL W. ; ET AL., (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*, 346(6206), pp.241–244.
- TUKKER, ARNOLD ; HUPPES, GJALT ; GUINÉE, JEROEN ; HEIJUNGS, REINOUT ; KONING, ARJAN DE ; VAN OERS, LAURAN ; SUH, SANGWON & GEERKEN, THEO, (2006). *Environmental Impact of Products (EIPRO) - Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25*, 139 p., JRC. http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/eipro_report.pdf.
- UNFCCC, (2010). *Decision 1/CP.16*, Cancun: Conference of the Parties - Sixteenth Session. <http://unfccc.int/documentation/decisions/items/3597.php>.
- UN GLOBAL COMPACT, (2000). Le Pacte mondial. Les 10 principes. <https://www.globalcompact-france.org/p-28-les-10-principes>.
- URBAN, MARK C., (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), pp.571–573.
- VEDRENNE, GABRIEL, (2010). Casino renonce à l'huile de palme. *Europe1*. <http://www.europe1.fr/environnement/casino-renonce-a-l-huile-de-palme-163687> [Consulté le 20/7/2017].
- VERHEIJEN, F.G.A. ; JONES, R.J.A. ; RICKSON, R.J. & SMITH, C.J., (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, 94(1–4), pp.23–38.
- VITOUSEK, PETER M., (1994). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7), pp.1861–1876.
- DE VRIES, WIM ; KROS, JOHANNES ; KROEZE, CAROLIEN & SEITZINGER, SYBIL P., (2013). Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(3–4), pp.392–402.

- WCED, (1987). *Our Common Future*, World Commission on Environment and Development., Oxford Paperbacks. <http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>.
- WEINSTEIN, OLIVIER, (2013). Comment comprendre les « communs » : Elinor Ostrom, la propriété et la nouvelle économie institutionnelle. *Revue de la régulation. Capitalisme, institutions, pouvoirs*, (14). <https://regulation.revues.org/10452>.
- WILTING, HARRY C. ; SCHIPPER, AAFKE M. ; BAKKENES, MICHEL ; MEIJER, JOHAN R. & HUIJBREGTS, MARK A.J., (2017). Quantifying Biodiversity Losses Due to Human Consumption: A Global-Scale Footprint Analysis. *Environmental Science & Technology*, 51(6), pp.3298–3306.
- WOLFF, ANASTASIA ; GONDRAN, NATACHA & BRODHAG, CHRISTIAN, (2016). A proposal to assess ecological sustainability of the pressures exerted by livestock on biodiversity. Dans 22nd SETAC Europe LCA Case Study Symposium. Montpellier, France.
- WOLFF, ANASTASIA ; GONDRAN, NATACHA & BRODHAG, CHRISTIAN, (2015). Engaging Business into Biodiversity Conservation: the Case Study of the French SNB Voluntary Instrument. Dans ICCB-ECCB 2015. Montpellier, France.

Manuscripts

Liste des manuscrits

Articles et communications scientifiques

Manuscrit I : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2017). « Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises : compromis entre crédibilité, pertinence et légitimité ». *Développement durable et territoires*. Vol. 8, n°1.

Manuscrit II : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2016). « Les défis de l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE ». *Actes du 11ème Congrès du RIODD du 6 au 8 juillet 2016*, Saint-Étienne, France.

Manuscrit III : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag. « Integrating corporate social responsibility into conservation policy. The example of business commitments to contribute to the French National Biodiversity Strategy ». En cours d'évaluation.

Manuscrit IV : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2017). « Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity by a company. Application to the food portfolio of a retailer ». *Journal of Cleaner Production*. Vol. 166, pp.784–797

Rapport de recherche

Manuscrit V : Wolff, Anastasia ; Natacha Gondran et Christian Brodhag (2017). « Evaluation des pressions écologiques et développement d'un outil opérationnel à destination du Pôle Stockage de SARP Industries. Application aux installations SERAF et SOLICENDRE ».

Article de position

Manuscrit VI : Wolff, Anastasia (2017). « Construire des actions cohérentes de l'aval à l'amont des chaînes de valeur ». *Biodiv'2050* n°12, p.17.

Manuscrit I

Les outils d’évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises : compromis entre crédibilité, pertinence et légitimité

Anastasia Wolff, Natacha Gondran et Christian Brodhag.

Développement durable et territoires, 2017, Vol. 8, n°1.

En ligne. <https://developpementdurable.revues.org/11649>

Reproduit avec l’autorisation de la revue Développement durable et territoires

Résumé

Certaines entreprises développent, testent, promeuvent des outils d’évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques comme aide à la décision. L’efficacité et les apports concrets de ces outils restent cependant à démontrer. Dix-huit outils recommandés aux entreprises sont évalués sur la base de trois dimensions caractéristiques de l’efficacité des interfaces connaissances-décision : la crédibilité, la pertinence et la légitimité. L’analyse quantitative des scores met en évidence des tensions entre ces trois dimensions ainsi que des différences de profils selon : l’implication ou non d’entreprises lors de la conception de l’outil, les types de résultats produits (qualitatifs, monétaires, non monétaires, combinés) et la finalité d’usage de l’outil (diagnostic, pilotage et communication externe).

Mots-clés : outils d’évaluation, biodiversité, services écosystémiques, entreprises, crédibilité, pertinence, légitimité

Introduction

Les activités anthropiques exercent des pressions contribuant à une érosion rapide de la biodiversité et affectant la capacité des écosystèmes à fournir les biens et services dont nous dépendons (Millenium Ecosystem Assessment, 2003 ; Cardinale et al., 2012). L'évaluation des impacts anthropiques et de l'état de la biodiversité – définie comme la variabilité biologique à l'échelle des gènes, des espèces et des écosystèmes – et des services écosystémiques n'est cependant pas triviale. En effet, les liens fonctionnels entre biodiversité et services écosystémiques sont complexes et encore mal caractérisés (Mace et al., 2012) et les informations sur l'état biologique des écosystèmes peuvent s'avérer insuffisantes pour comprendre et intégrer dans les décisions les interactions entre fonctionnement des écosystèmes, organisations sociales et systèmes économiques (Laurila-Pant et al., 2015).

Parmi les trois grandes catégories d'approches évaluatives (biophysiques, monétaires et basées sur des indicateurs composites) (Gasparatos et Scolobig, 2012), les outils d'évaluation monétaire font l'objet d'une demande sociale grandissante (Milanesi, 2010). Ceci peut être mis en parallèle avec l'hypothèse selon laquelle l'érosion de la biodiversité n'a pu être enrayerée jusqu'ici parce que la société ne l'évalue pas à sa juste valeur (Myers et Reichert, 1997 ; Milanesi, 2010 ; Suarez et Corson, 2013). Le terme « valeur » est ambivalent et prend des sens contrastés selon les acteurs et les disciplines (Guiral, 2013 ; IPBES, 2015). L'attrait qu'exerce l'évaluation monétaire, comme modalité de qualification de la biodiversité, tient notamment au fait qu'elle constitue une synthèse quantitative et unidimensionnelle d'enjeux recoupant diverses échelles et dimensions socio-écologiques, et ce en des termes familiers aux décideurs (KPMG, 2014 ; Sipkens et al., 2014). Certaines études économiques (Costanza et al., 1997 ; Chevassus-au-Louis et al., 2009 ; Hoegh-Guldber et al., 2015) ont ainsi eu de forts retentissements tant dans la sphère scientifique qu'auprès des acteurs publics et privés.

Les acteurs économiques et financiers affichent un intérêt croissant pour les outils d'évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques, et s'impliquent dans leur développement (Hanson et al., 2009 ; PUMA, 2012 ; WBCSD, 2013). Ainsi, des organisations telles que le World Business Council for Sustainable Development (WBCSD, 2011), des groupes spécialisés dans le conseil (PwC, 2013) mais aussi des associations environnementales (IBAT, 2015) ou des institutions académiques (Willis et al., 2012) proposent des outils à destination des entreprises. L'attention que portent les entreprises à ces nouveaux outils s'explique par différentes motivations. D'un point de vue stratégique, les entreprises ont besoin d'outils pour mieux appréhender la matérialité des enjeux liés à la biodiversité et aux services écosystémiques, en termes d'impact et de dépendance. Cerner les principaux risques à anticiper dans le cadre de leur devoir de vigilance (due diligence en anglais) est critique pour limiter les risques de réputation (Dempsey, 2013 ; WBCSD, 2013). L'intégration de ces facteurs de risque par certaines institutions financières laisse présager de possibles répercussions en termes

d'accès aux capitaux (Waage et Kester, 2015). De plus, les outils d'évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques peuvent faciliter la comparaison de différents scénarios et contribuer à améliorer l'acceptabilité d'un projet (Dempsey, 2013). Cette évaluation peut aussi être motivée par la volonté d'identifier des opportunités, de capter de nouvelles sources de revenus, via notamment le développement d'instruments de marché (paiements pour services écosystémiques, marchés de compensation écologique) (WBCSD, 2013). D'autre part, les entreprises ont aussi besoin d'outils managériaux pour encadrer la mise en œuvre de leur politique biodiversité, suivre les progrès réalisés (EpE, 2013). Enfin, les outils d'évaluation peuvent appuyer la communication des entreprises auprès de leurs parties prenantes (EpE, 2013). Depuis 2002 et la loi sur les « Nouvelles Régulations économiques », les sociétés françaises cotées en Bourse doivent présenter, dans leur rapport du conseil d'administration ou du directoire, des informations sur « les mesures prises pour préserver ou développer la biodiversité » (décret n° 2012-557). Il existe donc une demande pour des méthodologies standardisées.

On observe aujourd'hui un développement et une diversification importants des outils d'évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques (Thievent, 2015 ; Waage et Kester, 2015). Ces outils peuvent avoir des implications variées en termes de représentation et de gestion par l'entreprise de ses liens à la biodiversité et aux services écosystémiques. Ceci soulève d'une part la question des hypothèses sur lesquelles reposent ces outils, qui peuvent être contestables scientifiquement ou socialement du fait du système de valeurs sur lequel ils s'appuient, et d'autre part la question de leur efficacité en termes de modification des représentations de l'environnement et, *in fine*, d'une meilleure prise en compte des questions environnementales dans les décisions.

Cet article vise trois objectifs concomitants. Le premier est d'explicitier certains partis pris qui découlent du choix, par une entreprise, d'un outil d'évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques. Le second objectif est de mettre en évidence l'existence de tensions entre différentes dimensions qui déterminent l'efficacité de ces outils comme aide à la décision : la crédibilité, la pertinence et la légitimité. Enfin, les implications de ces partis pris seront discutées au regard des usages potentiels, par l'entreprise, des résultats produits.

Est présentée ici une évaluation de dix-huit outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises. Ce travail s'appuie sur une grille d'analyse développée à partir des travaux de Cash et al. (2002) et Sarkki et al. (2014) pour évaluer les outils en fonction de leur crédibilité, pertinence et légitimité. Des compromis existent-ils entre ces trois dimensions ? Sont-ils associés à certains choix techniques des outils ? Quelles peuvent être les conséquences de ces arbitrages en fonction de la finalité de l'évaluation pour l'entreprise en termes de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques ? Cet article vise à apporter un éclairage à ces questions de recherche.

L'article est structuré en quatre sections. La Section 1 présente les systèmes de valeur sous-jacents aux orientations méthodologiques des outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques et met en évidence un déficit d'études portant sur l'efficacité et les effets empiriques des outils. Les concepts de crédibilité, pertinence et légitimité sont retenus comme critères d'évaluation des outils. La Section 2 présente les dix-huit outils sélectionnés pour l'étude et la méthode d'évaluation de leur crédibilité, pertinence et légitimité. Les résultats de l'analyse quantitative sont présentés en Section 3. Les liens observés entre les caractéristiques et la crédibilité, pertinence et légitimité des outils sont discutés dans la Section 4 et mis en perspective avec la finalité d'usage des outils par les entreprises.

1. Qualification des outils d'évaluation

1.1. Méthodes d'évaluation et systèmes de valeurs

Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques sont façonnés par les valeurs des acteurs impliqués dans leur conception, au travers des choix méthodologiques effectués (Vandeveld, 2013). Ils reposent ainsi sur des hypothèses, souvent implicites, et issues de systèmes de valeurs. Un système de valeur peut se définir comme l'ensemble des valeurs auxquelles se réfèrent les individus, les sociétés et les organisations pour réguler leurs comportements (Díaz et al., 2015). Ces hypothèses sous-jacentes définissent notamment la perspective biocentrée ou anthropocentrée de l'évaluation, l'adoption d'une approche réductionniste ou systémique, ainsi que l'acceptabilité des compromis faits entre les différents enjeux de durabilité (Gasparatos et Scolobig, 2012). Le concept de service écosystémique s'inscrit ainsi dans une perspective anthropocentrée. En effet, « une fonction écologique ne prend valeur de service à l'homme que dans la mesure où des usages socio-économiques, la réglementation et les valeurs sociales la reconnaissent comme telle et la canalisent de manière à ce qu'elle réponde à des besoins humains, actuels ou anticipés » (Maresca et al., 2011, p. 9).

Bien que les méthodes d'évaluation de la biodiversité puissent être classifiées sur la base de multiples critères (Spurgeon, 2014), Gasparatos et Scolobig proposent de les distinguer selon trois grandes catégories d'approches : biophysiques, monétaires et basés sur des indicateurs composites (Gasparatos et Scolobig, 2012). Les approches biophysiques visent à quantifier des données environnementales biologiques (ex. : richesse spécifique, taille de population) et physiques (ex. : fragmentation des habitats, flux de matières). Les approches de monétarisation sont basées sur des modèles de comportements humains et reposent sur l'hypothèse que ce sont les préférences subjectives des individus qui créent la valeur. La valeur de la biodiversité et des services écosystémiques est traduite en unité monétaire, impliquant leur substituabilité avec d'autres capitaux, et ignorant généralement de nombreux services non quantifiés, voire quantifiables (Gadrey, 2011). L'approche monétaire s'inscrit ainsi dans une conception

dite « faible » de la durabilité. Enfin, les approches à base d’indicateurs composites impliquent de nombreux choix méthodologiques. Les phases de sélection d’indicateurs, pondération, normalisation et agrégation cachent souvent, sous des choix apparemment méthodologiques et techniques, des prises de position en termes de visions, valeurs et priorités. Ainsi, les choix, et donc les résultats de l’évaluation, dépendent des experts construisant l’outil d’évaluation.

Afin de répondre aux préoccupations concrètes des décideurs, les méthodes d’évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques sont opérationnalisées via le développement d’outils spécifiques s’appuyant sur une palette méthodologique plus ou moins large et fournissant un ou plusieurs types de résultats (biophysiques, monétaires, basés sur des indicateurs composites).

1.2. Questionner l’engouement pour l’évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques

« On ne gère bien que ce que l’on mesure ». Cet adage, omniprésent dans les discours managériaux, est réemployé à l’égard de la conservation de la biodiversité et des ressources naturelles (WBCSD, 2013, p. 2 ; KPMG, 2014, p. 5). Cette idée se retrouve dans certains discours affirmant que la mauvaise gestion de la biodiversité et des services écosystémiques vient du fait qu’« on ne protège pas ce à quoi on ne donne pas de valeur » (Myers et Reichert, 1997, p. xix). Dans cette perspective, certains acteurs soutiennent que la monétarisation de la biodiversité et des services écosystémiques permet de mieux les intégrer aux décisions stratégiques et à la gestion des activités en traduisant les enjeux en des termes familiers aux décideurs (Bräuer, 2003 ; Polasky, 2008 ; TEEB, 2012).

Peu de travaux de recherche semblent s’être penchés sur les usages réels et les apports pratiques des évaluations de la biodiversité et des services écosystémiques, soit du fait que les chercheurs accordent peu d’attention à cet enjeu, soit du fait d’une sous-utilisation de ces méthodologies (Laurans et al., 2013). Le rapport Eco4Biz du WBCSD (WBCSD, 2013) et l’analyse comparative réalisée par la mission « Économie de la biodiversité » de la Caisse des Dépôts et Consignations, matérialisée par l’outil GoBIODIV+ (Thievent, 2015) discutent l’intérêt d’une palette d’outils pour les entreprises en illustrant leur argumentaire par quelques retours d’expérience. Bagstad et al. ont comparé et appliqué différents outils pour évaluer les services écosystémiques du bassin de San Pedro (Bagstad et al., 2013). Au-delà de ces rares initiatives, l’analyse critique de ces nouveaux outils et des changements dans les modalités de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques qu’ils engendrent semble peu développée au regard des enjeux qu’ils représentent. Waage et Kester soulignent ainsi que « peu, voire aucun, de ces outils n’a fait l’objet d’un processus de vérification et de validation robuste, transparent et indépendant, en particulier en termes d’application au secteur privé » (Waage et Kester, 2015, p. 12). L’intérêt affiché des outils d’évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques, destinés aux entreprises, paraît davantage reposer sur

des présupposés relatifs aux vertus de l'évaluation que sur une validation par une analyse des effets empiriques.

1.3. Crédibilité, pertinence et légitimité des interfaces connaissances / décisions

Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques peuvent être envisagés comme des interfaces articulant des connaissances pour générer des informations en support à la prise de décision. La crédibilité, la pertinence et la légitimité ont été proposées comme des attributs de l'efficacité des interfaces science-décision (Cash et al., 2002 ; IPBES, 2014 ; Rodela et al., 2015). La crédibilité de l'information est relative à la perception par un acteur de sa qualité, de sa validité et de sa robustesse scientifique. L'évaluation de la crédibilité est à la fois fonction de la confiance dans le processus de production de l'information et dans les institutions qui apportent les connaissances (Sarkki et al., 2014). La pertinence fait référence au fait que l'évaluation est appropriée pour informer le choix du décideur. Enfin, la légitimité reflète le sentiment que le processus d'évaluation a pris en compte la diversité des systèmes de valeurs et de croyances des parties prenantes, et a été conduit de façon impartiale et juste dans son traitement des opinions et intérêts divergents (Cash et al., 2002).

Ces trois attributs semblent présenter des complémentarités et des compromis (Cash et al., 2002 ; Sarkki et al., 2014). Il peut ainsi être difficile de maximiser simultanément la crédibilité, la pertinence et la légitimité d'un outil d'évaluation. Il n'est cependant pas trivial d'analyser les synergies et divergences de ces trois dimensions, car il n'existe pas de mesure directe de la crédibilité, la pertinence et la légitimité (CPL). Heink et al. soulignent le caractère subjectif de ces trois qualités, qui peuvent avoir des significations variables en fonction des contextes et des acteurs (Heink et al., 2015). Dans l'optique de mobiliser ces attributs pour évaluer l'efficacité d'une interface science-décision, Heink et al. recommandent d'explicitier les liens entre les attributs CPL et l'objet d'étude, de spécifier précisément ce que recouvrent ces concepts pour les rendre opérationnels et transparents et d'adapter les critères d'évaluation aux définitions des attributs CPL retenus.

S'appuyant sur un cadre d'analyse construit autour de ces trois dimensions – crédibilité, pertinence, légitimité –, la suite de l'article présente une analyse quantitative portant sur un échantillon de dix-huit outils recommandés aux entreprises.

2. Matériels et méthodes

2.1. Présentation des outils

2.1.1. Définition de l'échantillon d'outils

Relativement peu d'entreprises communiquent sur les outils qu'elles utilisent en interne, ou qui sont mobilisés pour produire les résultats diffusés vers l'extérieur. Ne pouvant ainsi identifier les principaux outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques utilisés, nous nous concentrerons sur les outils faisant l'objet d'une communication récurrente dans des publications conseillant les entreprises sur les moyens à mettre en œuvre pour mieux appréhender les enjeux de biodiversité.

Une revue de la littérature grise a permis d'identifier cinq rapports, principalement à destination des acteurs économiques et financiers, préconisant des outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques (Oregon State University, Sustainable Northwest et University of Oregon, 2013 ; WBCSD, 2013 ; KPMG, 2014 ; Maxwell et al., 2014 ; Waage et Kester, 2015). L'analyse croisée de ces documents a permis d'identifier pas moins de cent vingt-neuf outils d'évaluation différents traitant entre autres ou exclusivement de la biodiversité et des services écosystémiques. La majorité des outils n'étaient cités que dans un seul document et aucun n'était présenté par l'ensemble des cinq rapports.

Nous n'avons retenu que les outils cités dans au moins trois rapports différents, soit dix-huit outils au total, présentés dans le Tableau 1. La mention d'une utilisation par des entreprises a pu être documentée pour quatorze outils.

2.1.2. Description des caractéristiques

À partir de la documentation disponible en libre accès sur internet (sites officiels des outils, journaux scientifiques...), nous avons dans un premier temps dégagé certaines caractéristiques des outils sélectionnés, synthétisées dans le Tableau 2.

Ces outils présentent des caractéristiques variées. Différentes catégories d'acteurs sont impliquées dans leur conception : des institutions académiques (ex. : University of Vermont, King's College London, Ohio State University...), des organisations non gouvernementales (ONG) spécialisées dans l'environnement (ex. : UICN, BirdLife International, Conservation International...), des organismes institutionnels (ex. : UNEP-WCMC, la National Science Foundation (NSF) américaine), des entreprises (cabinets de conseil, tels que PwC ou ERM, coalitions d'entreprises, WBCSD par exemple, ou encore entreprises individuelles, telles que Puma). Sept des dix-huit outils étudiés ont été développés par des entreprises (seules ou en partenariat avec d'autres acteurs). Concernant leurs conditions d'utilisation, douze sont gratuits et quatorze peuvent être utilisés de façon autonome par les usagers. A contrario, EP&L (PUMA, 2012), TIMM et True Price sont des outils payants dont le déploiement est opéré par les tenants de la propriété intellectuelle.

Tableau 1 – Description des dix-huit outils sélectionnés pour l'étude. Les rapports citant les outils sont numérotés comme suit : 1-(Waage et Kester, 2015), 2-(KPMG, 2014), 3-(Maxwell et al., 2014), 4-(Oregon State University, Sustainable Northwest et University of Oregon, 2013), 5-(WBCSD, 2013).

Acro- nyme	Outil, URL, référence	Développeurs et sponsors	Année de lancement	Rapport s citant l'outil	Exemples d'entreprises ayant utilisé l'outil
ARIES	Artificial Intelligence for Ecosystem services , http://www.ariesonline.org (Villa et al., 2014)	UNEP-WCMC, US NSF, Basque Centre for Climate Change, University of Vermont, Conservation International, Earth Economics, Istituto di Ecologia INECOL	portail fonctionnel en 2012	(1, 3, 4, 5)	?
BROA	Biodiversity Risk & Opportunity Assessment , http://www.batbiodiversity.org/BROA	British American Tobacco Biodiversity Partnership	2006	(1, 3, 5)	British American Tobacco, India Tobacco Company
CEV	Guide to Corporate Ecosystem Valuation , http://www.wbcsd.org/work-program/ecosystems/cev.aspx (WBCSD, 2011)	WBCSD, IUCN, World Resources Institute (WRI), ERM, PwC	2011	(1, 3, 4, 5)	+14, ex. : AkzoNobel, Eni, Holcim, Lafarge, Mondi
Co\$ting	Co\$ting Nature , http://www.policysupport.org/costingnature (Mulligan et al., 2010)	King's College London, AmbioTEK, UNEP-WCMC	2009	(1, 3, 5)	?
Eco- LCA	Ecologically Based Life-Cycle Assessment , www.resilience.osu.edu/ecolca (Zhang et al., 2010)	Ohio State University	2009	(1, 3, 5)	Cook Composites and Polymers
EP&L	Environmental Profit and Loss , http://about.puma.com/en/sustainability/environment/enviro nmental-profit-and-loss-account (PUMA, 2012)	Puma (Kering), Trucost, PwC	2010	(1, 2, 3)	PUMA/Kering
ESB	NVI Toolkit – Ecosystem Services Benchmark , http://www.naturalvalueinitiative.org/content/003/303.php (Grigg et al., 2009)	The Natural Value Initiative	2009	(1, 3, 4)	+31 entreprises, ex. : Danone, Nestlé, Unilever, British American Tobacco, Coca-Cola
ESR	Corporate Ecosystem Services Review , http://www.wri.org/publication/corporate-ecosystem- services-review (Hanson et al., 2009)	WRI, WBCSD, Meridian Institute	2008	(1, 3, 4, 5)	De l'ordre de 300 entreprises, ex. : AkzoNobel, Mondi, Syngenta, Rio Tinto
ESR for IA	Ecosystem Services Review for Impact Assessment , http://www.wri.org/publication/ecosystem-services-review- impact-assessment (Landsberg et al., 2013)	WRI	2011	(1, 3, 5)	Testé pour des projets miniers, agro-alimentaires et d'énergie éolienne (entreprises anonymes)

LEFT	Local Ecological Footprinting Tool , http://www.biodiversity.ox.ac.uk/researchthemes/biodiversity-technologies/assessing-ecological-value-of-landscapes-beyond-protected-areas-left/ (Willis et al., 2012)	Biodiversity Institute University of Oxford, Department of Computer Science University of Oxford, Statoil	2012	(1, 3, 5)	Statoil
IBAT	Integrated Biodiversity Assessment Tool , https://www.ibatforbusiness.org (Dempsey, 2013)	BirdLife International, Conservation International, IUCN, UNEP-WCMC	2005	(3, 4, 5)	+35, ex. : Bank of America, BP, Cargill, JPMorgan Chase, Total
InVEST	Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs , http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html (Tallis et Polasky, 2009)	Natural Capital Project	2006	(1, 3, 4, 5)	Lafarge, Dow Chemical
MIMES	Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services , http://www.afordablefutures.com/ (Boumans et al., 2015)	AFORDable Futures LLC	2007	(1, 3, 4, 5)	?
NSV	NatureServe Vista , http://www.natureserve.org/conservation-tools/natureserve-vista	NatureServe	2004	(1, 3, 5)	Entreprises anonymes
SERVES	Ecosystem Valuation Toolkit – Simple Effective Resource for Valuing Ecosystem Service , http://esvaluation.org/about-serves/	Earth Economics	Ouverture du portail en 2012	(1, 3, 4, 5)	Entreprises anonymes
TESSA	Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessments , http://www.birdlife.org/worldwide/science/assessing-ecosystem-services-tessa (Peh et al., 2013)	Cambridge Conservation Initiative et Birdlife International	2011	(1, 3, 5)	?
TIMM	Total Impact Measurement and Management , http://www.pwc.com/totalimpact (PwC 2013)	PwC	2013	(1, 2, 3)	Clients de PwC, ex. : Scottish Hydro Electric
TrueP	True Price , http://trueprice.org/services/service-true-price/	True Price Foundation	En cours de développement	(1, 2, 3)	HIVOS, AzkoNobel, Tony’s Choclonely, Royal BAM Group

Tableau 2 – Caractéristiques techniques des outils (*ns : non spécifié ; g : guide ; t : tableur ; m : modèle ; B : biodiversité ; SE : services écosystémiques ; P : processus de gestion des SE ; ext. E : externalités environnementales ; ext. ESE : externalités économiques, sociales et environnementales ; en majuscule : finalités d'usage pour lesquelles des exemples d'application par des entreprises ont pu être documentés*).

		ARIES	BROA	CEV	Co\$ting	Eco-LCA	EP&L	ESB	ESR	ESR for IA	LEFT	IBAT	InVE ST	MIMES	NSV	SER VES	TESSA	TIMM	True P
Format		m	g & t	g	m	m	m	g & t	g & t	g & t	m	m	m	m	m	m	g	ns	ns
Types de résultats	Qualitatifs		x					x	x	x		x					x		
	Biophysiques	x			x	x					x	x	x	x			x		
	Monétaires	x		x			x						x	x		x	x	x	x
	Normés/composites				x						x				x				
	Cartographiques	x			x						x	x	x	x	x				
Échelle d'analyse	Régionale	x			x						x	x	x	x		x			
	Locale/site	x	x	x					x	x	x		x		x	x	x		
	Entreprise			x			x	x	x									x	x
	Produit			x		x	x		x									x	x
Principales composantes évaluées		SE	B, SE	SE	B, SE	SE	ext. E	P	SE	SE	B	B	B, SE	SE	SE	SE	SE	ext. ESE	ext ESE
Finalité d'usage	Diagnostic	x	X	X	x	X	X	X	X	X	x	X	X	x	x	x	x	X	X
	Pilotage		X																
	Communication externe			X			X		x			X						X	X
Conditions d'utilisation	Utilisation gratuite	x	x	x	x	x	Outil privé	x	x	x			x		x	x	x		
	Utilisateur autonome	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x		
	Technicité	+++	++	++	++	+	ns	++	++	++	+	+	+++	+++	+++	++	+	ns	ns

Ces outils revêtent différents formats. Les modèles informatiques, permettant des analyses quantitatives, tiennent une place prépondérante. Six outils se présentent sous forme de guides éventuellement accompagnés d’un fichier Excel aidant l’utilisateur dans le traitement des données. Ces guides apportent des éléments de vulgarisation et d’opérationnalisation des concepts associés à la biodiversité et aux services écosystémiques, donnent des instructions, précisent les procédures pour conduire les évaluations, donnent des exemples d’applications, de bonnes pratiques, de retours d’expérience.

Parmi les quatorze outils qui proposent une approche quantitative, neuf produisent des résultats monétarisés, huit fournissent des indicateurs biophysiques, trois produisent des indicateurs composites normalisés (sans unité). Les outils basés sur des approches monétaires ne sont pas l’apanage des entreprises, l’outil d’évaluation monétaire SERVES par exemple a été développé par l’ONG Earth Economics, et inversement des entreprises ont été impliquées dans le développement des outils non monétaires BROA, ESR (Hanson et al., 2009), ESB (Grigg et al., 2009) et LEFT (Willis et al., 2012).

La moitié des outils étudiés autorisent des évaluations à plusieurs échelles (du produit à l’échelle régionale/globale). L’échelle locale est la plus récurrente (10 outils sur 18).

L’effort initial à fournir par l’utilisateur pour collecter et intégrer les données d’entrée nécessaires varie considérablement. Ainsi, l’outil LEFT requiert uniquement de rentrer les coordonnées géographiques du site d’intérêt et génère automatiquement un rapport rendant compte de sa valeur écologique à partir de bases de données préexistantes. Les outils ARIES (Villa et al., 2014), MIMES (Boumans et al., 2015) et NSV nécessitent quant à eux d’entrer un nombre important de données pour construire des scénarios géo-spatialisés.

En termes de finalités d’usage, l’ensemble de ces outils se donne comme objectif d’aider l’entreprise à établir un diagnostic dans le cadre d’un usage interne, pour appréhender la matérialité des enjeux, supporter la prise de décision lors de l’évaluation de projets, évaluer les performances environnementales. Pour six outils, la documentation associée fait explicitement référence à un usage externe, dans le cadre du reporting RSE ou de la communication à destination des parties prenantes. Un seul outil (BROA) prétend apporter un support au pilotage et à la mise en œuvre des plans d’action.

2.2. Méthode d’évaluation de la crédibilité, pertinence et légitimité des outils d’évaluation

2.2.1. Modèle Crédibilité-Pertinence-Légitimité (CPL)

Dans la perspective d’évaluer la crédibilité, pertinence et légitimité (Cash et al., 2002) de ces dix-huit outils, nous avons opté pour les orientations conceptuelles suivantes :

- une approche de la crédibilité basée sur la conformité aux standards scientifiques ;

- une approche pragmatique de la pertinence au regard d'attentes et de contraintes des usagers de l'outil d'évaluation (ici les entreprises) ;
- une conception institutionnelle et contractuelle (inclusion des parties prenantes et prise en compte de leurs intérêts) de la légitimité.

Nous avons construit sur cette base un cadre d'analyse spécifiant comment les concepts de crédibilité, pertinence et légitimité ont été articulés (Tableau 3) et la manière dont ils ont été évalués (Tableau 4).

Le Tableau 3 récapitule les neuf critères retenus pour évaluer la crédibilité, la pertinence et la légitimité (trois critères par attribut), organisés autour de trois étapes clés pour aboutir à l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques :

- la conception de l'outil ;
- le processus d'évaluation ;
- l'expression des résultats de l'évaluation.

Le choix de ces neuf critères (ci-après notés critères CPL) s'est notamment appuyé sur les caractéristiques de la crédibilité, pertinence et légitimité identifiées dans les travaux de (Sarkki et al., 2014, p. 198). La caractéristique « consensus » proposée par Sarkki et al. pour qualifier la légitimité a cependant été remplacée dans notre cadre d'analyse par le critère « portage multi-institutionnel ».

Tableau 3 – Grille d'analyse de la crédibilité, pertinence et légitimité des outils d'évaluation (inspirée des travaux de Sarkki et al., 2014).

Phases Qualités	Développement de l'outil	Processus d'évaluation	Résultats
Crédibilité	C1 : Dans le prolongement des connaissances scientifiques	C2 : Examen de la qualité	C3 : Explicitation des incertitudes et des limites
Pertinence	P1 : En réponse aux attentes des décideurs	P2 : Délais d'évaluation	P3 : Simplicité des messages
Légitimité	L1 : Portage multi-institutionnel	L2 : Inclusion des parties prenantes	L3 : Représentation équilibrée des points de vue

2.2.2. Attribution des scores

Le Tableau 4 détaille la démarche suivie pour noter les critères CPL des outils. Chaque critère a été spécifié par une assertion pour laquelle un score a été attribué sur une échelle ordinale à trois niveaux : 0 si l'assertion est invalidée, 1 si elle est partiellement validée, 2 si elle est validée. Le choix d'opter pour une échelle à seulement trois niveaux et de définir les critères d'évaluation de façon restrictive a été motivé par la volonté de standardiser l'évaluation et de limiter la part de subjectivité imputable à l'évaluateur. Seule la documentation disponible en libre accès sur les sites internet officiels de ces outils a été utilisée pour noter les assertions.

Tableau 4 – Méthode d’attribution des scores.

Critères	Définition	Scores {0, 1, 2}
Crédibilité		
C1 : Dans le prolongement des connaissances scientifiques	L’outil mobilise des concepts, méthodes et données établis scientifiquement	0 : ne mobilise pas de méthodes et données tirées de travaux scientifiques, 1 : intermédiaire, 2 : mobilisation de concepts, méthodes et données établis scientifiquement
C2 : Examen de la qualité	La méthode d’évaluation a fait l’objet d’une revue par la communauté scientifique	0 : pas d’examen, 1 : déclaratif (note stipulant qu’un comité d’experts a examiné l’outil), 2 : avis publiés ou publication dans des revues scientifiques à comité de lecture
C3 : Explicitation des incertitudes et des limites	La documentation détaille les limites méthodologiques et les incertitudes des résultats sont spécifiées	0 : méthode non détaillée, 1 : intermédiaire, 2 : limites et incertitudes spécifiées
Pertinence		
P1 : En réponse aux attentes des décideurs	L’outil répond à une question opérationnelle ou stratégique	0 : outil générique ou non orienté vers les problématiques d’entreprise, 1 : intermédiaire, 2 : outil répondant à une question opérationnelle ou stratégique spécifique
P2 : Délais d’évaluation	Le temps requis pour l’évaluation et la réactualisation est compatible avec les délais de décision	0 : de l’ordre de plusieurs mois de collecte et d’analyse des données, 1 : intermédiaire, 2 : faible effort de collecte et d’analyse, de l’ordre de quelques jours
P3 : Simplicité des messages	Les résultats sont traduits en des termes vulgarisés, compréhensibles pour les acteurs économiques et compatibles avec les systèmes de gestion	0 : résultats peu synthétisés et exprimés en termes techniques, 1 : intermédiaire, 2 : résultats synthétiques exprimés dans des unités communes pour des non-spécialistes et pouvant être intégrés dans les systèmes d’information et de management (comptables, environnementaux...) d’une entreprise
Légitimité		
L1 : Portage multi-institutionnel	Institutions publiques, ONG environnementales et acteurs économiques sont associés dans le développement et la promotion de l’outil	0 : un seul type d’organisation, 1 : deux types d’organisation, 2 : institutions publiques, ONG environnementales et acteurs économiques sont associés
L2 : Large participation	L’outil invite à l’implication d’une variété de parties prenantes pour alimenter les inputs de l’évaluation	0 : les données d’entrée ou hypothèses ne peuvent pas être orientées par les parties prenantes, 1 : possibilité d’impliquer les parties prenantes mentionnées, 2 : la structure de l’outil encourage ou implique l’engagement des parties prenantes
L3 : Représentation équilibrée des points de vue	Le traitement des intérêts des parties prenantes est équilibré dans les outputs de l’évaluation	0 : les résultats explicitent uniquement les intérêts de l’utilisateur, 1 : intermédiaire, 2 : les intérêts de l’ensemble des parties prenantes sont représentés sur le même plan

2.2.3. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 3.1.2). Les corrélations entre les neuf critères CPL ont été analysées avec le test non paramétrique de corrélation de Spearman (les variables étant ordinales) à partir des scores obtenus pour les dix-huit outils. La significativité des coefficients de Spearman a été testée par un test bilatéral. Les corrélations étaient considérées comme significatives pour une p-value inférieure à 0,05. Le package FactoMineR a été utilisé pour réaliser une analyse en composantes principales (ACP) des dix-huit outils en prenant comme variables les scores des neuf critères CPL. Le type de résultats produits par les outils (qualitatif, non monétaire, monétaire ou combinant monétaire et non monétaire), la présence d'entreprises parmi les concepteurs des outils, ainsi que la finalité d'usage des outils (Cf. Tableaux 1 et 2) ont été utilisés comme variables qualitatives illustratives. Les variables illustratives n'influent pas sur le calcul des composantes principales. Elles apportent cependant un éclairage à l'interprétation des variabilités observées en testant a posteriori l'association entre composantes principales et variables illustratives.

3. Résultats

3.1. Scores CPL

Les scores totaux obtenus par les outils sur la base de la grille d'analyse CPL s'échelonnent entre 0,8/3 et 2,2/3. Les cinq outils ayant obtenu les plus hauts scores (score total supérieur ou égal à 2/3) sont les outils BROA, IBAT, InVEST, LEFT et TESSA.

Les plus hauts scores de crédibilité ont été obtenus par les outils ARIES, IBAT et InVEST, de pertinence par ESB et de légitimité par BROA et TESSA. Aucun outil ne semble ainsi se démarquer des autres sur l'ensemble des dimensions CPL.

3.2. Tensions et synergies entre les critères CPL

L'analyse des corrélations des scores des neuf critères CPL (Figure 1) indique des corrélations négatives significatives entre l'objectif de répondre aux questions opérationnelles des décideurs (P1) et la simplicité des messages (P3) versus le développement de l'outil dans le prolongement des connaissances scientifiques (C1), l'examen de la qualité (C2) et la représentation équilibrée des points de vue (L3).

Ceci suggère qu'il existe des tensions entre, d'une part, certains aspects relatifs à la pertinence des outils d'évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques pour les décideurs et, d'autre part, leur crédibilité scientifique et leur légitimité sociale.

Des corrélations positives entre les critères caractérisant un même attribut sont aussi observées :

- a) concernant la pertinence, la simplicité des messages (P2) est positivement associée à l’objectif de répondre à des questions opérationnelles ou stratégiques (P3) ;
- b) concernant la crédibilité, l’examen de la qualité (C2) est positivement corrélé d’une part au développement de l’outil dans le prolongement des connaissances scientifiques (C1), et d’autre part à la communication des incertitudes et des limites (C3).

Une corrélation positive mais relativement faible (0,48 ; p.value = 0,04) est observée entre deux critères caractérisant des attributs différents : le traitement équilibré des points de vue (L3) et l’examen de la qualité (C2).

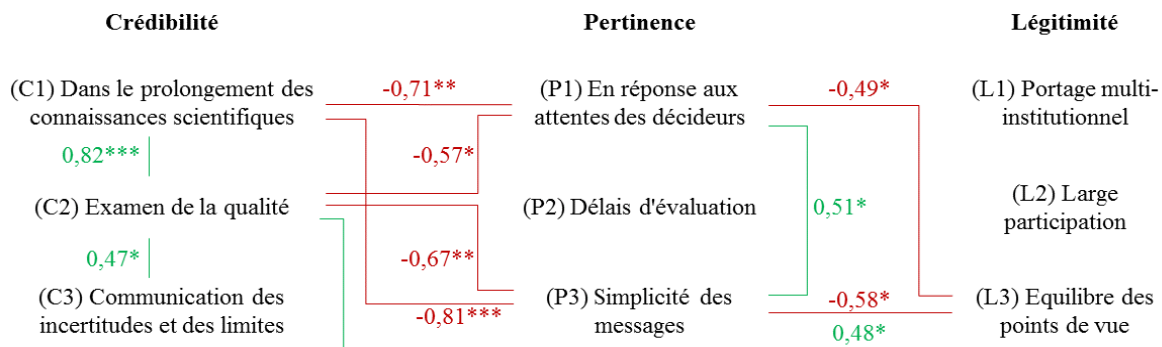


Figure 1 – Corrélations entre les neuf critères de la grille d’analyse CPL (en vert les corrélations positives, en rouge les corrélations négatives). Sont indiqués les coefficients de corrélation de Spearman ainsi que la significativité des résultats (tests bilatéraux) avec la convention suivante : *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$. Les valeurs non significatives ne sont pas rapportées.

3.3. Des profils CPL contrastés

L’ACP des scores assignés aux dix-huit outils pour les neuf critères CPL permet de mettre en évidence des profils d’outils contrastés (Figure 2a). Le premier axe principal (qui résume 40,65 % de la variance totale) permet de ségréguer les outils ayant obtenu des scores relativement élevés par rapport à leur ancrage scientifique (C1) et l’examen de la qualité méthodologique (C2) (à droite, Dim 1 positive), des outils exposant des messages simples (P3) en réponse aux attentes des décideurs (P1) (à gauche, Dim 1 négative). La contribution respective des variables au premier axe principal est la suivante : C1 = 24 %, C2 = 19 %, P3 = 19 %, P1 = 17 %.

Le deuxième axe principal (qui résume 19,56 % de la variance totale) oppose les outils nécessitant une large implication des parties prenantes dans le processus d’évaluation (L2) (Dim 2 positive) et ceux permettant une évaluation rapide (P2) (Dim 2 négative) (contributions respectives des variables au deuxième axe principal : L2 = 41 %, P2 = 34 %).

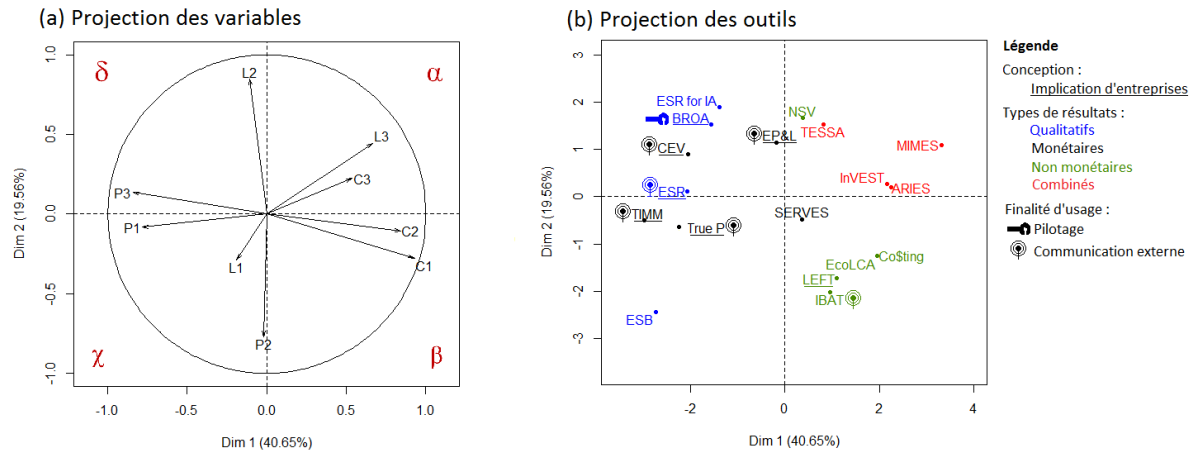


Figure 2 – Analyse en composantes principales des dix-huit outils évalués sur la base des neuf critères de la grille d'analyse CPL. (a) Cercle des corrélations dans le premier plan et contributions des critères aux deux composantes principales. (b) Représentation des outils en fonction des deux axes principaux, en bleu les outils qualitatifs, en vert les outils non monétaires (indicateurs biophysiques et scores indexés), en noir les outils strictement monétaires et en rouge les outils produisant conjointement des résultats monétaires et non monétaires. Les outils pour lesquels des entreprises ont été directement impliquées dans leur conception sont soulignés. La finalité d'usage est spécifiée par un symbole en forme de clé pour les outils à vocation de pilotage et en forme d'émetteur pour ceux destinés à la communication externe (les autres outils sont destinés au diagnostic).

Les deux premiers axes de l'ACP, permettent ainsi de distinguer quatre profils d'outils (Figure 2) :

- (α) des outils relativement crédibles et légitimes mais moins pertinents en vue de l'aide à la décision (ex. : TESSA et InVEST) ;
- (β) des outils permettant une évaluation rapide (P2) et crédible (C1, C2), moins performants en termes d'implication des participants (L2) (ex. : IBAT et LEFT) ;
- (γ) des outils pertinents pour les décideurs (P1, P2, P3) mais pouvant présenter des écueils sur le plan de leur légitimité et crédibilité (ex. : ESB) ;
- (δ) des outils présentant des messages simples (P3), en réponse aux attentes des décideurs (P1) et intégrant les parties prenantes dans le processus d'évaluation (L2), mais moins performants en termes de crédibilité (ex. : BROA).

3.4. Profils CPL et caractéristiques des outils

Les trois caractéristiques des outils mobilisées comme variables illustratives sont significativement associées au premier axe principal à savoir :

- le type de résultats produits par les outils ($R^2 = 0,78$; $p.value < 0,001$) ;

- l’implication d’entreprises dans la conception de l’outil ($R^2 = 0,55$; $p.value < 0,001$) ;
- la finalité d’usage ($R^2 = 0,37$; $p.value = 0,03$).

Aucune de ces caractéristiques n’est significativement associée au second axe principal. Ainsi, lorsque des entreprises ont pris part au développement, les outils présentent des scores relativement plus élevés en termes de simplicité du message et d’orientation vers les besoins des décideurs, mais semblent en moyenne moins performants en termes de crédibilité et de présentation de divers points de vue (Dim 1 = -1,6 ; $p.value < 0,001$), et inversement pour les outils n’ayant pas impliqué d’entreprise (Dim 1 = 1,3 ; $p.value < 0,001$).

En termes de finalité d’usage, les outils présentés comme pouvant être mobilisés en vue d’une communication externe ont des scores de pertinence relativement plus élevés que leurs scores de crédibilité (Dim 1 = -1,5 ; $p.value = 0,02$) alors que les outils uniquement voués au diagnostic ont en moyenne des scores de crédibilité supérieurs aux scores de pertinence (Dim 1 = 1,0 ; $p.value = 0,008$).

Bien que les associations avec le second axe principal ne soient pas significatives, la Figure 2 suggère que les outils combinant des résultats monétaires et non monétaires pourraient être plutôt caractérisés par le profil α (Dim 1 = 2,3 ; $p.value = 0,009$ et Dim 2 = 0,8 ; $p.value = 0,3$). Le profil β semble plutôt caractéristique des outils biophysiques et basés sur des indicateurs composites (Dim 1 = 1,2 ; $p.value = 0,09$ et Dim 2 = -0,9 ; $p.value = 0,07$). La majorité des outils monétaires se répartissent entre les profils γ et δ (Dim 1 = -1,5 ; $p.value = 0,05$ et Dim 2 = 0,12 ; $p.value = 0,8$). Les outils qualitatifs se retrouvent dans l’ensemble dans le profil δ (Dim 1 = -1,9 ; $p.value = 0,02$ et Dim 2 = 0,3 ; $p.value = 0,6$).

4. Discussion

L’évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques n’est pas une fin en soi, mais a vocation à informer et rationaliser des choix (Salles, 2011 ; Laurans et al., 2013). Les allégations, concernant les bénéfices pour une entreprise, de conduire une évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques dont elle dépend ou qu’elle impacte sont multiples : meilleure gestion des ressources, des risques, amélioration de la communication avec les parties prenantes... L’efficacité de ces outils d’évaluation pour éclairer les choix en entreprise et améliorer la gestion des impacts et de l’état de la biodiversité et des services écosystémiques est cependant, au stade actuel, largement hypothétique.

Les dix-huit outils d’évaluation étudiés illustrent la diversité d’acteurs impliqués dans leur développement, d’approches méthodologiques, de niveaux de technicité et de finalités d’usage. Notre étude, qui se limite à l’analyse des caractéristiques des outils en dehors de contextes d’application spécifiques, suggère des arbitrages entre la crédibilité,

la pertinence et la légitimité des outils, trois attributs clés pour articuler efficacement connaissances et décisions (Cash et al., 2002). Ceci interpelle quant à la capacité de ces outils à améliorer la gestion effective de la biodiversité et des services écosystémiques. Après avoir exposé les limites de cette étude, nous nous proposons dans cette section de discuter les associations observées entre les profils CPL et les caractéristiques des outils, puis les implications possibles quant aux usages de ces outils par les entreprises.

4.1. Limites de l'étude

La validité et le caractère généralisable des résultats présentés ici sont à nuancer au regard des limites de notre étude.

Tout d'abord, notre cadre d'analyse a été défini afin de mettre en évidence de potentielles tensions ou synergies entre crédibilité, pertinence et légitimité des outils. Il n'a pas pour intention de leur attribuer un score qui refléterait leur qualité absolue. Ce cadre d'analyse restreint les dimensions que peuvent recouper les concepts de crédibilité, pertinence et légitimité à des assertions opérationnelles qui ne traduisent que partiellement la substance de ces dimensions.

D'autre part, les scores CPL ont été évalués sur la base de la documentation accessible sur les sites dédiés aux outils avec un possible risque d'omission d'informations au cours de la recherche et l'analyse documentaires. Afin de limiter la part de subjectivité inhérente à l'évaluateur lors de l'attribution des scores aux outils, la grille de notation a été standardisée et l'échelle de notation réduite à trois niveaux. Lors de l'exercice de notation, il est cependant apparu que certains critères étaient plus objectifs (par exemple le critère L1 portant sur la diversité des organisations impliquées dans le développement de l'outil) que d'autres (par exemple le critère L3 relatif à la présentation équilibrée des intérêts des parties prenantes).

De plus, la crédibilité, la pertinence et la légitimité des outils n'ont été évaluées qu'en tenant compte des caractéristiques des outils hors contexte spécifique d'utilisation. La durée de réalisation d'une évaluation (P2), par exemple, a ainsi été notée sur la base des informations mentionnées par les développeurs et des retours d'expérience publiés. Or celle-ci peut varier significativement en fonction du périmètre de l'entreprise, de la disponibilité des données et du nombre d'acteurs impliqués dans l'évaluation. Certains outils (tels que LEFT, ESB ou IBAT) autorisent peu de marge d'adaptation méthodologique alors que d'autres offrent une flexibilité importante (par exemple ARIES, ESR ou CEV). Pour ces derniers, les processus d'utilisation ont potentiellement un fort impact sur la crédibilité, pertinence et légitimité des résultats et décisions issus de l'évaluation.

4.2. Des arbitrages entre crédibilité, pertinence et légitimité

L'analyse des scores CPL des dix-huit outils a mis en évidence l'existence d'arbitrages entre crédibilité, pertinence et légitimité. Ces résultats supportent l'hypothèse qu'il existe des compromis, mais éventuellement aussi des synergies entre ces trois

dimensions comme l’ont suggéré plusieurs auteurs (Cash et al., 2002 ; Sarkki et al., 2014). Nous pouvons constater des disparités entre les tensions proposées par Sarkki et al. et celles qui émergent de notre étude. Par exemple, leur analyse corrobore l’existence de tensions entre l’objectif de répondre aux questions opérationnelles des décideurs (P1) versus une approche dans le prolongement des connaissances scientifiques (C1), mais Sarkki et al. n’identifient pas de compromis entre la simplicité des messages (P3) versus une approche dans le prolongement des connaissances scientifiques (C1) alors que la corrélation négative observée dans notre étude est particulièrement significative.

Les résultats de la présente étude suggèrent que les arbitrages entre crédibilité, pertinence et légitimité pourraient être tributaires :

- de l’implication d’acteurs économiques lors de la conception de l’outil ;
- du type de résultats produits (qualitatif, monétaire, non monétaire, ou combinant des valeurs monétaires et non monétaires) ;
- et de la finalité d’usage (diagnostic, pilotage, communication externe).

Concernant les types de résultats produits, les outils combinant valeurs monétaires et non monétaires, tous développés avec des organismes académiques, retranscrivent la complexité des enjeux. Ils requièrent un niveau de technicité avancé et sont relativement lourds à déployer. La priorité est mise sur l’exhaustivité et le réalisme de la modélisation au détriment du caractère opérationnel de l’outil. Les outils monétaires visent à délivrer une réponse synthétique aux questions des décideurs. S’ils apparaissent comme pertinents pour les décideurs, cela semble être aux dépens de leur crédibilité scientifique et de la représentation équilibrée des points de vue. Les outils biophysiques et basés sur des indicateurs normés sont les plus rapides à déployer et bénéficient d’une crédibilité scientifique relativement élevée. Restreignant le contexte d’étude aux enjeux techniques, ils semblent peu intégrer les parties prenantes dans le processus d’évaluation. Enfin, les outils qualitatifs ressortent comme globalement pertinents pour répondre aux questions des décideurs et certains mettent l’accent sur la prise en compte des parties prenantes. Néanmoins, ceux-ci peuvent demander un effort de déploiement conséquent et le formalisme de la démarche peut être incertain. Ainsi, le choix d’un outil doit être avant tout cohérent avec l’objectif de l’exercice.

4.3. Usages et finalités des outils par les entreprises

Les applications possibles des outils ont été synthétisées en trois catégories : la réalisation d’un diagnostic (cliché analytique momentané pour informer la décision en interne), le pilotage (approche procédurale, plans d’action pour assurer un suivi dans le temps) et la communication externe (reporting, justification des arbitrages).

4.3.1. Communication externe

Dans l’optique d’une communication externe, les exigences en termes de crédibilité et de légitimité de l’évaluation pourraient être supérieures. L’entreprise s’expose en effet à ce

que les résultats soient contestés par ses parties prenantes. Pourtant, notre analyse suggère que les outils promus pour la communication externe sont des outils qui mettent davantage l'accent sur la pertinence pour les décideurs que sur la légitimité et la crédibilité de l'évaluation. La crédibilité scientifique et la représentation équilibrée des points de vue sont les deux critères pour lesquels l'écart avec les outils limités au diagnostic est le plus important. Privilégier trop fortement la dimension pratique d'un outil au détriment de sa robustesse méthodologique et de la légitimité de l'évaluation peut être contre-productif dans le cadre d'une communication externe des résultats. L'écueil le plus récurrent de ces outils concerne l'explicitation de la méthode d'évaluation, à l'exception des outils EP&L et IBAT pour lesquels la méthode est clairement exposée. Très peu d'éléments sont notamment fournis par les outils TIMM et TRUE P, développés par des organismes privés. Ce déficit de transparence méthodologique peut éventuellement être motivé par des problématiques de confidentialité, mais risque de générer auprès des parties prenantes l'impression que les résultats sont issus d'une boîte noire qui ne permet pas de discuter les choix méthodologiques. Quant aux guides ESR et CEV qui laissent une marge de manœuvre conséquente à l'utilisateur, la crédibilité et la légitimité de l'évaluation peuvent être largement influencées par la conduite de l'évaluation. Il appartient donc aux entreprises d'explicitier la démarche suivie afin d'asseoir la crédibilité et la légitimité des informations communiquées.

4.3.2. Focus sur quatre outils

Parmi les cinq outils ayant les plus hauts scores CPL totaux, quatre ont effectivement été utilisés par des entreprises (BROA, IBAT, InVEST et LEFT). Nous discutons plus spécifiquement les résultats obtenus pour ces quatre outils et leurs utilisations potentielles.

L'outil BROA (développé par le British American Tobacco Biodiversity Partnership) est le seul outil qui prétend apporter, au-delà du diagnostic, un support opérationnel en termes de pilotage et de déploiement de plans d'action. Il se distingue par sa dimension pragmatique, avec un focus sectoriel sur l'agriculture et une approche risque/opportunité nécessitant une implication forte des parties prenantes du terrain. Cet outil est ressorti de l'analyse comme particulièrement performant sur le plan de la légitimité et de la pertinence pour les décideurs, mais apparaît comme moins robuste sur le plan de la crédibilité scientifique. Cet apparent déficit de crédibilité, reflétant la structure de la grille d'évaluation CPL, est cependant à nuancer, car l'outil a fait l'objet d'une revue indépendante par plusieurs organismes bénéficiant d'une solide légitimité (notamment UNEP-WCMC et WWF-UK).

Les outils IBAT (développé par BirdLife International, Conservation International, IUCN et l'UNEP-WCMC) et LEFT (développé par le Biodiversity Institute University of Oxford, Department of Computer Science University of Oxford et Statoil) partagent des caractéristiques et des profils CPL relativement similaires. Les deux outils permettent

de géo-localiser les sites importants pour la biodiversité à proximité d’une zone d’intérêt. Leur principale finalité est de faciliter la comparaison de zones d’implantation potentielles et d’anticiper les enjeux écologiques à partir de la spécification d’un minimum de données par l’utilisateur, à savoir les coordonnées géographiques de la zone d’étude. IBAT et LEFT facilitent ainsi le recoupement de diverses sources d’information et diminuent le coût de transaction potentiellement élevé de la collecte de données écologiques pour établir un diagnostic de premier niveau. Les choix méthodologiques pour apprécier l’intérêt écologique des sites sont cependant très différents : IBAT se base sur une approche institutionnelle (sites faisant l’objet d’une protection réglementaire, liste rouge de l’UICN...), alors que LEFT se base sur une approche écologique (caractéristiques locales de fragmentation, vulnérabilité, connectivité, nombre d’espèces par taxon... dérivées notamment de la Global Biodiversity Information Facility). IBAT et LEFT ont obtenu des scores CPL quasiment identiques, à savoir une crédibilité scientifique et une pertinence pour les décideurs élevées, mais un niveau de légitimité moindre, notamment en termes d’implication des parties prenantes. En contexte réel d’utilisation par les entreprises, il peut cependant être envisageable qu’une entreprise engage des processus de concertation en complément de l’évaluation fournie par ces outils. La granulosité de ces outils, qui restent actuellement macroscopiques, invite en effet à apporter un éclairage supplémentaire plus proche du terrain.

Enfin, InVEST (développé par le Natural Capital Project) est le seul des quatre outils à ne pas avoir été pensé spécifiquement pour les entreprises et son niveau de technicité est plus élevé. Il nécessite ainsi un investissement relativement lourd de l’entreprise (bien que la segmentation en tiers de l’outil autorise une gradation de cet investissement en fonction des besoins de l’utilisateur). Ce type d’outil est a priori plutôt utilisé pour comparer des scénarios de gestion dans le cas de projets ponctuels particulièrement sensibles. Les nombreuses allégations quant aux finalités d’usages possibles de l’outil (Natural Capital Project, 2015) nous semblent davantage refléter la multi-dimensionnalité que le caractère opérationnel de l’outil qui permet, sur la base d’une quinzaine de modèles, une évaluation spatialisée des services écosystémiques, de leur utilisation et des compromis, exprimés en unités biophysiques et/ou monétaires. Les résultats CPL obtenus par InVEST, à savoir des scores de crédibilité élevés, mais une pertinence pour les décideurs moindre, soulignent la dimension encore très académique de l’outil.

4.4. Perspectives de recherche

Notre étude, basée sur une analyse documentaire, permet d’entamer une réflexion sur les relations entre les caractéristiques des outils d’évaluation, leur qualité sur le plan de la crédibilité, de la pertinence et de la légitimité, et leurs finalités d’usage. La valeur ajoutée pratique de ces outils n’a pu encore être démontrée de façon tangible. Cet examen est d’autant plus difficile que les comparaisons entre outils sont délicates. Cette difficulté découle de différences importantes dans la définition des services écosystémiques, la

structure analytique des outils et le type de résultats produits (Waage et al., 2011). Il s'agit d'un pan de l'évaluation environnementale encore relativement récent qui nécessite d'être examiné plus finement afin de dépasser le caractère réducteur d'un discours présentant l'évaluation comme une panacée. L'analyse des usages concrets des outils d'évaluation par les entreprises et de leurs impacts sur les modalités de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques nous semble être une perspective de recherche qui pourrait donner lieu à une enquête par entretiens auprès d'entreprises déclarant utiliser les outils d'évaluation présentés dans cet article : comment s'approprient-elles ces outils ? Dans quelle mesure l'outil, le processus d'évaluation et les modalités de communication conditionnent-ils respectivement la crédibilité, pertinence et légitimité des résultats ? Quelles sont les actions concrètes mises en place suite à l'évaluation ?

Conclusion

Il existe aujourd'hui une demande pour des méthodes standardisées d'évaluation des impacts et dépendances des entreprises vis-à-vis de la biodiversité et des services écosystémiques. Cependant, les allégations quant aux vertus des outils d'évaluation pour la biodiversité et les services écosystémiques demeurent largement spéculatives. Les apports concrets de ces outils en termes d'évolution des modalités de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques restent à démontrer.

Différents systèmes de valeurs et rationalités s'expriment au travers des orientations méthodologiques de ces outils. La biodiversité et les services écosystémiques recouvrent des dimensions variées qui ne peuvent être exhaustivement intégrées dans un même outil. Malgré les simplifications inéluctables, les outils d'évaluation sont donc intrinsèquement complexes de par leur objet d'étude.

L'analyse de dix-huit outils recommandés aux entreprises suggère des tensions structurelles entre leur pertinence pour les décideurs (simplicité des messages, objectif de répondre à des questions opérationnelles ou stratégiques) versus leur crédibilité scientifique (examen de la qualité, développement de l'outil dans le prolongement des connaissances scientifiques) et leur légitimité sociale. Les arbitrages entre crédibilité, pertinence et légitimité semblent dépendants à la fois de l'implication d'acteurs économiques lors de la conception de l'outil, du type de résultats produit par l'évaluation et de la finalité d'usage de l'outil.

Ces outils doivent être considérés comme des initiatives d'acteurs ayant leurs propres motivations et rationalités. Leur institutionnalisation constitue, pour les acteurs impliqués dans leur conception et leur diffusion, un levier pour influencer sur les représentations de la biodiversité. Dans un contexte où diverses organisations poussent au développement de ces approches évaluatives (COP10 CDB, 2010 ; Spurgeon, 2014 ; KPMG, 2014), notre grille d'analyse « crédibilité, pertinence, légitimité » propose de questionner certaines stratégies et certains rapports de force à l'œuvre dans ces outils.

Des perspectives de recherche pourraient viser à faire le lien entre les caractéristiques des outils utilisés et leur efficacité en termes d'évolution des modalités de gestion de la biodiversité et des services écosystémiques. Le rôle de plus en plus prégnant accordé aux entreprises dans la conservation de la biodiversité (COP10, 2010) appelle en effet à poser un regard critique sur les dynamiques à l'œuvre pour s'assurer qu'elles contribuent à orienter les acteurs vers un modèle plus durable.

Bibliographie

Bagstad K.J., Semmens D.J., Waage S., Winthrop R., 2013, « A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation », *Ecosystem Services*, vol. 5, p. 27-39.

Boumans R., Roman J., Altman I., Kaufman L., 2015, « The Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services (MIMES): Simulating the interactions of coupled human and natural systems », *Ecosystem Services*, vol. 12, p. 30-41.

Bräuer I., 2003, « Money as an indicator: to make use of economic evaluation for biodiversity conservation », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 98, n° 1-3, p. 483-491.

Cardinale B.J. et al., 2012, « Biodiversity loss and its impact on humanity », *Nature*, vol. 486, n° 7401, p. 59-67.

Cash D.W., Clark W.C., Alcock F., Dickson N.M., Eckley N., Jäger J., 2002, « Salience, credibility, legitimacy and boundaries: Linking research, assessment and decision making », *KSG Working Papers Series*, RWP02-046, p. 25.

Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L., 2009, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique*, La Documentation française (Rapports et documents), 376 p.

COP10 CDB, 2010, « Decision X/21. Business engagement », Nagoya, Japan, Convention pour la diversité biologique.

Costanza R., Arge R. D', Groot R. De, Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1997, « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, vol. 387, n° 6630, p. 253-260.

Dempsey J., 2013, « Biodiversity loss as material risk: Tracking the changing meanings and materialities of biodiversity conservation », *Geoforum*, vol. 45, p. 41-51.

Díaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J.R., Arico S., Báldi A., Bartuska A., Baste I.A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K.M., Figueroa V.E., Duraiappah A., Fischer M., Hill R., Koetz T., Leadley P., Lyver P., Mace G.M., Martin-Lopez B., Okumura M., Pacheco D., Pascual U., Pérez E.S., Reyers B., Roth E., Saito O., Scholes R.J., Sharma N., Tallis H., Thaman R., Watson R., Yahara

T., Hamid Z.A., Akosim C., Al-Hafedh Y., Allahverdiyev R., Amankwah E., Asah S.T., Asfaw Z., Bartus G., Brooks L.A., Caillaux J., Dalle G., Darnaedi D., Driver A., Erpul G., Escobar-Eyzaguirre P., Failler P., Fouda A.M.M., Fu B., Gundimeda H., Hashimoto S., Homer F., Lavorel S., Lichtenstein G., Mala W.A., Mandivenyi W., Matczak P., Mbizvo C., Mehrdadi M., Metzger J.P., Mikissa J.B., Moller H., Mooney H.A., Mumby P., Nagendra H., Nesshover C., Oteng-Yeboah A.A., Pataki G., Roué M., Rubis J., Schultz M., Smith P., Sumaila R., Takeuchi K., Thomas S., Verma M., Yeo-Chang Y., Zlatanova D., 2015, « The IPBES Conceptual Framework – connecting nature and people », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, p. 1-16.

EpE, 2013, *Mesurer et piloter la biodiversité*, Paris, Entreprises pour l'environnement, 48 p.

Gadrey J., 2011, <http://alternatives-economiques.fr/blogs/gadrey/2011/04/22/sur-la-valeur-economique-des-chauves-souris-comme-pesticides/>, consulté le 25/06/2015.

Gasparatos A., Scolobig A., 2012, « Choosing the most appropriate sustainability assessment tool », *Ecological Economics*, vol. 80, p. 1-7.

Grigg A., Cullen, Z., Foxall, J., Strumpf, R., 2009, *Linking shareholder and natural value. Managing biodiversity and ecosystem services risk in companies with an agricultural supply chain*, Fauna & Flora International, UNEP Finance Initiative, Fundação Getulio Vargas, 78 p.

Guiral C., 2013, « Les valeurs de la biodiversité : un regard sur les approches et le positionnement des acteurs », *Série expertise et synthèse*, FRB, 53 p.

Hanson C., Ranganathan J., Iceland C., Finisdore J., 2009, *The Corporate Ecosystem Services Review. Guidelines for Identifying Business Risks and Opportunities Arising from Ecosystem Change*, WRI, Meridian Institute, WBCSD, 48 p.

Heink U., Marquard E., Heubach K., Jax K., Kugel C., Neßhöver C., Neumann R.K., Paulsch A., Tilch S., Timaeus J., Vandewalle M., 2015, « Conceptualizing credibility, relevance and legitimacy for evaluating the effectiveness of science-policy interfaces: Challenges and opportunities », *Science and Public Policy*, vol. 42, n° 5, p. 676-689.

Hoegh-Guldber O., Beal D., Chaudhry T., 2015, *Reviving the Ocean Economy: the case for action*, Suisse, Genève, WWF International, 60 p.

IBAT, 2015, *IBAT for Business fact sheet*, BirdLife International, Conservation International, IUCN, UNEP - WCMC, 2 p.

IPBES, 2014, « Set of principles and procedures guiding the work of IPBES », <http://www.ipbes.net/index.php/11-ipbes/news/news-centre/189-ipbes-principles-procedures>, consulté le 04/02/2016.

IPBES, 2015, « Preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services (deliverable 3 (d)) », IPBES/4/INF/13, IPBES.

KPMG, 2014, A New Vision of Value: Connecting corporate and societal value creation, Pays-Bas, KPMG International, 116 p.

Landsberg F., Treweek J., Stickler M., Henninger N., Venn O., 2013, Weaving Ecosystem Services into Impact Assessment. A Step-By-Step Method. Version 1.0, WRI, 46 p.

Laurans Y., Rankovic A., Billé R., Pirard R., Mermet L., 2013, « Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot », *Journal of Environmental Management*, vol. 119, p. 208-219.

Laurila-Pant M., Lehtikoinen A., Uusitalo L., Venesjärvi R., 2015, « How to value biodiversity in environmental management? », *Ecological Indicators*, vol. 55, p. 1-11.

Mace G.M., Norris K., Fitter A.H., 2012, « Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 27, n° 1, p. 19-26.

Maresca B., Mordret X., Ughetto A.L., Blancher P., 2011, « Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France », *Développement durable et territoires.*, vol. 2, n° 3, <https://developpementdurable.revues.org/9053>

Maxwell D., McKenzie E., Traldi R., 2014, « Valuing natural capital in business. Taking stock: existing initiatives and applications », *Natural Capital Coalition*, 38 p.

Milanesi J., 2010, « Éthique et évaluation monétaire de l’environnement : la nature est-elle soluble dans l’utilité ? », *Vertigo*, vol. 10, n° 2, <https://vertigo.revues.org/10050>.

Millennium Ecosystem Assessment, 2003, *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*, Washington, D.C., USA, Island Press, 266 p.

Mulligan M., Guerry A., Arkema K., Bagstad K.J., Villa F., 2010, « Capturing and quantifying the flow of ecosystem services », in *Framing the Flow: Innovative Approaches to Understand, Protect and Value Ecosystem Services Across Linked Habitat*, Cambridge, UK, p. 26-33.

Myers J.P., Reichert J.S., 1997, « Perspectives on nature’s services », in Daily G. (dir.), *Nature’s services: societal dependence on natural ecosystems*, Washington D.C., Island Press, p. xvii-xx.

Natural capital project, 2015, http://www.naturalcapitalproject.org/pubs/Web_BusinessBrochure.pdf, consulté le 17/04/2015.

Oregon State University, Sustainable Northwest, University of Oregon, 2013, *Payments for Ecosystem Services: Catalog of Online Tools and Resources*, 7 p.

- Peh K.S.-H. et al., « TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance », *Ecosystem Services*, 5, p. 51-57.
- Polasky S., 2008, « Valuing Nature : Biophysical or Monetary Measures », Colloque "Economics and Conservation in the Tropics: A Strategic Dialogue", 31 janvier au 1er février 2008, San Francisco.
- PUMA, 2012, PUMA's Environmental Profit and Loss Account for the year ended 31 December 2010, PUMA, 34 p.
- PwC, 2013, Measuring and managing total impact: A new language for business decisions, PwC, 48 p.
- Rodela R., Reinecke S., Bregt A., Kilham E., Lapeyre R., 2015, « Challenges to and opportunities for biodiversity science-policy interfaces », *Environmental Science & Policy*, vol. 54, p. 483-486.
- Salles J.-M., 2011, « Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on Nature? », *Comptes rendus biologies*, vol. 334, n° 5-6, p. 469-482.
- Sarkki S., Niemela J., Tinch R., van den Hove S., Watt A., Young J., 2014, « Balancing credibility, relevance and legitimacy: A critical assessment of trade-offs in science-policy interfaces », *Science and Public Policy*, vol. 41, n° 2, p. 194-206.
- Sipkens A., de Groot B., Drost R., Aerts M.-C., van der Laan R., Midgley L., Beeren D., de Groot Ruiz A., Grosscurt C., 2014, The Business Case for True Pricing Why you will benefit from measuring, monetizing and improving your impact. Consultation draft, Deloitte, EY, PwC, True Price, 50 p.
- Spurgeon J., 2014, Natural Capital Accounting for Business: Guide to selecting an approach. Final report to the EU Business and Biodiversity Platform, EU Business@Biodiversity Platform, 41 p.
- Suarez D., Corson C., 2013, « Seizing Center Stage: Ecosystem Services, Live, at the Convention on Biological Diversity! », *Human Geography*, vol. 6, n° 1, p. 64-79.
- Tallis H., Polasky S., 2009, « Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management », *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1162, n° 1, p. 265-283.
- TEEB, 2012, The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise, Earthscan, London and New York, Joshua Bishop, 217 p.
- Thievent P., 2015, « Entreprises et biodiversité : quels outils pour quelles décisions ? Analyse comparative et guide opérationnel pour l'action », Les Cahiers de BIODIV'2050, 7, Paris, France, Mission Économie de la biodiversité. CDC Biodiversité, 66 p.

- Vandavelde J.-C., 2013, « Les choix de tracé des grandes infrastructures de transport : quelle place pour la biodiversité ? », Développement durable et territoires, vol. 4, n° 1, <https://developpementdurable.revues.org/9721>.
- Villa F., Bagstad K.J., Voigt B., Johnson G.W., Portela R., Honzák M., Batker D., 2014, « A Methodology for Adaptable and Robust Ecosystem Services Assessment », PLoS ONE, vol. 9, n° 3, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091001>.
- Waage S., Hwang L., Armstrong K., 2011, New Business Decision-Making Aids in an Era of Complexity, Scrutiny, and Uncertainty, BSR, p 40.
- Waage S., Kester C., 2015, Making the Invisible Visible: Analytical Tools for Assessing Business Impacts & Dependencies Upon Ecosystem Services, BSR, p 52.
- WBCSD, 2011, Guide to Corporate Ecosystem Valuation, World Business Council for Sustainable Development, p 76.
- WBCSD, 2013, Eco4Biz, Ecosystem services and biodiversity tools to support business decision-making. World Business Council for Sustainable Development, p 48.
- Willis K.J., Jeffers E.S., Tovar C., Long P.R., Caithness N., Smit M.G.D., Hagemann R., Collin-Hansen C., Weissenberger J., 2012, « Determining the ecological value of landscapes beyond protected areas », Biological Conservation, vol. 147, n° 1, p. 3-12.
- Zhang Y., Baral A., Bakshi B.R., 2010, « Accounting for ecosystem services in Life Cycle Assessment, Part II: toward an ecologically based LCA », Environmental Science & Technology, vol. 44, n° 7, p. 2624-2631.

Manuscrit II

Les défis de l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE

Wolff, Anastasia, Natacha Gondran et Christian Brodhag.

Actes du 11ème Congrès du RIODD du 6 au 8 juillet 2016, Saint-Étienne, France.

En ligne. <https://riodd2016.sciencesconf.org/92797/document>

Résumé

Dans la perspective d'améliorer l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE des entreprises, des propositions sont formulées pour dépasser certains verrous techniques et normatifs caractéristiques des enjeux de biodiversité. Les normes et standards de la RSE sont envisagés comme des cadres qui structurent chez les acteurs économiques une certaine représentation des enjeux de biodiversité. L'analyse critique de quatre cadres normatifs de la RSE communément utilisés par les entreprises permet d'identifier trois verrous pour intégrer la biodiversité dans la stratégie RSE des entreprises : l'imputabilité des responsabilités individuelles vis-à-vis des dégradations de la biodiversité, la prise en compte des pressions indirectes et la légitimité des réponses apportées par l'entreprise. Nous proposons que l'analyse des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la biodiversité se concentre, d'une part sur l'évaluation des pressions exercées par l'entreprise et sa chaîne d'approvisionnement, d'autre part sur la qualification des réponses volontaires apportées par l'entreprise en synergie avec sa sphère d'influence, et ce dans une perspective de respect des seuils écologiques et de contribution aux objectifs institutionnels de conservation.

Mots-clés : biodiversité, stratégie RSE, normes, responsabilité, légitimité

Title

Challenges for integrating biodiversity in CSR strategy

Abstract

With the objective of improving biodiversity integration in business CSR strategy, this paper makes proposals to overcome some technical and normative barriers that are characteristic of biodiversity issues. CSR norms and standards are considered as tools that frame business actors' representation of biodiversity challenges. The critical analysis of four CSR normative frameworks commonly used by business allow us to identify three barriers to the integration of biodiversity in CSR strategy: entitlement of individual responsibilities regarding biodiversity degradation, accountability for indirect pressures and legitimacy of business responses. We suggest to focus the analysis of corporate responsibility regarding biodiversity, on one hand, on the evaluation of the pressures resulting from the company's activities and its supply chain, and on the other hand on the qualification of the voluntary responses developed by the company in synergy with its sphere of influence, and eventually put it into perspective regarding ecological boundaries and institutional conservation objectives.

Key words: biodiversity, CSR strategy, norms, responsibility, legitimacy

1 : Introduction

La biodiversité n'est souvent que sommairement intégrée dans la stratégie RSE des entreprises : les actions volontaires sont relativement sporadiques (Ernst et Honoré-Rougé, 2012), et les informations communiquées dans le cadre du reporting sont lacunaires (Boucherand et al., 2014). Pourtant, la conservation de la biodiversité est un aspect critique du développement durable, présentant des enjeux forts sur le plan écologique (perte rapide de diversité biologique, risque d'atteinte de seuils écologiques irréversibles), mais aussi sociétaux et économiques du fait de la dépendance de nos sociétés aux services écosystémiques (Chapin et al., 2000 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les entreprises participent à travers leurs activités, leurs produits et leurs approvisionnements aux pressions exercées sur la biodiversité. Parce qu'elles sont pour partie responsables de la crise écologique et qu'elles représentent des capacités financières et techniques importantes, la Convention pour la diversité biologique (CDB) renouvelle depuis plusieurs années un appel aux entreprises à se mobiliser sur le sujet (COP10 CDB, 2010). Un écart semble ainsi exister entre, d'une part la criticité des enjeux relatifs à la biodiversité, et d'autre part sa prise en compte par les entreprises à travers notamment son intégration dans leur stratégie RSE.

Des normes et standards ont été développés pour apporter un support aux entreprises dans l'élaboration de leur stratégie RSE. Ces cadres normatifs instituent des principes généraux de la RSE auxquels se réfèrent les entreprises et donnent certaines orientations visant à standardiser et faciliter la prise en compte des différents enjeux de développement durable. A travers des prescriptions spécifiques à la biodiversité, l'importance relative qui lui est accordée, mais aussi l'applicabilité des principes généraux à cet enjeu, les cadres normatifs de la RSE participent à orienter la façon dont les entreprises analysent, priorisent et prennent en charge leurs impacts et leurs responsabilités vis-à-vis de la biodiversité.

Les prescriptions des outils normatifs de la RSE sont-elles appropriées au regard des spécificités des enjeux de biodiversité ? Peut-on identifier des verrous qui expliqueraient pour partie la faible intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE d'entreprise ?

Partant de l'analyse critique de quatre cadres normatifs de la RSE communément mobilisés par les entreprises, nous discutons dans un premier temps les apports et limites des prescriptions de ces outils pour la prise en compte des enjeux de biodiversité. Cette étape nous permet d'identifier trois défis pour intégrer la biodiversité dans la stratégie RSE d'entreprise. L'analyse de ces verrous est développée sous un angle normatif (Lockett, Moon et Visser, 2006) et permet de formuler des propositions.

2 : Analyse critique de quatre cadres normatifs de la RSE

2.1 : Présentation des cadres normatifs

Quatre cadres normatifs de la RSE communément mobilisés par les entreprises (European Commission, 2013) et bénéficiant d'un important soutien politique (Kaphengst et al., 2013) ont été retenus : les Lignes directrices de l'ISO 26000 relatives à la responsabilité sociétale (ISO, 2010), les Lignes directrices pour le reporting développement durable (GRI, 2013), les Principes du Pacte mondial (UN Global Compact, 2000) et les Principes directeurs de l'OCDE à l'intention des entreprises multinationales (OCDE, 2011).

Les Lignes directrices de l'ISO 26000 relatives à la responsabilité sociétale constituent une norme internationale non certifiable qui définit des principes relatifs à la responsabilité sociétale et formule des recommandations à destination des organisations pour leur mise en œuvre.

Les Lignes directrices pour le reporting développement durable ont été élaborées par la Global Reporting Initiative (GRI). Elles proposent un standard de reporting qui spécifie des principes de contenu et de qualité ainsi qu'un ensemble d'indicateurs couvrant une large palette d'enjeux relatif à la responsabilité sociétale des entreprises. La version G4 vise notamment à « *aider les rédacteurs à préparer des rapports de développement durable qui [...] contiennent des informations importantes sur les questions les plus essentielles* » en mettant l'accent sur « *les thèmes qui sont pertinents par rapport à leurs activités et à leurs principales parties prenantes* » (GRI, 2013, p. 3). Deux documents supports antérieurs à la version G4 donnent des recommandations pour le reporting sur la biodiversité (GRI, 2007) et les services écosystémiques (GRI, 2011).

Les Principes directeurs de l'OCDE à l'intention des entreprises multinationales sont des recommandations – sous forme de principes et de normes non contraignantes – que les gouvernements des 42 pays membres et non membres de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE) se sont engagés à promouvoir en 2011. Ils visent notamment à « *accroître la contribution des entreprises multinationales au développement durable* » (OCDE, 2011).

Les Principes du Pacte mondial découlent d'une initiative onusienne et énoncent 10 principes « *dans les domaines des droits de l'homme, des normes de travail et de l'environnement, et de lutte contre la corruption* » que les entreprises sont invitées « *à adopter, soutenir et appliquer dans leur sphère d'influence* » (UN Global Compact, 2000). Plus succinct que les trois autres cadres normatifs, ce document en tant que tel ne donne pas de conseils sur l'interprétation à donner à ces principes mais les Nations Unies ont publié plusieurs rapports pouvant servir de supports, dont un guide relatif à la biodiversité et aux écosystèmes (UN Global Compact et IUCN, 2012).

Ces cadres normatifs, à travers les préconisations qu'ils formulent, constituent des outils d'aide à l'élaboration des stratégies RSE. Nous proposons ci-dessous une analyse critique de leurs recommandations dans l'optique de la prise en compte des enjeux de biodiversité afin d'en identifier leurs apports et limites.

2.2 : Prescriptions spécifiques à la biodiversité

L'ISO 26 000 traite explicitement de la biodiversité à travers le domaine d'action intitulé « Protection de l'environnement, biodiversité et réhabilitation des habitats naturels ». D'après ces lignes directrices, *« il convient qu'une organisation identifie les impacts négatifs potentiels sur la biodiversité et sur les services assurés par les écosystèmes et prenne des mesures pour éliminer ou réduire le plus possible ces impacts »* (ISO, 2010, p. 57). Le chapitre consacré aux « actions et attentes associées » à la biodiversité est formé d'une liste de recommandations relativement longue et décousue, parmi lesquelles figurent : le respect de la séquence éviter-réduire-compenser, l'établissement d'une stratégie qui contribue au triple objectif de conservation, d'utilisation durable et de partage équitable établi par la Convention pour la diversité biologique (Nations Unies, 1992), l'adoption de *« pratiques durables en matière d'agriculture, de pêche et d'exploitation forestière »*, *l'implication dans des mécanismes de paiement pour services écosystémiques, la protection de « toutes les espèces endémiques, menacées ou en voie de disparition »...*

Dans les Lignes directrices pour le reporting développement durable élaborées par la GRI, la biodiversité constitue l'un des 12 aspects de la catégorie environnement et fait l'objet de 4 indicateurs spécifiques :

- G4-EN11 : *« Sites opérationnels détenus, loués ou gérés dans des aires protégées ou y étant adjacents, ainsi qu'en zones riches en biodiversité en dehors de ces aires protégées »* ;
- G4-EN12 : *« Description des impacts substantiels des activités, produits et services sur la biodiversité des aires protégées ou des zones riches en biodiversité en dehors de ces aires protégées »* ;
- G4-EN13 : *« Habitats protégés ou restaurés »* ;
- G4-EN14 : *« Nombre total d'espèces menacées figurant sur la liste rouge mondiale de l'UICN et sur son équivalent national et dont les habitats se trouvent dans des zones affectées par des activités, par niveau de risque d'extinction »*.

On peut noter que ces indicateurs se focalisent sur la dimension habitat de la biodiversité à travers une approche foncière et sur la biodiversité remarquable de par son statut de protection, sa diversité faunistique et floristique et sa rareté. Les enjeux écologiques relatifs à la biodiversité ordinaire, à la diversité génétique, au bon état des écosystèmes ne sont pas explicités à travers ces indicateurs. Une approche plus transversale des enjeux est cependant proposée dans deux documents supports élaborés par la GRI pour

préciser les modalités de reporting relatives à la biodiversité (GRI, 2007) et aux services écosystémiques (GRI, 2011). Ces deux documents mettent notamment en exergue l'étendue des impacts écologiques potentiels via des réactions en chaîne, et soulignent l'importance pour l'entreprise de communiquer sur sa performance sur la base d'indicateurs pour lesquels une relation de causalité avec ses activités et la biodiversité peut être clairement établie.

Dans les Principes directeurs de l'OCDE, la biodiversité est mentionnée explicitement par trois fois sans être pour autant vraiment approfondie car les enjeux environnementaux sont abordés de façon globale. La biodiversité est ainsi citée comme un exemple de sujet « *où les normes [de publication ou de communication] d'information sont encore en train d'évoluer* » et pour lequel le périmètre de reporting « *peut s'appliquer à des entités allant au-delà de celles couvertes par la comptabilité financière de l'entreprise, [...] par exemple, à des informations sur les activités de sous-traitants et de fournisseurs, ou de partenaires dans le cadre de co-entreprises* » (OCDE, 2011, p. 35). La biodiversité est aussi donnée comme un exemple de sujet environnemental pour lequel « *des informations exactes sur [les] produits* » devraient être fournies aux clients afin de les sensibiliser aux conséquences environnementales de leur utilisation (OCDE, 2011, p. 51-52) et pour lequel les entreprises pourraient élaborer des stratégies afin d'apprécier les « *moyens d'améliorer à long terme les performances environnementales* » (OCDE, 2011, p. 52).

Les Principes du Pacte mondial ne mentionnent pas explicitement la biodiversité mais font référence aux enjeux environnementaux de façon générique.

Ainsi, les cadres normatifs principalement utilisés par les entreprises pour la mise en œuvre de la RSE illustrent certains aspects de la biodiversité mais ne donnent pas vraiment de cadre opérationnel pour sa prise en compte par les entreprises. Nous verrons maintenant en quoi les prescriptions génériques sur lesquelles se basent ces cadres normatifs sont applicables, ou non, aux enjeux de la biodiversité.

2.3 : Prescriptions génériques applicables aux enjeux de biodiversité

Les cadres normatifs donnent des recommandations sur la définition et la hiérarchisation des enjeux RSE d'une organisation, et précisent à quels objectifs une organisation doit confronter sa performance. Ces prescriptions génériques s'appliquent a priori aux enjeux de biodiversité.

2.3.1 La définition du champ de responsabilité

La définition du champ de responsabilité vise à définir les sujets prioritaires ainsi que le périmètre à prendre en considération pour les traiter.

L'ISO 26000, la GRI et les Principes directeurs de l'OCDE décrivent cette étape comme un exercice subjectif et autoréflexif auquel il convient d'associer des acteurs extérieurs, notamment des parties prenantes : « *il appartient à toute organisation d'identifier [les*

domaines d'action] qu'elle considère comme pertinents et importants d'aborder, à travers ses propres analyses et par le dialogue avec ses parties prenantes » (ISO, 2010, p. viii). La GRI parle ainsi de « rôle et responsabilités perçus » (GRI, 2007, p. 23).

Concernant la hiérarchisation des sujets, bien que chaque cadre normatif emploie des termes différents, leurs préconisations convergent vers une priorisation sur la base des risques et des impacts – économiques, sociaux ou environnementaux – réalisés ou potentiels – qu'ils pourraient engendrer. Ainsi, d'après l'ISO 26000, l'importance d'un impact s'apprécie « *tant par rapport aux parties prenantes concernées que par rapport à la manière dont l'impact en question affecte le développement durable* » (ISO, 2010, p. 19). L'OCDE encourage une approche basée sur l'analyse des risques « *afin d'identifier, de prévenir ou d'atténuer les incidences négatives, réelles ou potentielles* » (OCDE, 2011, p. 23). Enfin, la GRI explique que les aspects pertinents à inclure dans un rapport développement durable sont ceux qui « *reflètent les impacts substantiels économiques, environnementaux et sociaux de l'organisation, ou influent de manière importante sur les évaluations et décisions des parties prenantes* » (GRI, 2013, p. 7). Les principes du Pacte Mondial ne donnent pas d'indications d'ordre procédural.

Concernant le périmètre à prendre en considération pour traiter ces enjeux, l'ISO 26000, la GRI et l'OCDE s'accordent sur le fait qu'il varie en fonction des enjeux considérés, des circonstances propres à chaque situation, de la nature de l'impact et de l'ampleur du pouvoir exercé. Le Pacte mondial invite les entreprises à élargir leur périmètre de responsabilité à travers une formulation assez vague : « *Les entreprises sont invitées [à] entreprendre des initiatives tendant à promouvoir une plus grande responsabilité en matière d'environnement* ». Deux niveaux de périmètre de responsabilité sont distingués par les trois premiers cadres normatifs :

- le niveau que l'on appellera « périmètre direct » qui concerne la responsabilité de l'organisation vis-à-vis des impacts qu'elle génère par ses activités propres, relatives à son cœur de métier : « la responsabilité sociétale concerne les impacts potentiels et effectifs induits par les décisions et activités de l'organisation, le comportement le plus important à traiter correspond aux activités quotidiennes et régulières de l'organisation » (ISO, 2010, p. 8) ;
- mais ces trois cadres normatifs précisent que la responsabilité d'une organisation s'étend aussi à un « périmètre indirect », au-delà des entités possédées par l'entreprise : « *l'organisation doit tenir compte des impacts intervenant au sein et en dehors de celle-ci* » (GRI, 2013, p. 93).

Cet élargissement de la responsabilité d'une entreprise à un « périmètre indirect » se décline à travers :

- son devoir de vigilance vis-à-vis de sa chaîne d'approvisionnement, qui constitue une « *démarche globale, proactive d'identification, visant à éviter et atténuer les impacts négatifs sociaux, environnementaux ou économiques, réels ou*

potentiels, qui résultent des décisions et activités d'une organisation sur tout le cycle de vie d'un de ses projets ou activités » (ISO, 2010, p. 2) ;

- ses pratiques de publication et de communication, qui doivent rendre compte des impacts dont une entreprise peut être tenue comptable, ceci notamment *« pour contrôler le transfert, à des partenaires, d'activités dommageables pour l'environnement » (OCDE, 2011, p. 35) ;*
- l'influence du comportement d'autres organisations avec lesquelles l'entreprise a des relations, cette influence pouvant notamment trouver sa source dans la propriété, la gouvernance, les relations économiques, l'autorité juridique/politique, l'opinion publique (ISO, 2010). Alors que l'ISO 26000 limite la portée de la notion de sphère d'influence : *« la capacité à influencer n'implique pas en soi, la responsabilité d'exercer une influence » (ISO, 2010, p. 4)*, les Principes directeurs de l'OCDE, sont plus directifs : *« une entreprise, seule ou en collaboration avec d'autres entités, [...] devrait utiliser son influence pour intervenir auprès de l'entité responsable de l'incidence négative afin de prévenir ou d'atténuer cette incidence » (OCDE, 2011, p. 29).*

2.3.2 L'évaluation de la performance RSE

Les cadres normatifs de la RSE inscrivent la démarche RSE dans une finalité de contribution au développement durable : *« L'objectif de la responsabilité sociétale est de contribuer au développement durable » (ISO, 2010, p. viii)*. La notion de contribution au développement durable est déclinée de façon plus opérationnelle à travers différents types de références normatives auxquelles une entreprise peut se rapporter pour jauger sa performance RSE. Parmi ces références normatives, sont mentionnées :

- les seuils écologiques,
- les lois (respect de la réglementation),
- les conventions, normes et objectifs internationaux et nationaux,
- les attentes exprimées par les parties prenantes,
- la performance des autres acteurs économiques (état de l'art et bonnes pratiques).

Le Tableau 1 récapitule quels éléments de référence sont proposés par les différents cadres normatifs de la RSE. A noter que les Principes directeurs de l'OCDE et le Pacte Mondial mentionnent qu'ils ont été élaborés sur la base de conventions et objectifs internationaux, mais qu'ils n'invitent pas expressément les entreprises à évaluer leur performance RSE au regard de ces objectifs. Dans certains cas, ces références sont hiérarchisées. L'ISO 26000 place ainsi les attentes de la société et les seuils écologiques au-dessus des intérêts d'une partie prenante.

Tableau 1 – Les références auxquelles une organisation peut confronter sa performance proposées par les cadres normatifs de la RSE.

	Seuils écologiques	Lois	Conventions, normes et objectifs internationaux et nationaux	Intérêts exprimés par les parties prenantes	Performance des autres acteurs
ISO 26000	X	X	X	X	X
Lignes directrices GRI	X	X	X	X	X
Principes directeurs OCDE		X		X	
Pacte Mondial					

2.4 : Apports et limites des cadres normatifs

Le traitement spécifique des enjeux de biodiversité est succinct (Principes directeurs de l'OCDE), partiel (GRI) ou décousu (ISO 26000). Aucun de ces cadres normatifs ne propose une approche globale et structurée des enjeux propres à la biodiversité. Les documents spécifiques à la biodiversité adossés à la GRI et aux Principes du Compact Mondial donnent des recommandations plus pratiques mais ont une valeur normative et une visibilité moindre.

Les prescriptions génériques portent notamment sur la définition des responsabilités de l'organisation (en termes d'enjeux à traiter, hiérarchisés en fonction de leur pertinence, et du périmètre physique à considérer), et l'appréciation de sa performance RSE. L'application de ces prescriptions génériques aux enjeux de biodiversité peut cependant être problématique car définir le rôle d'une organisation vis-à-vis de dégradations écologiques larges et diffuses n'est pas triviale.

L'analyse critique de ces quatre cadres normatifs nous permet de spécifier trois verrous techniques et normatifs à l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE d'une entreprise.

3 : Trois verrous pour intégrer la biodiversité à la stratégie RSE

3.1 : Verrou 1 : l'identification des responsabilités écologiques

Le choix d'inclure ou non les enjeux de biodiversité dans la définition du champ de responsabilité de l'entreprise est réalisé sur la base des connaissances écologiques que l'entreprise a à sa disposition. Or, à moins d'être soumises à une réglementation environnementale pointue ou, de manière fortuite, d'avoir certains agents ayant à titre personnel des connaissances naturalistes, les entreprises sont rarement dotées de compétences développées en écologie. La biodiversité peut ainsi être qualifiée de sujet non prioritaire par méconnaissance des enjeux qui s'y rapporte. Un possible manque de recul, y compris dans les grandes entreprises, semble suggéré par l'étude de B&L Evolution sur les pratiques de reporting du CAC 40 en matière de biodiversité (Boucherand et al., 2014). L'étude souligne en effet que, parmi les six multinationales se disant non concernées, « *la plupart des justifications des entreprises concernant la non-pertinence de la question de la biodiversité vis-à-vis des activités de l'entreprise est souvent peu développée et s'appuient sur des analyses de matérialité dont l'approche biodiversité reste cantonnée à la flore ou la faune 'remarquable'. Le sujet et les enjeux ne sont donc pas compris dans leur intégralité* » (Boucherand et al., 2014, p. 16).

Les cadres normatifs étudiés soulignent de plus que la responsabilité d'une organisation porte en priorité sur les impacts de ses décisions et activités, c'est-à-dire sur ses externalités. Ceci implique que les acteurs économiques sont capables d'établir un lien de causalité entre les choix qu'ils engagent et les évolutions écologiques observées. Or, la dégradation de la biodiversité résulte de l'accumulation de pressions diverses, exercées par des acteurs multiples. L'imputabilité des responsabilités n'est pas triviale : *"To disentangle the impacts of particular sectors or even firms is challenging"* (David Vackar, cité par (David Burrows, 2011)). A l'exception peut-être des activités ayant un impact localisé fort (par exemple la perte d'habitat générée par l'exploitation d'une carrière ou un chantier de construction), il est difficile de dissocier à partir de l'observation de l'état de la biodiversité la part de responsabilité individuelle de chaque entreprise.

Le premier défi de l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE relève de la capacité d'une organisation à identifier ses responsabilités écologiques à partir d'une traduction des enjeux écologiques en des termes qui lui sont familiers et en explicitant les liens de causalités entre ses activités et les évolutions écologiques. Certains outils d'évaluation proposent de monétariser les impacts environnementaux, c'est-à-dire de donner un coût (en euros, par exemple) aux dégradations environnementales exercées par les entreprises. Nous avons montré que ces outils d'évaluation monétaires reposent sur le postulat de substituabilité entre capital naturel et capital humain (Gondran, 2015). Ce postulat a été remis en cause dès 1983 par P. Ehrlich et H. Mooney pour les problématiques liées aux espèces biologiques, alertant la communauté scientifique sur

les risques générés par l'extinction d'espèces vivantes et de services écologiques (Ehrlich et Mooney, 1983). Les approches basées sur une évaluation monétaire de l'environnement ne sont donc pas nécessairement la façon la plus pertinente de traduire les enjeux écologiques en des termes compréhensibles pour les entreprises.

3.2 : Verrou 2 : la prise en compte des pressions indirectes

A travers la notion de sphère d'influence, les outils normatifs introduisent le principe selon lequel une entreprise peut être amenée à considérer les impacts des décisions et des activités de personnes ou d'autres organisations sur lesquelles elle peut exercer une influence. Cette sphère d'influence peut être considérée en amont (chaîne d'approvisionnement) et en aval (modes de consommations) de la chaîne de la valeur. Dans le cas de la biodiversité, la majorité des pressions directes est imputable aux secteurs primaires (agriculture, pêche, sylviculture, activités extractives...) (Kok et al., 2014). Pour les entreprises en aval des filières, les liens entre l'érosion de la biodiversité et leurs activités sont donc en grande partie indirects. Cette dissociation physique et juridique complexifie d'une part la compréhension et la perception des enjeux stratégiques de biodiversité pour l'entreprise, limite l'influence qu'a l'entreprise sur les pressions et par conséquent réduit la portée de ses responsabilités.

Cependant, « *les biens et services ne seraient pas produits, vendus, achetés et échangés à travers les frontières s'il n'y avait pas de demande finale* » (Rothman 1998). Le rôle des entreprises en aval des filières, élaborant les biens et services et contribuant à l'émergence de leur demande, ne peut donc être ignoré dans l'analyse des responsabilités vis-à-vis des pressions exercées sur les écosystèmes. Après des années de débat quant à la pertinence, ou non, d'attribuer au consommateur final la responsabilité des pressions liées à la production des biens consommés (Bastianoni, Pulselli et Tiezzi, 2004), la prise en compte des pressions indirectes devient de plus en plus pertinente et reconnue par les décideurs et acteurs privés et politiques (voir par exemple (Galli et al., 2012)).

L'ISO 26000 souligne d'ailleurs que « *les impacts [de la sphère d'influence] peuvent être de grande envergure* » (ISO, 2010, p. 19). Le deuxième défi consiste donc à mettre en place un cadre qui permette à l'entreprise d'estimer ses pressions indirectes, les risques qui y sont liés, ainsi que d'identifier des actions pouvant être mises en place pour réduire, ou mieux maîtriser ces impacts.

3.3 : Verrou 3 : la légitimité des réponses apportées

Contrairement aux pouvoirs publics qui formulent les orientations à prendre au nom de l'intérêt général, les entreprises n'ont pas la légitimité de définir ce que devraient être les objectifs en matière de conservation de la biodiversité et doivent justifier en quoi les réponses qu'elles apportent sont crédibles au regard des besoins sociétaux.

Les outils normatifs engagent les entreprises à améliorer leurs performances compte tenu des limites écologiques, des attentes sociétales (matérialisées par les lois et les

conventions), des intérêts exprimés par les parties prenantes et des performances sectorielles (Tableau 1). Ces différents types de références sont plus ou moins pertinents pour évaluer la performance d'initiatives RSE en faveur de la biodiversité.

Les réglementations permettent de définir ce qui relève des obligations réglementaires d'une entreprise et ce qui relève d'initiatives RSE. Elles portent sur des enjeux identifiés comme suffisamment critiques pour justifier d'imposer aux acteurs le respect de seuils et procédures spécifiques. Les réglementations ne permettent cependant pas d'apprécier si les réponses volontaires mises en œuvre par une entreprise contribuent de manière significative au développement durable.

Parce que les enjeux de biodiversité sont multiscalaires, c'est-à-dire qu'ils interviennent à plusieurs échelles tant géographiques que temporelles, les parties prenantes sont nombreuses, diversifiées. Les intérêts de ces multiples parties prenantes ne sont nécessairement ni convergents, ni compatibles avec un développement durable. De plus, elles ne peuvent représenter qu'indirectement les intérêts de la biodiversité (ISO, 2010, p. 21). La question de la représentation des acteurs 'absents et faibles', c'est à dire « *le vivant biologique et les générations futures, ceux qui ne peuvent être présents à la table des négociations et qui sont pourtant porteurs d'enjeux* » (Sébastien et Paran 2004) n'est pas résolue.

Enfin, la confrontation aux performances du secteur peut apporter un éclairage sur la proactivité ou a contrario le retard d'une entreprise. Cependant, les techniques évoluent rapidement. De ce fait, ce qui est considéré comme les meilleures pratiques à un temps donné ne permet pas d'apprécier ce que sera le niveau d'exigence sociétale à moyen-long terme, qui est le pas de temps de la vision stratégique d'une entreprise. A ceci s'ajoute que démontrer des progrès en matière d'éco-efficience ne permet pas de conclure à la durabilité écologique du système (Hauschild, 2015), ce qui constitue pourtant la finalité de la RSE.

4 : Propositions

Partant de ces trois verrous techniques et normatifs, nous formulons trois pistes de propositions pour améliorer la prise en compte des enjeux de biodiversité par une entreprise et évaluer la performance de sa stratégie RSE en matière de biodiversité.

4.1 : Proposition 1 : concentrer l'analyse des enjeux sur les pressions et les réponses

Le premier verrou identifié porte sur l'imputabilité des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis des dégradations écologiques. Afin d'explicitier et de contextualiser les relations entre les activités d'une entreprise et l'évolution de l'état de la biodiversité, un modèle d'analyse causal a été construit sur la base du modèle Forces motrices-Pressions-Etat-Impacts-Réponses (FPEIR). Le modèle FPEIR (ou DPSIR en anglais), développé par l'Agence européenne de l'environnement et largement utilisé en sciences de

l'environnement et en écologie, représente les interactions entre systèmes socio-économiques et systèmes écologiques (Binder et al., 2013 ; European Environment Agency, 1999). Il permet de formaliser les relations de causalité entre cinq niveaux d'analyse : forces motrices, pressions, état, impacts et réponses (Figure 1).

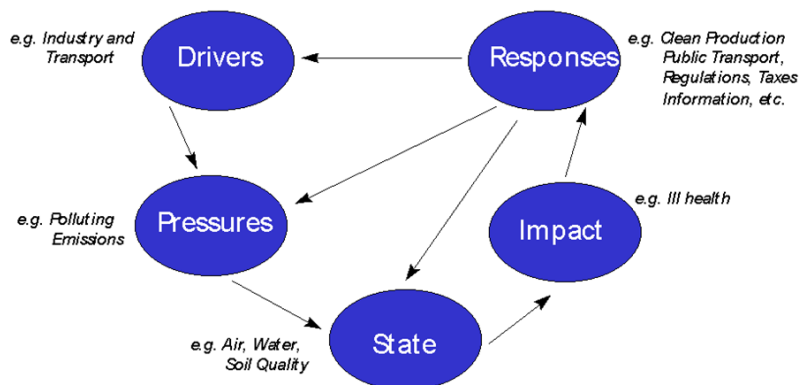


Figure 1- Le modèle FPEIR (DPSIR en anglais) proposé par l'Agence européenne de l'environnement (European Environment Agency, 1999).

La Figure 2 présente une proposition d'adaptation du modèle FPEIR pour une analyse contextualisée des interactions entre une entreprise et la biodiversité.

Trois niveaux d'analyse du modèle FPEIR n'ont de sens qu'à une échelle systémique :

- les 'forces motrices', qui regroupent les tendances sociétales (démographie, économie, institutions, gouvernance et législation, science et technologie, culture et religion) et les tendances sectorielles et territoriales (marché, réglementation, normes, techniques, attentes clients...), et affectent non seulement la biodiversité, mais aussi tout un ensemble d'enjeux de développement durable ;
- 'l'état' de la biodiversité, qui résulte de l'intégration de variables environnementales (le relief, la température, l'humidité...) et de multiples pressions anthropiques ;
- les 'impacts' en termes de services écosystémiques et de qualité de vie, qui résultent aussi de la convergence d'un grand nombre de facteurs.

Deux niveaux d'analyse peuvent être ramenés à l'échelle organisationnelle : les pressions et les réponses. Nous proposons que concentrer l'analyse des enjeux de biodiversité sur les pressions et les réponses faciliterait l'imputation des responsabilités écologiques de l'entreprise. Cette proposition est compatible avec la prescription de l'ISO 26000 : « Il convient qu'une organisation réponde :

- des impacts de ses décisions et activités sur la société, l'environnement et l'économie, notamment des conséquences négatives importantes ; et
- des actions entreprises pour prévenir toute répétition des impacts négatifs involontaires et imprévus » (ISO, 2010, p. 13).

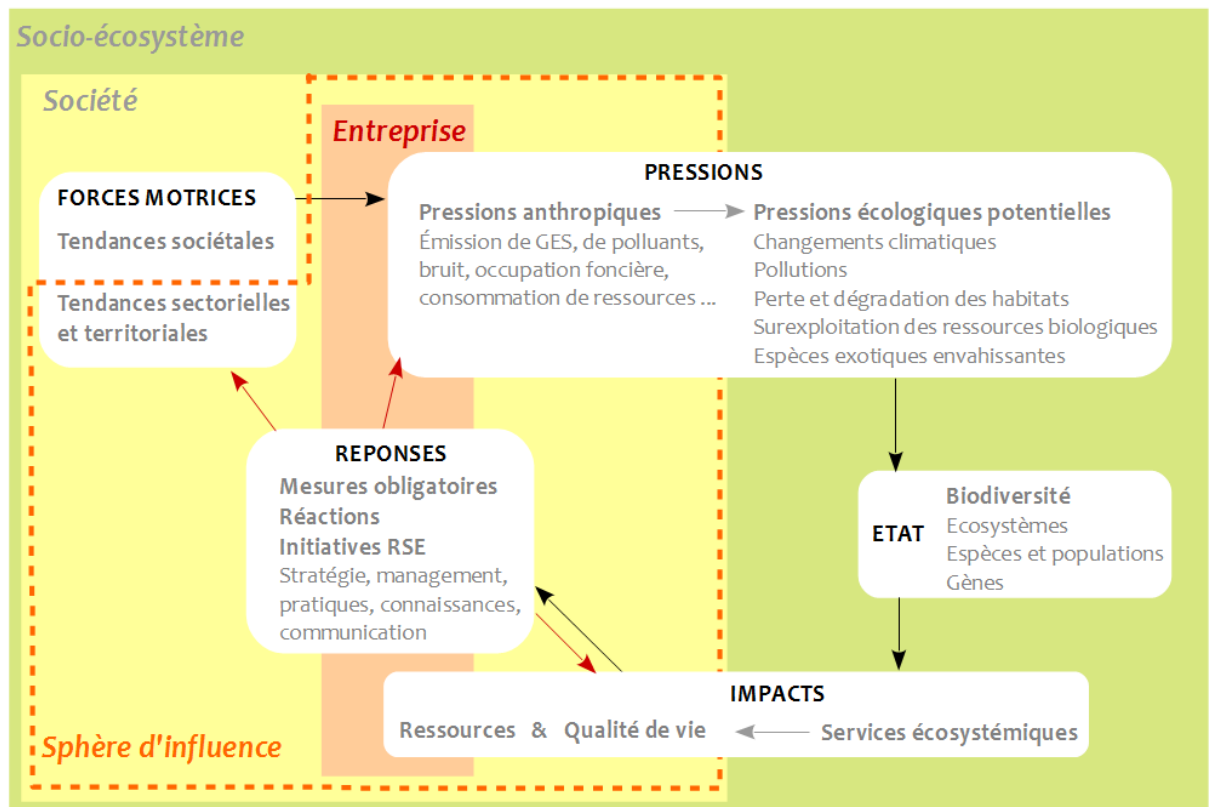


Figure 2 – Proposition d’adaptation du modèle FPEIR aux relations entre entreprise et biodiversité. Les cinq niveaux d’analyse sont positionnés par rapport au périmètre de l’entreprise (en rouge), de sa sphère d’influence (en orange pointillé), de la société (en jaune) et du socio-écosystème (en vert).

Les pressions constituent une interface entre les activités de l’entreprise et l’état de la biodiversité. Elles ont été subdivisées en « pressions anthropiques », qui génèrent des « pressions écologiques potentielles ». Les pressions anthropiques correspondent notamment aux émissions de gaz à effet de serre (GES), aux rejets de polluants, aux nuisances sonores et lumineuses, aux usages du foncier, à la consommation de ressources... de l’entreprise, de sa sphère d’influence et des autres acteurs de la société (Figure 2). Les conséquences écologiques de ces pressions anthropiques sont fonction de l’étendue des zones affectées et de la sensibilité de la biodiversité exposée. Les pressions écologiques potentielles peuvent être regroupées en cinq catégories : les changements climatiques, les pollutions et charges de nutriments, la perte et dégradation des habitats, la surexploitation et l’utilisation non durable des ressources biologiques, les espèces exotiques envahissantes (SCBD, 2010). Cette typologie présente l’avantage d’être reconnue par la communauté scientifique et politique, d’être exhaustive et non redondante, et de segmenter les pressions d’une façon intelligible pour les acteurs économiques. Les pressions peuvent généralement être mesurées quantitativement. Les industriels suivent divers indicateurs relatifs à ces pressions anthropiques générées par leurs activités et plusieurs indicateurs quantitatifs de la GRI s’y réfèrent, sans être

explicitement rattachés à la biodiversité (ex : volume total d'eau prélevé par source, émissions directes et indirectes de gaz à effet de serre).

Les réponses constituent le niveau auquel se font les arbitrages de l'entreprise, qu'ils soient explicitement liés à sa stratégie RSE et aux enjeux de biodiversité ou non. La Figure 2 distingue ainsi les réactions non intentionnelles, les mesures obligatoires pour assurer la conformité réglementaire de l'entreprise et les initiatives RSE qui constituent une contribution volontaire et délibérée de l'entreprise au développement durable au-delà de ses obligations réglementaires. Les initiatives RSE en faveur de la biodiversité peuvent viser à réduire les pressions générées par les activités (par des évolutions techniques, des innovations produits...) ou à les compenser (via des mesures de restauration des milieux naturels par exemple) ou encore à développer des compétences en support à une meilleure gestion de la problématique (sensibilisation du personnel, mise en place d'un système de management environnemental...) (Wolff, Gondran et Brodhag, 2015). Il est important de considérer ses réponses dans leur ensemble car l'évolution des pressions exercées par une entreprise ne dépend pas seulement des actions visant la protection de la biodiversité, ce que (Mermet et al., 2005) qualifie de « gestion intentionnelle », mais de la « gestion effective » résultant d'un ensemble de réponses, positives ou négatives pour la biodiversité (évolution des ventes, des approvisionnements, accidents environnementaux...).

4.2 : Proposition 2 : élargir le périmètre d'analyse des enjeux à la sphère d'influence

Le deuxième défi caractérisé par cette étude porte sur les répercussions des responsabilités des pressions concentrées par le secteur primaire sur les acteurs en aval des chaînes de valeur. Pour une entreprise hors secteur primaire, les enjeux de biodiversité ne deviennent matériels que s'ils sont recontextualisés dans sa chaîne de valeur globale.

Alors que la gestion des pressions directes passe classiquement par l'optimisation des opérations, le développement de réponses volontaires pour atténuer les pressions indirectes passe par l'évolution des modes de production en amont et les modes de consommation en aval à travers la capacité d'influence de l'entreprise. Un basculement vers une gestion effective de ces pressions au sein des chaînes d'approvisionnement nécessiterait notamment une évolution rapide de la demande des consommateurs, une approche holistique des pressions, un focus sur les plus critiques, ainsi que des procédures pour s'assurer des progrès réalisés par les fournisseurs (Vermeulen, 2013). L'identification des étapes du cycle de vie des produits concentrant les plus fortes pressions permettrait de cibler les enjeux à traiter en priorité (Danic et al., 2014).

4.3 : Proposition 3 : les seuils écologiques et les objectifs institutionnels comme références

Le troisième verrou identifié porte sur la démonstration de la pertinence et de la légitimité des réponses apportées par une entreprise aux enjeux de biodiversité. Parmi les cinq types de références proposées par les cadres normatifs de la RSE (Tableau 1), les seuils écologiques et les objectifs institutionnels de conservation semblent constituer les références les plus prometteuses pour jauger la crédibilité de la stratégie RSE d'une entreprise et évaluer la performance de ses initiatives RSE en faveur de la biodiversité.

La capacité de charge écologique correspond à un niveau maximal de pression qu'un système écologique donné peut tolérer (Wang, 2010). Pour chaque catégorie de pression écologique (voir Figure 2), il est en théorie envisageable de définir une valeur seuil au-delà de laquelle la pression ne pourra pas être supportée par les écosystèmes de manière durable. Le respect de l'ensemble de ces valeurs seuils de pression permettrait d'assurer la conservation de la biodiversité. Cependant, en l'état des connaissances scientifiques actuelles, ces seuils sont plus ou moins bien caractérisés. Les tentatives de quantifier les capacités de charges écologiques se sont principalement concentrées à une échelle mondiale introduisant ainsi les concepts de limites planétaires (Rockström et al., 2009 ; Mace et al., 2014). Les travaux de (Bjørn et Hauschild, 2015), qui proposent des facteurs de références basés sur les capacités de charge écologiques pour onze pressions classiquement évaluée dans les analyses de cycles de vie, constituent une avancée prometteuse pour opérationnaliser le concept. Comme l'illustre la construction d'un consensus autour d'un seuil d'augmentation de température de 2°C, la définition des seuils écologiques n'est pas seulement issue d'études scientifiques, bien que celles-ci jouent un rôle fondamental pour leur crédibilité, mais devrait dériver de processus associant enjeux démocratiques et politiques, acceptabilité sociale des risques, et considérations scientifiques, dans le cadre de l'application du principe de précaution. La notion de capacités de charge écologiques est mobilisée par l'ISO 26000 et la GRI qui incite à « aborder la performance de l'organisation en tenant compte des limites et des exigences en termes de ressources environnementales ou sociales à l'échelle sectorielle, locale, régionale ou mondiale » (GRI, 2013, p. 17). Elle a également été reprise par des initiatives telles que Science-Based Targets (<http://sciencebasedtargets.org/>) qui propose aux entreprises de fixer leurs objectifs d'émission de gaz à effet de serre à partir d'une méthode de répartition de l'effort de réduction des émissions pour respecter le seuil des 2°C. Si la traduction des capacités de charge écologiques en des valeurs seuils pour une entreprise individuelle soulève des difficultés d'ordre technique et normatif, la confrontation de la performance écologique d'une entreprise à de tels seuils permettrait de s'assurer que les réponses apportées par l'entreprise sont à la hauteur des enjeux de développement durable (Whiteman, Walker et Perego, 2013 ; Bjørn, 2015) et en l'occurrence de conservation de la biodiversité.

Les objectifs institutionnels de conservation, pour leur part, sont issus de processus de concertation et peuvent à ce titre être envisagés comme des synthèses consensuelles des attentes sociétales. A l'échelle internationale, les Objectifs d'Aïchi et les Objectifs de développement durable (ODD ou SDG en anglais) définissent des objectifs de moyens et de résultats en termes de réduction des pressions exercées sur la biodiversité à l'horizon 2020 et 2030 respectivement (voir Encadré 1). Ces objectifs bénéficient d'une légitimité héritée des instances de gouvernance qui les portent, la Convention pour la diversité biologique et l'Organisation des Nations Unies respectivement. La GRI suggère ainsi qu'une entreprise puisse « *discuter [...] comment les attentes exprimées par ces conventions sont prises en considération* » (GRI, 2007, p. 15). Expliciter la contribution des réponses apportées par l'entreprise et sa sphère d'influence à l'atteinte d'objectifs globaux pourrait permettre d'apprécier la légitimité sociétale et institutionnelle de ses actions. Le SDG Compass encourage en ce sens les entreprises à « *définir leur priorité sur la base d'une évaluation de leurs impacts positifs et négatifs, actuels et potentiels, sur les ODD à travers l'ensemble de leur chaîne de valeur* » (GRI, UN Global Compact et WBCSD, 2015, p. 5).

Encadré 1 – Les conventions et objectifs internationaux relatifs à la conservation

Parmi les conventions internationales traitant des enjeux de biodiversité – comptant entre autres la Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES), la Convention de Ramsar sur les zones humides et la Convention de Bonn sur les espèces migratrices (CMS) – les Objectifs d'Aïchi 2011-2020 et les ODD 2015-2030 sont probablement les textes explicitant le mieux les liens de la conservation avec l'ensemble des secteurs économiques. Ces deux documents constituent les « plans stratégiques » internationaux pour la conservation de la biodiversité et le développement durable. Des cibles sont fixées en termes de réduction des pressions exercées sur la biodiversité par les activités anthropiques :

- par les Objectifs d'Aïchi rattachés au but B de « *réduire les pressions directes exercées sur la biodiversité et encourager son utilisation durable* » en matière de perte et dégradation des habitats (B.5), de surpêche (B.6), d'agriculture, pisciculture et sylviculture (B.7), de pollutions (B.8), d'espèces exotiques envahissantes (B.9) et de changements climatiques (B.10) ;
- par les ODD 14 portant sur la biodiversité marine et 15 portant sur la biodiversité continentale en particulier, mais aussi par exemple par des ODD ne traitant pas explicitement de biodiversité mais visant à lutter contre les pressions responsables de son érosion comme l'objectif 13 relatif au changement climatique et l'objectif 12.4 visant « *une gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets tout au long de leur cycle de vie* ».

5 : Conclusion

5.1 : Implications pour l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE

Cette étude met en exergue comment certaines problématiques spécifiques à la biodiversité complexifient son intégration de la stratégie RSE d'une entreprise. Alors que la démarche RSE est généralement appréhendée comme une stratégie individuelle d'entreprise, la biodiversité a une dimension intrinsèquement systémique et sa protection résulte de démarches collectives. Au-delà de la technicité et de la dimension systémique du sujet, éloigné de la culture d'entreprise, nous avons souligné :

- la difficulté à affecter à une entreprise individuelle sa part de responsabilité dans la dégradation de la biodiversité,
- une forte concentration des pressions anthropiques par les acteurs amont des filières déconnectés physiquement des acteurs avals qui sont in fine responsables de la demande,
- la nécessité de démontrer la performance écologique des initiatives RSE en faveur de la biodiversité pour légitimer ces réponses quand bien même il n'existe pas actuellement de métriques faisant consensus.

Pour trouver une solution effective à ce qui relève ici d'une « tragédie des biens communs », l'analyse de la durabilité des activités économiques doit croiser deux angles d'approche : celui de l'entreprise et celui du système écologique (Whiteman, Walker et Perego, 2013). Nous avons ainsi proposé une adaptation du modèle socio-écologique FPEIR contextualisé par rapport à l'environnement d'une entreprise. Ce cadre conceptuel permet d'explicitier les différents niveaux d'analyse des relations entreprise-biodiversité et leurs relations de causalité.

Dans une perspective d'améliorer l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE des entreprises, nous proposons que l'analyse des responsabilités d'une entreprise se concentre sur l'évaluation des pressions anthropiques exercées par l'entreprise et sa chaîne d'approvisionnement et la qualification des réponses volontaires apportées par l'entreprise en synergie avec sa sphère d'influence. La confrontation des performances écologiques avec les seuils écologiques et les objectifs institutionnels de conservation d'apprécier la crédibilité et de la légitimité des réponses volontaires de l'entreprise.

5.2 : Agenda de recherche

Les résultats de cette étude nécessitent d'être mis à l'épreuve du terrain. Afin de valider sa pertinence, le cadre conceptuel proposé devra être appliqué à des cas concrets d'entreprises. Cela nécessitera dans un premier temps de l'opérationnaliser sur le plan méthodologique. Il s'agira, d'une part d'évaluer les pressions anthropiques exercées sur la biodiversité par l'entreprise et sa chaîne d'approvisionnement à travers une approche cycle de vie, et d'autre part de qualifier les initiatives RSE mises en œuvre par

l'entreprise en synergie avec sa sphère d'influence en termes d'adéquation et de proportionnalité avec les pressions exercées. Les apports de l'approche sur les plans méthodologiques – en termes d'évaluation de la performance écologique d'entreprises engagées dans une démarche RSE en faveur de la biodiversité – et pratiques – en termes d'aide à la hiérarchisation des enjeux de biodiversité et à la construction d'une stratégie RSE intégrant ces enjeux de façon structurée – sont à démontrer.

6 : Bibliographie

- BASTIANONI S., PULSELLI F.M., TIEZZI E., 2004, « The problem of assigning responsibility for greenhouse gas emissions », *Ecological Economics*, 49, 3, p. 253-257.
- BINDER C.R., HINKEL J., BOTS P.W., PAHL-WOSTL C., 2013, « Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems », *Ecology and Society*, 18, 4, p. 26.
- BJØRN A., 2015, Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective, Thèse de doctorat, DTU Management Engineering.
- BJØRN A., HAUSCHILD M.Z., 2015, « Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 7, p. 1005-1018.
- BOUCHERAND S., DEDA A., NOGUEIRA M., LEA TERRAUBE, 2014, « Analyse comparée des politiques et des actions déclarées en faveur de la biodiversité et des services écosystémiques par les entreprises du CAC 40 », 2ème édition, Paris, B&L Evolution.
- CHAPIN F.S., ZAVALITA E.S., EVINER V.T., NAYLOR R.L., VITOUSEK P.M., REYNOLDS H.L., HOOPER D.U., LAVOREL S., SALA O.E., HOBBIE S.E., MACK M.C., DIAZ S., 2000, « Consequences of changing biodiversity », *Nature*, 405, 6783, p. 234-242.
- COP10 CDB, 2010, « Decision X/21. Business engagement », Nagoya, Japan, Convention pour la diversité biologique.
- DANIC F., LEPOCHAT S., LEVEQUE B., MONIOT L., NEVEUX G., 2014, « Comment utiliser les flux, indicateurs et méthodes ACV existants pour traiter l'impact sur la biodiversité », SCORE LCA, EVEA, ICARE.
- DAVID BURROWS, 2011, « How to measure your firm's biodiversity footprint », *The Guardian*, 10 janvier 2011.
- EHRlich P.R., MOONEY H.A., 1983, « Extinction, Substitution, and Ecosystem Services », *BioScience*, 33, 4, p. 248-254.

ERNST E., HONORE-ROUGE Y., 2012, « La responsabilité sociétale des entreprises : une démarche déjà répandue », Insee Première, 1421.

EUROPEAN COMMISSION, 2013, « An Analysis of Policy References made by large EU Companies to Internationally Recognised CSR Guidelines and Principles », European Commission's Directorate-General for Enterprise and Industry.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 1999, « Environmental indicators: Typology and overview », Technical report, 25, Copenhagen, European Environment Agency.

GALLI A., WIEDMANN T., ERCIN E., KNOBLAUCH D., EWING B., GILJUM S., 2012, « Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet », Ecological Indicators, 16, p. 100-112.

GONDRAN N., 2015, Evaluation et représentation des enjeux environnementaux dans une perspective de transitions écologique et énergétique, Habilitation à diriger les recherches, Ecole des Mines de Saint-Etienne, Ecole doctorale Sciences, Ingénierie Santé. Université Jean Monnet de Saint-Etienne, 278 p.

GRI, 2007, « Biodiversity, a GRI Reporting Resource », Global Reporting Initiative.

GRI, 2011, « Approach for reporting on ecosystem services », Global Reporting Initiative.

GRI, 2013, « G4 Lignes directrices pour le développement durable. Principes de reporting et éléments d'information », version révisée en 2015, GRI.

GRI, UN GLOBAL COMPACT, WBCSD, 2015, « SDG Compass. The guide for business action on the SDGs ».

HAUSCHILD M.Z., 2015, « Better – But is it Good Enough? On the Need to Consider Both Eco-efficiency and Eco-effectiveness to Gauge Industrial Sustainability », Procedia CIRP, 29, p. 1-7.

ISO, 2010, « SO 26000:2010. Lignes directrices relatives à la responsabilité sociétale », ISO.

KAPHENGST T., SMITH L.O., HOHNEN P., HÜTZ-ADAMS F., SCHEEWEISS A., 2013, « New Options for Strengthening Standards on Social and Environmental Responsibilities of Corporations and their Implementation », Brussels, European Parliament.

KOK M., ALKEMADE R., BAKKENES M., BOELEEE E., CHRISTENSEN V., EERDT M. VAN, ESCH S. VAN DER, JANSE J., 2014, « How sectors can contribute to sustainable use and conservation of biodiversity », CDB Technical Series, 79, The Hague, Netherlands, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.

LOCKETT A., MOON J., VISSER W., 2006, « Corporate Social Responsibility in Management Research: Focus, Nature, Salience and Sources of Influence* », *Journal of Management Studies*, 43, 1, p. 115-136.

MACE G.M., REYERS B., ALKEMADE R., BIGGS R., CHAPIN III F.S., CORNELL S.E., DÍAZ S., JENNINGS S., LEADLEY P., MUMBY P.J., PURVIS A., SCHOLLES R.J., SEDDON A.W.R., SOLAN M., STEFFEN W., WOODWARD G., 2014, « Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity », *Global Environmental Change*, 28, p. 289-297.

MERMET L., BILLE R., LEROY M., NARCY J.-B., POUX X., 2005, « L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement », *Natures Sciences Sociétés*, 13, 2, p. 127-137.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005, *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*, Island Press, Washington, D.C., USA, 948 p.

NATIONS UNIES, 1992, « Convention sur la diversité biologique », Rio, Brésil.

OCDE, 2011, *Les principes directeurs de l'OCDE à l'intention des entreprises multinationales*, Paris, France, Éditions OCDE, 106 p.

ROCKSTRÖM J., STEFFEN W., NOONE K., PERSSON Å., CHAPIN F.S., LAMBIN E.F., LENTON T.M., SCHEFFER M., FOLKE C., SCHELLNHUBER H.J., 2009, « A safe operating space for humanity », *Nature*, 461, 7263, p. 472-475.

SCBD, 2010, « Global Biodiversity Outlook 3 », Montreal, Canada, Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD).

UN GLOBAL COMPACT, 2000, « Le Pacte mondial. Les 10 principes »,.

UN GLOBAL COMPACT, IUCN, 2012, « A Framework for Corporate Action on Biodiversity and Ecosystem ».

VERMEULEN W.J.V., 2013, « Self-Governance for Sustainable Global Supply Chains: Can it Deliver the Impacts Needed? », *Business Strategy and the Environment*, 24, 2, p. 73-85.

WANG X., 2010, « Research Review of the Ecological Carrying Capacity », *Journal of Sustainable Development*, 3, 3, p. 263.

WHITEMAN G., WALKER B., PEREGO P., 2013, « Planetary Boundaries: Ecological Foundations for Corporate Sustainability », *Journal of Management Studies*, 50, 2, p. 307-336.

WOLFF A., GONDRAN N., BRODHAG C., 2015, « Engaging Business into Biodiversity Conservation: the Case Study of the French SNB Voluntary Instrument », 27th International Congress for Conservation Biology, Montpellier, France.

Manuscrit III

Integrating corporate social responsibility into
conservation policy.

The example of business commitments to contribute to
the French National Biodiversity Strategy

Wolff, Anastasia, Natacha Gondran et Christian Brodhag.

En cours d'évaluation.

Summary

Business engagement in biodiversity conservation is receiving an increased attention in conservation policy. As voluntary approaches cover a different scope of action than coercive instruments, framing and expanding CSR contributions may represent an additional leverage for conservation policies. This exploratory study examines biodiversity-oriented CSR practices and stakeholders' involvement in their implementation based on a content analysis of 34 business commitment plans endorsed as contributions to the French National Biodiversity Strategy and Action Plan (NBSAP). The typology of CSR practices that emerged from this analysis suggests that the mitigation hierarchy framework could be broadened to a much larger number of sectors and drivers of biodiversity loss, and could be completed with the notion of care. Stakeholders from the territorial system, the value chain and the institutional system are largely and differentially mobilized in the implementation of substantive and procedural activities. Recommendations to policy-makers and business managers are provided to fully exploit the potential of CSR, expand the mitigation hierarchy framework and strengthen business engagement through NBSAPs.

Key words: conservation policy; corporate social responsibility; business practices; mitigation hierarchy; action arena; NBSAP

Highlights

- Development of policies to broaden business engagement in biodiversity conservation on a voluntary basis.
- Content analysis of private and public companies' commitments endorsed as contributions to the French NBSAP.
- Substantive practices, which follow the mitigation hierarchy completed with care activities, address differentially the drivers of biodiversity loss.
- Stakeholders from the territory, the value chain and the institutional system play important roles in the implementation of CSR practices.
- Recommendations to fully exploit CSR potential, broaden the application of the mitigation hierarchy and develop business engagement into NBSAPs.

1. Introduction

Halting biodiversity erosion is a tremendous challenge, as human-induced biodiversity loss has reached exceptionally high rates (Ceballos et al., 2017). Given the role companies play in biodiversity alteration - through their industrial activities, their supply chains, the products they deliver - and their financial and political power, expectations regarding business contribution to biodiversity conservation are growing. In 2010, the Conference of the Parties (COP) of the Convention for biological diversity (CBD), the main international governance body for biodiversity conservation, adopted a Decision entitled “*Business engagement*” that “[recognizes] the importance of drawing on the capacities of business and private enterprise” and invited the parties “to promote a public policy environment that enables private sector engagement and the mainstreaming of biodiversity into corporate strategies and decision-making” (COP10 CBD, 2010). How voluntary business participation may complement coercive approaches to advance the achievement of institutional conservation objectives thus needs to be investigated.

Mobilizing the private sector to strengthen conservation efforts has raised questions regarding the effectiveness and the legitimacy of such a move (Robinson, 2012; Rose and Colchester, 2004; Sampford, 2002). Some authors and advocacy groups have stressed the risk to subordinate, conceptually and in practice, biodiversity conservation to neoliberal capitalism principles and argued that voluntary business commitments would be essentially an illusive scheme to avoid appropriate regulation (MacDonald, 2010). Voluntary engagement of companies in biodiversity conservation can be considered as part of their corporate social responsibility (CSR), as CSR “concerns actions by companies over and above their legal obligations towards society and the environment” (European Commission, 2011). It seems that, in practice, biodiversity has been poorly integrated into CSR until recently (Ernst and Honoré-Rougé, 2012; Winn and Pogutz, 2013). Robinson concluded in 2012 that CSR practices had limited effects and fell short of their expected potential (Robinson, 2012). Pushed forward by non-governmental organizations (NGOs), sectoral networks, standards and new assessment tools, biodiversity has somehow steadily increased in importance as a CSR issue these last years (Wolff et al., 2017). This trend may represent an opportunity for conservation policies to frame and expand business engagement.

Understanding the range of forms biodiversity-oriented CSR can take in practice and who are the critical actors involved in their implementation is a prerequisite to design policies that will shape and foster an effective contribution of businesses to biodiversity conservation. This paper takes a closer look at an instrument that has been implemented since 2012, as part of the French National Biodiversity Strategy and Action Plan (NBSAP), with the objective to broaden actors’ engagement into biodiversity conservation on a voluntary basis. Based on an analysis of the activities developed by companies to contribute to the French NBSAP, we propose a trans-sectoral classification of biodiversity-oriented CSR practices and examine how they can address the different

drivers of biodiversity loss. This case study also gives insights regarding the action arenas that support the implementation of such activities through the involvement of different stakeholder groups. The political and managerial implications of these findings provide some guidance for future policy developments and upscaling.

2. From institutional frames to concrete actions

2.1. Policies to engage companies in biodiversity conservation

Conservation policy instruments rely both on coercive approaches and on voluntary participation (with or without financial compensation) (Santangeli et al., 2016). Coercive measures entail a large diversity of top-down means such as protected areas, access or emission restrictions, and regulatory polluter pays mechanisms. They are usually framed and enforced at a national or sub-national scale. It has been demonstrated that international trade has triggered substantial displacements of ecological pressures: many developed countries exert more pressures on biodiversity abroad than within their borders (Lenzen et al., 2012; Moran and Kanemoto, 2017). The restricted geographic scope of regulatory instruments thus undermines their capacity to tackle biodiversity loss triggered by global supply chains. We are facing a situation where developed countries, which have on average stricter environmental laws, hardly regulate the major ecological impacts exerted abroad by their own consumption, and where the ecological impacts in developing countries, which have generally less regulatory power, are driven by international trade. Regarding voluntary approaches, voluntary market-based programs notably include payment for ecosystem services (PES) and certification schemes. These types of policy instruments have been especially developed in agriculture and forestry (e.g. European agri-environmental schemes, organic labels, Forest Stewardship Council (FSC) certification). They have been quite scrutinized these last years by conservation scientists and practitioners, with quite heterogeneous and context-specific conclusions regarding their effectiveness for biodiversity conservation (Edwards and Laurance, 2012; Pirard, 2012; Rode et al., 2015; Wunder et al., 2008). Compared to regulatory and market-based mechanisms, voluntary non-monetary approaches have been somewhat overlooked, although it has been suggested that they could trigger some interesting conservation outcomes (de Snoo et al., 2013; Santangeli et al., 2016). In this case, the rationalities that shape the adoption of improved practices are less explicit. Three forces may contribute to institutionalize such changes: coercive forces (institutional stakeholders can exert pressures with consequences for the companies on their political influence and legitimacy), normative forces through professionalization and mimetic forces through the dissemination of information on best practices and private benefits (DiMaggio and Powell, 1983; King and Lenox, 2000). This case study of the French NBSAP's voluntary program thus contributes to enriching the literature on non-monetary voluntary approaches as complementary instruments for biodiversity conservation policies.

2.2. Diversity of CSR biodiversity-oriented practices

Business engagement in biodiversity conservation can encompass a large variety of activities (CBD, online; Fromageot et al., 2013). The measures and the strategy adopted by a company are notably influenced by its links with biodiversity and ecosystem services (Houdet et al., 2012). Three types of business-biodiversity interactions can be distinguished (Feger, 2016; Overbeek et al., 2013):

- Business activities that *negatively affect biodiversity*. Five types of processes are responsible for biodiversity loss: habitat change, overexploitation of wild populations, invasive species, pollutions and climate change (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; SCBD, 2010). Activities significantly contributing to increase these ecological pressures fall into this category. The company may then seek to decrease the negative pressures exerted on ecosystems.
- Business activities that are *dependent on services provided by ecosystems*, such as natural water purification (e.g. water industry), soil erosion regulation (e.g. agriculture), material and food provision (e.g. forestry and fishery), aesthetic quality (e.g. tourism). The company may then try to secure the quality and quantity of these services by ensuring the maintenance of the ecosystems on which they rely.
- Business activities that *contribute to strengthen biodiversity resilience* through the provision of services to ecosystems (ecological engineering, depollution activities...). The company may thus seek to develop innovative services and business models to support clients liable for ecosystem management (e.g. municipality, private landowner).

Few studies have so far examined what kind of biodiversity-oriented practices CSR may uncover and which potential they represent to contribute to biodiversity conservation. Winn and Pogutz provided some examples of such corporate involvement in ecosystems management and invited researchers “*to provide a full review of current initiatives and build a comprehensive framework to interpret and classify them*” (Winn and Pogutz, 2013). A few previous studies offer some insights on such initiatives. Voluntary conservation actions on farmland were reviewed and evaluated based on feasibility and costs, highlighting successful and cost-effective examples (Santangeli et al., 2016). Based on the interviews of sustainability managers covering diverse sectors, Overbeek et al. identified different kinds of biodiversity management processes and emphasized the positive dynamic created by networking and partnering with external stakeholders (Overbeek et al., 2013). An analysis of sustainability reports gave a more detailed overview of the activities undertaken by mining and forestry firms and consistently showed that the interaction with stakeholders was a critical aspect to consider (Boiral and Heras-Saizarbitoria, 2017). These findings justify the interest to look closer at the roles played by stakeholders in the implementation of biodiversity-oriented CSR.

2.3. Roles played by stakeholders

The stakeholders of a company refer to individuals or groups that can affect or be affected by the decisions and the activities of this company (Freeman, 1984). The concept of stakeholders share some grounds with the notions of ‘sphere of influence’, that is the *“range/extent of political, contractual, economic or other relationships through which an organization has the ability to affect the decisions or activities of individuals or organization”* (ISO, 2010, p. 4), and of ‘action arena’, *“the social space where individuals interact, exchange goods and services, solve problems, dominate one another, or fight”* (Ostrom, 2010, p. 268). While both concepts can be used to describe the extended scope of impact of CSR, action arena takes explicitly an action-oriented view of the stakeholders’ participation.

Stakeholders’ participation in biodiversity conservation is often depicted as desirable and even presented as a prerequisite (Young et al., 2013). The most frequently cited stakeholder categories in studies looking at biodiversity-oriented CSR are environmental NGOs, experts and academics, public authorities and industry coalitions (Barkemeyer et al., 2015; Boiral and Heras-Saizarbitoria, 2017; Overbeek et al., 2013). They can be associated to different degrees to the company decision-making, ranging from simple informative communication, to consultative participation, and eventually to decisional position (Green and Hunton-Clarke, 2003). Boiral and Heras-Saizarbitoria identified in the forestry and mining sectors four main business motives for involving stakeholders in biodiversity management: *“complexity and knowledge management; self-regulation and relationships with public authorities; legitimacy and social responsiveness; and commercial and strategic objectives”* (Boiral and Heras-Saizarbitoria, 2017). It is somehow still unclear how companies mobilize stakeholders in different action arenas to implement voluntary biodiversity-oriented activities and how this enables them to extend their scope of action.

3. Research design

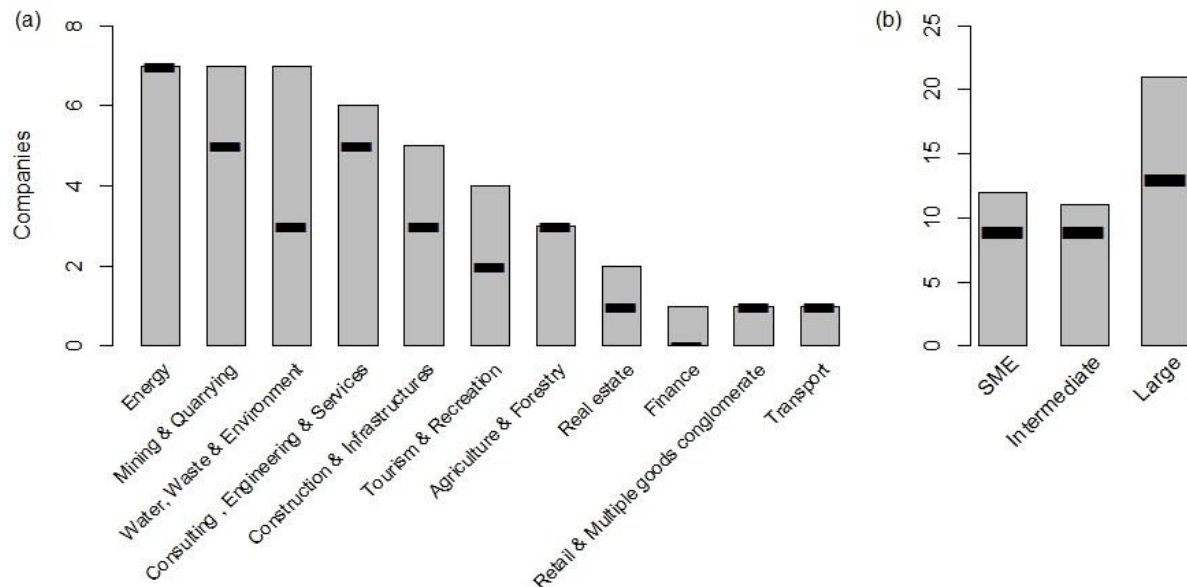
3.1. Case background

In order to translate the international conservation framework of the CBD at the national level, France updated in 2011 its National Biodiversity Strategy and Action Plan (NBSAP) with the main ambition to *“preserve, restore, strengthen and value biodiversity and ensure its fair and sustainable use; to involve everyone and every sector of activity, in order to succeed”* (Prime Minister, 2011). This NBSAP includes an original instrument to broaden actors’ contribution. It aims at engaging organizations (companies, but also associations, local councils and public agencies) on a voluntary basis in two steps: adherence to NBSAP principles and commitment to contribute to the NBSAP concretized by a commitment plan.

This instrument, that can be characterized as a public voluntary program (OECD, 2003), gives a large flexibility to project leaders to define the strategy and actions that will be part of their commitment plans. It is somehow based on a framework setting quality criteria (Appendix A). Commitment plans are evaluated through a peer-review process involving colleges representing different categories of stakeholders (state, local elected representatives, professional associations, workers unions, NGOs, public agencies as well as qualified individuals). Commitments that pass the review process are recognized as contributions to the French NBSAP for a three-year period (exceptionally for one-year only). The organization is then allowed to advertise in public communications the actions undertaken as contributions to the NBSAP.

Private companies have been the participant category with the highest number of applications and the highest success rate: 85% of the participating companies have had their commitment plan recognized at least once (Lavoux and Neveu, 2015). Between 2012 and 2016, 49 commitment plans submitted by private and public companies were recognized as contributing to the NBSAP (Ministère de la transition écologique et solidaire, 2017). Appendix B provides a description of the companies. Energy, mining and carrying, as well as water-waste-environment sectors are the three most represented sectors in the program and large companies dominate (Figure 1). Five commitment plans were supported by multiple companies and four were renewed after the 3 year-period.

Figure 1 – Companies characteristics. Black marks indicates the number of companies included in the study relatively to the number of companies with NBSAP commitments (grey bars) by (a) sectors and (b) business size.



3.2. Data collection

All private and public companies whose commitment plans were endorsed between 2012 and 2016 were contacted by email to get an access to their commitment plans. 70% of

the companies responded positively. Although most commitment plans have a confidential status, a few are in open-access (Eiffage, 2015; GRTgaz, 2013; STB Matériaux, 2013; TIGF, 2013; Vertdéco, 2013).

Figure 1 describes the composition of the studied sample compare to the profile of total business participants. Given the relative small number of companies contributing to the NBSAP and their heterogeneity, the representativeness of the sample was considered satisfying. It can somehow be notified that large companies are a bit under-represented compare to the small and medium-sized enterprises (SME) and to the intermediate-size companies, and that less than 50% of the actors from the waste-water-environment and finance sectors are included in the study.

3.3. Data analysis

CSR activities and stakeholders' involvement were scrutinized following a content analysis approach. First, the individual actions that the companies committed to undertake were identified and extracted from their NBSAP plans. Actions were used as unit of analysis to fit the way companies organized their commitment plans²¹. Second, a categorization framework was inductively develop to classify and characterize these actions regarding the types of activities undertaken and the external stakeholders involved. Third, actions were systematically described according to this categorization scheme based on a binary coding. Depending on action complexity and range, a given action could encompass several activities and stakeholders simultaneously. Fourth, categories were interpreted and grouped by themes and the coded data was quantitatively analyzed with the open-source software R studio. The categorization framework was improved through iterations between steps two to four as new trends emerged from the analysis.

4. Results

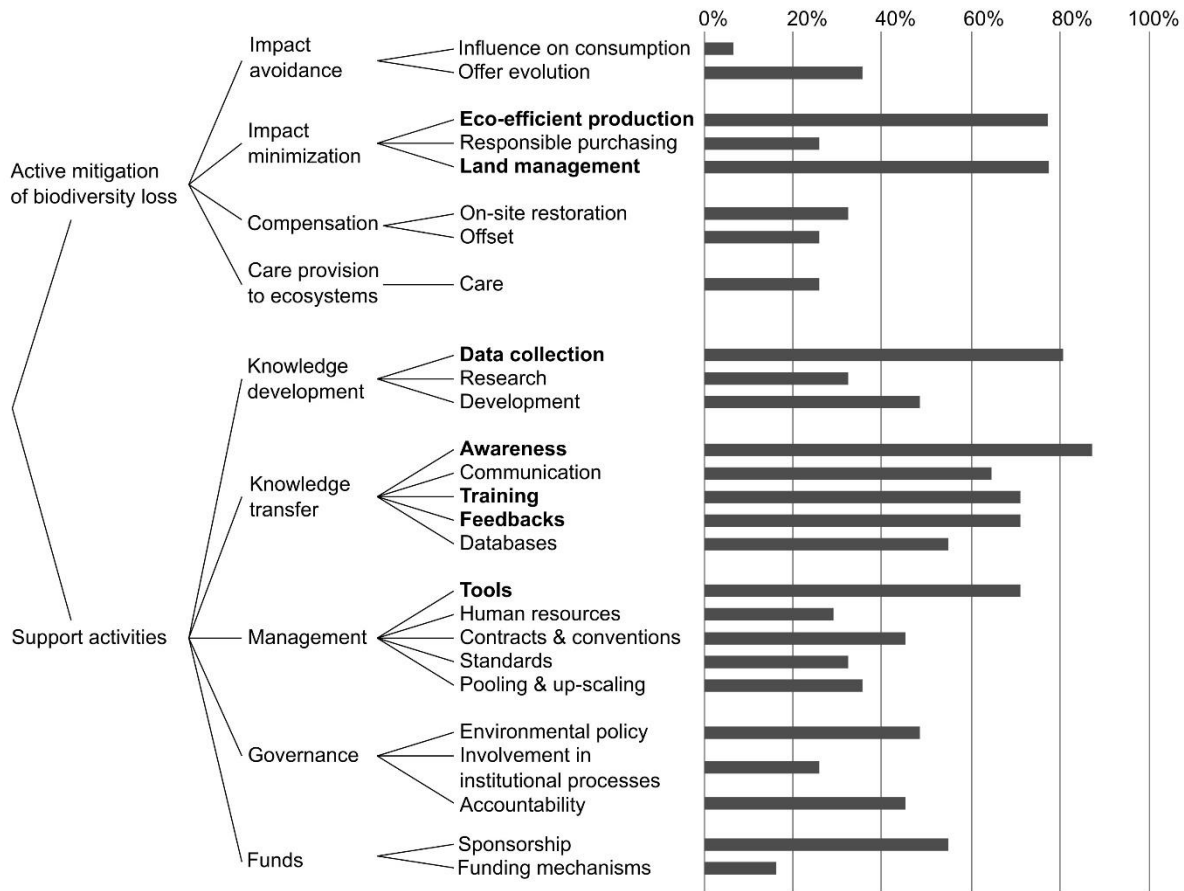
4.1. Corporate practices

In total, 496 actions that companies committed to undertake were identified. Biodiversity-oriented voluntary activities were quite heterogeneous across the companies, as they deal differently with biodiversity depending on their sectors, locations, sizes and maturity for instance. Figure 2 displays the typology of activities that emerged from the analysis of these commitment plans. Definitions and examples are provided in Appendix C for each type of activity. It also provides an overview of the proportion of companies that committed to develop such activities. This reflects where

²¹ This division showed some limits. Indeed from a company to another, or even in a single plan, scopes of actions showed great variation regarding the financial and human resources needed. We recognize that individual action is an imperfect unit of analysis but it was consistent with how business segmented their initiatives and monitored them. It thus reflects the relative emphasis the companies gave to their initiatives.

companies were willing to make additional efforts from a dynamic point of view. Indeed, if a given type of activity was not mentioned as a commitment, it did not reveal whether the company left it out or have already developed it.

Figure 2 – Typology of activities presented in the commitment plans and percentages of companies that committed to undertake these activities. Activities in bold were presented by more than two-third of the companies.



A first dichotomy was made between, on one hand, *substantive activities that directly mitigate biodiversity loss in an operational way*, and on the other hand, *procedural activities that support the integration and management of biodiversity issues*.

The structure of the **active mitigation of biodiversity loss** practices was consistent with the three steps of the *mitigation hierarchy* framework (avoid, minimize, compensate, Cf. Box 1) and completed it with a category referring to the *care* activities provided to ecosystems. Avoidance activities, based on the evolution of consumption patterns and of the business portfolio composition, have a preventive character. Impact minimization has a more curative dimension and compensation is an end-of-pipe approach. Care activities have an adaptive character as they aim at increasing the long-term resilience of ecosystems and thus their capacities to support future stresses.

Box 1 – The mitigation hierarchy.

The mitigation hierarchy is a stepwise framework widely used in conservation policy and management. It usually follows three steps: *avoid* negative impacts whenever possible, then *minimize* them and eventually *compensate/offset* the residual impacts in order to achieve no net loss (NNL) or net positive impact (NPI) (EU NNL WG, 2013). In, France the mitigation hierarchy was first introduced in the environmental law in 1976, further specified through guidance documents (MEDDE, 2012) and strengthened in 2016 by the law n° 2016-1087 related to biodiversity. It has been so far mainly applied to projects with substantial land footprint (e.g. mining, infrastructure projects).

The most recurrent active mitigation initiatives across commitment plans were two minimization measures: eco-efficient production and land management (Figure 2). *Land management* measures aimed generally at moving from ‘conventional’ green space management (e.g. mowed lawns) to more ecologically sound practices. Eiffage proposed for instance “*to phase out pesticides, to ban invasive plants, to substitute horticultural varieties by local plants, to delay and limit the number of mowing*” (Eiffage, 2015, p. 30). With some of the sampled companies owning or managing quite extensive lands, the potential ecological impacts of such practices were found to be highly dependent on the area covered and their consistency at a landscape scale. In contrast, *eco-efficient production* initiatives were more closely related to core business activities. They encompassed a variety of technical measures that reduced the industrial impacts on terrestrial, freshwater and more rarely marine ecosystems and addressed different drivers of biodiversity loss. For instance, some practices aimed at limiting invasive species diffusion by improving excavated soil management, at reducing dams’ fragmentation of freshwater habitats or at decreasing light pollution of industrial sites overnight.

It appears that active mitigation practices were more or less specifically directed toward some ecological pressures. Table 1 summarizes which processes altering biodiversity were addressed in the commitment plans by the active mitigation measures. Habitat loss was addressed by all types of activities while other ecological pressures were found to be targeted only by avoidance and/or minimization activities.

Table 1 – Processes driving biodiversity loss addressed by active mitigation activities. Processes that are explicitly covered in commitment plans are designated with crosses.

Category	Activities	Processes responsible for biodiversity loss				
		Habitat loss	Pollutions	Invasive species	Climate change	Over-exploitation
Impact avoidance	Influence on consumption	X	X			X
	Offer evolution	X	X			X
Impact minimization	Eco-efficient production	X	X	X	X	X
	Responsible purchasing	X				X
	Land management	X	X	X		
Compensation	On-site restoration	X				
	Offset	X				
Care provision to ecosystems		X				

A relatively strong emphasis was put in the commitment plans on **support activities**. These were classified into categories related to knowledge development and knowledge diffusion, development of managerial capacities, governance and funding of biodiversity conservation. The most frequent procedural initiatives were related to ecological data collection, raising awareness, providing training, sharing feedbacks and developing tools. *Data collection* not only included fauna and flora inventories, but also ecosystems mapping, geochemical soil analyses, monitoring of invasive species... – sometimes part of larger programs led by an NGO or a scientific institution. Contribution to voluntary fauna and flora inventories was especially developed in sectors that were themselves subject to environmental impact assessments on a regulatory basis. Raising *awareness* about biodiversity issues was the most recurrent activity. It targeted a diversity of actors (public, employees, clients, partners...) and was related to the issue in general (the importance of biodiversity and its decline) or tailored more specifically to the company (interactions, species present onsite). The distinction between awareness and communication practices was often thin, as the media used to increase awareness about biodiversity were usually simultaneously used to promote the company's good practices. While often developed and delivered with the support of external environmental experts, *training* activities were more centered on the company itself and were dedicated both to the operational staff (how to implement recommendations in day-to-day practices) and to managers (how to integrate biodiversity issues into decision-making processes). *Feedbacks* aimed at disseminating results of experimental approaches and at upscaling best practices notably through publications and internal or sectoral working groups. For instance, several committed companies participated as members of the 'Linear infrastructure and Biodiversity Club' to the publication of a report providing recommendations for "*optimising the connection between ecological networks and infrastructure networks*" (e.g. roads, gas pipelines, electric power lines) (IUCN France and CILB, 2015, p. 14). *Tool development* was either related to the integration of biodiversity components in the internal environmental management system in view of

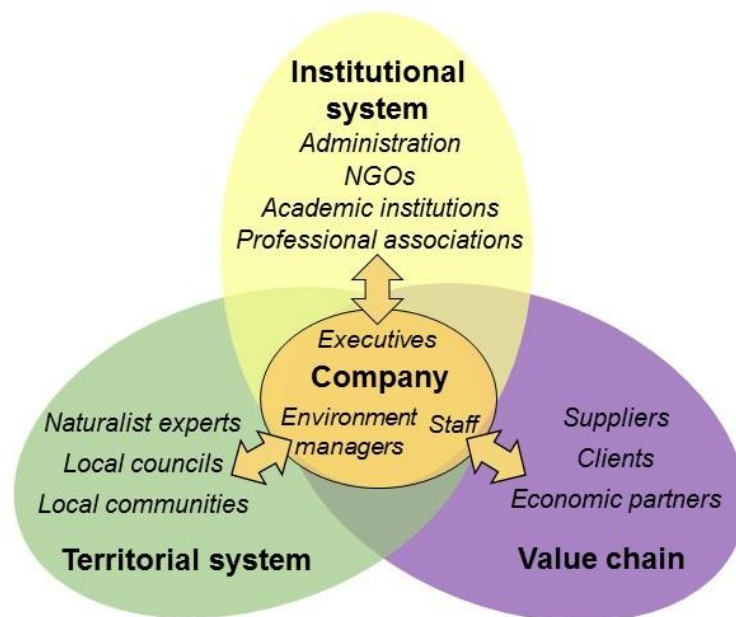
developing or tracking the continual improvement of corporate practices, or related to the methodological development of metrics and indicators for assessing business impacts. While not tackling directly the processes responsible for biodiversity loss, support activities contributed thus to institutionalize biodiversity issues in companies.

4.2. Stakeholders and action arenas

The stakeholders involved in the implementation of biodiversity-oriented CSR activities were grouped into four arenas of action (Figure 3):

- an *internal arena*, where environment managers played a central role to engage, coordinate and structure the actions of the top management and staff members ranging from operators to R&D or marketing managers;
- another action arena related to the *territorial systems* where the industrial sites of a company are located. The territorial external stakeholders were local communities, councils with political influence on the territory (e.g. municipalities, local officials) and experts with specific naturalist knowledge on the local ecosystems;
- the *value chain* of the company, encompassing suppliers, clients and project-specific economic partners;
- and finally, the *institutional system* that set the regulations, taxes, norms and biodiversity policies. The stakeholders grouped in this action arena had influence capacities at a national level or broader: public institutions playing an administrative or political role, large environmental NGOs, academic institutions and professional organizations.

Figure 3 – Action arenas and stakeholders involved.



Although classified under a unique action arena, some stakeholders could be regarded as acting at the interface. This was notably the case of local councils that make the connection between the institutional and the territorial systems, as well as industrial organizations that make the link between the economic sectors and the institutional system. In some cases, the company's value chain was embedded into the territorial system. This situation was notably encountered within small companies with local suppliers and clients. Thus, the apparent overlap between these four action arenas in the commitment plans was highly dependent on the companies' characteristics: business size, sector, number of industrial sites...

External actors were found to be involved in at least 70% of the actions. This illustrates the key role of external stakeholders in the implementation of biodiversity-oriented CSR. Globally, each company apparently interacted with a diversity of external stakeholders. Most systematically involved stakeholders were large NGOs and local councils (both cited in 77% of the commitment plans) as well as naturalist experts with local knowledge (cited in 74%). The analysis suggested some sectoral differences. The companies belonging to the energy, mining & quarrying and waste-water-environment sectors seemed to have quite intense interactions with territorial stakeholders. For instance, the quarry company STB Matériaux emphasized its interactions with local land-management agencies to optimize post-exploitation restoration projects, and GRTgaz, that manages pipeline networks, stated that its collaborations *“with local actors has helped define pipeline delineation respectful of the territory”* and that *“the informed advice of local partners contributed to propose avoidance and compensation measures going often beyond regulatory requirements”* (GRTgaz, 2013, p. 13). In contrast, construction & infrastructure companies appeared to be more largely involved with institutional stakeholders. Eiffage for example made a specific focus on its participation to diverse working groups and colleges led by public institutions, foundations, associations and industrial coalitions.

Stakeholders were involved either as executors, supporters or targets of the biodiversity-oriented measures. The analysis of their involvement in the different kind of activities suggests that they played distinct roles depending on the action arena they belong to (Table 2).

Stakeholders belonging to the value chain, the territorial system and the institutional system were respectively involved in 25%, 34% and 38% of the actions presented in the commitment plans. The value chain appeared to be quite frequently mobilized in the active mitigation of biodiversity loss. The roles of the value chain stakeholders in impact avoidance and minimization were polarized by their upstream (suppliers) or downstream (clients) positions in the value chain. To address clients, companies either took a demand-side approach, to influence their expectations and needs toward more ecologically sound consumption patterns, or adopted an offer-side approach by developing a new low-impact portfolio of products and services (these two activities were

more complementary than competing). Suppliers (upstream) were both targets and executors of impact minimization activities, as some companies encouraged or requested them to comply with specific guidelines and ecological standards.

Table 2 – Action arenas mobilized for the activities: percentage of actions for which external stakeholders belonging to the value chain, the territorial system or the institutional system are involved (most solicited action arena is highlighted in grey).

Categories		Activities (n=action count)	Value chain	Territorial system	Institutional system
Active mitigation of biodiversity loss	Impact avoidance	Influence on consumption (n=2)	100%	50%	50%
		Offer evolution (n=27)	89%	22%	37%
	Impact minimization	Eco-efficient production (n=69)	45%	30%	28%
		Responsible purchasing (n=18)	89%	6%	11%
		Land management (n=123)	31%	37%	29%
	Compensation	On-site restoration (n=24)	25%	75%	46%
		Offset (n=11)	82%	45%	45%
	Care provision to ecosystems	Care (n=9)	56%	56%	44%
Support activities	Knowledge development	Data collection (n=74)	23%	58%	57%
		Research (n=29)	10%	28%	93%
		Development (n=53)	40%	28%	53%
	Knowledge transfer	Awareness (n=138)	30%	42%	33%
		Communication (n=45)	22%	47%	31%
		Training (n=46)	33%	35%	48%
		Feedbacks (n=67)	30%	34%	45%
		Databases (n=28)	14%	50%	75%
	Management	Tools (n=48)	25%	21%	40%
		Human resources (n=9)	44%	22%	22%
		Contracts & conventions (n=32)	44%	50%	38%
		Standards (n=12)	25%	25%	42%
		Pooling & up-scaling (n=16)	63%	31%	44%
	Governance	Environmental policy (n=21)	43%	33%	24%
		Involvement in institutional processes (n=22)	18%	59%	68%
		Accountability (n=15)	47%	33%	33%
	Funds	Sponsorship (n=39)	8%	46%	79%
		Funding mechanisms (n=8)	88%	38%	25%

The stakeholders of the territorial system, which is probably the most commonly scrutinized action arena in biodiversity conservation studies, were apparently mobilized by companies in heterogeneous ways. Territorial councils were found to be involved in almost all kind of pro-biodiversity activities. Naturalist experts were more specialized in data collection (eg. fauna and flora inventories) and improvement of land management as they notably provided recommendations to companies to better integrate their activities in the local ecosystems. The general public and local communities were essentially the targets of events and communication program aiming at raising awareness and promoting the actions taken by the companies.

Finally, the stakeholders from the institutional system, which were the most represented categories of actors in the NBSAP evaluation committee (Cf. Section 3.1), were also the most frequently involved in actions implementation. They were essentially mobilized in support activities. The primary role of professional organizations was related to disseminating feedbacks. Environmental NGOs were the principal beneficiaries of business sponsorship, but also played a supporting role in raising awareness, developing trainings and sharing experiences and best practices among actors. Academics were found to be specifically involved in ecological knowledge development as well as in knowledge transfer through the development of databases and were also substantial beneficiaries of sponsorship. The administration was the less cited stakeholder category in activities implementation, with no clear pattern of involvement.

5. Discussion

5.1. Insights and limitations

This empirical study focused on companies displaying a proactive behavior, encompassing a large variety of sectors and business sizes. The commitment plans of these companies offered a quite detailed and consistent description of business practices and the roles played by stakeholders in their implementation. These commitments had the specificity to be framed as contributions to the French NBSAP. It can be noticed that most committed companies have primarily ‘conventional’ business models, in contrast with ‘niche’ sustainable companies, whose business models would be imbedded in ecological stewardship. Thus, these actors – while showing proactivity – exhibited a global dynamic that could be characterized as continuous improvement rather than disruptive strategic re-orientation. A large variety of processes and practices to actively mitigate impacts on biodiversity and to support continuous improvement of biodiversity issues management has been identified. The analysis also provided insights into how companies interacted with the stakeholders of their value chains, territorial and institutional systems to implement such CSR activities.

We did not address in this paper the motivations and benefits for the companies to commit to the NBSAP voluntary program and for their external stakeholders to collaborate. Some previous studies already shed light on business motivations to take

voluntary ecological commitments. The drivers identified by Barkemeyer et al. were notably linked to improved regulatory compliance, license to operate, sectoral standards and stewardship relatively to competitors, expectations of investors and financing agencies as well as reduced risk of conflict. Furthermore, this study did not assess the effective ecological outcomes of the identified CSR activities. Indeed, it focused on ‘intentional’ rather than ‘actual’ management of biodiversity (Mermet, 2011). Actual ecosystem management encompasses “*the whole set of anthropic actions that, whether the actors realize it or not, whether it was their intend or not, have a decisive influence on the ecological condition of the [ecosystems]*” while intentional management of biodiversity is “*the set of managerial actions [...] that have as their main and explicit aim to reach expected environmental performance*” (Mermet, 2011, p. 11). Previous CSR studies related to other environmental topics, pointed out discrepancies between these two dimensions (Delmas et al., 2013; Doda et al., 2016). This study thus opens up research avenues related to the actual performance of biodiversity-oriented CSR activities, which would be of great relevance for conservation practice and policy (Sutherland et al., 2009).

5.2. Implications for policy-makers and business managers

Embracing the full potential of CSR. Biodiversity-oriented CSR is clearly multifaceted. This diversity of actions should be fully exploited and synergies explored. Active mitigation measures were found to address distinctly pressures driving biodiversity loss. Based on the proposed framework, companies could examine whether their portfolio of CSR measures effectively tackles the different pressures they exert on ecosystems. Attention should be paid to balance properly support activities (that seemed to dominate in the commitment plans) and measures of active mitigation of biodiversity loss. A strong focus on procedural practices at the expense of avoidance-minimization-compensation-care activities may indeed impair the actual contribution of businesses to biodiversity conservation. Such strategies should be designed by accounting for the complementarity of the stakeholders that can be involved.

Considerations for a broader application of the mitigation hierarchy framework. The mitigation hierarchy has been primarily developed for projects with a substantial land footprint – e.g. infrastructure construction projects, carries – to achieve no net loss of natural habitat. This study highlights that activities following the structure of the mitigation hierarchy are already applied in a larger diversity of sectors, though not always conceptualized this way, and that they can address not only habitat degradation but also other drivers of biodiversity loss, at least partially. As the 3 R’s framework (reduce, reuse, recycle) has become a cross-sectoral approach in waste management, the mitigation hierarchy seems to be an interesting framework to investigate to address systematically the ecological pressures exerted across sectors. Adding a ‘care’ step would make this framework practicable for the companies working in ecological engineering. Such extensions of the mitigation hierarchy framework applications have already been partially explored for instance for the commercial

agriculture and forestry sectors (Aiama et al., 2015) and to integrate climate change issues in forests compensation (Sansilvestri et al., 2015). It has been demonstrated that the mitigation hierarchy is often biased by economic actors who tend in practice to downplay the first avoidance step and focus primarily on impacts minimization a(Bigard et al., 2017; Phalan et al., 2017). As consistent trend was observed in our study, managers and policy makers should be vigilant to encourage and reinforce avoidance measures (influence on clients' needs and consumption, offer evolution).

NBSAPs and business engagement. As far as we know, the French NBSAP voluntary program is the first instrument of this kind to be developed by a country in response to the invitation of the CBD to broaden actors' involvement in biodiversity conservation. This program has been subject to criticisms, notably because the number of participants has been much lower than expected. Lack of support and responsiveness from the administration as well as unclear benefits for participants have been some of the invoked reasons. Possible evolutions are under consideration (Lavoux and Neveu, 2015). If the marginal impact of this instrument seems undermined by the limited number of committed actors, it could still be regarded as an inspiring experiment for the next generation of NBSAPs, as they will be renewed in about three years. Sarkki et al. concluded in their analysis of the Finnish NBSAP that *“there is space in the national policy systems for NBSAP processes especially to facilitate iterative multi-sector dialogue, to support innovations for combining business and biodiversity and to develop institutional responsibilities, as well as a sense of commitment towards biodiversity”* (Sarkki et al., 2016, p. 17). Based on the French NBSAP case study, three recommendations are formulated. They may also be relevant for other countries that would consider developing instruments targeting the private sector. First, setting explicit targets of reduction for the five processes responsible for biodiversity loss, potentially downscaled by sectors, would give more visibility to the economic actors and their stakeholders regarded the level of effort needed, while conserving enough flexibility to project leaders to develop business-relevant and innovative activities. Furthermore, we recommend to develop a clear strategy regarding the role the administration and the public agencies should play (facilitation, support, control...) with respect to the different types of biodiversity-oriented CSR activities and action arenas. Notwithstanding the limited public resources, this may contribute to a more fluent and effective cooperation between private and public actors. This could also give insights into the implementation of such activities at a more operational level, strengthening the coercive forces of the institutional actors, and may also allow to identify practical reorientations of the program with an adaptive management approach. Finally, organizing feedbacks (best practices identified and companies' report on performance indicators) would complete the program with a collective learning process. This may strengthen the mimetic and normative forces driving the adoption of CSR practices.

6. Conclusion

While business engagement in biodiversity conservation arouses both high expectations and concerns from conservationists and policy makers, there is a lack of understanding of what kind of practices voluntary approaches may encompass and of the roles played by stakeholders in their implementation. This case study is based on the commitments of private and public endorsed as contribution to the French NBSAP, a national voluntary program designed to broaden actors' contribution to biodiversity conservation. The content analysis of these commitment plans allowed to inductively define a detailed typology of biodiversity-oriented CSR practices. It segmented, on one hand, substantive activities, that actively mitigate biodiversity loss (impact avoidance, minimization and compensation, as well as care provision) and on the other hand, procedural activities that provide conservation support through knowledge generation and diffusion as well as development of management, governance and funding capacities. Companies were found to quite extensively interact with stakeholders to implement these activities. Stakeholders from the territorial system, the value chain and the institutional system were differentially mobilized. For instance, value chain stakeholders were primarily involved in active mitigation of biodiversity loss, while institutional stakeholders were essentially mobilized in support activities.

We argue that, to effectively engage business in biodiversity conservation, the complementarity of CSR activities should be fully exploited. Balanced attention should be paid in research studies and policy design to the different action arenas where these activities take place, as they play distinct roles. The mitigation hierarchy (potentially completed with the notion of care) may serve as a practical framework to consistently position the substantive activities alleviating biodiversity loss undertaken by a broad range of sectors. The fundamental question is whether such CSR activities will be enough to counterbalance the negative ecological impacts of business activities. As good intentions and procedural improvements do not equate to effective sustainability, we highly encourage further research to assess the ecological outputs of such voluntary initiatives and to examine complementarity with coercive and market-based approaches.

Acknowledgments

The authors would like to thank the companies that accepted to give them access to their commitment plans.

Funding: This work was supported by AgroParistech and Mines Saint-Etienne.

References

- Aiama, D. et al., 2015. No Net Loss and Net Positive Impact Approaches for Biodiversity - Exploring the potential application of these approaches in the commercial agriculture and forestry sectors. IUCN, Gland, Switzerland.
- Barkemeyer, R., Stringer, L.C., Hollins, J.A., Josephi, F., 2015. Corporate reporting on solutions to wicked problems: Sustainable land management in the mining sector. *Environmental Science & Policy* 48, 196–209. doi:10.1016/j.envsci.2014.12.021
- Bigard, C., Pioch, S., Thompson, J.D., 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *Journal of Environmental Management* 200, 35–45. doi:10.1016/j.jenvman.2017.05.057
- Boiral, O., Heras-Saizarbitoria, I., 2017. Managing Biodiversity Through Stakeholder Involvement: Why, Who, and for What Initiatives? *J Bus Ethics* 140, 403–421. doi:10.1007/s10551-015-2668-3
- CBD, online. Case Studies on Business and Biodiversity.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *PNAS* 201704949. doi:10.1073/pnas.1704949114
- COP10 CBD, 2010. Decision X/21. Business engagement. Convention pour la diversité biologique, Nagoya, Japan.
- Delmas, M.A., Etzion, D., Nairn-Birch, N., 2013. Triangulating environmental performance: What do corporate social responsibility ratings really capture? *The Academy of Management Perspectives* 27, 255–267.
- de Snoo, G.R. et al., 2013. Toward effective nature conservation on farmland: making farmers matter. *Conservation Letters* 6, 66–72. doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00296.x
- DiMaggio, P.J., Powell, W.W., 1983. The Iron Cage Revisited: Institutional Isomorphism and Collective Rationality in Organizational Fields. *American Sociological Review* 48, 147–160. doi:10.2307/2095101
- Doda, B., Gennaoli, C., Gouldson, A., Grover, D., Sullivan, R., 2016. Are Corporate Carbon Management Practices Reducing Corporate Carbon Emissions? *Corporate Social Responsibility and Environmental Management* 23, 257–270.
- Edwards, D.P., Laurance, S.G., 2012. Green labelling, sustainability and the expansion of tropical agriculture: Critical issues for certification schemes. *Biological Conservation* 151, 60–64. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.017
- Eiffage, 2015. Programme d'actions d'Eiffage 2015-2018 au titre du renouvellement de son engagement dans la Stratégie Nationale pour la Biodiversité.

<http://www.developpementdurable.eiffage.com/uploads/2016/Env/programme%20actions%20SNB%20Eiffage%202015-2018.pdf>

Ernst, E., Honoré-Rougé, Y., 2012. La responsabilité sociétale des entreprises : une démarche déjà répandue. Insee Première.

EU NNL WG, 2013. No Net Loss Glossary. EU No Net Loss Working Group.

European Commission, 2011. A renewed EU strategy 2011-14 for Corporate Social Responsibility.

Feger, C., 2016. Nouvelles comptabilités au service des écosystèmes. Une recherche engagée auprès d'une entreprise du secteur de l'environnement. AgroParisTech, Paris, France.

Freeman, R.E., 1984. Strategic Management: A Stakeholder Approach. Pitman.

Fromageot, C. et al., 2013. Management of biodiversity by stakeholders: from awareness to action, Biodiversité & Economie. Orée, Paris, France.

Green, A.O., Hunton-Clarke, L., 2003. A typology of stakeholder participation for company environmental decision-making. Bus. Strat. Env. 12, 292–299. doi:10.1002/bse.371

GRTgaz, 2013. Engagement volontaire de GRTgaz en faveur de la Biodiversité. <http://www.grtgaz.com/fileadmin/medias/communiques/2014/fr/strategie-nationale-biodiversite-plan-dengagement.pdf>

Houdet, J., Trommetter, M., Weber, J., 2012. Understanding changes in business strategies regarding biodiversity and ecosystem services. Ecological Economics 73, 37–46. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.10.013

ISO, 2010. ISO 26000:2010. Guidance on social responsibility. ISO, Geneva.

IUCN France, CILB, 2015. Infrastructure corridors, ecological corridors? Status report and recommendations. IUCN France, Club des infrastructures linéaires et Biodiversité.

King, A.A., Lenox, M.J., 2000. Industry Self-Regulation Without Sanctions: The Chemical Industry's Responsible Care Program. Academy of Management Journal 43, 698–716. doi:10.2307/1556362

Lavoux, T., Neveu, A., 2015. Dispositif de mise en oeuvre de la Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020. Constats et propositions de relance (No. 010203-01). Conseil général de l'environnement et du développement durable, Paris, France.

Lenzen, M., Moran, D., Kanemoto, K., Foran, B., Lobefaro, L., Geschke, A., 2012. International trade drives biodiversity threats in developing nations. Nature 486, 109–112. doi:10.1038/nature11145

- MacDonald, K.I., 2010. The Devil is in the (Bio)diversity: Private Sector “Engagement” and the Restructuring of Biodiversity Conservation. *Antipode* 42, 513–550. doi:10.1111/j.1467-8330.2010.00762.x
- MEDDE, 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l’Écologie, du Développement Durable et de l’Énergie, Paris, France.
- Mermet, L., 2011. Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches. *IDDRI SciencesPo, Idées pour le débat* 1–34.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*, Island Press. ed. Washington, D.C., USA.
- Ministère de la transition écologique et solidaire, 2017. *Stratégie nationale pour la biodiversité*.
- Moran, D., Kanemoto, K., 2017. Identifying species threat hotspots from global supply chains. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0023. doi:10.1038/s41559-016-0023
- OECD, 2003. *Voluntary Approaches for Environmental Policy. Effectiveness, efficiency and usage in policy mixes*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Ostrom, E., 2010. Institutional Analysis and Development: Elements of The Framework in Historical Perspective, in: Crothers, C. (Ed.), *Historical Developments and Theoretical Approaches in Sociology - Volume II*. EOLSS Publications, pp. 261–288.
- Overbeek, G., Harms, B., Van Den Burg, S., 2013. Biodiversity and the Corporate Social Responsibility Agenda. *Journal of Sustainable Development* 6. doi:10.5539/jsd.v6n9p1
- Phalan, B. et al., S., 2017. Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx* 1–9. doi:10.1017/S0030605316001034
- Pirard, R., 2012. Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: A lexicon. *Environmental Science & Policy* 19–20, 59–68. doi:10.1016/j.envsci.2012.02.001
- Prime Minister, 2011. *National Biodiversity Strategy 2011-2020*. french Prime Minister, Paris, France.
- Robinson, J.G., 2012. Common and Conflicting Interests in the Engagements between Conservation Organizations and Corporations. *Conservation Biology* 26, 967–977. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01914.x
- Rode, J., Gómez-Baggethun, E., Krause, T., 2015. Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. *Ecological Economics* 109, 80–92. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.09.029

Rose, M., Colchester, M., 2004. Green Corporate partnerships - are they an essential tool in achieving the conservationist mission, or just a ruse for covering up ecological crimes?

Sampford, C., 2002. Environmental governance for biodiversity. *Environmental Science & Policy* 5, 79–90. doi:10.1016/S1462-9011(02)00027-8

Sansilvestri, R., Roturier, S., Colas, B., Fernandez-Manjarrés, J., Frascaria-Lacoste, N., 2015. Intégrer le facteur climatique dans la compensation écologique. L'exemple des écosystèmes forestiers, in: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement, Synthèses*. Levrel, Frascaria-Lacoste, Hay, Martin Pioch, Paris, France, pp. 182–190.

Santangeli, A. et al., 2016. Voluntary non-monetary approaches for implementing conservation. *Biological Conservation* 197, 209–214. doi:10.1016/j.biocon.2016.03.013

Sarkki, S. et al., 2016. Are national biodiversity strategies and action plans appropriate for building responsibilities for mainstreaming biodiversity across policy sectors? The case of Finland. *Journal of Environmental Planning and Management* 59, 1377–1396. doi:10.1080/09640568.2015.1076384

SCBD, 2010. Global Biodiversity Outlook 3. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD), Montreal, Canada.

STB Matériaux, 2013. Engagement SNB.
http://www.stbmateriaux.fr/images/pdf/engagements_snb.pdf

Sutherland, W.J. et al., 2009. One Hundred Questions of Importance to the Conservation of Global Biological Diversity. *Conservation Biology* 23, 557–567. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01212.x

TEEB, 2012. The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise. Joshua Bishop, Earthscan, London and New York.

TIGF, 2013. Dossier d'engagement de TIGF à la Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020.
https://www.tigf.fr/fileadmin/Nos_publications/Publications_institutionnelles/2016/Engagement_TIGF_SNB_vFINALE_nouveau_logo2.pdf

Vertdéco, 2013. Notre engagement volontaire pour la stratégie nationale pour la biodiversité.

Winn, M.I., Pogutz, S., 2013. Business, Ecosystems, and Biodiversity New Horizons for Management Research. *Organization Environment* 26, 203–229. doi:10.1177/1086026613490173

Wolff, A., Gondran, N., Brodhag, C., 2017. Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises : compromis entre

crédibilité, pertinence et légitimité. Développement durable et territoires.

doi:10.4000/developpementdurable.11649

Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65, 834–852. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.03.010

Young, J.C. et al., 2013. Does stakeholder involvement really benefit biodiversity conservation? *Biological Conservation* 158, 359–370. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.018

Appendices

Appendix A – Criteria used by the NBSAP committee to evaluate the quality of the commitment plans.

- consistency with NBSAP targets
- consistency of the action plan (projects organization and phasing)
- level of involvement of the top management and stakeholders
- connection with core business activities and feasibility,
- significance of the ecological potential and scalability
- additionality relatively to regulatory obligations
- measurability
- adaptive management
- continual improvement perspective
- commensurability with the capacities of the organization

Appendix B – Companies with commitment plans endorsed as contributions to the the french NBSAP.

Company	Year of commitment	Sector	Size	Geographic perimeter	Parent company
African safari parc zoologique	2015	Tourism & Recreation	small	national	
Bouygues construction	2015	Construction & Infrastructures	large	international	BOUYGUES
CDC Biodiversité	2013	Consulting, Engineering & Services	small	national	Groupe Caisse des dépôts
CEMEX France	2012	Mining & Quarrying	intermediate	national	CEMEX
Ciments Calcia	2012 & 2013	Mining & Quarrying	large	national	ITALCIMENTI Group
Domaine du Bois Landry	2014	Agriculture & Forestry	micro	local	
DTP Terrassement (with Bouygues Travaux Publics and Noé Conservation)	2012	Construction & Infrastructures	large	international	BOUYGUES
Eau de Paris	2014	Water, Waste & Environment	intermediate	local	(public entity)
EDF	2014	Energy	large	international	
Eiffage	2012 & 2015	Construction & Infrastructures	large	international	
EMTA (with OCCITANIS, SERAF, SOLICENDRE and SOLITOP)	2014	Water, Waste & Environment	intermediate	national	VEOLIA
Engie (known as GDF Suez until April 2015)	2012 & 2016	Energy	large	international	Engie
Établissement Public Foncier Nord Pas-de-Calais (EPF)	2013	Real estate	medium-sized	local	(public entity)
Eurovia	2012	Construction & Infrastructures	large	international	VINCI
François Tourisme Consultants	2013	Consulting, Engineering & Services	small	local	
Gecina (with Gondwana)	2012 & 2016	Real estate	intermediate	local	
GrDF	2013	Energy	large	national	Engie
Groupe Auddicé (in association with 9 other companies)	2015	Consulting, Engineering & Services	medium-sized	national	
Groupe Caisse des dépôts	2015	Finance	large	international	(public entity)
GRT Gaz	2013	Energy	large	national	Engie
GSM	2012	Mining & Quarrying	intermediate	national	ITALCIMENTI Group

MANUSCRITS

HOLCIM France	2013	Mining & Quarrying	intermediate	national	HOLCIM Ltd
HOP ! Air France	2015	Transport	intermediate	national	Air France-KLM
La Haie Fondue	2014	Tourism & Recreation	micro	local	
Lafarge France	2012	Mining & Quarrying	large	national	LAFARGE
Les Mazures	2013	Tourism & Recreation	micro	local	
LVMH	2012	Retail & Multiple goods conglomerate	large	international	
Lyonnaise des Eaux	2014	Water, Waste & Environment	large	national	SUEZ
Marineland	2016	Tourism & Recreation	medium-sized	national	
ONF	2013	Agriculture & Forestry	large	national	(public entity)
RTE	2012 & 2016	Energy	large	national	EDF
SAFEGE	2013	Consulting, Engineering & Services	intermediate	international	SUEZ
Séché Environnement	2013	Water, Waste & Environment	intermediate	national	
SITA France	2013	Water, Waste & Environment	large	national	SUEZ
STB Matériaux	2014	Mining & Quarrying	medium-sized	local	
Storengy	2015	Energy	intermediate	international	Engie
SUEZ (known as Suez Environnement until July 2015)	2014	Water, Waste & Environment	large	international	
TERRENA	2013	Agriculture & Forestry	large	local	
TIGF	2013	Energy	intermediate	local	
Urba Folia	2014	Consulting, Engineering & Services	small	local	
Veolia	2015	Water, Waste & Environment	large	international	
Vertdéco	2013	Consulting, Engineering & Services	medium-sized	local	
Vicat	2015	Mining & Quarrying	large	international	
VINCI	2012	Construction & Infrastructures	large	international	

Appendix C – Activities typology.

Category		Activity	Definition	Examples
Active mitigation of biodiversity loss	Impact avoidance	Influence on consumption	The company seeks to influence the expectations and needs of its clients toward more ecologically compatible consumption patterns.	To motivate urban project leaders to integrate in their projects biodiversity criteria more ambitious than simple compliance with urban planning directives. To educate clients to support the transition of services provided from green space management to biodiversity development.
		Offer evolution	A new low-impact portfolio of products and services is developed.	To develop products and services that integrate biomimicry principles. To extend services from project design to site management to ensure effective ecological improvement.
	Impact minimization	Eco-efficient production	The production processes are improved to make them more environmentally efficient.	To invest in industrial equipment that reduce risks for biodiversity. To account for fauna and flora lifecycles while planning construction steps timeline.
		Responsible purchasing	Products or suppliers that demonstrate environmental stewardship are favored or compliance of the supply chain with ecological standards is required.	To integrate biodiversity guidelines in calls for tenders. To audit suppliers and support them in sustainable material innovation.
		Land management	Land and premises management practices are improved to better integrate biodiversity issues.	To gradually phase-out pesticide use in land management. To improve on-site habitat diversity (flowery meadow, pond, forest corridors...)
	Compensation	On-site restoration	Ecosystems and habitats that have been altered by anthropic activities are restored.	To develop ecological engineering operations to restore carries after exploitation. To reduce past soil sealing.
		Offset	Solutions that generate ecological gains to compensate ecological losses associated with anthropic activities are developed.	To value through the offset market voluntary projects of restoration. To develop voluntary offset mechanisms.
	Care provision to ecosystems	Care	Care is provided to ecosystems to develop their long term resilience.	To shift business core activities from gardening to biodiversity development. To develop the ecological value of unused lands.

				To contract with future land owners / users to ensure long term biodiversity stewardship on post-carry sites.
Support activities	Knowledge development	Data collection	Data is collected to develop ecological knowledge.	To take extensive inventories of fauna and flora. To support the contribution of employees to participatory science.
		Research	Research programs related to biodiversity and business activities are supported and developed.	To strengthen aquatic ecology research related to hydro-power generation through R&D and academic partnerships. To found and fund an academic chair related to ecologically intensive agriculture or related to the interactions between biodiversity and large infrastructures.
		Development	Technologies and methods that contribute to biodiversity conservation are developed and tested.	To develop new methods to assess and monitor industrial impacts on biodiversity. To experiment new fauna protective systems.
	Knowledge transfer	Awareness	A variety of stakeholders are reached through different media to increase awareness about biodiversity issues.	To address biodiversity challenges in professional forums. To install honeybee hives and nest boxes. To participate to festive events dedicated to nature.
		Communication	Actions taken in favor of biodiversity are promoted through different media.	To organize awards that reward the best initiatives. To install panels that explain and promotes the actions.
		Training	Training is provided to persons whose professional activities evolve to better integrate biodiversity issues.	To organize training session for operational employees with naturalist experts. To train buyers to sustainable procurement.
		Feedbacks	Feedbacks from learning experiences are disseminated to other actors.	To contribute to professional working groups to discuss best practices. To publish feedbacks from experiments.
		Databases	The ecological information collected is shared through information systems.	To feed a national database with fauna and flora inventory results. To create a resource center that compile knowledge related to tourism and biodiversity.
	Management	Tools	Management tools / systems are implemented to support the integration of biodiversity in business activities.	To develop an environmental system management (ESM) based on ISO 14001 that specifically integrate biodiversity issues.

				To develop tools for decision support to help farmers reduce their pressures on biodiversity.
		Human resources	Human resources dedicated to biodiversity are strengthened.	To create a dedicated structure to advise and support operational directions. To hire ecologists and landscapers to develop new business skills and expertise.
		Contracts & conventions	Formal (monetary or non-monetary) contracts or conventions are signed between different actors.	To contract with local land management organizations to develop a consistent ecosystem network. To specify adapted techniques in contracts with companies in charge of green spaces management.
		Standards	Standardization processes are developed to define norms, certifications and labels.	To support the development of standards to integrate biodiversity in building projects. To support the development of quality labels for seeds production from wild local plants, used to restore altered habitats.
		Pooling & up-scaling	Some procedures are pooled between different services and rolled out to expand the scope of action.	To coordinate relationships with suppliers that several subsidiaries have in common. To share expenses for creating and managing natural habitats on an industrial park.
	Governance	Environmental policy	A formal environmental policy integrating biodiversity issues is defined.	To define a biodiversity strategy, targets and monitoring indicators that are endorsed at a top-management level. To designate a board member to sponsor the biodiversity strategy implementation.
		Institutional involvement	The company is involved in arenas that allow it to exert some influence on institutional and administrative processes at a local or macro level.	To be involved in institutional working groups to influence future rules and guidelines that will set the level playing field. To discuss with local administration to integrate industrial sites in the ecosystem network planning.
		Accountability	Transparency regarding activities related to biodiversity is improved through reporting and communication with stakeholders.	To improve the quality of biodiversity reporting. To work with the supply chain to improve traceability.
	Funds	Sponsorship	Funds are provided to external actors or programs that are related to	To fund the conservation of an endemic rare plant. To sponsor artistic or festive events dedicated to raise awareness about biodiversity.

			biodiversity conservation as part of corporate sponsorship or philanthropy.	To provide funding for academic research.
		Funding mechanisms	Innovative mechanisms to fund biodiversity conservation are developed.	To design a system for financial risk management for members that test innovations in case of revenue loss. To test experimental offset market projects.

Appendix D – Stakeholders typology categorized by action arenas.

Action arena	Stakeholder	Definition	Examples
Company	Environment managers	Staff whose professional missions are related to the environment either at a corporate level or at an on-site level.	Sustainability managers, quality-security-environment managers
	Executives	Top-management that play a political role.	Board members
	Staff	All other employees.	Purchasing managers, workers...
Value chain	Suppliers	Upstream side of the value chain	Sub-contractors, suppliers
	Clients	Downstream side of the value chain	Customers, business clients
	Economic partners	Companies with whom partnerships are developed on a specific project.	Partnership with a design consultant to develop algae photosynthetic walls
Territorial system	Local community	Individuals living or managing land in a close geographic perimeter.	Inhabitants, adjacent landowners
	Naturalist experts	Local actors able to provide naturalist information specific to the territory	Local nature associations
	Local councils	Local governance entity with policy influence limited to the territory	Municipality, local officials, local information and monitoring committees (CLIS)
Institutional system	Public institutions, administration	Institutions playing an administrative or political role with a national influence or broader.	Ministry of environment, water agencies
	Environmental NGOs	Environmental associations with a political engagement for biodiversity at a national level or higher.	IUCN, WWF
	Academic institutions	Institutions whose missions are related to research and higher education	Museum national d'histoire naturelle (MNHN)
	Professional associations	Industrial/sectoral associations	MEDEF, Linear infrastructure and Biodiversity Club

Manuscrit IV

Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity
by a company.

Application to the food portfolio of a retailer

Wolff, Anastasia, Natacha Gondran et Christian Brodhag.

Accepté dans *Journal of Cleaner Production*, 2017, Vol. 166, pp.784–797

Reproduit avec l'autorisation la revue Journal of Cleaner Production

Summary

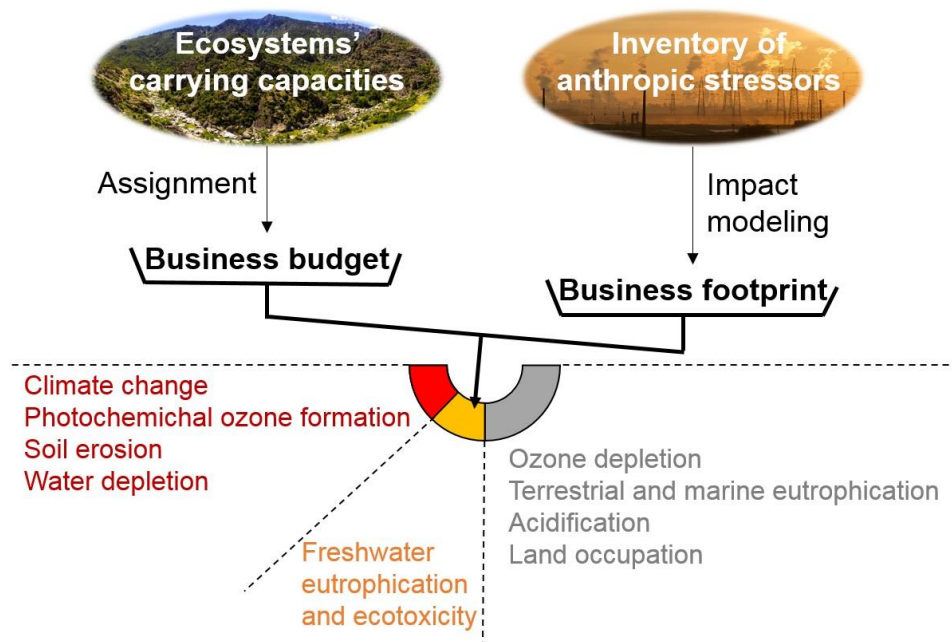
Companies are called by institutional organizations to assess their impacts on biodiversity and to take actions to achieve collectively conservation objectives. This paper presents a method to assess whether the pressures exerted by a business and its value chain on biodiversity are compatible with biodiversity conservation. The absolute environmental sustainability assessment framework is used to compare relevant life cycle assessment midpoint and endpoint indicators to the ecological budgets assigned to the company. This approach is illustrated based on the case study of a mass-market retailer with a focus on the pressures exerted by its food portfolio at the agricultural production step. The results indicate that several pressures driving biodiversity loss are not sustainable. The study also highlights the prominent weight of a few product categories in the ecological burden. These findings have implications for mass-market retailers as well as their food value chains and open research perspectives to make such an approach fully operational.

Key words: sustainability; biodiversity; business; carrying capacity; life cycle assessment; corporate social responsibility

Highlights

- Development of policies to broaden business engagement in biodiversity conservation on a voluntary basis.
- Content analysis of private and public companies' commitments endorsed as contributions to the French NBSAP.
- Substantive practices, which follow the mitigation hierarchy completed with care activities, address differentially the drivers of biodiversity loss.
- Stakeholders from the territory, the value chain and the institutional system play important roles in the implementation of CSR practices.
- Recommendations to fully exploit CSR potential, broaden the application of the mitigation hierarchy and develop business engagement into NBSAPs.

Graphical abstract



1. Introduction

We are experiencing critical loss of biodiversity driven by anthropic pressures. Despite a wide political recognition of this ecological crisis and the importance to tackle it to safeguard ecosystem services, previous efforts have been insufficient to reverse the trend (Butchart et al., 2010; Tittensor et al., 2014). The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, adopted at the 10th Conference of the parties of the Convention for Biological Diversity (CBD) sets the international agenda for biodiversity conservation (Nagoya, October 2010) which calls for concerted and effective action. It clarifies expectations regarding business engagement (Decision X/21). The private sector is notably encouraged to contribute to the achievement of these targets and to assess its impacts on biodiversity (COP10 CBD, 2010).

Assessing the impacts of a company on biodiversity and whether these impacts are compatible with the objective of biodiversity conservation is not straightforward. First, biodiversity dynamics cannot be summarized by a single indicator. Furthermore, establishing the causal links between business activities and biodiversity loss can be challenging: a company exerts ecological pressures beyond its own land and premises, at multiple stages of its value chain through its operations, supply chains and the products and services it delivers. The integrative character of biodiversity loss, driven by multiple local (e.g. habitat loss) and global (e.g. climate change) pressures resulting from cumulating human activities, hampers the attribution of biodiversity loss to an individual entity. In addition to this liability issue, assessing whether the ecological pressures exerted by a company are compatible with conservation objectives requires to understand which levels of pressures ecosystems are able to undergo without being significantly affected.

The concept of carrying capacity, defined as “the maximum sustained environmental interference a natural system can withstand without experiencing native changes in structure or functioning that are difficult or impossible to revert” (Bjørn, 2015), has been recently used to develop “absolute environmental sustainability assessment” (AESA) methods (Bjørn and Hauschild, 2015; Doka, 2016; Sandin et al., 2015). The general principle of AESA is to compare the environmental footprint of an entity with its assigned share of carrying capacity (its environmental budget). If its footprint exceeds its budget, then the environmental impact of the entity is qualified as unsustainable. AESA offers promising perspectives but also scientific and technical challenges to assess whether business activities are compatible with biodiversity conservation objectives.

The objective of this contribution is to propose and experiment an adaptation of the AESA approach to the biodiversity impacts of an organization and its value chain. The method is applied to assess the ecological sustainability of the food portfolio of a mass-market retailer. The case study is based on a research project in partnership with Groupe Casino, a french retailer company. This case study served as a test of the relevance of the results to support strategic decision-making.

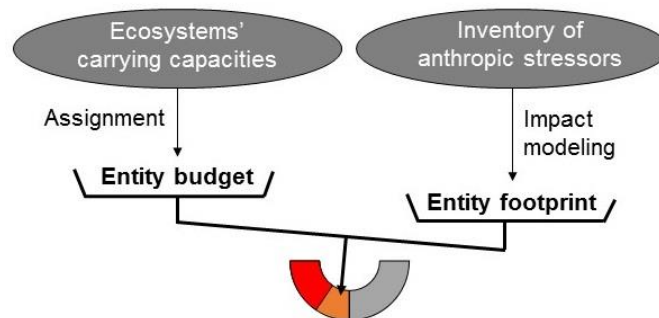
Section 2 presents the AESA framework and its possible applications to consider whether the ecological impacts of a company are compatible with biodiversity conservation objectives. Section 3 describes the case study as well as the methods used to assess the ecological burdens and the ecological budgets of the entity. The results are then presented and discussed in Section 4. Finally, the main conclusions are reported in Section 5.

2. State of the art

The objective of this study was to tailor the AESA framework to assess whether the pressures exerted by a company are compatible with biodiversity conservation. To do so, consistent methods for modeling the environmental footprint and the environmental budget of the company need to be defined (Figure 1). This section presents the theoretical background for:

- (i) defining a scope of study consistent with the extent of corporate social responsibility,
- (ii) modeling the business impacts on biodiversity,
- (iii) assigning ecosystems' carrying capacities to business.

Figure 1 – Representation of the AESA approach.



2.1. Scope definition: business responsibility regarding the footprint of its value chain

Endeavoring to assess the pressures exerted on biodiversity by a company with an absolute sustainability perspective, arises the question of the *scope* of the assessment.

A company exerts both direct and indirect environmental pressures. Direct environmental pressures can be defined as consumptions or emissions generated by the company on its industrial or commercial site, such as wastewater or atmospheric emissions, for example. These environmental impacts are in many countries directly under the company's legal responsibility. The question of indirect pressures that are accumulated along value chains is more difficult to regulate within a legal framework. They can be however at least as important to tackle: for several developed countries, more threats on biodiversity are exerted abroad than at home, due to the consumption

of imported goods (Lenzen et al., 2012). Corporate social responsibility (CSR) is defined as “the responsibility of enterprises for their impacts on society” (European Commission, 2011). Business decisions have consequences downstream (e.g. sourcing strategy, purchase choices, subcontracting, investment choices, material or ingredient composition of products) and upstream (e.g. energy consumption of their products, waste generation). From a CSR perspective, pressures exerted upstream and downstream are to be accounted for because they lay within the sphere of influence of a company (ISO 26 000), even if they are more difficult to assess and manage than direct emissions and consumptions. The downstream responsibility of companies is already partially recognized by the European regulation with the “extended producer responsibility” (European Parliament and European Council, 2008) that attributes to the producer the responsibility to prevent, recover, re-use and recycle the wastes that are generated by the products that are brought to the marketplace. On the upstream side, « *consumption-based accounting* », which allocates all emissions occurring along the chains of production and distribution to the final consumers, assumes that « *goods and services will not be produced, bought, sold and traded across borders, unless there is a demand for them* » (Rothman, 1998). It aims at raising awareness among the various actors of a given supply chain (companies, final consumers, local authorities) to get aware about the global environmental pressures that are linked to their consumption.

Thus, the functional unit of the AESA of a company should ideally cover its entire products and services portfolio provided over one year from cradle to grave. Assessing the impacts on biodiversity of the whole value chain of a company would require large and geographically resolved datasets. Despite important efforts so far to increase data quality and coverage, such an extensive approach is currently not practicable (Clift et al., 2017). In this perspective to support business decision making, a more pragmatic approach can be to focus on the most critical stages of the value chain when previous studies enable to identify hotspots, which is the option chosen for the present case study. It should be stressed that the scope and the functional unit of analysis have to be defined in a consistent way while assessing business impacts and assigning carrying capacities in order to make the comparison meaningful.

2.2. Models for assessing business impacts on biodiversity

Five types of processes are responsible for biodiversity loss: habitat change, overexploitation of wild populations, invasive species, pollutions and climate change (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; SCBD, 2010). Several approaches have been developed to assess the impacts of human activities on biodiversity. Depending of methods, different components and attributes of biodiversity are considered (e.g. species richness, ecosystems’ functions) and impacts are modeled by accounting for one or more anthropogenic pressures. Four integrative causal models have already been applied to assess multiple human-induced pressures on biodiversity:

- GLOBIO (Alkemade et al., 2009),

- biodiversity footprint based on multi-region input–output (MRIO), with some variants: (a) rare species threats analysis (Lenzen et al., 2012; Moran et al., 2016; Moran and Kanemoto, 2017), (b) species range and displacement analysis (Kitzes et al. 2016) and (c) risk of species extinction analysis (Sandström et al., 2017).
- ecological footprint (Borucke et al., 2013),
- life cycle assessment (LCA) where damage to ecosystem diversity is considered as an area of concern (Curran et al., 2010; Goedkoop et al., 2013).

Some authors have recently proposed combinations of these models, for instance combination of MRIO-based biodiversity footprint with GLOBIO (Wilting et al., 2017; Wilting and van Oorschot, 2017) and combination of MRIO models with LCA (Verones et al., 2017).

These four models were reviewed to select the most appropriate approach to assess the impacts of a company and its value chain on biodiversity. Table 1 gives an overview of the different components accounted for in these four models (developed in different fields of study). To compare them, the following terminology was used: “stressors” refer to emissions and consumptions, “anthropic pressures” encompass the five types of processes responsible for biodiversity degradation (habitat loss, climate change, overexploitation, invasive species, pollutions), “biodiversity state” stands for the composition, structure and function of biodiversity at the ecosystem, species and genetic scale, and “impacts” relate to biodiversity loss (trend) as well as benefits from biodiversity and ecosystem services.

Table 1 – Comparison of the aspects taken into account by models assessing the impacts of human activities on biodiversity.

Models	Entity under study	Modeled area; resolution	Stressors	Anthropic pressures	Biodiversity state	Impacts
GLOBIO	Territory	World; eco-regions; spatial resolution of 0.5° by 0.5°	Multiple, for a large part modeled by Integrated Model to Assess the Global Environment (IMAGE; MNP 2006)	Land use, atmospheric nitrogen deposition, infrastructure, fragmentation, climate change	Terrestrial, freshwater and marine species abundance (independent models)	Mean abundance of original species relative to their abundance in undisturbed ecosystems (MSA) and Ecosystem extent
MRIO-based biodiversity footprint (a)	Trade flows	World; countries	Not assessed	Anthropogenic threat causes listed by the IUCN Red list classification scheme excluding invasive species	Extent of occurrence of animalia species classified as endangered, critically endangered and vulnerable by the IUCN Red list	Number of species threats
(b)	Trade flows	World; countries	Human appropriation of net primary productivity (HANPP) due to cropland, pasture, forestry and built-up land	HANPP, interpreted as a dimensionless intensity factor of land use	Distribution of terrestrial breeding bird species and modeled baseline bird density	Occupied bird ranges and missing individual birds
(c)	Crop trade flows	World; countries	Crop production area, fresh water used for irrigation	Land use and blue water consumption	Accounted for in spatially explicit characterization factors	Global potentially disappeared fraction of species over time
Ecological Footprint	Nation	World; countries	Demand on biosphere's regenerative resources related to provision of biological resources, housing, infrastructure, and absorption of CO ₂	Exploitation of biological resources (plant-based food, fiber products, livestock and fish, timber and other forest products), land cover (space for artificial infrastructure), climate change (CO ₂ emissions)	<i>Biocapacity</i> is a measure of the amount of biologically productive land and sea area available to provide the ecosystem services that humanity consumes	Ecological footprint versus biocapacity, expressed in global hectare, which is an hectare with a world-average bioproductivity
LCA	Flexible, based on the functional unit definition	Global; generally not localized	Life-cycle inventory (LCI) of emissions and consumption of resources	Midpoint impacts: climate change, acidification, marine eutrophication freshwater ecotoxicity, land use...	Generally not explicit, can be accounted for in characterization factors (exposure and fate factors)	Endpoint indicator: damage to ecosystem diversity expressed as the Potentially Disappeared Fraction of species (PDF) integrated over area (or volume) and time, or as loss of species during a year

Among the four models, ecological footprint is the less directly related to biodiversity loss. Although this widely used metric can be useful to analyze the “underlying drivers of habitat impacts and biodiversity loss” (Galli et al., 2014; Lazarus et al., 2015), the link between global hectares and biodiversity is not explicit. GLOBIO has been used to model sectoral impacts on biodiversity under different scenarios (Kok et al., 2014). However, it is not suited for assessing the ecological impacts of a company and its value chain. The MRIO-based biodiversity footprint is an effective approach to assess potential biodiversity degradation related to trade as it links consumption and supply chain impacts. It has not been yet applied to an individual company, which would probably requires some developments, and implies that the company has an extended traceability of its global supply chains at a national resolution. Finally, LCA is a common method defined as a “compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle” (ISO, 2006). Two levels of indicators are distinguished in LCA outputs: midpoint indicators that correspond to anthropic pressures and endpoint indicators that include a damage to biodiversity impact indicator.

Although LCA characterization models of biodiversity impacts still need refinements (Curran et al., 2016, 2010), this approach was found to be the most relevant for the purpose of our study. Relevant LCA indicators at midpoint and endpoint levels were used for the absolute environmental sustainability assessment (LCA-AESA) of the business value chain.

2.3. Setting the limits based on ecosystems’ carrying capacities

The Planetary Boundaries (PB) framework launched by Rockström et al. (2009) explicitly identifies at a global scale capacity thresholds for biophysical processes that define a ‘safe operating space for humanity’, i.e. that would maintain the Earth in Holocene-like conditions. This framework opens up ways to theorize and operationalize an ‘absolute environmental sustainability’ approach which uses carrying capacity as a reference to compare environmental impacts to what could be sustainable (Bjørn, 2015; Fang et al., 2015).

Translating this global framework into a system of metrics for strategic business planning involves two steps:

- First, set sustainability limits (define “the size of the cake”),
- Second, chose principles of assignment of carrying capacity between competitive uses (decide “how to cut the cake”).

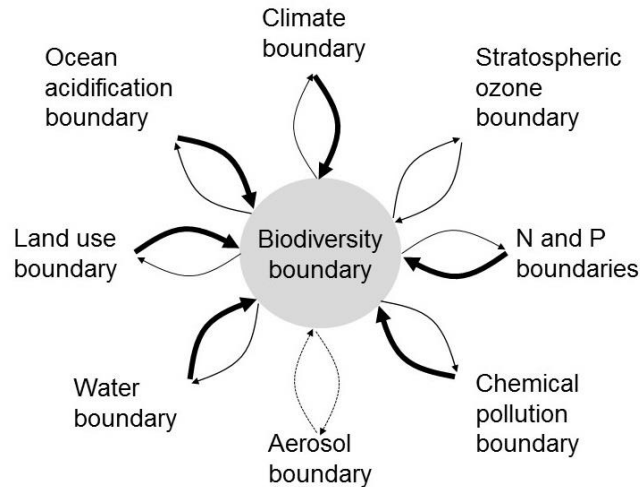
2.3.1. Ecological boundaries for biodiversity

Defining carrying capacities consistent with biodiversity conservation objectives is challenging. Some attempts have been made to define biodiversity boundaries at a planetary scale. As part of the PB framework, Rockström et al. (2009) proposed a

boundary for biodiversity loss based on an extinction rate of 10 species per million species per year (E/MSY). The rate of biodiversity loss was identified as one of the three earth-system processes, with climate change and interference with the nitrogen cycle, for which the planetary boundaries have already been transgressed, with an actual rate of about 100 E/MSY. The biodiversity section was subsequently renamed “biodiversity integrity” and divided in two items by (Steffen et al. 2015): genetic diversity and functional diversity. They proposed as interim control variables global extinction rate and the Biodiversity Intactness Index (BII). Further work is needed to improve data quality and define biome-specific boundaries at a refined scale (Clift et al. 2017). Other theoretical boundaries correspond to the three levels of biological diversity: “the genetic library of life” – reflecting the link between phylogenetic diversity and ecosystem resilience on the long-term, “levels of functional diversity” – accounting for biological functional diversity underlying ecosystem services, and “biome integrity” – translating how different drivers affect biomes states at a global scale (Mace et al. 2014). There is currently no scientific consensus on operational planetary boundaries specific to biodiversity.

Considerable research efforts are needed to determine science-based thresholds for biodiversity. These challenges should not downplay the importance of institutional processes in the definition of these limits. CBD and the United Nations provide international frameworks and targets for biodiversity conservation relevant for business actors. The current Strategic plan for biodiversity set as a common objective “to halt the loss of biodiversity in order to ensure that by 2020 ecosystems are resilient and continue to provide essential services, thereby securing the planet’s variety of life” (CBD COP 10, Decision X/2). Taking this normative objective as a reference, the question is not which amount of biodiversity could be loss before experiencing a system shift, but rather what are the conditions to halt biodiversity loss? Biodiversity has multiple interactions with other earth-system processes (Figure 2). Crossing boundaries for some of these processes is likely to decrease ecosystem resilience to other pressures with subsequent feedbacks and cascade effects (Barnosky et al. 2012; Folke et al. 2004), and thus to hamper the achievement of biodiversity conservation targets . Keeping individual anthropic pressures below ecosystems carrying capacities can thus be considered as necessary, although not sufficient, conditions to achieve the objective of halting biodiversity erosion. As suggested by (Wolff et al. 2016), the ecological limits of the individual processes driving biodiversity loss can be used as operational proxies to define a space potentially compatible with biodiversity conservation.

Figure 2 – Interactions of the biodiversity boundary with other environmental boundaries. The width of the arrows indicates the strength of the potential feedbacks (from (Mace et al., 2014)).



It should be recognized that, given the current knowledge about the complexity of the Earth-system and ecosystems' dynamics, "*proposed maximum levels are confounded by uncertainties, ambiguity, and subjectivity*" (Hoekstra and Wiedmann, 2014). These limits may subsequently need to be converted to express environmental footprints and carrying capacities in the same units, thus introducing additional uncertainties (for instance the limit of +2°C for climate change must be translated in emissions of CO₂ equivalent to be comparable to the carbon footprint).

2.3.2. Assignment of carrying capacities to a company

To be ecologically sustainable, the sum of the ecological budgets allowed to the actors interacting with an ecosystem should not exceed its carrying capacities at any spatial and temporal scale. Assigning shares of carrying capacities between actors has an intrinsic political dimension. As explained by Clift et al. (2017) "*a normative basis is needed for justice in the allocation of the environmental space for at least three classes of user: individuals, producing entities (e.g., industry), and governments*". Various valuation principles have been proposed: the assignment between competing systems may be for instance proportional to their relative shares of gross product, of population, of historical debt, of past environmental impacts (grandfathering) or of (essential) human needs met (Bjørn, 2015; Sandin et al., 2015). A popular initiative dealing with this down-scaling issue at the company-level for climate change is the Science-based Targets initiative (Krabbe et al., 2015; Science-based Targets initiative, 2017).

As no governance process currently exists to define consensual principles for assigning ecosystems' carrying capacities, three explicit rules adapted from (Bjorn, 2015) were used in this study for down-scaling these ecological limits to company-level budgets:

- (a) the assignment of carrying-capacities between sectors/activities (eg. food, transport, housing) is based on a grandfathering principle. This means that, for

a given pressure driving biodiversity loss, the carrying-capacity assigned to each sector is proportional to its current relative contribution.

- (b) the allocation of carrying-capacity between companies of a given sector is based on their market shares or on their respective contributions to meet human needs,
- (c) all humans have the same ecological rights.

For a given impact category i , the environmental budget b_i assigned to a company is defined in this study as:

$$\alpha_i \cdot \beta \cdot \frac{1}{pop} \cdot CC_i \text{ (Eq. 1)}$$

where α_i is the relative contribution of the sector to the impact category i , (dimensionless, $\alpha_i \in [0; 1]$),

β is the consumer base of the company in person.year eq,

CC_i is the carrying capacity of the ecosystems for the impact category i over one year,

pop is the population size.

The ratio CC_i/pop can be interpreted as the individual ecological budget, assigned per person per year in order to stay within safe ecological limits. The product $\beta \cdot CC_i/pop$ can thus be understood as the consumers' ecological budget. In this way, the assignment of carrying capacities to a company is based here on the definition of consumers' ecological budget and on the allocation of a fraction of this budget to the company based on its sector's footprint.

2.4. Operationalization in LCA-AESA

For a given impact category i , the footprint f_i exerted by a business entity is interpreted as ecologically unsustainable if it is superior to its ecological budget b_i :

$$f_i > b_i \text{ (Eq. 2)}$$

$$\Leftrightarrow f_i > \alpha_i \cdot \beta \cdot \frac{CC_i}{pop}$$

As LCA models anthropic pressures driving biodiversity degradation (midpoint indicators) as well as final species loss (endpoint indicator), ecological carrying capacities can be integrated in two ways in the LCA-AESA approach. At the endpoint level, the LCA-AESA can be based on an estimation of species loss due to business activities compared to an acceptable level of degradation of biodiversity integrity. At the midpoint level, anthropic pressures responsible for biodiversity loss can be compared to ecosystems' capacities to support these pressures, which corresponds to a preventive approach. Table 2 summarizes LCA midpoint and endpoint indicators relevant for biodiversity loss for which this approach has been developed.

Table 2 – LCA-AESA: ecological footprints and carrying capacities relevant for biodiversity conservation. Individual ecological budgets are from: [1] (Doka 2016), [2] (Bjørn & Hauschild 2015), [3] (Sala et al. 2016) and [4] (Bjørn, personal communication).

Level of analysis	Ecological footprints		Ecological carrying capacities			References
	LCA impact category	Characterization model	Individual ecological budget (CC/pop ratio, per pers.year)	Corresponding threshold	Relevance of the threshold for biodiversity conservation objectives	
Impact - Biodiversity loss	Endpoint – Species loss	Recipe 1.11 (2014)	1.95×10^{-5} species.yr	Planetary boundary, BII at 90% (90%-30%), from (Steffen et al., 2015)	“Losses of local species richness exceeding 20% are likely to substantially impair the contribution of biodiversity to ecosystem function and services” (Newbold et al., 2015)	[1]
Anthropic pressure – climate change	Midpoint – Climate change (CC)	GWP100; ILCD compliant	985 kg CO ₂ eq	Planetary boundary, temperature increase of 2°C, policy target from (UNFCCC, 2010)	A 2°C increase is predicted to trigger a global extinction of 5.2% of species (Urban, 2015). This global pressure will somehow distinctively affect ecosystems with harmful impacts for instance on boreal biome.	[2]
	Midpoint – Ozone depletion (ODP)	ODP; ILCD compliant	0.078 kg CFC-11 eq	Planetary boundary, 7.5% (+/- 2.5%) decrease in average ozone concentration, from (Rockström et al. 2009)	Ultraviolet radiations have effects on ecosystems but the ecological impacts of ozone depletion are not well documented (Robinson and Erickson, 2015)	[2]
Anthropic pressure – pollution	Midpoint – Photochemical ozone formation (POF)	LOTOS-EUROS ; ILCD compliant	Global: 3.8 kg NMVOC eq Europe: 2.5 kg NMVOC eq	Accumulated ozone exposure, 3 ppm.hour AOT40, long-term policy target from the european air quality directive (2008/EC/50)	This target aims at ensuring the protection of vegetation as ground level ozone affects plants growth and reproduction.	[2]
	Midpoint – Terrestrial acidification (AC)	Accumulated exceedance; ILCD compliant	Global: 145 mole H ⁺ eq Europe: 89 mole H ⁺ eq	Average critical load of 1,170 mole H ⁺ eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ globally and 1,100 mole H ⁺ eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ at the european scale, derived from (Bouwman et al., 2002)	Critical load is an estimate of the pollution level under which no significant impact on specific sensitive elements of an ecosystem is observed.	[3] and [4]
	Midpoint – Terrestrial eutrophication (EUTT)	Accumulated exceedance; ILCD compliant	Global: 887 mole N eq Europe: 577 mole N eq	Average critical load of 1,340 mole N eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ globally and 1,390 mole N eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ at the european scale, derived from (Bouwman et al., 2002)	Excess nitrogen is a major threat to biodiversity (SCDB, 2010).	[3] and [4]
	Midpoint – Freshwater eutrophication (EUTF)	EUTREND model as implemented in Recipe; ILCD compliant	Global: 0.84 kg P eq Europe: 0.46 kg P eq	Freshwater phosphorus concentration threshold of 0.3 mg/L integrated at the global and european scale, from (Struijs et al., 2011)	A large field study showed that P concentration above 0.3 mg/L impairs macroinvertebrate genera occurrence in dutch inland waters (Struijs et al., 2011)	[2]

IV – DETECTING UNSUSTAINABLE PRESSURES

	Midpoint – Marine eutrophication (EUTM)	EUTREND model as implemented in Recipe; ILCD compliant	Global: 29 kg N eq Europe: 31 kg N eq	Coastal waters nitrogen concentration threshold of 1.75 mg/L (+/-0.75 mg/L) integrated by the global and european coastal volumes, from (de Vries et al., 2013)	The threshold has been estimated from ecological and toxicological studies, national surface water quality standards and European objectives, but is not specific to marine ecosystems.	[2]
	Midpoint – Freshwater ecotoxicity (FRWTOX)	USEtox model; ILCD compliant	Global: 1.87 x10 ⁴ [PAF].m3.day Europe: 1.03 x10 ⁴ [PAF].m3.day	HC5(NOEC), used in the EU Water Framework Directive to define environmental quality standards	HC5(NOEC) corresponds to “the concentration at which maximum 5% of species are affected above their no observable effect concentration level” (Bjørn, Diamond, Birkved, & Hauschild, 2014)	[2]
Anthropic pressure – habitat loss and degradation	Midpoint – Soil erosion (SE)	Model based on soil erosion (Saad et al. 2013); not recommended by ILDC	Global: 1.8 tonnes eroded soil Europe: 1.2 tonnes eroded soil	Tolerable average soil erosion of 0.85 t.ha ⁻¹ .year ⁻¹ (+/-0.55 ton.ha ⁻¹ .year ⁻¹), from (Verheijen et al., 2009)	The threshold corresponds to an equilibrium with the average soil formation rate and thus not explicitly linked to biodiversity conservation.	[2]
	Midpoint – Land use	Model based on soil organic matter; ILCD compliant	Global: 1,99 x10 ⁴ kg C deficit Europe: 8,12 x10 ³ kg C deficit	Based on soil erosion threshold	No explicit link to biodiversity conservation	[3] and [4]
	Midpoint – Land occupation (LO)	LCI land occupation; not recommended by ILDC	Global: 1.5x10 ⁴ m2.year Europe: 9.5x10 ³ m2.year	Protection of 31% of terrestrial areas (managed with conservation of nature as a primary objective), median of estimates compiled by (Noss et al., 2012)	This threshold is actually lower than the recommendations of Noss et al. (2012) who argue that from a “precautionary perspective, 50% [...] is scientifically defensible as a global target”.	[2]
	Midpoint – Water depletion (WD)	Ecological Scarcity Method; ILCD compliant	Global: 99.3 m ³ water eq Europe: 159 m ³ water eq	Conservation of 87% of accessible blue water resources worldwide, from (Gerten et al., 2013)	Precautionary estimation of environmental flow requirements which represent “the blue water needed to sustain aquatic ecosystem functions” and additional safe margin to reflect the risk of water stress.	[3] and [4]
Anthropic pressure – overexploitation	None identified					
Anthropic pressure – invasive species	None identified					

The Biodiversity Intactness index (BII), compatible with Recipe'08 characterization model for the endpoint Species loss, has been operationalized for LCA-AESA by Doka (2016), with a threshold value of 90%. For midpoint indicators, characterization models compliant with ILCD recommendations were prioritized. These midpoints cover three out of five processes responsible of biodiversity loss: climate change, pollutions and habitat loss. Embodied Human Appropriation of Net Primary Production (eHANPP) (Haberl et al., 2012) and sea use (Langlois et al., 2015; Woods et al., 2016) might be promising approaches for assessing land-based and marine over-exploitation respectively. However, there are not yet available within the environmental impact databases that are used to perform LCA studies. Thus, no operational midpoint indicators were found for over-exploitation of the biological resources and invasive species. Despite the importance of these two processes in biodiversity degradation, they were thus not accounted for in this study.

The following indicators and their corresponding normalization references were finally chosen: Species loss, Climate change (CC), Photochemical ozone formation (POF), Terrestrial acidification (AC), Terrestrial eutrophication (EUTT), Freshwater eutrophication (EUTF), Marine eutrophication (EUTM), Freshwater ecotoxicity (FRWTOX), Land occupation (LO) and Water depletion (WD), which are directly related to processes driving biodiversity loss, as well as Ozone depletion (OD) and Soil erosion (SE) whose link to biodiversity loss is more indirect.

From a biodiversity conservation perspective, it should be noted that the relevance of thresholds' definitions varies among indicators and that uncertainties can be substantial. For instance, Marine eutrophication threshold is not specific to marine ecosystems and thus very imprecise. Besides, although Land use (LU), that estimates the deficit of soil organic carbon, is recommended by ILCD, it was not included in this study because inconsistencies were found between normalization references and the corresponding threshold.

3. Materials and methods

3.1. Case study

This study is part of a research-intervention project with the mass market retail company Casino France, which ran from November 2015 to October 2016, aiming at assessing the ecological performance of its CSR action plan and at supporting the definition of strategic orientations to integrate biodiversity issues. The main objectives were:

- to assess the anthropic pressures associated with biodiversity loss for activities identified as environmental hotspots,
- to assess whether these pressures were ecologically sustainable,

- to identify the drivers of the most critical pressures.

Casino France owns about 7,500 stores ranging from small urban stores to hypermarkets, and represents 10 billion € of sales (Groupe Casino, 2016). It targets a large variety of consumers with products at an affordable price.

3.2. Scope and functional unit

A qualitative mapping of the pressures potentially exerted on biodiversity along the company's value chain was performed based on a literature review. It suggested that the retailer had quite limited direct ecological impacts but had substantial indirect impacts on biodiversity through the products it delivers. Food products were found to be simultaneously preponderant from an economic and environmental point of view, dominating the sales as well as the scope 3 of the company's carbon footprint (Groupe Casino, personal communication). Consequently, the scope of study was restricted to the food products portfolio. Agriculture production is identified as the main hotspot in the environmental footprint of food products and as the primary single driver of biodiversity loss, with quite a strong scientific consensus (Colomb et al., 2015b; Kok et al., 2014; Notarnicola et al., 2017; Steinfeld et al., 2006). So, the scope of the quantitative assessment was circumscribed to the food portfolio of product (PoP) at the agricultural production phase. Because of its restrictive scope, this assessment underestimates the total pressures exerted on biodiversity by the company and its value chain but could set a baseline to appreciate distances from ecological boundaries.

Thus, the functional unit of this study can be defined as “to produce from cradle-to-farm-gate the food Portfolio of products (PoP) that was delivered by CASINO France over a 1-year time interval”.

3.3. Assessment of the pressures exerted on biodiversity

The main steps for the calculation of the ecological impacts of the retailer food PoP at the agricultural phase were:

- division of the food PoP in product categories at a relevant level of definition (section 0),
- definition of a typology of agricultural products and selection of reference products from a consistent LCI database (section 0)
- inference of the raw agricultural products needed to produce the food PoP (section 0),
- calculation of the ecological impacts associated to the food PoP at the agricultural phase (section 0)

3.3.1. Primary data

A description of the food PoP of the retailer at the product level has been used as primary data (more than 50,000 food references). It corresponds to the quantities of products at the gate of warehouses over 12 months during the 2015-2016 period. The retailer's

products classification served as a basis to aggregate the products in a manageable number of categories. In total, 880 categories of human and pet food products, representing more than 95% of the total mass of the food PoP, have been analyzed following the procedure detailed in the next sections.

3.3.2. LCI database and agricultural products typology

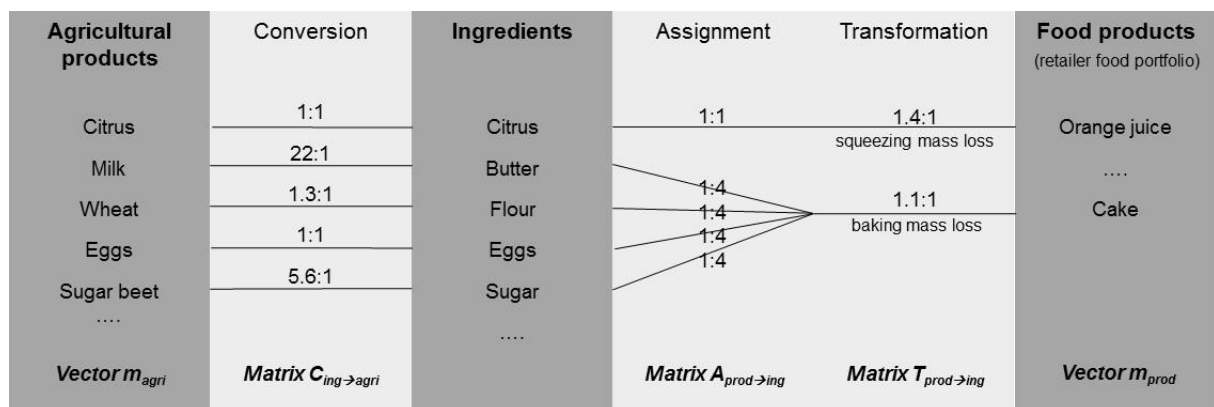
Based on the information supplied by the retailer, a majority of products appeared to be produced in France or in Europe. The life cycle inventory (LCI) database Agribalyse was subsequently selected as it provides a homogeneous database of more than 100 animal and plant products mainly produced in France at the perimeter cradle-to-farm-gate (Colomb et al., 2015a; Koch and Salou, 2015).

The typology of agricultural products was defined in line with the level of details of the Agribalyse database and of the ingredients content of the food PoP (for details see the Electronic supplementary material (ESM)). Considering the large number of products and the precision of products specifications at the PoP level of analysis, it was not possible to distinguish between production modes. As Casino France has a mass-market positioning, we assumed that the share of the different production modes (conventional, organic, quality labels...) was similar to the average french production mix. Thus, each time Agribalyse provided a national average LCI, it was used as a reference.

3.3.3. Inference of the quantity of agricultural products

The framework used for modelling the agricultural products that were needed to produce the retailer's food portfolio is illustrated by Figure 3. Thanks to standard recipes or ingredients information that are available on the products, the food product portfolio was successively translated to amounts of ingredients and then, thanks to bibliographic study, into amounts of raw agricultural products. References are listed in ESM, Tables S2 and S3.

Figure 3 – Modelling framework of the agricultural products quantities that correspond to the retailer's food product portfolio. Two examples, orange juice and cake, are provided (for values' references, see ESM)



In this study, n refers to the number of food product categories of the retailer's portfolio, m to the number of ingredients and p to the number of agricultural products considered (in this study $n=880$, $m=44$, $p=39$). The vector m_{prod} of size n corresponds to the quantities (kg) of retailer's food products. $A_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}}$ is the assignment matrix of n rows and m columns that represents the average proportions of ingredients in each product category (the recipe), such as for any product i in $[1, n]$ $\sum_j A_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}} ij = 1$. The proportions of ingredients have been estimated based on traditional recipes and content information for retailer's brand products. $T_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}}$ is the transformation matrix of n rows and m columns that represents the inverse of the mass loss rates consequent to the transformation of the ingredient mix in the final product (eg. mass loss associated with baking or drying) (for the conventions used see ESM). $A_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}} \circ T_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}}$ is the Hadamard product (element-wise multiplication) of the two matrices. $C_{\text{ing} \rightarrow \text{agri}}$ is the conversion matrix of m rows and p columns that represents the inverse of the yield factors from raw agricultural products to ingredients (for the conventions used see ESM). The vector m_{agri} representing the agricultural products quantities (kg) is estimated by:

$$m_{\text{agri}} = m_{\text{prod}} (A_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}} \circ T_{\text{prod} \rightarrow \text{ing}}) C_{\text{ing} \rightarrow \text{agri}}$$

This model ignores the potential losses that may occur along the supply chain (during the transformation, transport, and storage for example). This leads to an underestimation of the total pressures exerted on biodiversity.

3.3.4. Assessment of the ecological impacts of the food product portfolio

The life cycle impact assessment (LCIA) of reference Agribalyse products was performed per kg of product with OpenLCA, using Agribalyse database v1.2 and ecoinvent v.2.2 as background database. The characterizations models used to estimate the ecological impacts are those described in Table 2 (minor modifications are reported in ESM).

These LCIA were used to calculate the ecological impact intensities per kg of agricultural products. We thus obtained I_{agri} , a matrix of p lines and q columns, where q is the number of impact indicators ($q=12$), that represents the ecological impact intensities per kg of agricultural products (provided in the ESM). The matrix F representing the environmental footprints of the food PoP per agricultural products (expressed in the respective units of the impact indicators) is estimated by:

$$F = \text{diag}(m_{\text{agri}}) I_{\text{agri}}$$

3.4. Carrying capacity assignment

Table 3 summarizes how the rules defined in Section 0 to assign ecological budgets to a company were applied to this case study.

Since the scope of analysis is restricted to the agricultural production step, the sectoral allocation factors (a_i) were estimated based on agriculture's contribution to ecological pressures in Europe. These values were derived from three different assessments: basket

of products (BoP) analysis (Notarnicola et al., 2017; Sala et al., 2016), consumption areas (Tukker et al., 2006) and sectoral emissions (Leip et al., 2015) (see ESM).

Following rule (b), the market share of Casino France in food retail was estimated and subsequently expressed in person.year equivalent to reflect the theoretical number of persons fully fed by the company. β was estimated to be about 2.9 million person.year eq. (see ESM).

Regarding rule (c), we referred to the individual ecological budgets specified in Table 2 for Europe as this study is related to food products sold in France and mainly produced in Europe. It should be noted that flows related to rainforests transformation were identified at the LCI step, highlighting that ecosystems beyond european borders were affected. Because european ratios were on average more stringent than global ratios, using european values can be considered as a precautionary approach.

Table 3 – Application of the rules used to downscale ecosystems' carrying capacities at the business-level to the case study.

Rules for assigning carrying capacities to a company	(a) Assignment between sectors is based on a grandfathering principle	(b) Assignment between companies of a given sector is based on their market shares / their respective contributions to meet human needs	(c) All human beings of a given region have the same budgets
Budget (b_i) components	α_i is the relative contribution to impact i of the sector of the entity under study	β is the consumer base of the company in person.year eq	CC_i/pop is the carrying capacity allocated to each person
Application to the case study	Agriculture's contribution to total european impacts for each impact category (from different sources, see ESM)	Equivalent number of persons fully fed by the company	From literature (see Table 2)

3.5. Criterion for detecting unsustainability

For a given impact category i, the footprint f_i exerted by a business entity is interpreted as ecologically unsustainable if it is superior to its ecological budget b_i (Cf. Eq. 2).

The product $\beta * CC_i/pop$ can be interpreted as the consumers' ecological budget. It is the amount of environmental impact i assigned to the individuals making up the consumer base of the considered company for all their needs (food, housing, mobility, health...). The ecological impacts of the food PoP at the agricultural phase were normalized by the consumers' ecological budgets. This measures the Occupation of the Consumers' ecological Budgets (OCB_i):

$$(Eq. 2) \Leftrightarrow \frac{f_i}{\beta \cdot CC_i/pop} > \alpha_i$$

$$\Leftrightarrow OCB_i > \alpha_i$$

For each impact category i , the OCB_i was finally compared to the share of carrying capacity assigned to agriculture production α_i to assess absolute ecological sustainability.

3.6. Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was performed in order to assess the robustness of our conclusions by modifying two key hypothesis (see ESM). As the model presented in Section 0 does not account for co-products, it probably overestimates the amount of milk needed to make up the food PoP. Based on a fat mass balance analysis, it was estimated that the quantity of milk could be up to 38% lower than the modeled value. The other sensitive hypothesis is related to the agricultural products for which no proper reference was found in Agribalyse database. The method to account for these products was modified in order to estimate an error range of their ecological impact intensities per kg. These two changes of hypothesis were cross-tested. This allowed us to estimate the results uncertainties presented in the next section.

4. Results and discussion

4.1. Detection of unsustainable pressures exerted on biodiversity

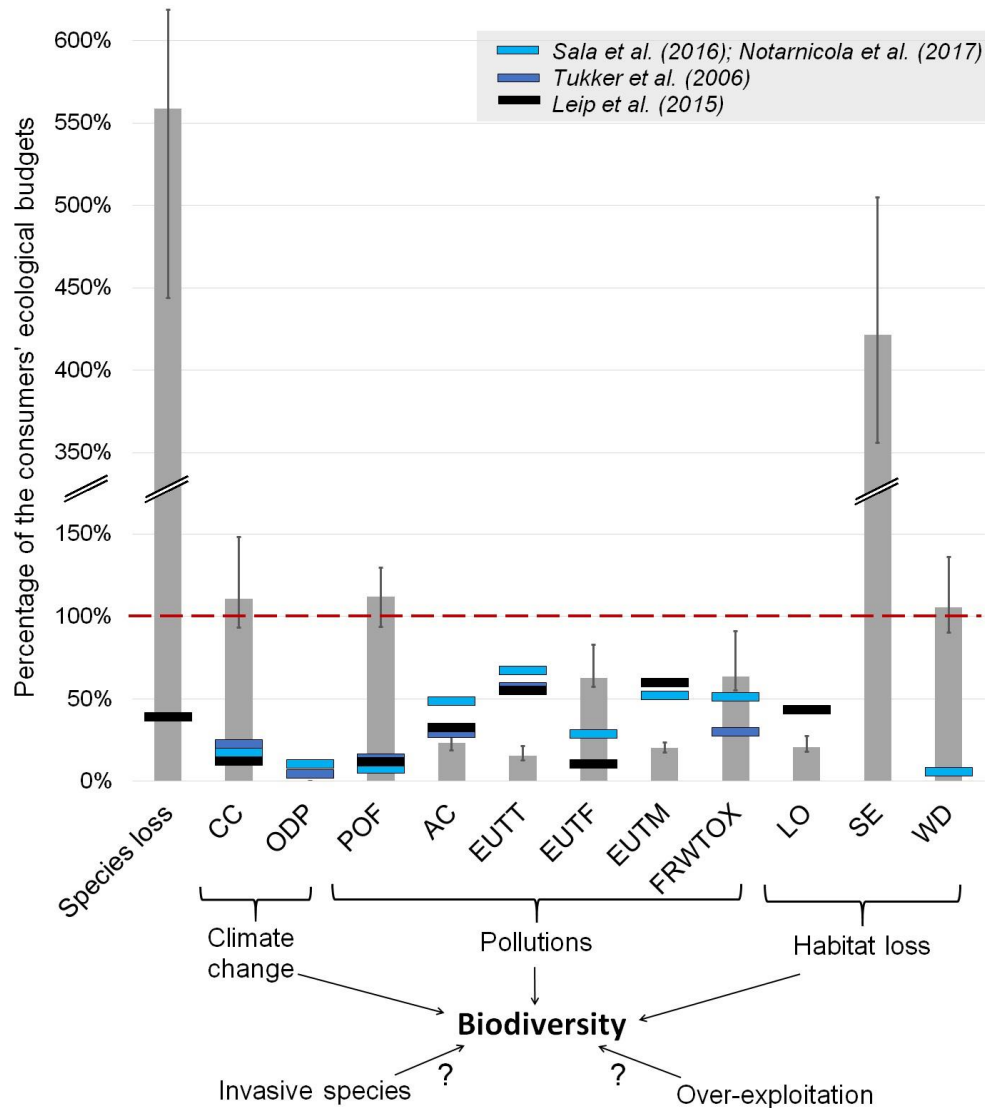
Unsustainability of the pressures exerted on biodiversity by the food portfolio of Casino France at the agricultural phase was assessed based on Eq. 2. Figure 4 shows that the normalized impacts, which can be interpreted as the Occupation of the Consumers' ecological Budget (OCB), vary greatly between impact categories. Two incremental levels of unsustainability are distinguished:

- exceedance of the fraction of the consumers' ecological budget allocated to agriculture production (α factor, materialized by colored marks)
- and exceedance of the entire consumers' ecological budget, which means that the footprint exceeds the total budget of the company's consumer base (materialized by a red dotted line).

For the endpoint Species loss as well as for four midpoint indicators – climate change, photochemical ozone formation, soil erosion and water depletion – the OCB was found to exceed 100%. This means that the agriculture production step alone exerts more impacts than what is defined as permissible to cover all the needs of the consumers. These impacts can thus be qualified as unsustainable considering the ecosystems' carrying capacities used in this study. Water depletion unsustainability might even be

more significant as Agribalyse life cycle inventory does not account for all water flows (Koch and Salou, 2015).

Figure 4 – Identification of the pressures exerted at unsustainable levels by the food products portfolio of the retailer at the agriculture phase. The barplot represents the occupation of the consumers' ecological budgets (OCB) and error bars indicate the minimum and maximum values estimated with the sensitivity analysis. Colored marks correspond to sustainability thresholds (sectoral allocation factors a) derived from three different methods. (CC: climate change, ODP: ozone depletion, POF: photochemical ozone formation, AC: terrestrial acidification, EUTT: terrestrial eutrophication, EUTF: freshwater eutrophication, EUTM: marine eutrophication, FRWTOX: freshwater ecotoxicity, LO: land occupation, SE: soil erosion and WD: water depletion)



The fractions of the carrying capacities assigned to agriculture production based on its current share of environmental impacts in EU show some differences between the methods but were close enough to provide a consistent interpretation regarding the level of unsustainability (Figure 4). Two normalized pressures were found to be inferior to the consumers' ecological budgets but superior to the fraction allocated to agriculture

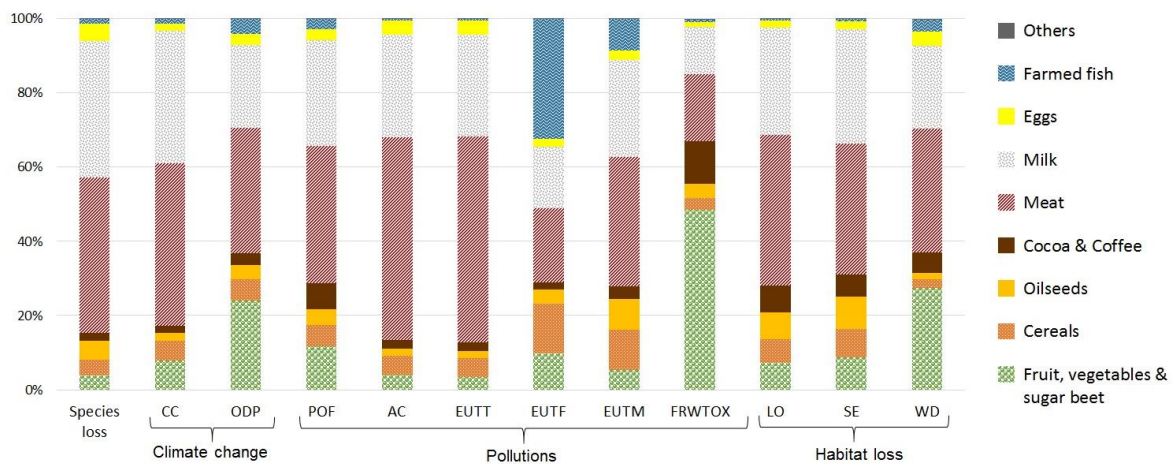
production: freshwater ecotoxicity and freshwater eutrophication. Thus, based on a grandfathering principle, these pressures can also be considered as ecologically unsustainable.

Terrestrial and freshwater ecosystems appear to be both under unsustainable level of pressures for all three out of five categories of anthropic pressures driving biodiversity loss evaluated in this study. Indeed, terrestrial ecosystems are potentially affected by climate change, ground-level ozone and to some extent by soil erosion; and freshwater ecosystems are potentially affected by climate change, freshwater eutrophication and ecotoxicity, as well as water depletion. These results support the idea that agriculture production has major impacts on biodiversity (Kok et al., 2014).

4.2. Agricultural categories contribution

Agricultural products contribute to different extents to the assessed pressures (Figure 5). Animal products have globally the strongest impacts. Freshwater ecotoxicity is the only ecological pressure for which plant products have a more important contribution than animal products, with grapes, citruses and coffee representing respectively 19%, 16% and 10% of the pressure. Freshwater eutrophication is found to be especially affected by farmed fish (32%). For the other midpoint impact categories which were characterized as unsustainable (CC, POF, SE and WD), beef meat and milk represented together between 31% (for WD) and 59% (for CC) of the pressure. For the endpoint species loss, animal products largely dominate, with bovine products (meat and milk) contributing at 49%.

Figure 5 – Relative contribution of the agricultural products categories to the ecological impacts (CC: climate change, ODP: ozone depletion, POF: photochemical ozone formation, AC: terrestrial acidification, EUTT: terrestrial eutrophication, EUTF: freshwater eutrophication, EUTM: marine eutrophication, FRWTOX: freshwater ecotoxicity, LO: land occupation, SE: soil erosion and WD: water depletion).



These results are in line with previous studies that identified livestock production as the top driver of terrestrial biodiversity loss (Machovina et al., 2015; Reid et al., 2010). It should be stressed that the impacts of wild fish catches have not been assessed in this

study although it is potentially associated with unsustainable pressures related to stocks over-exploitation. Pressures associated with fish farming are also probably underestimated, as fish for which wild or farm origin was not known was not accounted for.

4.3. Results robustness

Results obtained with the LCA-AESA method suggest that the following anthropic pressures are ecologically unsustainable and are thus to be tackled in priority: soil erosion, climate change, water depletion, photochemical ozone formation, freshwater ecotoxicity and freshwater eutrophication. These pressures found to be ecologically unsustainable do not match with the environmental mechanisms that contribute the most to the endpoint Species loss namely: natural land transformation, agricultural land occupation and climate change (Table 4). There is thus an apparent discrepancy between the two methods on what are the main threats to biodiversity conservation.

Recipe species loss endpoint method suggests that the first cause of the unsustainable loss of biodiversity is related to terrestrial habitat loss, which is in line with the work of Alkemade et al. (2009) and Kok et al. (2014), while the LCA-AESA method does not point out land occupation associated with agricultural production as ecologically unsustainable. We believe that the significance of land occupation is downplayed in the present LCA-AESA approach due to a permissive normalization reference (Table 2). Indeed Noss et al. (2012) recommended that 50% of land would be protected while Bjørn and Hauschild (2015) set the threshold to 31%. Setting the threshold at 50% would be more consistent with the application of the precautionary principle, as recommended by (Ryberg et al., 2016). It would also be more in line with the LCA characterization method that is based on LCI of land occupation and thus does not take into account adjacent lands affected by fragmentation.

Table 4 – Relative contribution of the environmental mechanisms to the endpoint Species loss.

Habitat loss	Natural land transformation	57%
	<i>Transformation, from tropical rain forest</i>	46%
	<i>Transformation, from forest</i>	11%
	Agricultural land occupation	33%
	<i>Occupation, arable</i>	22%
	<i>Occupation, pasture and meadow, extensive</i>	8%
	Urban land occupation	< 0.1%
Climate change		8%
<i>Methane, biogenic</i>		3%
Pollutions	Terrestrial ecotoxicity	1%
	Freshwater ecotoxicity, freshwater eutrophication, marine ecotoxicity and terrestrial acidification	< 0.1%

Conversely, freshwater ecotoxicity and freshwater eutrophication are found to be secondary drivers of biodiversity erosion with the Species loss endpoint method while they are characterized as unsustainable with the LCA-AESA method. Direct observations of freshwater ecosystems in France mainland territory tend to support that these ecosystems are indeed locally under pressures exceeding their carrying capacities (Commissariat Général au Développement Durable, 2016). For instance, between 2012 and 2015, France has experienced each year drought crises leading to water restrictions for agriculture use affecting between 7% and 34% of its departments each year. Pesticides are found in almost all streams with an average concentration superior to quality standards for 24% of monitored sectors. Regarding freshwater eutrophication, phosphate concentrations (driven both by fertilizer use and urban wastewater discharge) are found to exceed the limit defining good ecological state for 14.5% of monitored spots.

In fact, each approach answers a different question. For the endpoint Species loss as modeled by Recipe, the question is: “How many species are affected?” All species are considered as equally important. As the impacts on terrestrial, marine and freshwater ecosystems are aggregated after being weighted by the number of known species in these compartments (1.6 million, 0.25 million and 0.1 million species respectively) impacts on terrestrial ecosystems overshadow the impacts on aquatic ecosystems. Furthermore, the endpoint species loss is modeled as a linear, incremental response to stresses. On the other side, LCA-AESA method, applied at a midpoint level, answers whether the exerted anthropic pressures are likely to reach levels exceeding ecosystems carrying capacities. It is plausible that when approaching or crossing a boundary the LCA linear model for species loss become obsolete as systemic shifts might happen. The complementarity of both approaches should be examined deeper.

4.4. Strategic perspectives for decision-makers

This study focused on the food portfolio of a french mass-retail company. The results of this case study suggest that several pressures generated by the production of these food products are not ecologically sustainable, as the total consumers’ ecological budgets are already exceeded for several pressures at the agricultural step.

Based on the study results, previous work on the reduction of food ecological impacts (Garnett 2011; Machovina et al. 2015; Notarnicola et al. 2017; WRI 2016) and the biodiversity mitigation hierarchy (Phalan et al. 2017), a comprehensive strategy was proposed to the company. It follows three complementary and prioritized orientations: (1) *adjustments to nutritional needs*, (2) *substitution of most impacting agricultural segments by low impact products* (e.g. more efficient protein sources), and (3) *improvement of the ecological performance of production modes*. This hierarchy is quite consistent with the prioritization of low GHG food behaviors by Garnett as eating “no more than needed to maintain a healthy body weight” and eating “fewer meat and dairy products” were identified as the two top priorities (Garnett 2011).

The rationale of the first proposition is that designing an offer adapted to nutritional needs could simultaneously improve ecological and health impacts by limiting over-consumption (and thus unnecessary production) (Tilman & Clark 2014). Its implementation would rely on demand-side measures supported by marketing and quality departments. The motivation for the second orientation is that, given the gap with sustainability, switching from high impact product categories to more eco-efficient categories (e.g. from beef proteins to pea proteins) might lead to faster and cheaper gains than improving the poor performance of impacting categories. The implementation of this second strategic proposition might be especially touchy as it would rely simultaneously on demand-side (consumption shifts) and production-side measures (restructuration). Such changes would involve a diversity of institutional, economic and territorial stakeholders. If this second proposition decreases the cost of the average basket of product (which is supported by WRI (2016) estimations of proteins costs), this improvement of the customers' purchasing power could support the generalization of environmental quality oriented products (third orientation) that are usually more expensive than conventional agriculture products. Tracking qualitative improvements of production modes would require an increased traceability of particular production schemes. Because collection and transmission of information introduce transaction costs, this third proposition would probably rely on eco-certifications and labels.

The strategic orientations proposed cannot be implemented by a company alone. Sectoral and public policy supports are needed. As the portfolio of Casino France is quite representative of the food mass-market products sold in France, the findings of this study might also have implications for companies in the same market segment. This strategy opens-up perspectives to take actions in favor of biodiversity conservation not only at a local scale but also at a more systemic level.

4.5. Research and institutional perspectives

In this paper, compliance with the ecosystems' carrying capacities assigned to the company is considered as a prerequisite for business activities to be compatible with biodiversity conservation. In line with the planetary boundaries and AESA frameworks from which it derives, the method builds on the concept of "strong sustainability" as it does not allow for trade-off between processes driving biodiversity loss. It relies on the assumption that crossing collectively any boundary could potentially triggers ecosystemic shifts that would jeopardize biodiversity conservation objectives. While its application has highlighted its relevance for decision-makers, technical limits as well as governance challenges still need to be addressed to make this approach fully operational.

Spatial resolution. The method refers to average carrying capacities that may hide exceedances of ecological limits at a lower spatial resolution (Ryberg et al. 2016). To be considered as sustainable, business activities should comply "with the carrying capacity constraints at both global and local ecosystem level" (Repar et al. 2017). This is the main reason why in this study the criterion comparing the company's footprints and ecological

budgets is used to detect global unsustainability and not to demonstrate sustainability. As improvements are made in products traceability and LCA regionalization, it will become meaningful to derive ecological boundaries at local scale especially for the pressures whose impacts are mainly at an infra-regional scale (like water depletion and land occupation).

Coverage of biodiversity loss drivers. Not all relevant pressures were assessed in this study. Over-exploitation of the biological resources, invasive species, habitat fragmentation, as well as physical pollutions like light pollution are not modeled in the considered LCA characterization models while they are known to be important drivers of biodiversity loss. Significant efforts have been made to better account for biodiversity degradation in LCA but methodological improvements and development of new indicators are still needed (Curran et al. 2016; Woods et al. 2016).

Harmonized application of the precautionary principle. Regarding the ecosystem carrying capacities, it would be worth validating the selected thresholds and uncertainty margins with panels of field experts and ensuring the consistency in threshold definition between the different pressures. Specific science-based environmental policies can be an opportunity to strengthen the adequacy of the selected thresholds and biodiversity conservation objectives. For instance, the Marine Strategy Framework Directive, whose target is to “achieve or maintain good environmental status in the marine environment” (European Parliament and Council of the European Union, 2008) may serve as a basis to propose some indicators and thresholds more specific to marine ecosystems than the ones used in this study.

Temporal dynamics. Beyond current uncertainties and subjectivity, individual ecological budgets (per person and per year) need to be considered as dynamic. Indeed, individual ecological budgets are defined as the ratio of ecosystem carrying capacity and population size, which both evolve in time. A different demographic perspective was taken for the value proposed at the endpoint level by Doka (2016), who took a future-oriented perspective and used a rough estimate of the expected peak for this century (10 billion), and the value at midpoint level where populations of 2010 were applied (6.916 billion globally and 740 million in Europe). Carrying capacities are defined here with a steady state approach and are considered independently while in fact they interfere. Approaching the carrying capacity of ecosystems for some pressures is likely to affect the ecosystems’ capacity to handle other pressures. This dynamic character would need to be better taken into account in the definition of the individual ecological budgets.

Allocation process. Assigning carrying capacities between actors is intrinsically normative. Seeking consensus has been pointed out as critical to operationalize LCA-AESA (Ryberg et al. 2016). In this study, the allocation of carrying capacities to a company take a consumer perspective as it is based on the definition of the consumers’ ecological budgets, considering that all human beings have the same ecological rights. Subsequently, a fraction (α) of the consumers’ ecological budgets is assigned to the

company. This allows to distinguished two incremental levels of unsustainability. Thus, the results of the case study suggest that for some pressures, not only the company exceeded its ecological budget but also exceeded the total ecological budgets of its consumers. The factor α reflects how carrying capacity is shared between sectors. It was defined here based on a grandfathering principle, i.e. on the current environmental interferences of the different sectors. This principle has the advantage to be quite transparent (although quite rough as shown in Section 0) but favors sectors that have the worst impacts and does not take into account the progress margins of the different sectors. Scenarios show that the agri-food sector has a substantial potential of pressures reduction notably through diet shifts (Notarnicola et al. 2017; Rööß et al. 2016; WRI 2016). Yet these improvements may still be insufficient to lower some pressures down to sustainability thresholds as defined based on a grandfathering principle. This will be probably the case for climate change as low carbon diets might still represent a substantial carbon footprint. Indeed, a vegan diet has been estimated to correspond to about 677 kg CO₂ eq/pers/yr (Castañé & Antón in press) which is lower than the individual carbon budget (985 kg CO₂ eq/pers/yr) but still occupies about two third of it, while the fraction allocated to agriculture in this study ranged between 12% and 22%. Another way to allocate carrying capacity between sectors could be based on their respective pressures reduction potential. This approach could be more dynamic and constructive but would rely on the sectoral political influence and negotiation power.

There are thus great scientific and institutional challenges to make this approach fully operational. The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) “designed to proactively develop assessments matched to policy needs, and to support capacity building across scales and topics” (Díaz et al. 2015) may play a strategic role to define ecological boundaries that reflect ecosystem-specific sensitivities, scientific knowledge and societal choices. Few companies have adopted ecological boundaries so far to frame their environmental performance and objectives (Bjørn et al. in press) although they are explicitly mentioned in CSR norms (Wolff et al. 2016b). Generalizing the use of ecological limits as references for private entities’ environmental targets would increase their consistency with institutional objectives and clarify the meaning of true business sustainability (Dyllick & Muff 2015).

5. Conclusions

This paper adopts a biophysically grounded view of corporate responsibilities. A method based on the LCA-AESA framework is proposed to detect whether some pressures exerted by a company and its value chain are ecologically unsustainable. The principle is to compare the environmental footprints of the entity, in terms of species loss and anthropic pressures, to its environmental budgets i.e. the carrying capacities assigned to the entity. Explicit rules are proposed to downscale global ecological boundaries at the company-level. This method allows to detect two levels of unsustainability: exceedance

of the consumers' ecological budget, which means that the company exerts more impacts than what is defined as permissible to cover all the need of its consumer base, and exceedance of the fraction of the consumers' ecological budget allocated to the specific needs fulfilled by the company.

This approach was tested on the food portfolio of a mass-market retailer. The results of the case study suggest that the ecological burden is not compatible with biodiversity conservation as the agricultural step alone was found to trigger potential species loss more than ten times higher than the proposed threshold. Unsustainable pressures exerted on terrestrial and aquatic biodiversity were identified for all three types of biodiversity loss drivers under study: climate change, pollutions and habitat loss. Meat and milk were the top product contributors for most of these unsustainable pressures. Profound changes in production and consumption patterns are needed to mitigate this ecological unsustainability. The proposed strategy is to: (1) align the nutritional content of the average basket of product with nutrition guidelines, (2) substitute the most impacting product categories, and (3) promote environmental quality oriented products. The implementation of these orientations partly exceeds the company's capacity of influence, pleading for concerted sectoral and institutional actions.

Testing the method in partnership with a company has demonstrated the applicability of the proposed approach as well as its didactic value for decision makers as it set the grounds to discuss possible strategic orientations. This approach supports a weak to strong sustainability paradigm shift where ecological performance is assessed in reference to ecosystems' carrying capacities rather than to average sectoral performance. We recognize that much work is required to determine consistent, spatially and timely resolved ecosystems carrying capacities and that governance processes are needed to agree upon common rules to allocate carrying capacities between actors. The proposed approach open conceptual and action-oriented perspectives of collaboration between the various research and practitioners communities interested in sustainability (e.g. planetary boundaries, CSR...), striving to influence economic sectors to "make our planet great again".

Funding

This work was supported by AgroParistech, Ecole des Mines Saint-Etienne and the research partnership with Groupe Casino.

Acknowledgments

The authors would like to thank Benjamin Doualle for its technical insights, Esperan Padonou for its writing assistance for the materials and methods section, Matthieu Lantrin for his work on the sensitivity analysis and Eric Pacquet for its support during the partnership.

References

- Alkemade, R., Oorschot, M. van, Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., Brink, B. ten, 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems* 12, 374–390. doi:10.1007/s10021-009-9229-5
- Barnosky, A.D., et al., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486, 52–58. doi:10.1038/nature11018
- Bjørn, A., 2015. Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective. DTU Management Engineering.
- Bjørn, A., Bey, N., Georg, S., Röpke, I., Hauschild, M.Z., in press. Is Earth recognized as a finite system in corporate responsibility reporting? *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2015.12.095
- Bjørn, A., Diamond, M., Birkved, M., Hauschild, M.Z., 2014. Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits. *Environ. Sci. Technol.* 48, 13253–13262. doi:10.1021/es503797d
- Bjørn, A., Hauschild, M.Z., 2015. Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. *Int J Life Cycle Assess* 20, 1005–1018. doi:10.1007/s11367-015-0899-2
- Borucke, M., Moore, D., Cranston, G., Gracey, K., Iha, K., Larson, J., Lazarus, E., Morales, J.C., Wackernagel, M., Galli, A., 2013. Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. *Ecological Indicators* 24, 518–533. doi:10.1016/j.ecolind.2012.08.005
- Bouwman, A.F., Vuuren, D.P.V., Derwent, R.G., Posch, M., 2002. A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution* 141, 349–382. doi:10.1023/A:1021398008726
- Butchart, S.H.M., et al., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328, 1164–1168. doi:10.1126/science.1187512
- Castañé, S., Antón, A., in press. Assessment of the nutritional quality and environmental impact of two food diets: A Mediterranean and a vegan diet. *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2017.04.121
- Clift, R., et al., 2017. The Challenges of Applying Planetary Boundaries as a Basis for Strategic Decision-Making in Companies with Global Supply Chains. *Sustainability* 9, 279. doi:10.3390/su9020279
- Colomb, V., Amar, S.A., Mens, C.B., Gac, A., Gaillard, G., Koch, P., Mousset, J., Salou, T., Tailleur, A., Hays, M.G., 2015a. AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling. *Oilseeds and fats, Crops and Lipids* 22.

Colomb, V., Colsaet, A., Basset-Mens, C., Fosse, J., Gac, A., Mevel, G., Mousset, J., Tailleur, A., Van Der Werf, H., 2015b. Analyses du Cycle de Vie en agriculture : enseignements du programme AGRIBALYSE®. *Agronomie environnement & sociétés* 5, 19.

Commissariat Général au Développement Durable, 2016. L'eau et les milieux aquatiques. Chiffres clés, Repères. Commissariat Général au Développement Durable - SOeS.

COP10 CBD, 2010. Decision X/21. Business engagement. Convention pour la diversité biologique, Nagoya, Japan.

Curran, M., de Baan, L., De Schryver, A.M., van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., Sonnemann, G., Huijbregts, M.A., 2010. Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment†. *Environmental science & technology* 45, 70–79.

Curran, M., Maia de Souza, D., Antón, A., Teixeira, R.F.M., Michelsen, O., Vidal-Legaz, B., Sala, S., Milà i Canals, L., 2016. How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?—A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environ. Sci. Technol.* 50, 2782–2795. doi:10.1021/acs.est.5b04681

de Vries, W., Kros, J., Kroeze, C., Seitzinger, S.P., 2013. Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Open issue 5, 392–402. doi:10.1016/j.cosust.2013.07.004

Díaz, S., et al., 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Open Issue 14, 1–16. doi:10.1016/j.cosust.2014.11.002

Doka, G., 2016. Combining life cycle inventory results with planetary boundaries: The Planetary Boundary Allowance impact assessment method. Update PBA'06. Zürich.

Dyllick, T., Muff, K., 2015. Clarifying the Meaning of Sustainable Business Introducing a Typology From Business-as-Usual to True Business Sustainability. *Organization Environment* 1086026615575176. doi:10.1177/1086026615575176

European Commission, 2011. A renewed EU strategy 2011-14 for Corporate Social Responsibility.

European Parliament, European Council, 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.

Fang, K., Heijungs, R., De Snoo, G.R., 2015. Understanding the complementary linkages between environmental footprints and planetary boundaries in a footprint–boundary environmental sustainability assessment framework. *Ecological Economics* 114, 218–226. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.04.008

- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. REGIME SHIFTS, RESILIENCE, AND BIODIVERSITY IN ECOSYSTEM MANAGEMENT. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 557–581. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711
- Galli, A., Wackernagel, M., Iha, K., Lazarus, E., 2014. Ecological Footprint: Implications for biodiversity. *Biological Conservation* 173, 121–132. doi:10.1016/j.biocon.2013.10.019
- Garnett, T., 2011. Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy, The challenge of global food sustainability* 36, Supplement 1, S23–S32. doi:10.1016/j.foodpol.2010.10.010
- Gerten, D., Hoff, H., Rockström, J., Jägermeyr, J., Kummu, M., Pastor, A.V., 2013. Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Aquatic and marine systems* 5, 551–558. doi:10.1016/j.cosust.2013.11.001
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2013. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (version 1.08). Report I: Characterisation.
- Groupe Casino, 2016. Rapport d'activité et de performances sociétales et environnementales 2015.
- Haberl, H., Kastner, T., Schaffartzik, A., Ludwiczek, N., Erb, K.-H., 2012. Global effects of national biomass production and consumption: Austria's embodied HANPP related to agricultural biomass in the year 2000. *Ecological Economics, The Economics of Degrowth* 84, 66–73. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.09.014
- Hoekstra, A.Y., Wiedmann, T.O., 2014. Humanity's unsustainable environmental footprint. *Science* 344, 1114–1117. doi:10.1126/science.1248365
- ISO, 2006. ISO 14040:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization, Geneva.
- Kitzes, J., Berlow, E., Conlisk, E., Erb, K., Iha, K., Martinez, N., Newman, E.A., Plutzer, C., Smith, A.B., Harte, J., 2016. Consumption-Based Conservation Targeting: Linking Biodiversity Loss to Upstream Demand through a Global Wildlife Footprint. *CONSERVATION LETTERS* n/a–n/a. doi:10.1111/con4.12321
- Koch, P., Salou, T., 2015. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. ADEME, Anger.
- Kok, M., Alkemade, R., Bakkenes, M., Boelee, E., Christensen, V., Eerdt, M. van, Esch, S. van der, Janse, J., 2014. How sectors can contribute to sustainable use and conservation of biodiversity (No. 79), CDB Technical Series. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague, Netherlands.

- Krabbe, O., Linthorst, G., Blok, K., Crijns-Graus, W., van Vuuren, D.P., Höhne, N., Faria, P., Aden, N., Pineda, A.C., 2015. Aligning corporate greenhouse-gas emissions targets with climate goals. *Nature Clim. Change* 5, 1057–1060. doi:10.1038/nclimate2770
- Langlois, J., Fréon, P., Steyer, J.-P., Delgenès, J.-P., Hélias, A., 2015. Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factors for life support functions. *Int J Life Cycle Assess* 20, 970–981. doi:10.1007/s11367-015-0886-7
- Lazarus, E., Lin, D., Martindill, J., Hardiman, J., Pitney, L., Galli, A., 2015. Biodiversity Loss and the Ecological Footprint of Trade. *Diversity* 7, 170–191. doi:10.3390/d7020170
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., David Simpson, Sutton, M.A., Vries, W. de, Weiss, F., Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environ. Res. Lett.* 10, 115004. doi:10.1088/1748-9326/10/11/115004
- Lenzen, M., Moran, D., Kanemoto, K., Foran, B., Lobefaro, L., Geschke, A., 2012. International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature* 486, 109–112. doi:10.1038/nature11145
- Mace, G.M., Reyers, B., Alkemade, R., Biggs, R., Chapin III, F.S., Cornell, S.E., Díaz, S., Jennings, S., Leadley, P., Mumby, P.J., Purvis, A., Scholes, R.J., Seddon, A.W.R., Solan, M., Steffen, W., Woodward, G., 2014. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change* 28, 289–297. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.009
- Machovina, B., Feeley, K.J., Ripple, W.J., 2015. Biodiversity conservation: The key is reducing meat consumption. *Science of The Total Environment* 536, 419–431. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.022
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*, Island Press. ed. Washington, D.C., USA.
- Moran, D., Kanemoto, K., 2017. Identifying species threat hotspots from global supply chains. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0023. doi:10.1038/s41559-016-0023
- Moran, D., Petersone, M., Verones, F., 2016. On the suitability of input–output analysis for calculating product-specific biodiversity footprints. *Ecological Indicators* 60, 192–201. doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.015
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., others, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45–50.
- Noss, R.F., Dobson, A.P., Baldwin, R., Beier, P., Davis, C.R., Dellasala, D.A., Francis, J., Locke, H., Nowak, K., Lopez, R., Reining, C., Trombulak, S.C., Tabor, G., 2012. *Bolder*

Thinking for Conservation. *Conservation Biology* 26, 1–4. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01738.x

Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P.A., Castellani, V., Sala, S., 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, Towards eco-efficient agriculture and food systems: selected papers addressing the global challenges for food systems, including those presented at the Conference “LCA for Feeding the planet and energy for life” (6-8 October 2015, Stresa & Milan Expo, Italy) 140, Part 2, 753–765. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.080

Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., Whitaker, S., 2017. Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx* 1–9. doi:10.1017/S0030605316001034

Reid, R.S., Bedelian, C., Said, M.Y., Kruska, R.L., Mauricio, R.M., Castel, V., Olson, J., Thornton, P.K., 2010. Global livestock impacts on biodiversity, in: *Livestock in a Changing Landscape (Volume 1): Drivers Consequences, and Responses*. Island Press, Washington D.C, pp. 111–137.

Repar, N., Jan, P., Dux, D., Nemecek, T., Doluschitz, R., 2017. Implementing farm-level environmental sustainability in environmental performance indicators: A combined global-local approach. *Journal of Cleaner Production*, Towards eco-efficient agriculture and food systems: selected papers addressing the global challenges for food systems, including those presented at the Conference “LCA for Feeding the planet and energy for life” (6-8 October 2015, Stresa & Milan Expo, Italy) 140, Part 2, 692–704. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.022

Robinson, S.A., Erickson, D.J., 2015. Not just about sunburn – the ozone hole’s profound effect on climate has significant implications for Southern Hemisphere ecosystems. *Glob Change Biol* 21, 515–527. doi:10.1111/gcb.12739

Rockström, J., et al., 2009. Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology & society* 14, 32.

Röös, E., Patel, M., Spångberg, J., Carlsson, G., Rydhmer, L., 2016. Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy* 58, 1–13. doi:10.1016/j.foodpol.2015.10.008

Rothman, D.S., 1998. Environmental Kuznets curves—real progress or passing the buck?: A case for consumption-based approaches. *Ecol.Econ.* 25, 177–194. doi:10.1016/S0921-8009(97)00179-1

Ryberg, M.W., Owsianiak, M., Richardson, K., Hauschild, M.Z., 2016. Challenges in implementing a Planetary Boundaries based Life-Cycle Impact Assessment methodology. *Journal of Cleaner Production* 139, 450–459. doi:10.1016/j.jclepro.2016.08.074

- Saad, R., Koellner, T., Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1253–1264.
- Sala, S., Benini, L., Crenna, E., Secchi, M., 2016. Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA. Data sources and methodological choices for the calculation of global and consumption-based normalisation factors. JRC.
- Sandin, G., Peters, G.M., Svanström, M., 2015. Using the planetary boundaries framework for setting impact-reduction targets in LCA contexts. *Int J Life Cycle Assess* 20, 1684–1700. doi:10.1007/s11367-015-0984-6
- Sandström, V., Kauppi, P.E., Scherer, L., Kastner, T., 2017. Linking country level food supply to global land and water use and biodiversity impacts: The case of Finland. *Science of The Total Environment* 575, 33–40. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.002
- SCBD, 2010. Global Biodiversity Outlook 3. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD), Montreal, Canada.
- Science-based Targets initiative, 2017. Science-based Target Setting Manual. Version 3.0. CDP, UN GLocal Compact, WRI, WWF.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. doi:10.1126/science.1259855
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. *Livestock's long shadow*. FAO, Rome.
- Struijs, J., De Zwart, D., Posthuma, L., Leuven, R.S., Huijbregts, M.A., 2011. Field sensitivity distribution of macroinvertebrates for phosphorus in inland waters. *Integr Environ Assess Manag* 7, 280–286. doi:10.1002/ieam.141
- Tilman, D., Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515, 518–522. doi:10.1038/nature13959
- Tittensor, D.P., et al., 2014. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346, 241–244. doi:10.1126/science.1257484
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., Koning, A. de, van oers, L., Suh, S., Geerken, T., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO) - Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. JRC.
- UNFCCC, 2010. Decision 1/CP.16. Conference of the Parties - Sixteenth Session, Cancun.
- Urban, M.C., 2015. Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348, 571–573. doi:10.1126/science.aaa4984

- Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J., 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94, 23–38. doi:10.1016/j.earscirev.2009.02.003
- Verones, F., Moran, D., Stadler, K., Kanemoto, K., Wood, R., 2017. Resource footprints and their ecosystem consequences. *Sci Rep* 7. doi:10.1038/srep40743
- Wilting, H.C., Schipper, A.M., Bakkenes, M., Meijer, J.R., Huijbregts, M.A.J., 2017. Quantifying Biodiversity Losses Due to Human Consumption: A Global-Scale Footprint Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 51, 3298–3306. doi:10.1021/acs.est.6b05296
- Wilting, H.C., van Oorschot, M.M.P., 2017. Quantifying biodiversity footprints of Dutch economic sectors: A global supply-chain analysis. *Journal of Cleaner Production* 156, 194–202. doi:10.1016/j.jclepro.2017.04.066
- Wolff, A., Gondran, N., Brodhag, C., 2016a. A proposal to assess ecological sustainability of the pressures exerted by livestock on biodiversity. Presented at the 22nd SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Montpellier, France.
- Wolff, A., Gondran, N., Brodhag, C., 2016b. Les défis de l'intégration de la biodiversité dans la stratégie RSE, in: RIODD 2016. Saint-Étienne, France.
- Woods, J.S., Veltman, K., Huijbregts, M.A.J., Verones, F., Hertwich, E.G., 2016. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). *Environment International* 89–90, 48–61. doi:10.1016/j.envint.2015.12.033
- WRI, 2016. Shifting Diets for a Sustainable Food Future (Working Paper). World Resource Institute.

Manuscrit IV

Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity
by a company.

Application to the food portfolio of a retailer

Supplementary material

This supplementary file gives complementary information to the Materials and methods section.

1. Typology of the agricultural products and references products in Agribalyse database.

We designed a typology of agricultural products consistent with:

- the documented plant and animal productions in Agribalyse LCI database,
- the information details of ingredient content of transformed food products in Casino France's portfolio.

This typology is described by the Table S 1.

For each agricultural product, the most appropriate reference was selected in the Agribalyse database. For instance, "Cow milk, national average, at farm gate (France)" was selected as the single reference for milk as it was representative of the average milk production in France.

Some agricultural product categories have quite a low resolution. For instance, although Agribalyse provides LCI for palm oil fruit, rapeseed and sunflower, oleaginous crops were treated as a single agricultural category as information regarding specific oil contents was not known at the PoP level of analysis.

For some agricultural products like grapes, LCI for several productive systems were used as references as no national average was documented. For agricultural products with several references in Agribalyse database, their ecological impact intensities were calculated as the median of the LCIA, so that no assumption was made on the share of the different production systems

No references at all were available for some common agricultural products such as pears or salads. We dealt with these products by assuming that the closest Agribalyse products from a taxonomic point of view was the best proxy. For instance, national average of apple production was used as the reference for all fruit species belonging to the Maleae tribe, such as pears. When no taxonomic parent was present in the Agribalyse database, products were classified in undefined categories (for instance leeks and salads were classified under "other fruit and vegetables" category) and to deal with transformed products for which little information was available regarding ingredients (for instance, the proportion of meat in prepared meals could be estimated but as we worked on aggregated product categories this meat was a mix of beef, pork, poultry...; it was thus classified as "other meat").

.

Table S 1 – Classification of the agricultural products and references products in Agribalyse database.

Sectors	Products family	Agricultural products	Reference products in Agribalyse database
Fruit and vegetables	Tubers	Potato	Ware potato, conventional, variety mix, national average, at farm gate (France)
		Carrot	Carrot, conventional, national average, at farm gate (France)
		Other tubers	Median of tubers references
	Amygdaloideae (apple, pear, plum...)	Maleae (apple, pears...)	Apple, production mix, national average, at orchard (France)
		Prunus (peach, apricot...)	Peach, production mix, national average, at orchard (France)
	Grapes		Median of: Grape, integrated, AOC, Beaujolais, at vineyard Grape, integrated, variety mix, Languedoc-Roussillon, at vineyard Grape, organic, AOC, Maconnais, at vineyard Grape, organic, variety mix, Languedoc-Roussillon, at vineyard
	Citrus		Clementine, export quality, Souss, at orchard (Morocco)
	Solanaceae (tomato, pepper...)		Tomato, production mix, greenhouse production, national average, at greenhouse (France)
	Exotic fruit (banana, mango...)		Mango, conventional, Val de San Francisco, at orchard (Brazil)
	Other fruit and vegetables (leek, salad, berries...)		Median of fruit and vegetables references
Cereals	Wheat and barley	Wheat	Soft wheat grain, conventional, national average, at farm gate (France)
		Barley	Barley, conventional, malting quality, national average, at farm gate (France)
	Maize		Grain maize, conventional, 28% moisture, national average, at farm gate (France)
	Rice		Jasmine rice, national average, at farm gate (Thailand)
	Other cereals		Median of cereals references
Sugar beet			Sugar beet roots, conventional, national average, at farm gate (France)
Oilseeds			Median of: Oil palm fruit, conventional, Sumatra, at farm gate Rapeseed, conventional, 9% moisture, national average, at farm gate Sunflower, conventional, 9% moisture, national average, at farm gate
Cocoa			Cocoa, conventional, Cabruca, at orchard (Brazil)
Coffee			Coffee bean (Robusta), depulped, Brazil, at farm gate (Brazil)
Other plants			Median of plant products
Meat	Beef		Beef cattle, national average, at farm gate (France)
	Pork		Pig, conventional, national average, at farm gate (France)
	Sheep and goat	Sheep	Median of:

			Cull ewe, conventional, indoor production system, at farm gate Lamb, conventional, indoor production system, at farm gate Cull ewe, conventional, Roquefort system, at farm gate Lamb, conventional, Roquefort system, at farm gate
		Goat	Median of: Cull goat, conventional, intensive forage area, at farm gate Kid goat, conventional, intensive forage area, at farm gate
	Poultry	Chicken	Broiler, national average, at farm gate (France)
		Turkey	Turkey, national average, at farm gate (France)
		Duck	Median of: Duck for roasting, conventional, at farm gate Fattening duck, conventional, at farm gate
		Other poultry	Median of poultry references
	Rabbit	Rabbit, conventional, in cage, at farm gate	
	Other meat	Median of meat references	
Non-meat animal products	Eggs	Egg, national average, at farm gate (France)	
	Milk	Cow milk, national average, at farm gate (France)	
	Other non-meat animal products	Median of non-meat animal products references	
Poisson	Farmed fish	Median of: Sea bass or sea bream, 200-500g, conventional, in cage, at farm gate Large trout, 2-4kg, conventional, at farm gate	
	Farmed shellfish	None available	
	Wild fish	None available	
	Wild shellfish	None available	
	Fish and shellfish from unknown origin	None available	
Other animal product			Median of animal products references

2. Inference of the quantity of agricultural products

The following tables show the conversion factors used for the conversion of food products to agricultural products.

Table S 2 – Conventions used for the mass loss rate consequent to the transformation of the ingredient mix to the final food product. Conservative average mass loss rates were used when various values were found.

Transformation	Mass loss rate	Reference
Cooking, smoking and salting of meat and fish	0.8	http://www.fao.org/uploads/media/bo_gnar_bfe-r-02-03.pdf ; https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/80400525/data/retn/usda_cookingyields_meatpoultry.pdf ; http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/37398.pdf
Cooking of vegetables and fruit	0.8	http://www.fao.org/uploads/media/bo_gnar_bfe-r-02-03.pdf
Baking (cake, bread...)	0.9	http://www.fao.org/uploads/media/bo_gnar_bfe-r-02-03.pdf
Dry biscuits and crackers baking	0.7	http://www.fao.org/uploads/media/bo_gnar_bfe-r-02-03.pdf ; http://www.biscuitpeople.com/magazine/post/biscuit-baking-process
Fruit squeezing	0.7	http://www.fao.org/uploads/media/bo_gnar_bfe-r-02-03.pdf
Milk dehydration	0.15	http://www.fncl.coop/filiere-laitiere/collecter-et-transformer-le-lait ; https://nzic.org.nz/ChemProcesses/dairy/3C.pdf
Plants dehydration	0.3	http://www.fao.org/docrep/V5030E/V5030E0w.htm

Table S 3 – Yields of conversion of agricultural products into ingredients.

Agricultural products	Ingredients	Yield	Reference
Potatoe	Potatoe	1	
Carrots	Carrots	1	
Other tuber	Other tuber	1	
Maleae	Maleae	1	
Prunus	Prunus	1	
Grapes	Grapes	1	
Citrus	Citrus	1	
Solanaceae	Solanaceae	1	
Exotic fruit	Exotic fruit	1	
Other fruit and vegetables	Other fruit and vegetables	1	
Wheat	Flour and semolina	0.77	(Courtonne, 2016)
Barley	Malt	0.88	(Courtonne, 2016)
Maize	Maize	1	
Rice	Rice	1	
Other cereals	Other cereals	1	
Sugar beet	Sugar	0.16	(Koch and Salou, 2015)
Oilseeds	Oil	0.42	(Fine et al., 2015)
Merchant cocoa (cocoa beans after fermentation and drying at the fazenda)	Cocoa liquor, butter and powder	0.80	Agribalyse database
Green coffee beans	Roasted and grounded coffee	0.81	(Humbert et al., 2009)
Other plants	Other plants	1	
Beef, live weight	Beef, retail meat	0.37	(Nijdam et al., 2012)
Pork, live weight	Pork, retail meat	0.56	
Sheep, live weight	Sheep, retail meat	0.35	
Goat, live weight	Goat, retail meat	0.35	Treated as sheep
Chicken, live weight	Chicken, retail meat	0.56	(Nijdam et al., 2012)
Turkey, live weight	Turkey, retail meat	0.56	
Duck, live weight	Duck, retail meat	0.56	
Other poultry, live weight	Other poultry, retail meat	0.56	
Rabbit, live weight	Rabbit, retail meat	0.56	Treated as poultry
Other meat, live weight	Other meat, retail meat	0.56	Treated as maximum meat yield
Egg	Egg	1	
Raw milk	Semi-skimmed milk	1	
Raw milk	Butter	0.05	http://www.fncl.coop/filiere-laitiere/collecter-et-transformer-le-lait
Raw milk	Fresh cheese	0.13	
Raw milk	Hard cheese	0.08	
Other non-meat animal products	Other non-meat animal products	1	
Fish, live weight	Fish, retail meat	0.40	(Nijdam et al. 2012)
Shellfish	Shellfish	1	
Other animal product	Other animal product	1	

3. Pressures assessment

3.1. Modifications of the characterization factors

Some characterization factors of ILCD recommended methods were modified compared to the methods of OpenLCA LCIA methods 1.5.6, ILCD 2011 (v1.0.10, August 2016).

Table S 4 – Modified characterization factors (CF).

Flow	Former CF	Applied CF	Justification
Climate change			
Carbon dioxide; resource/unspecified	-1	0	Biogenic carbon was not accounted for as the carbon stocked in food corresponds to a short-term carbon storage with no substantial impact on climate change mitigation.
Carbon dioxide, in air; resource/in air	-1	0	
Carbon dioxide, biogenic; air/high population density	1	0	
Carbon dioxide, biogenic; air/low population density	1	0	
Carbon dioxide, biogenic; air/low population density, long-term	1	0	
Carbon dioxide, biogenic; air/lower stratosphere + upper troposphere	1	0	
Carbon dioxide, biogenic; air/unspecified	1	0	
Marine eutrophication			
Nitrogen, total; water/ocean	0	1	N flows contributing to marine eutrophication.
Nitrogen, total; water/river	0	1	
Nitrogen, total; water/fresh water	0	1	
Nitrogen, total; water/unspecified	0	1	
Resource depletion - water			
For all water flows emitted in water and express as mass flows	Positive sign	Negative sign	Likely errors in the OpenLCA method

3.2. Life cycle impact assessment (LCIA) of reference Agribalyse products

Table S 5 – Matrix I_{agri} : ecological impact intensities per kg of agricultural products

Agricultural products	LCA impact indicators											
	Species loss	Climate change	Ozone depletion	Photochemical ozone formation	Acidification	Terrestrial eutrophication	Freshwater eutrophication	Marine eutrophication	Freshwater ecotoxicity	Land occupation	Land use - erosion	Water resource depletion
	species.yr	kg CO ₂ eq.	kg CFC-11 eq.	kg C ₂ H ₄ eq.	Mole H ⁺ eq.	Mole N eq.	kg P eq.	kg N eq.	CTUe	m ² *year	t eroded soil	m ³ water eq.
Potato	9.69E-09	8.16E-02	6.00E-09	4.44E-04	1.52E-03	6.41E-03	3.20E-05	8.38E-04	1.05E+00	2.86E-01	8.89E-04	2.23E-02
Carrot	5.31E-08	6.72E-02	6.66E-09	3.26E-04	8.81E-04	2.23E-03	2.92E-05	9.33E-04	8.61E+00	1.21E-01	3.74E-04	5.14E-02
Other tubers	3.14E-08	7.44E-02	6.33E-09	3.85E-04	1.20E-03	4.32E-03	3.06E-05	8.86E-04	4.83E+00	2.03E-01	6.31E-04	3.68E-02
Maleae	4.90E-09	6.86E-02	1.42E-08	5.45E-04	8.00E-04	3.05E-03	1.80E-05	4.26E-04	8.44E+00	2.44E-01	6.87E-04	3.96E-02
Prunus	1.14E-08	1.73E-01	1.50E-08	9.09E-04	2.98E-03	1.20E-02	3.59E-05	2.17E-03	6.03E+00	4.51E-01	1.40E-03	1.38E-01
Grapes	2.17E-08	3.95E-01	3.50E-08	2.48E-03	4.68E-03	1.76E-02	1.82E-04	3.23E-03	2.76E+01	1.26E+00	3.92E-03	2.80E-01
Citrus	1.55E-08	3.86E-01	4.31E-08	1.90E-03	4.19E-03	1.34E-02	1.45E-04	7.40E-04	4.03E+01	6.58E-01	2.04E-03	5.32E-01
Solanaceae	1.84E-08	2.05E+00	2.67E-07	3.08E-03	5.39E-03	1.21E-02	5.47E-04	8.98E-04	4.16E+00	4.83E-02	2.20E-04	3.74E-01
Exotic fruit	7.87E-09	1.39E-01	1.20E-08	6.71E-04	2.58E-03	9.64E-03	3.19E-05	2.81E-04	1.88E+00	4.06E-01	1.26E-03	1.14E-01
Other fruit and vegetables	1.34E-08	1.56E-01	1.46E-08	7.90E-04	2.78E-03	1.08E-02	3.39E-05	8.68E-04	7.24E+00	3.46E-01	1.08E-03	1.26E-01
Wheat	5.02E-08	4.19E-01	2.18E-08	1.59E-03	8.60E-03	3.74E-02	9.98E-05	5.23E-03	2.29E+00	1.33E+00	4.13E-03	3.38E-02
Barley	5.37E-08	3.94E-01	2.04E-08	1.57E-03	7.69E-03	3.34E-02	1.20E-04	4.99E-03	2.17E+00	1.48E+00	4.59E-03	3.61E-02
Maize	3.58E-08	3.20E-01	2.08E-08	1.16E-03	8.75E-03	3.80E-02	1.02E-04	3.43E-03	2.59E+00	1.04E+00	3.24E-03	8.22E-02
Rice	5.36E-08	3.52E+00	6.16E-08	4.15E-03	5.46E-02	2.38E-01	4.99E-03	3.96E-02	2.72E+00	1.38E+00	4.28E-03	1.33E-01
Other cereals	5.19E-08	4.07E-01	2.13E-08	1.58E-03	8.67E-03	3.77E-02	1.11E-04	5.11E-03	2.44E+00	1.36E+00	4.21E-03	5.91E-02
Sugar beet	4.83E-09	3.41E-02	1.62E-09	1.29E-04	7.41E-04	3.22E-03	1.37E-05	3.04E-04	8.88E-02	1.48E-01	4.61E-04	4.07E-03
Oilseeds	1.20E-07	5.27E-01	3.21E-08	2.65E-03	8.70E-03	3.70E-02	2.49E-04	1.16E-02	5.42E+00	3.11E+00	9.65E-03	6.22E-02
Cocoa	4.97E-07	3.61E+00	2.15E-07	4.43E-02	7.03E-02	3.22E-01	1.26E-03	1.65E-02	2.51E+01	3.15E+01	6.08E-02	2.20E+00
Coffee	8.48E-08	1.42E+00	1.00E-07	4.96E-03	4.47E-02	1.94E-01	1.78E-04	3.36E-02	1.57E+02	4.40E+00	1.37E-02	1.60E-01
Other plants	2.87E-08	3.90E-01	2.13E-08	1.58E-03	5.04E-03	1.55E-02	1.11E-04	2.70E-03	4.79E+00	8.51E-01	2.64E-03	9.80E-02

Beef, live weight	6.89E-07	1.28E+01	1.78E-07	1.87E-02	2.48E-01	1.09E+00	7.40E-04	4.34E-02	2.19E+01	2.25E+01	4.14E-02	6.95E-01
Sheep, live weight	6.65E-07	1.24E+01	1.66E-07	1.82E-02	4.19E-01	1.86E+00	7.38E-04	4.51E-02	2.32E+01	2.69E+01	4.48E-02	5.74E-01
Goat, live weight	4.43E-07	6.71E+00	2.00E-07	1.71E-02	2.27E-01	9.85E-01	1.00E-03	3.80E-02	2.03E+01	1.42E+01	3.30E-02	1.30E+00
Pork, live weight	2.58E-07	2.44E+00	9.65E-08	6.58E-03	6.34E-02	2.76E-01	4.32E-04	1.44E-02	7.96E+00	3.35E+00	1.04E-02	5.65E-01
Chicken, live weight	5.12E-07	2.15E+00	1.27E-07	7.71E-03	5.58E-02	2.38E-01	5.64E-04	1.28E-02	7.31E+00	2.97E+00	9.16E-03	4.95E-01
Turkey, live weight	8.78E-07	3.13E+00	1.77E-07	1.16E-02	7.95E-02	3.38E-01	8.76E-04	2.05E-02	1.12E+01	4.34E+00	1.33E-02	6.52E-01
Duck, live weight	5.92E-07	3.08E+00	1.79E-07	1.13E-02	1.03E-01	4.44E-01	8.08E-04	2.37E-02	1.36E+01	5.08E+00	1.57E-02	9.17E-01
Other poultry, live weight	5.92E-07	3.08E+00	1.77E-07	1.13E-02	7.95E-02	3.38E-01	8.08E-04	2.05E-02	1.12E+01	4.34E+00	1.33E-02	6.52E-01
Rabbit, live weight	2.61E-07	2.75E+00	1.21E-07	7.73E-03	2.43E-02	9.11E-02	5.80E-04	1.39E-02	8.55E+00	4.46E+00	1.38E-02	5.90E-01
Other meat, live weight	5.52E-07	3.10E+00	1.71E-07	1.15E-02	9.11E-02	3.91E-01	7.39E-04	2.21E-02	1.24E+01	4.77E+00	1.47E-02	6.21E-01
Eggs	4.37E-07	1.78E+00	9.99E-08	7.17E-03	6.82E-02	2.95E-01	5.33E-04	1.33E-02	7.46E+00	3.09E+00	9.52E-03	5.42E-01
Raw milk	9.81E-08	9.49E-01	2.11E-08	1.95E-03	1.39E-02	5.99E-02	1.17E-04	4.04E-03	2.05E+00	1.39E+00	3.80E-03	9.21E-02
Other non-meat animal product	2.67E-07	1.36E+00	6.05E-08	4.56E-03	4.11E-02	1.77E-01	3.25E-04	8.67E-03	4.75E+00	2.24E+00	6.66E-03	3.17E-01
Farmed fish, live weight	3.03E-07	3.46E+00	3.67E-07	1.70E-02	2.21E-02	7.98E-02	2.22E-02	1.27E-01	1.09E+01	1.73E+00	5.36E-03	1.31E+00
Farmed shellfish	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Wild fish, live weight	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Wild shellfish	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fish and shellfish from unknown origin	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Other animal	4.78E-07	3.08E+00	1.68E-07	1.13E-02	7.39E-02	3.16E-01	7.38E-04	2.05E-02	1.11E+01	4.34E+00	1.33E-02	6.06E-01

4. Carrying capacity entitlement

The following tables explain how carrying capacities have been allocated based on:

- the agricultural sector current share of environmental interferences (factors α_i) (Table S 5)
- the market share of Casino France in food retail (factor β in person.year eq) (Table S 6)

Table S 6 – Estimations of agriculture's share of environmental interferences in EU.

Environmental interference	Unit	Based on EU-27 Basket of Product (BoP)				Based on EU-25 consumption areas			Based on EU-27 sector emissions modelling		
		Food BoP (Sala et al. 2016; p.53)	Share of agriculture phase in Food BoP (Notarnicola et al. 2017)	Total BoP (Sala et al., 2016, p.53)	Share of agriculture phase in total BoP	% Food and non-alcoholic beverages (Tukker et al. 2006; p.94)	% Alcoholic beverages, tobacco and narcotics (Tukker et al., 2006, p.94)	Share of agriculture phase in total EU-25	Agriculture impacts within EU-27 (Leip et al., 2015)	Total EU-27 impacts (Leip et al., 2015)	Share of agriculture phase in total EU-27 impacts
Biodiversity loss	relative MSA								-0.25	-0.65	38%
Climate change	kg CO2 eq	7.81E+11	71%	3.26E+12	17%	0.293	0.017	22%	5.58E+11	4.72E+12	12%
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	7.56E+05	15%	1.14E+06	10%	0.236	0.018	4%			
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	1.26E+09	49%	8.84E+09	7%	0.255	0.019	13%	3.00E+08	2.60E+09	12%
Acidification	mol H+ eq	1.26E+10	91%	2.39E+10	48%	0.297	0.015	29%	0.18	5.60E-01	32%
Terrestrial eutrophication	mol N eq	5.40E+10	95%	7.72E+10	67%	0.581	0.016	57%	2.9	5.30E+00	55%
Freshwater eutrophication	kg P eq	2.05E+08	43%	3.09E+08	28%				2.50E+07	2.50E+08	10%
Marine eutrophication	kg N eq	5.60E+09	72%	7.87E+09	52%				5.40E+09	9.10E+09	59%
Freshwater ecotoxicity	CTUe	1.93E+12	87%	3.34E+12	51%	0.316	0.022	30%			
Land occupation	ha								1.80E+08	4.20E+08	43%
Land use - soil erosion	tonnes eroded soil										
Water depletion	m3 water eq	3.17E+10	41%	2.34E+11	6%						

Table S 7 – Estimation of the market share of Casino France in food retail

			References
A	Share of mass distribution models in food retail in France	72%	https://www.insee.fr/fr/statistiques/1283665
B	Groupe Casino market share in french food mass distribution	11.5%	http://www.themavision.fr/jcms/rw_468677/distribution-les-chiffres-clefs-2015
C	Casino France share of Groupe Casino food sales in France	52%	https://www.groupe-casino.fr/en/wp-content/uploads/sites/2/2016/05/RA-2015-GB-bassedef.pdf and https://www.insee.fr/fr/statistiques/1379712
FS=AxBxC	Foodmarket share of Casino France in France	4%	
pop	french population in january 2015	66,453,558	https://www.insee.fr/fr/statistiques/1892117?sommaire=1912926
$\beta=FS \times pop$	Consumer base (person.year eq)	2,874,039	

5. Sensitivity analysis

5.1. Sensitivity analysis of the amount of raw milk

For the conversion of raw agricultural products to ingredients step (section 3.2.3), the assumption is made that no co-products are generated. This assumption can be especially challenged for products derived from milk. Indeed, to make 1 kg of butter, about 22 liters of milk are needed. But in fact from 22 liters of milk, about 21 liters of skimmed milk could have been produced in addition to 1 kg of butter. To overlook milk co-products in our model could have led to a significant level of double-counting. The model used in the study maximize the amount of raw milk necessary to produce the retailer food PoP. In order to estimate the minimum amount of raw milk, a fat content mass balance was performed.

We note m_i the mass of the agricultural product or ingredient i , x_i the percentage of fat of i . and F_i the quantity of fat of i

$$F_i = m_i * x_i$$

As raw milk is used in our model to produce four ingredients, namely semi-skimmed milk, butter, fresh cheese and hard cheese, we have the relation:

$$F_{\text{raw milk}} \geq F_{\text{semi-skimmed milk}} + F_{\text{butter}} + F_{\text{fresh cheese}} + F_{\text{hard cheese}}$$

The percentages of fat are:

$$x_{\text{raw milk}} = 4\% \text{ (Prim'Holstein breed) [1]}$$

$$x_{\text{semi-skimmed milk}} = 1.5\% \text{ (french norm) [2]}$$

$$x_{\text{butter}} = 82\% [3]$$

$$x_{\text{fresh cheese}} = 20\% \text{ (camembert) [3]}$$

$$x_{\text{hard cheese}} = 28\% \text{ (emmental) [3]}$$

Sources:

[1] https://fr.wikipedia.org/wiki/Prim'Holstein#cite_note-3

[2] http://www.economie.gouv.fr/files/directions_services/daj/marches_publics/oeap/gem/produits_laitiers/produits_laitiers.pdf

[3] <http://pericoloso.canalblog.com/archives/2013/06/21/28064086.html>

Thus the minimum quantity of raw milk is:

$$m_{\text{raw milk}} = (0.015 * m_{\text{semi-skimmed milk}} + 0.82 * m_{\text{butter}} + 0.2 * m_{\text{fresh cheese}} + 0.28 * m_{\text{hard cheese}}) / 0.04$$

5.2. Sensitivity analysis for the undefined product categories

The second potentially sensitive hypothesis was related to the treatment of the undefined product categories. Indeed, the categories “other meats” and “other fruit and vegetables” represented respectively 23% of the total quantity of meat and 29% of the total quantity of fruit and vegetables. In our model, the ecological impacts of these product categories were calculated as the median of the ecological impacts of the reference products belonging to the same broader agricultural category (Table S 1). Instead of calculating the median, the ecological impacts of the undefined categories were also calculated as the minimum and maximum of the reference products LCIA.

6. References

- Courtonne, J.-Y., 2016. Evaluation environnementale de territoires à travers l'analyse de filières - La comptabilité biophysique pour l'aide à la décision délibérative. Grenoble.
- Fine, F., Lucas, J.-L., Chardigny, J.-M., Redlingshöfer, B., Renard, M., 2015. Food losses and waste in the French oilcrops sector. OCL 22, A302. doi:10.1051/ocl/2015012
- Humbert, S., Loerincik, Y., Rossi, V., Margni, M., Jolliet, O., 2009. Life cycle assessment of spray dried soluble coffee and comparison with alternatives (drip filter and capsule espresso). Journal of Cleaner Production 17, 1351–1358. doi:10.1016/j.jclepro.2009.04.011
- Koch, P., Salou, T., 2015. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. ADEME, Anger.
- Leip, A., et al., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. Environ. Res. Lett. 10, 115004. doi:10.1088/1748-9326/10/11/115004
- Nijdam, D., Rood, T., Westhoek, H., 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. Food Policy 37, 760–770. doi:10.1016/j.foodpol.2012.08.002
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P.A., Castellani, V., Sala, S., 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. Journal of Cleaner Production, Towards eco-efficient agriculture and food systems: selected papers addressing the global challenges for food systems, including those presented at the Conference “LCA for Feeding the planet and energy for life” (6-8 October 2015, Stresa & Milan Expo, Italy) 140, Part 2, 753–765. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.080
- Sala, S., Benini, L., Crenna, E., Secchi, M., 2016. Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA. Data sources and methodological choices for the calculation of global and consumption-based normalisation factors. JRC.
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., Koning, A. de, van oers, L., Suh, S., Geerken, T., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO) - Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. JRC.

Manuscrit V

Evaluation des pressions écologiques et développement d'un outil opérationnel à destination du Pôle Stockage de SARP Industries

Application aux installations SERAF et SOLICENDRE

Wolff, Anastasia, Natacha Gondran et Christian Brodhag.

Extraits des livrables du partenariat de recherche avec EMTA, reproduits avec l'autorisation de l'entreprise. Des modifications mineures ont été apportées afin d'assurer la cohérence globale des extraits sélectionnés.

Résumé

Le stockage des déchets ultimes et dangereux est une activité générant beaucoup d'appréhensions. Dans le cadre d'un partenariat de recherche avec SARP Industries, l'applicabilité du cadre d'analyse des responsabilités proposé dans le cadre de la thèse a été testée. La déclinaison méthodologique s'est matérialisée par le développement d'un outil d'évaluation de la performance écologique globale d'un site de stockage. Les pressions écologiques « étendues » dans le temps et dans l'espace ressortent comme prioritaires pour les deux installations ayant servi de cas d'étude. Si l'approche proposée ne permet pas de conclure quant à la durabilité écologique des activités, les résultats tendent à nuancer la contribution relative aux impacts environnementaux du secteur du stockage des déchets.

Mots-clés : biodiversité, stockage de déchets, outil d'évaluation, analyse de cycle de vie

Résumé à l'attention des décideurs

Le partenariat entre l'EMSE et SARP Industries s'inscrit une perspective académique et opérationnelle. Il s'agit d'une part de tester la faisabilité de l'approche développée dans la thèse et d'autre part de développer pour la direction du Pôle Stockage un outil opérationnel pour « coter » les impacts de ses activités sur la biodiversité.

La méthode proposée vise à analyser la compatibilité des pressions exercées sur la biodiversité par les activités des ISDD avec les objectifs de conservation de la biodiversité. L'étude s'appuie sur l'approche « absolute environmental sustainability assessment » en cours de structuration dans la communauté scientifique.

L'étude met en exergue que les pressions prioritaires sur la biodiversité ne sont pas uniquement liées à la gestion des habitats, de la faune et de la flore sur le site même. Les dimensions temporelles et spatiales jouent un rôle majeur dans les résultats obtenus avec des impacts régionaux (ex : formation d'ozone photochimique), globaux (ex : changement climatique) et décalés dans le temps (ex : l'écotoxicité aquatique) qui ressortent comme prioritaires. Ceci souligne l'importance de prendre en considération les pressions « étendues » dans l'analyse des impacts sur la biodiversité. Il est intéressant de souligner que les enjeux identifiés comme prioritaires sont intimement liés au cœur de métier de l'entreprise :

- les émissions associées à la stabilisation (intégrant la fabrication du ciment),
- les possibles fuites de lixiviats en post-exploitation, qui sont liés à la qualité des barrières techniques et au choix de la localisation de l'installation dans un territoire au profil hydrogéologique adapté,
- la qualité du réaménagement du site pour limiter l'érosion du sol et permettre le développement d'un écosystème intégré dans le territoire.

L'étude ne remet pas en soit la durabilité écologique des activités en cause. Elle ne permet pas pour autant de conclure que les activités des sites étudiés sont de fait compatibles avec les objectifs de conservation de la biodiversité, du fait des limites de l'étude. Si les résultats sont plutôt encourageants, il s'agit d'un point de vue opérationnel de continuer à travailler sur des axes liés : à la conception de l'installation (localisation et performance des membranes techniques), à la performance de la stabilisation, et au réaménagement notamment.

A la suite de cette étude, nous recommandons :

- d'améliorer la résolution spatiale des capacités de charge des écosystèmes, afin de mieux prendre en compte les spécificités écologiques locales des sites,
- d'affiner la compréhension des mécanismes associés aux fuites de lixiviats et à leur passage dans les écosystèmes aquatiques,
- d'élargir l'évaluation à l'amont de la chaîne de la valeur : transport des déchets et incinération notamment, afin d'offrir une perspective plus complète des responsabilités écologiques du secteur de gestion des déchets.

1. Eléments de contexte et de cadrage

1.1. Contexte du partenariat

Le Pôle Stockage de SARP Industrie (SARPI) et l'Institut Henry Fayol des Mines Saint-Etienne se sont engagés dans un partenariat de recherche. Il s'agit d'une «collaboration scientifique et technique relative à l'appréhension et la priorisation des enjeux de biodiversité par l'entreprise dans le cadre de sa démarche de responsabilité sociétale » (contrat de partenariat, 2016).

Ce partenariat vise à tester et adapter une méthode d'évaluation des enjeux de biodiversité dans la perspective de développer un « outil de cotation biodiversité » reflétant la performance écologique globale des activités de l'entreprises. Les hypothèses et choix techniques retenus seront autant que faire se peut explicités afin de positionner l'outil développé vis-à-vis de l'ensemble, aujourd'hui assez hétéroclite, des outils d'évaluation de la biodiversité à destination des entreprises (Manuscrit I).

L'intérêt académique du partenariat réside ainsi avant tout dans la mise à l'épreuve d'un cadre d'analyse des responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la conservation de la biodiversité (Manuscrit II). L'application auprès d'une entreprise de la grande distribution s'étant révélée concluante (Manuscrit III), il s'agit donc de tester sa pertinence dans un contexte très différent : celui des installations de stockage de déchets. Du point de vue de l'entreprise, il s'agit d'opter pour un angle d'approche différent des études faune-flore (réglementaires et volontaires), afin de traduire les enjeux de biodiversité d'une manière qui puisse être étendue de façon cohérente à d'autres activités (des clients notamment). Le caractère générique de l'approche est donc un point de convergence fort des attentes des deux parties.

1.2. Analyse du besoin

Organisation et activités du Pôle stockage

Le Pôle Stockage regroupe six installations de stockage de déchets de SARP Industries, filiale à 100% du groupe Véolia :

- EMTA – Guitrancourt (ISDD, ISDND et biotertre)
- EMTA – Triel-sur-Seine (ISDI)
- SERAF – Tourville-la-Rivière (ISDD)
- SOLICENDRE – Argences (ISDD)
- SOLITOP – Saint-Cyr des Gâts (ISDD)
- OCCITANIS – Graulhet (ISDD et biotertre).

Le Pôle Stockage regroupe ainsi cinq des quinze ISDD en exploitation en France²².

²² http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Liste_ISDD_2011.pdf

L'activité du Pôle s'organise autour du cycle de vie de ses sites :

- Conception des installations,
- Aménagement,
- Exploitation (stabilisation et stockage des déchets),
- Réaménagement final,
- Suivi de long terme (30 ans minimum pour les ISDD).

Le stockage des déchets est une activité réglementée. L'autorisation préfectorale (AP) fixe les conditions d'exploitation d'un site suite à la soumission d'un dossier de demande d'autorisation d'exploiter.

La biodiversité dans la politique environnementale de l'entreprise

Les engagements du Pôle Stockage ont été reconnus au titre de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité. La conservation de la biodiversité chez partie des trois engagements de la stratégie pour un développement durable du groupe Véolia (Encadré 1).

Encadré 1 – Politique biodiversité de Véolia (d'après le document de référence 2015)

Les engagements de développement durable qui structurent la politique environnementale du groupe Véolia sont :

Engagement 1 : Gérer durablement les ressources naturelles en favorisant l'économie circulaire

Engagement 2 : Contribuer à la lutte contre le dérèglement climatique

Engagement 3 : Préserver et restaurer la biodiversité

« L'engagement Biodiversité pris par Veolia s'articule autour de trois axes :

- mieux prendre en compte les enjeux biodiversité localement et concevoir des solutions innovantes basées sur la nature ;
- déployer des actions d'aménagement et de gestion écologiques sur nos sites et pour nos clients ;
- sensibiliser et impliquer le plus grand nombre en interne comme en externe et promouvoir les actions mises en place collectivement avec les acteurs locaux ».

L'objectif fixé à l'horizon 2020 est de « réaliser un diagnostic et déployer un plan d'actions dans 100% des sites identifiés à fort enjeu biodiversité ».

Les impacts générés par les activités du Groupe identifiés comme prioritaires sont liés « à l'emprise foncière des installations qui contribue à l'artificialisation des sols, à la consommation de ressources naturelles et à la pollution résiduelle contenue dans les rejets et émissions des exploitations ».

La boîte à outil à disposition

SARPI dispose déjà de plusieurs outils d'évaluation pertinents dans le cadre d'une analyse des enjeux de biodiversité de ses sites de stockage. Le Tableau 1 récapitule les outils identifiés et leurs caractéristiques. Il s'agit donc notamment de s'appuyer sur les données générées par ces outils pour les valoriser, les interpréter et les mettre en cohérence avec l'objectif de l'étude.

Tableau 1 – Caractérisation des outils déployés au Pôle stockage.

Outil	Objectif	Objet	Composantes évaluées	Types de résultats	Finalité d'usage	Technicité utilisateur	Déploiement	Fréquence d'évaluation
ACV FNADE	Bilan des impacts environnementaux sur le cycle de vie d'un site de stockage	Cycle de vie d'une ISDD	Flux physiques, pressions environnementales	Biophysiques	Diagnostic	Réalisé par une personne formée à la méthode	Déployé sur l'ensemble des sites du pôle stockage en 2011 et 2013	One shot, sauf si modifications de l'AP
Outil interne diagnostic biodiversité	Appréhender les enjeux de biodiversité potentiels pour apprécier le besoin d'un diagnostic biodiversité	Territoire local	Risques d'impacts	Qualitatifs (score)	Diagnostic	Simple, réalisable par un non écologue	Déployé sur l'ensemble des sites	One shot, sauf si modifications majeures dans la planification ou le contexte écologique
Etude d'impact, volet faune/flore	Concilier le projet avec la préservation de l'environnement (état initial, évaluation a priori des impacts, mesures)	Territoire local	Etat de la biodiversité, risques d'impacts	Qualitatifs	Diagnostic	Réalisé par un écologue	Obligatoire pour l'ensemble des sites	Soumission de la DDAE
Suivi écologique	Evolution des espèces présentes	Territoire local	Etat de la biodiversité		Suivi	Réalisé par un écologue	Déployé sur l'ensemble des sites	Pluriannuel
Bilan EEE	Localiser et analyser la dynamique des EEEs	Territoire local	Pression écologique (EEE), état de la biodiversité	Cartographiques	Diagnostic	Réalisé par un écologue	SERAF et EMTA Triel-sur-Seine seulement	Une fois par an ?
Ecosystem services review	Identifier les risques et opportunités associés à la dépendance et aux impacts d'une entreprise vis-à-vis des services écosystémiques	Flexible	Services écosystémiques (impacts et dépendances)	Qualitatifs	Diagnostic	Réalisé par une personne formée à la méthode	Occitanis seulement	One shot
Système de management environnemental	PACD, amélioration continue des process	Organisation	Pressions environnementales, réponses	Qualitatifs	Suivi	Gestion assurée en interne	Sur l'ensemble des sites	Mise à jour régulière

Besoins et contraintes

L'identification des besoins s'est appuyée sur des entretiens avec Christophe Cauchi, directeur du Pôle Stockage et Dépollution, Hélène Boisseau, chargée de missions désignée cheffe de projet dans le cadre du partenariat, Baptiste Debrée, directeur de l'ISDD SERAF et Agusti Vincente, directeur de l'ISDD SOLICENDRE.

Trois besoins principaux sont ressortis de ces échanges :

- améliorer la communication avec les acteurs locaux (voisinage et collectivités territoriales notamment) et élargir les échanges sur les enjeux écologiques avec les clients industriels (développement d'un service aux clients envisagé),
- démontrer l'impact sociétal des activités et la performance des actions volontaires engagées souvent qualifiées de greenwashing,
- avoir une approche plus transversale des enjeux écologiques.

Bien que le champ du projet laisse de larges marges sur le fond et la forme des méthodes mobilisées et des résultats produits, deux contraintes sont à prendre en considération : la méthode proposée doit servir de support à l'élaboration d'un « outil de cotation biodiversité » reflétant la performance écologique globale à l'échelle d'un site, et de façon plus pragmatique, la démarche doit être duplicable à d'autres sites avec les moyens humains à disposition de l'entreprise.

2. Positionnement de la méthode

2.1. Cadre d'analyse

La Figure 1 illustre comment les interactions entre une installation de stockage (ISDD, ISDND ou ISDN) et la biodiversité ont été représentées. Dans une perspective de durabilité forte, l'installation de stockage a été représentée au sein de la société dont une partie relève de sa sphère d'influence, le tout étant plus largement inclus dans le socio-écosystème territorial. Ce cadre analytique, qui adapte le modèle causal FPEIR développé par l'Agence européenne de l'environnement, segmente les interactions entreprise-biodiversité sur cinq niveaux d'analyse, cohérents avec la structuration des Objectifs d'Aichi 2011-2020 pour la conservation de la biodiversité (Cf. Manuscrit II).

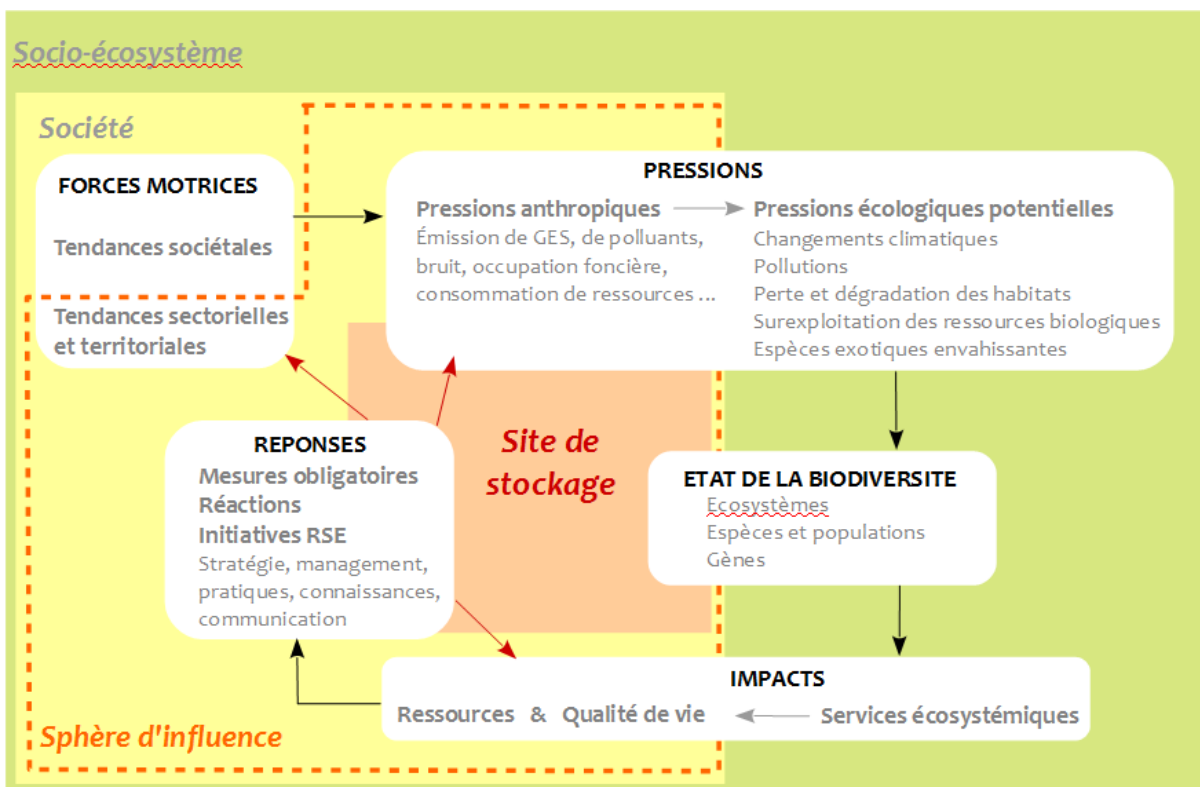


Figure 1 – Interactions entre une ISD et la biodiversité

Pour qualifier les responsabilités d'une entreprise vis-à-vis de la conservation de la biodiversité, une première difficulté relève de l'imputabilité de ses responsabilités : les liens de causalité entre les activités d'une installation de stockage de déchets et la dégradation de la biodiversité (qui résulte de pressions exercées par des acteurs multiples) ne sont pas triviaux. Parmi les cinq niveaux d'analyse du modèle FPEIR, trois n'ont de sens qu'à une échelle systémique : les 'forces motrices' (tendances sociétales, sectorielles et territoriales), 'l'état' de la biodiversité et les 'impacts' en termes de services écosystémiques et de qualité de vie. Ils résultent en effet de l'intégration des influences, parfois contradictoires de l'ensemble des éléments du socio-écosystème. Deux niveaux

d'analyse peuvent être ramenés à l'échelle de l'entreprise : les 'pressions' et les 'réponses'. La typologie des 'pressions écologiques potentielles' présente l'avantage d'être reconnue par la communauté scientifique et politique (SCBD 2010), d'être relativement exhaustive et non redondante, et de segmenter les pressions d'une façon intelligible pour les acteurs économiques. Quant aux réponses, c'est à ce niveau que se font les arbitrages de l'entreprise. L'analyse de la prise en charge des responsabilités sociétales de l'entreprise vis-à-vis de la biodiversité a donc été réalisée en se focalisant sur ces deux niveaux. Ce choix est cohérent avec les orientations de l'ISO 26 000 : « *il convient qu'une organisation identifie les impacts négatifs potentiels sur la biodiversité et sur les services assurés par les écosystèmes et prenne des mesures pour éliminer ou réduire le plus possible ces impacts* ».

Une deuxième difficulté est liée aux pressions que l'on pourrait qualifier d'« étendues », soit parce qu'elles s'exercent en amont ou en aval de la chaîne de valeur de l'entreprise, soit parce qu'elles ont des impacts sur des écosystèmes éloignés dans le temps et dans l'espace (Figure 2). Il s'agit donc de prendre en compte des pressions :

- générées par l'ISD elle-même et par les activités nécessaires à la réalisation de ses services (ex : production du ciment utilisé pour la stabilisation),
- localisées (ex : occupation foncière) et globales (ex : émissions de gaz à effet de serre contribuant à accélérer le changement climatique),
- immédiates et décalées dans le temps (ex : érosion du sol lors de la construction du site et fuites de lixiviats en post-exploitation).

Le périmètre de l'analyse a ainsi été élargi à la chaîne de la valeur dans une perspective de cycle de vie.

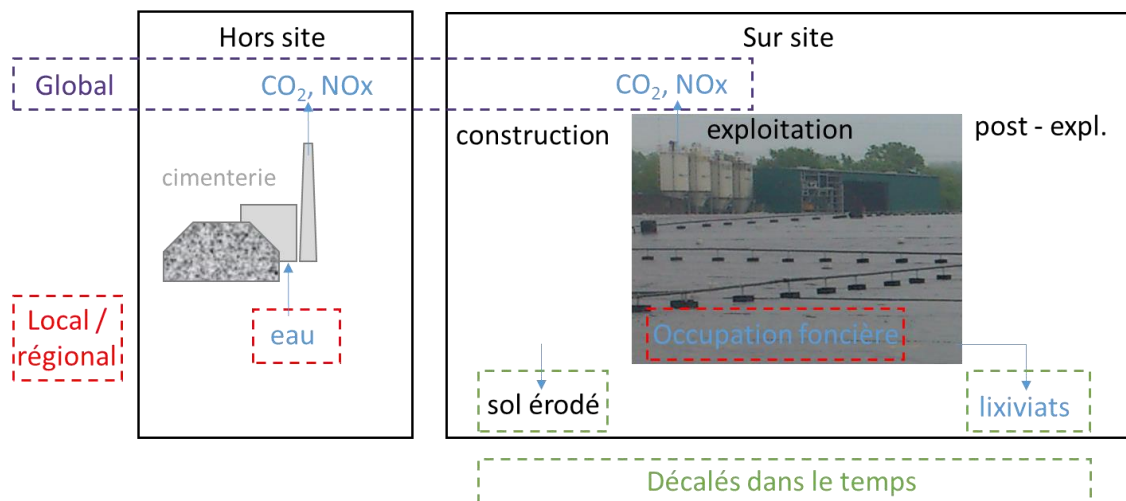


Figure 2 – Des pressions exercées sur les écosystèmes locales et immédiates mais aussi étendues dans le temps, l'espace et par la chaîne de la valeur. Schéma inspiré de (Larrey-Lassalle et al., 2017).

Enfin, déterminer dans quelle mesure une entreprise prend en charge ses responsabilités vis-à-vis de la biodiversité pose une troisième difficulté : celle de fixer un

niveau d'exigence qui soit légitime au regard des diverses parties prenantes et qui soit cohérent avec les impératifs de conservation de la biodiversité. Nous proposons donc d'analyser si les réponses apportées par l'entreprise sont adéquates et proportionnées aux pressions exercées et si l'intensité de ces mêmes pressions est compatible avec l'atteinte des objectifs de conservation de la biodiversité. Nous faisons ici l'hypothèse que les pressions anthropiques ne peuvent être qualifiées de durables sur le plan écologique que si elles respectent les capacités de charge des écosystèmes.

2.2. L'approche « absolute environmental sustainability assesment »

L'approche « absolute environmental sustainability assesment » vise à objectiver la performance d'une entreprise, d'un produit ou d'un territoire par rapport à la capacité des écosystèmes à supporter les pressions exercées par les activités humaines (Cf. Manuscrit III). Comme illustré par la Figure 3, le principe est de comparer les impacts écologiques de l'entreprise à un budget écologique qui lui est assigné. Si pour au moins une catégorie de pression, l'impact est supérieur au budget, alors les activités de l'entreprise sont qualifiées comme non durables. Si pour l'ensemble des pressions responsables de la perte de biodiversité, les pressions exercées sont inférieures aux budgets alloués à l'entreprise, alors les activités peuvent être considérées comme potentiellement compatibles avec les objectifs de conservation de la biodiversité.

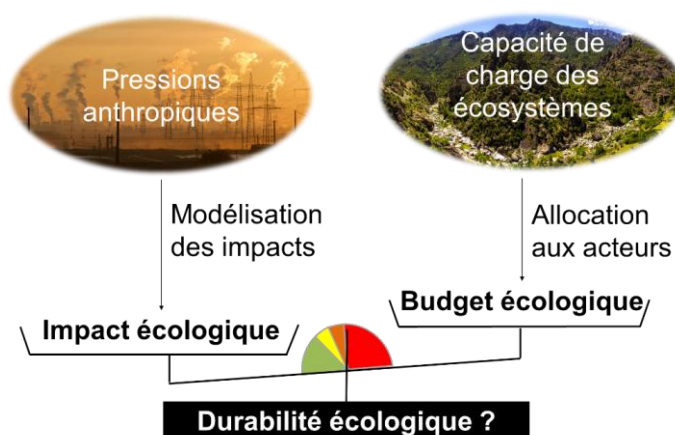


Figure 3 – L'approche « absolute environmental assesment ».

2.3. Identification des sources potentielles de pression

Afin d'avoir une vue d'ensemble des enjeux potentiels de biodiversité associés au traitement et au stockage de déchets dangereux, une première analyse qualitative a été réalisée. Le Tableau 2 présente une cartographie qualitative des sources potentielles de pressions exercées sur la biodiversité au cours du cycle de vie d'une installation de stockage de déchets.

Cette cartographie permet de souligner le caractère évolutif des pressions exercées au cours de la vie du site et la multiplicité des sources de pressions. Les résultats cette analyse préliminaire justifie la prise en considération des pressions étendues.

Tableau 2 – Cartographie des pressions au cours du cycle de vie d'une ISD (en vert les gains positifs pour la biodiversité).

Etapes de vie d'un site	0. Conception de l'installation	1. Travaux d'aménagement	2. Exploitation du site	3. Réaménagement final du site	4. Post-exploitation
Pressions					
Changement climatique (émissions de GES)		Energie engins de travaux	Dégagement de GES par les déchets organiques GES associés à la stabilisation et aux flux logistiques	Energie engins de travaux Dégagement de GES par les déchets organiques	Dégagement de GES par les déchets organiques Stockage de carbone dans les sols (limité)
Perte/dégradation d'habitat		Transformation des milieux lors de l'ouverture d'alvéoles Création de nouveaux milieux aquatiques (bassins eaux pluviales)	Emprise foncière des alvéoles exploitées, des bâtiments Création de couvertures végétales Maintien d'habitats aquatiques Ecrêtage des bassins	Recréation de milieux	Maintien d'habitats diversifiés
Pollutions		Bruit, poussières	Fuites potentielles de lixiviats, émissions atmosphériques (particules, NOx...)		Fuites potentielles de lixiviats, rejets d'eaux traitées
Espèces exotiques envahissantes (EEE)		Terrassement : création de milieux déstabilisés propices à l'installation d'EEE	Développement potentiel d'EEE dans les milieux déstabilisés	Introduction potentielle d'EEE via l'apport de terres exogènes	Développement potentiel d'EEE dans les milieux déstabilisés
Surexploitation		Destruction (collatérale/accidentel le) d'individus			

3. Développement de l'outil

3.1. Caractéristiques de l'outil

Le Tableau 3 récapitule les objectifs et les choix techniques retenus pour le développement de l'outil en vue de répondre aux besoins de l'entreprise et d'intégrer les contraintes du projet.

Tableau 3 – Synthèse des choix techniques.

Caractéristique	Choix technique
Objectif	Evaluer la performance écologique globale d'un site de stockage.
Objet	Cycle de vie d'une ISD
Composantes évaluées	Pressions écologiques
Type de résultats produits	Quantitatifs et score synthétique
Finalités d'usage	Diagnostic, communication
Technicité utilisateur	Relativement simple d'usage, mobilise les données disponibles, relativement peu de données nouvelles à générer
Déploiement	Test sur les sites de SERAF et SOLICENDRE, déploiement possible à l'ensemble des sites du Pôle Stockage
Fréquence d'utilisation	« One shot », sauf si modifications de l'AP pour le module cycle de vie

L'outil a été développé sous R et Excel. Il a été livré au stade de prototype fonctionnel accompagné d'une notice d'utilisation pas-à-pas. Il est structuré en 3 modules, visant respectivement à (1) organiser les données, (2) les analyser et (3) générer une représentation graphique des résultats. L'outil permet :

- de calculer et de comparer les budgets écologiques consommés par unité fonctionnelle (UF) pour différents enjeux environnementaux,
- d'identifier quelles phases de la vie d'un site de stockage ont le plus d'impact,
- d'estimer un score écologique moyen par UF pouvant être assimilé à une « cotation biodiversité ».

3.2. Impacts écologiques au cours du cycle de vie d'une ISD

L'analyse de cycle de vie

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une approche d'évaluation globale et quantitative des pressions environnementales associées à une UF correspondant à un produit, un service, un procédé ou plus largement à une organisation. La logique de l'approche cycle de vie est de prendre en compte les différentes étapes de la vie de l'objet d'étude de l'extraction

des matières premières, à sa production, puis à son usage, jusqu'à sa fin de vie, permettant ainsi de comparer l'impact environnemental des différentes étapes. L'analyse de cycle de vie est une méthode normalisée (ISO 14040 et ISO 14044) qui se structure en quatre étapes : définition des objectifs et du champ de l'étude (définition de l'UF), inventaire des flux, évaluation de l'impact à partir de modèles de caractérisation et enfin interprétation de l'analyse.

Définition du système étudié

Le système considéré est le même que celui de l'outil ACV développé par la FNADE. L'UF adoptée fait référence à un service rendu : « stocker une tonne de déchet d'une classe donnée entrant sur un site de stockage » pendant 10 000 ans (FNADE 2003).

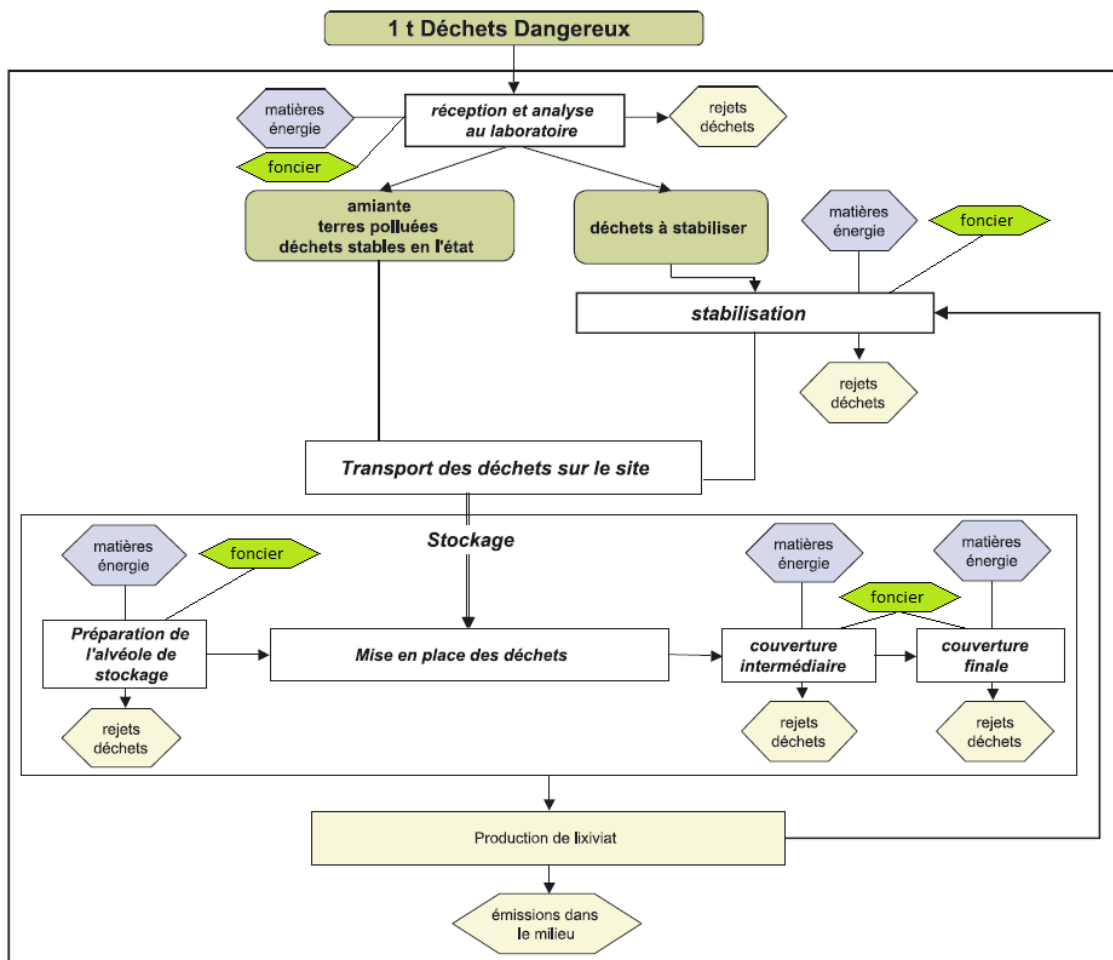


Figure 4 – Description schématique du système considéré et des flux inventoriés (adapté de FNADE (2003)).

Cette définition du système n'inclut pas les étapes de production industrielle ou de dépollution ayant généré les déchets en question. Cependant, dans une perspective d'extension de la méthode aux clients, les pressions générées par la production d'une tonne de déchet de même classe peuvent être additionnées aux pressions associées au service de stockage.

Couverture des phénomènes responsables de l'érosion écologique

Les indicateurs ACV retenus fournissent des informations pour trois des cinq catégories de pressions responsables de la perte de biodiversité (Figure 5). Nous nous sommes ainsi appuyés sur 11 indicateurs ACV pour évaluer les pressions exercées sur la biodiversité en termes de changement climatique, pollutions et perte d'habitats naturels.

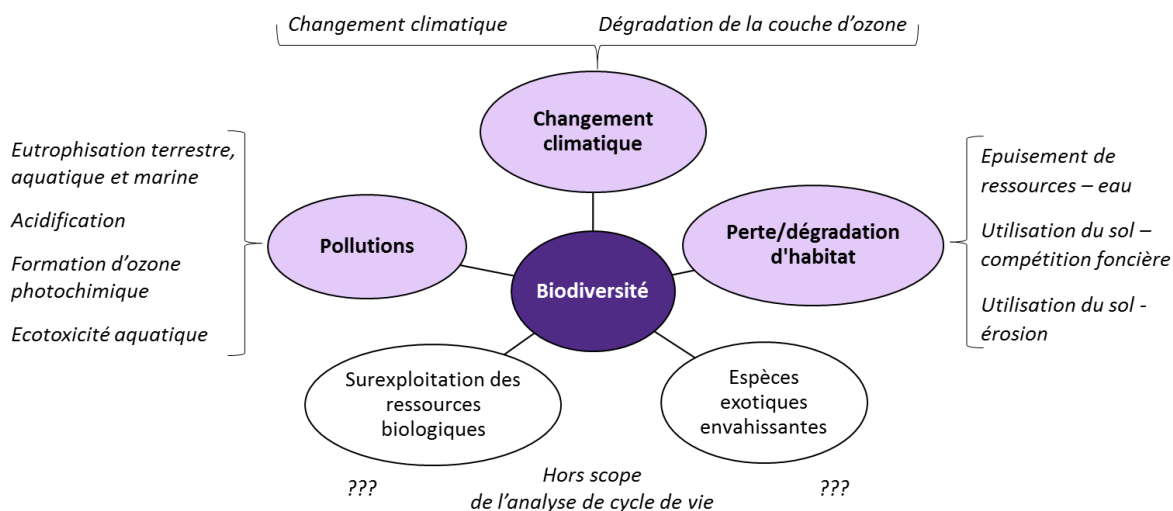


Figure 5 – Catégories de pressions responsables de la perte biodiversité et indicateurs ACV (en italique) correspondants.

Bien qu'il s'agisse d'un enjeu potentiellement fort, il n'existe pas de méthodes permettant d'intégrer les pressions exercées par les espèces exotiques envahissantes (EEE) dans l'ACV. Il paraît peu probable que de telles méthodes soient amenées à se développer car le principe de l'ACV est de recenser des flux entrants et sortants d'un système et n'est donc pas adaptée pour rendre compte de la dynamique d'éléments ayant une capacité d'auto-multiplication, capacité caractéristique du vivant et donc des EEE. La surexploitation des ressources biologiques étant considérée comme une catégorie de pression non pertinente pour les ISD (Cf. Tableau 2), les indicateurs ACV retenus couvrent trois des quatre catégories de pressions identifiées comme matérielles. Il est ainsi recommandé de compléter l'utilisation de l'outil proposé par un suivi cartographique des EEE. En ce sens, la première cartographie des EEE a été produite pour SERAF par l'écologue en charge du suivi du site en

Inventaire des flux

L'inventaire des flux associés au changement climatique, aux pollutions et à l'épuisement des ressources en eau est produit par l'outil ACV FNADE. Les résultats de cet inventaire sont particulièrement sensibles aux hypothèses faites en termes de fuites de lixiviats. Il est complété par un inventaire de l'emprise foncière au cours de l'exploitation du site et en post-exploitation. Un module dédié a été développé sous Excel pour inventorier l'emprise foncière (Figure 6).

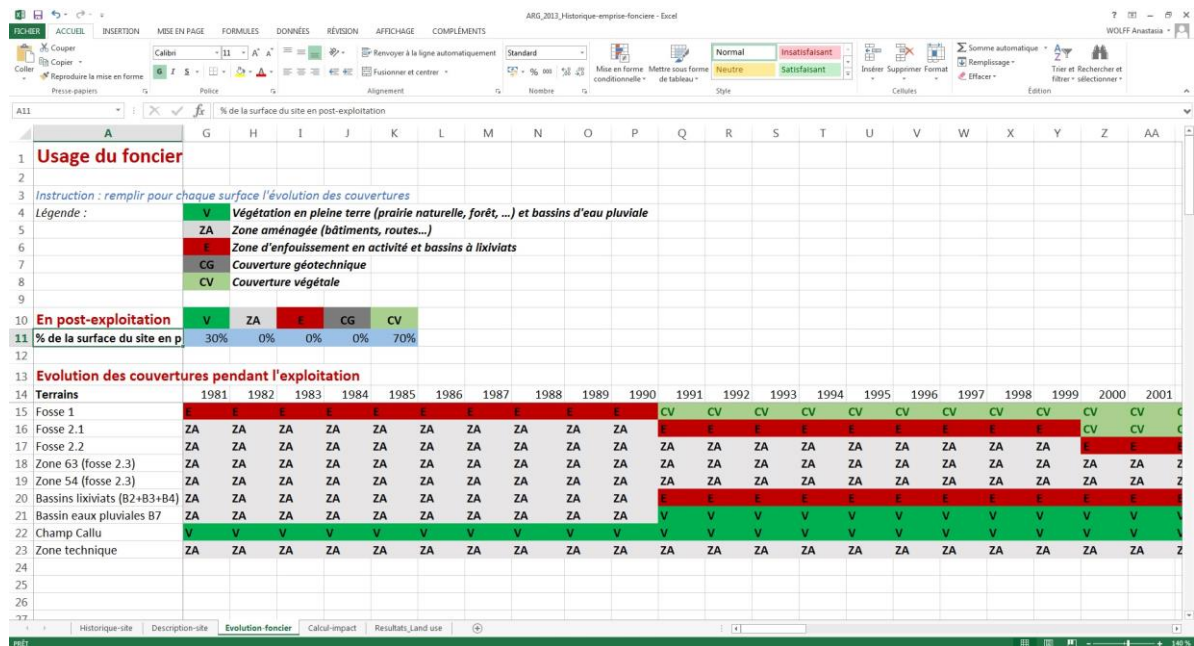


Figure 6– Visuel du module Excel utilisé pour inventorier l'emprise foncière des activités d'une ISDD.

Calcul des pressions écologiques

Les pressions écologiques ont été estimées à partir des modèles de caractérisation détaillés dans le Manuscrit III (Table 2). Une nomenclature des flux a été construite pour traduire la typologie des flux de l'outil ACV FNADE dans la typologie des flux utilisée sous le logiciel OpenLCA (logiciel en libre accès).

3.2. Budgets écologiques alloués

L'allocation des budgets écologiques entre acteurs est intrinsèquement subjective et même politique. Cette allocation doit se baser sur des règles partagées et acceptées par les acteurs du territoire. En l'absence de mécanisme de gouvernance permettant ces arbitrages, Wolff et al. (2017) proposent de s'appuyer sur trois principes pour allouer les capacités de charge des écosystèmes à une entreprise :

- L'allocation **entre secteurs** est basée sur un principe d'héritage : la part du budget allouée au secteur est proportionnelle à sa contribution relative à l'impact écologique considéré ;
- L'allocation **entre entreprises d'un même secteur** est basée sur leur part de marché / leurs contributions respectives pour répondre aux besoins humains, c'est-à-dire le nombre de personnes équivalentes de la zone de chalandise desservie par l'entreprise ;
- Toutes les **personnes** d'une même région ont les mêmes droits écologiques, la capacité de charge des écosystèmes est répartie équitablement entre les habitants.

Appliquer ces principes aux sites de stockage de déchets dangereux pose des problèmes de trois ordres :

- (a) A notre connaissance la contribution actuelle des activités de traitement et stockage de déchets dangereux aux impacts n'est pas disponible.
- (b) Une part de déchets dangereux pris en charge sont dérivés de déchets ménagers issues des métropoles desservies, mais une part provient également d'acteurs industriels. Comment définir alors la taille de population pour laquelle l'entreprise prend en charge les besoins ?
- (c) Les sites de stockage réceptionnent des déchets d'une provenance principalement régionale mais également des déchets produits plus loin. Comment assigner à des populations éloignées les capacités de charge des écosystèmes locaux, voisins des installations de stockages ?

Ces limites ont conduits à réaliser certaines adaptations au mode de calcul des budgets écologiques affectés aux activités de stockage de l'entreprise. L'option retenue a été de raisonner en termes d'ordres de grandeur et de discuter l'acceptabilité de l'empreinte environnementale.

Calcul des budgets écologiques consommés

Les pressions écologiques exercées pour stocker une tonne de déchet dangereux entrant sur le site pendant 10 000 ans ont été normalisées par les budgets écologiques moyens d'un européen. Ces budgets individuels de référence, disponibles pour un ensemble d'indicateurs ACV, sont notamment issus des travaux de (Bjørn & Hauschild 2015). Ces références de normalisation correspondent à des budgets écologiques par personne et par an qu'il faudrait respecter pour ne pas dépasser les seuils écologiques globaux (Bjørn & Hauschild 2015; Bjørn 2015). Par exemple, pour respecter la limite d'augmentation de la température planétaire de 2°C, le budget écologique par personne et par an est de 985 kg CO₂ eq. Ces budgets individuels de référence sont synthétisés dans le Manuscrit III (Table 2).

La normalisation permet d'exprimer les pressions exercées en **occupation de budgets écologiques (OB)** :

$$OB [pers. an] = \frac{\text{Pression [unité]}}{\text{Budget individuel de référence [unité/pers/an]}}$$

Un score agrégé reflétant la performance globale moyenne des sites de stockage (interprété comme un score sans unité conformément aux recommandations de Doka (2016)) a été produit à partir de la moyenne des budgets écologiques consommés pour les différentes catégories de pressions étudiées.

4. Application aux sites TLR et ARG

4.1. Présentation des cas d'application

Deux installations ont servi de cas d'étude : SERAF à Tourville-la-rivière et SOLICENDRE à Argences.

SOLICENDRE

L'ISDD d'Argences se situe à une dizaine de kilomètres de l'agglomération de Caen (Figure 7). Sur les 30 ha du site, 14 ha sont exploités avec un statut d'ICPE, le reste est principalement composé de bois et de prairies (Figure 8). Les bassins de récupération des lixiviats et des eaux pluviales se situent à l'ouest du site. Le milieu récepteur des eaux pluviales est la Mouansse, une rivière de catégorie 1. Des ruches ont été installées au nord de la limite ICPE.



Figure 7 – Localisation du site d'Argences à l'est de l'agglomération de Caen (Google Earth, consulté le 10/05/2017)

Le site d'Argences a connu trois grandes phases d'exploitation :

- (d) de 1981 à 1991. Le site de stockage représentant un volume initial de 500 000 m³ a été développé sur une ancienne carrière d'argile (tuilerie). Les exigences environnementales étaient à l'époque bien moins contraignantes que la réglementation actuelle. La seule exigence de l'AP était que le site soit « étanche », et que les lixiviats et les eaux pluviales soient récupérés. Les exigences en termes d'étanchéité étaient assez rudimentaires : 3 points de perméabilité ont été mesurés (le critère était déjà de 10⁻⁹ m/s). Le caractère argileux du terrain permettait de remplir ce critère (pas d'étanchéité artificielle). Tous les types de déchets, classe 1, 2 et 3, ont été mixés dans la même alvéole. Le gravat était conservé pour la couverture de l'alvéole. Les flux de déchets étaient de l'ordre de 40 000 m³/an, majoritairement du DIB, mais aussi des ordures

ménagères du fait de la saturation de l'usine d'incinération à Caen. La couverture était composée d'1m d'argile, 40cm de matériaux drainant et d'une couverture végétale.

- (e) de 1991 à 2016. Une demande d'extension pour un volume de 500 000 m³ supplémentaire a été déposée en 1991, soit environ à la même période que l'arrêté ministériel de 1992 relatif aux déchets dangereux. Par la suite le stockage des ordures ménagères, des DIB et des boues a été limité et les modalités de stockage ont évolué, notamment en termes de couvertures pour assurer l'étanchéité (géomembranes), de gestion des lixiviats (dispersion pour humidifier les déchets), d'évacuation du gaz... Le site accueilli la première usine de stabilisation de France, à titre d'expérimentation. Le prototype a tenu pendant plus longtemps que prévu mais nécessite aujourd'hui d'être remplacé car ses capacités de traitement (4T/h, soit une journée pour traiter la livraison d'un camion) sont bien en-deçà des capacités standards actuelles (25T/h).
- (f) depuis 2016 à 2030. Un nouvel AP (7 août 2015) pour un volume de 640 000 m³ supplémentaire a été obtenu en 2015, le précédent prenant fin début 2016. Le tonnage global autorisé est de 50 000 T/an. L'ensemble du site sera remodelé car ces déchets se répartiront au-dessus des précédentes alvéoles. La topographie du site sera ainsi surélevée de 4-5 m globalement. A l'issue de la phase d'exploitation, une remise en état du site devra permettre sa réintégration paysagère et écologique.

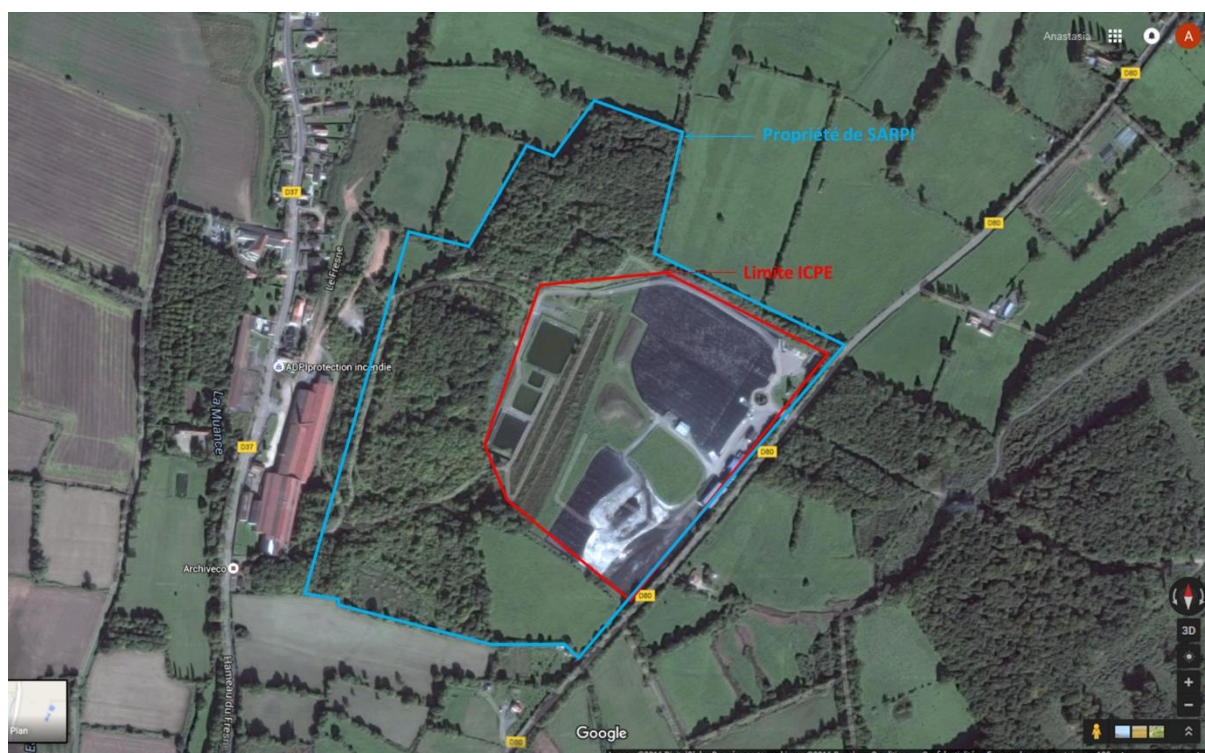


Figure 8 – Vue aérienne du site d'Argences (Google Earth, consulté le 17/05/2016)

SERAF

Le site de Tourville-la-Rivière se situe à une vingtaine de kilomètres au sud de Rouen. Le site se situe sur une terrasse alluvionnaire, dans un méandre de la Seine (Figure 9), constituée d'une base crayeuse surmontée d'alluvions siliceuses. Le site se situe en bordure de ZNIEFF (Etude faune flore 2015, p. 35). La plaine est fortement industrialisée.

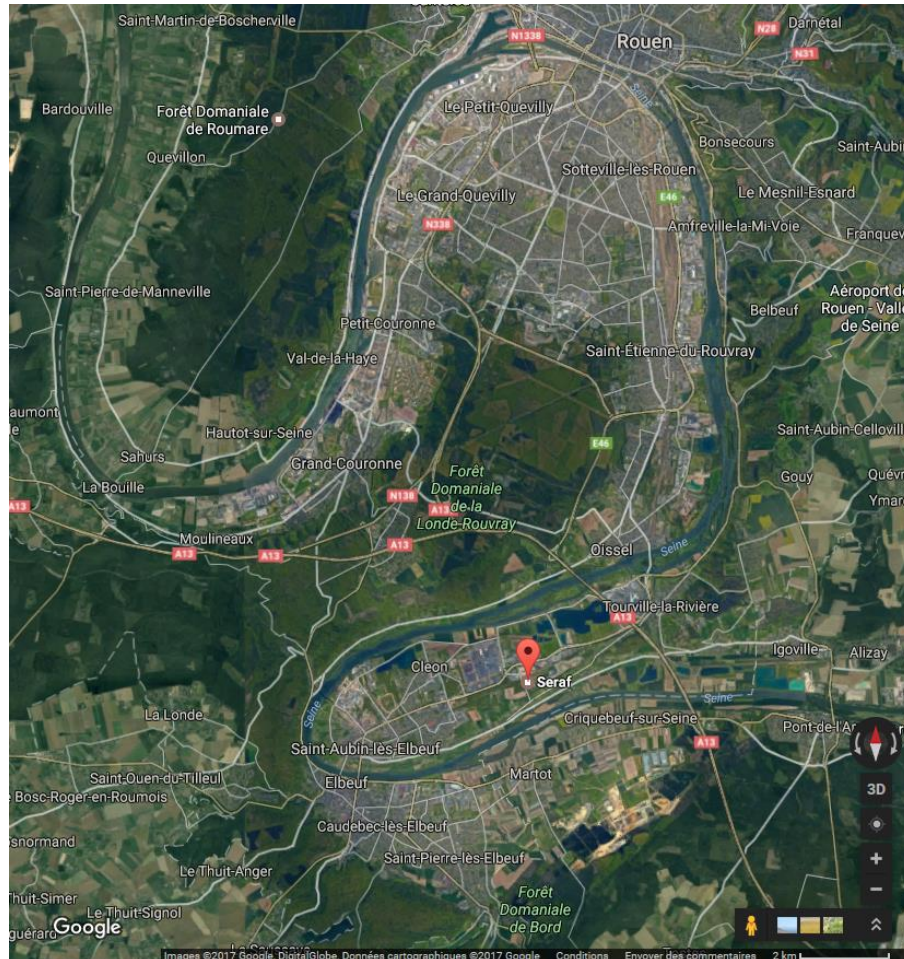


Figure 9 - Localisation du site de Tourville-la-Rivière au Sud de l'agglomération de Rouen (Google Earth, consulté le 10/05/2017)

Le site était anciennement exploité comme sablière. L'activité de stockage démarre en 1981, un mélange de déchets de classe I et II sont stockées dans le co-dispositif jusqu'à l'AMDD de 1992 (Figure 10). Les fosses 3 à 4 ont été exploitées de 1992 à aujourd'hui. Le site reçoit un flux de déchet de 65 000T/an, dont 35 000T de déchets stabilisés (pulvérulents). Le trafic est de l'ordre de 10-30 camions/jour.

Suite au nouvel AP toute la zone végétalisée va être visée. Le nouveau plan d'aménagement sera phasé d'Est en Ouest et conduira à un surélévement du site de 5m (Etude faune-flore-habitat, 2015, p.103-114).

CBN	4.2	4.1.2	2.4	2	Zone sableuse, prairie silicicole, bois
		4.1.1	1 Co-disposol		Usine de stab, bureaux
	3.2	3.1			

Figure 10 – Découpage des casiers de SERAF.

Le façonnage du site est réalisé via une gestion différenciée du milieu. Par exemple, la tonte n'est réalisée qu'une fois par an sauf aux abords de l'entrée (l'acceptation de ces nouvelles pratiques se fait progressivement). Il s'agit aussi d'organiser différents éléments structurants du paysage : milieux ouverts, haies paysagères, corridors en pas japonais, points d'eau et murs de pierre. Le site a également certaines parcelles non exploitées, notamment une prairie silicicole. Un écologue rattaché à un bureau d'étude passe 10 fois par an pour faire des relevés. Différentes espèces d'orchidées ont été recensées ainsi qu'une quinzaine d'espèces végétales patrimoniales sur les zones de couverture. Plusieurs espèces d'amphibiens ont été inventoriées dont le Crapaud calamite et le Pélodyte ponctué. De nombreux têtards, de tailles variables, sont observables dans les mares bâchées au S-O du site. Une ruche, installée en 2011, a été colonisée spontanément dès la première année et a essaimé depuis. Elle produit 15 à 40 kg de miel par an. Le miel est analysé par le laboratoire apicole de Paul SCHWEITZER. Les ruches et nichoirs jouent un rôle pédagogique.



Figure 11 - Vue aérienne de SERAF (document interne transmis le 08/04/2016)

4.2. Source des données

L'évaluation des pressions exercées sur la biodiversité pour stocker une tonne de déchet dangereux entrant sur le site pendant 10 000 ans s'est appuyée sur plusieurs sources de données :

- Les résultats d'inventaire de cycle de vie de l'outil ACV FNADE pour les sites de SERAF et SOLICENDRE (analyse réalisée en 2013) ;
- Des rapports et informations orales permettant de reconstruire l'historique de l'usage foncier des sites de SERAF et SOLICENDRE.

4.3. Résultats

Les résultats de l'évaluation sont illustrés par la Figure 12. Nous comparerons dans un premier temps l'importance relative des différentes catégories de pression, puis nous identifierons quelles phases de la vie d'un site de stockage ont le plus d'impact et enfin discuterons si le niveau de performance écologique semble compatible avec les objectifs de conservation de la biodiversité.

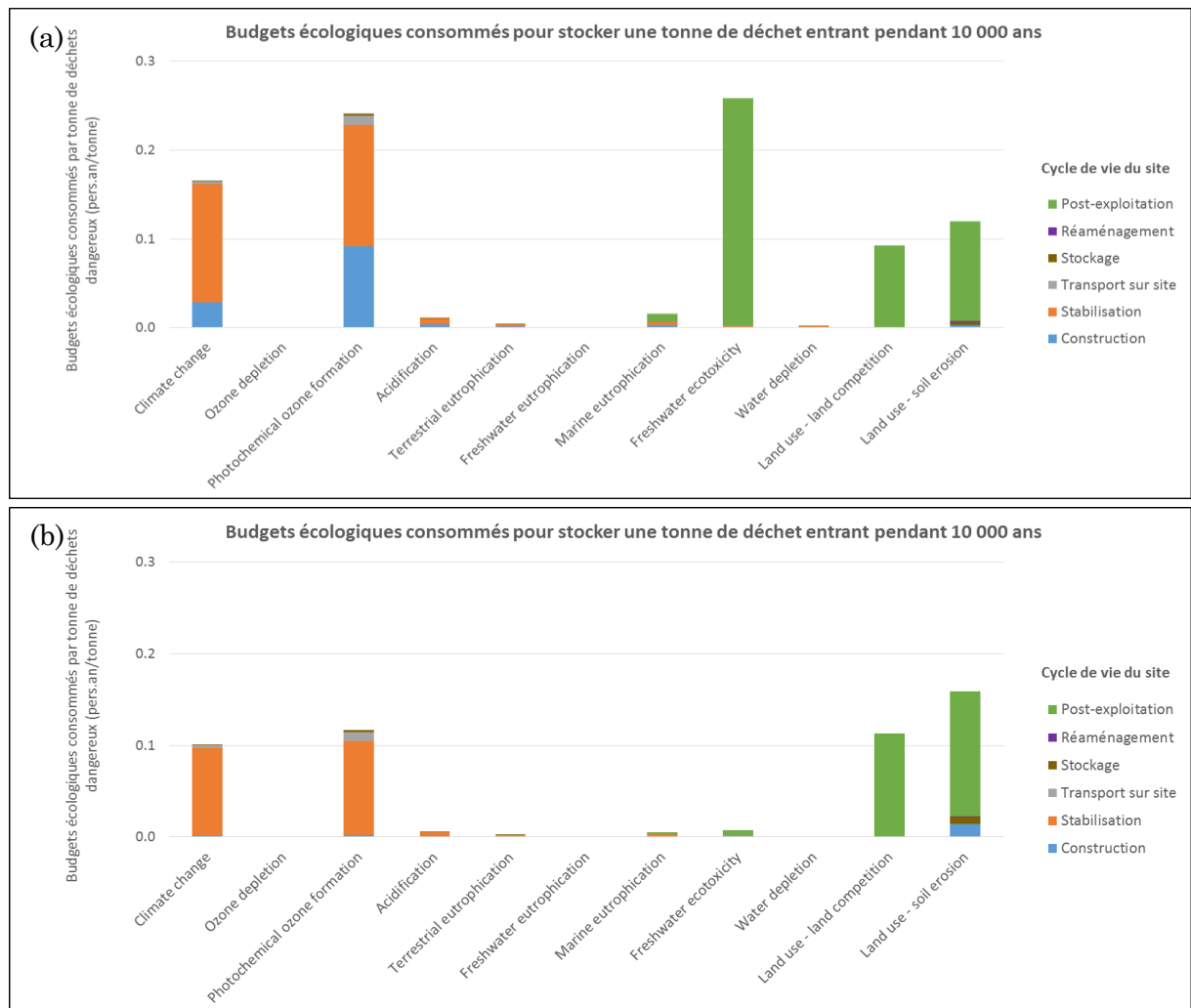


Figure 12 – Résultats pour les sites (a) de SERAF et (b) de SOLICENDRE (graphiques générés par l'outil).

Les pressions ressortant comme les plus significatives au regard des seuils écologiques des écosystèmes sont : le changement climatique, la formation d'ozone photochimique, l'occupation foncière et l'érosion du sol pour les deux sites considérés. L'écotoxicité aquatique ressort comme le principal enjeu du SERAF alors qu'il ne ressort pas particulièrement pour SOLICENDRE. Cette différence s'explique par une différence dans les fuites de lixiviats modélisés. L'hypothèse faite dans le cas de SERAF est que la part de lixiviats non retenus par les barrières géotechniques est substantielle. Cette hypothèse s'appuie sur la Note de calcul du Bilan hydrique et étude hydraulique produite par Arcadis en 2016. Ce résultat, bien qu'à consolider, est apparu comme cohérent au regard des responsables de site du fait de la géologie des terrains respectifs des sites. En effet, SOLICENDRE est implanté sur un terrain argileux, constituant une barrière passive efficace pour retenir les polluants contenus dans les lixiviats qui pourraient passer la barrière technique. A l'opposé, SERAF se situe dans un méandre de la Seine sur une terrasse alluvionnaire, constituée d'une base crayeuse surmontée d'alluvions siliceuses. Comme l'illustre la coupe géologique de la zone (Figure 13), les lixiviats qui pourraient fuir du site d'Argences migrent a priori plus facilement vers la nappe et les eaux douces de surface.

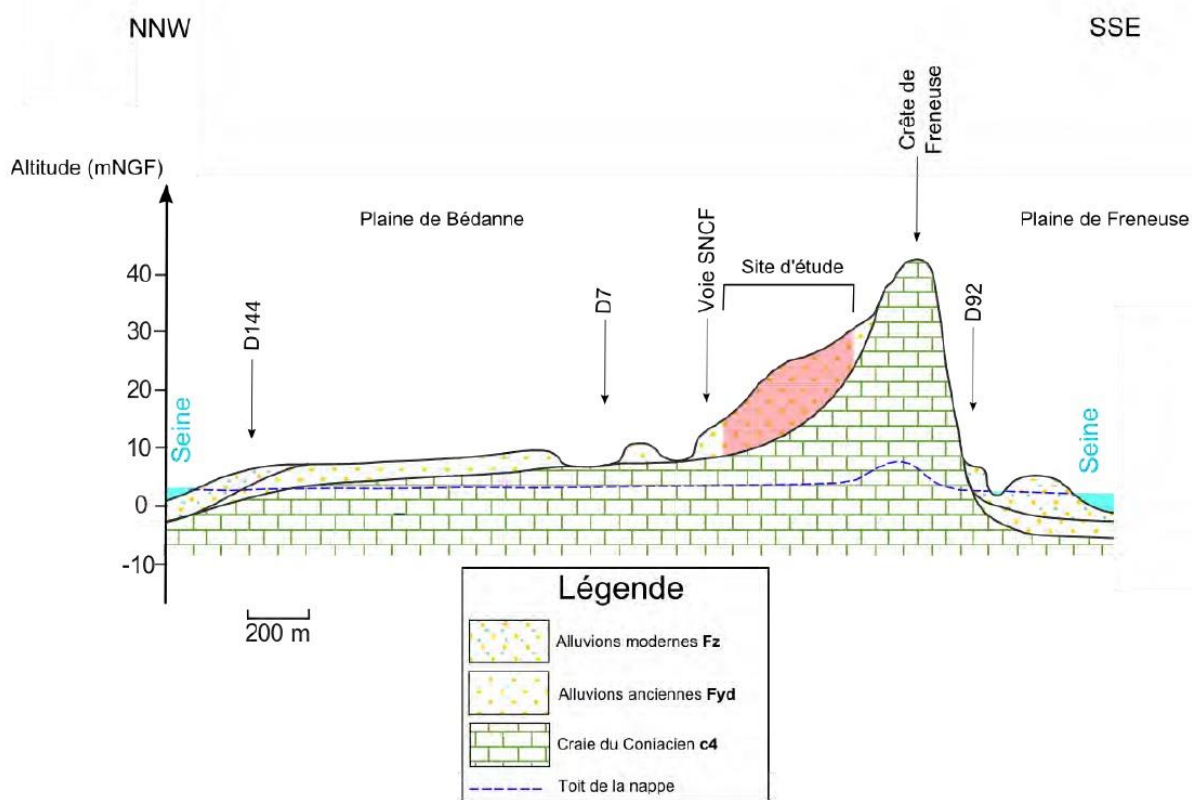


Figure 13 – Coupe du méandre d'Elbeuf et emplacement du site de SERAF (produit par BURGEAP, étude hydrogéologique 2016)

Si, en phase d'exploitation, la stabilisation contribue de façon prépondérante au changement climatique et à la formation d'ozone photochimique, la phase de post-

exploitation joue elle un rôle majeur par rapport à l'écotoxicité aquatique, la perte d'habitat et l'érosion du sol. Ce résultat est à mettre en parallèle avec le temps très long de post-exploitation considéré (10 000 ans).

Stocker une tonne de déchets dangereux entrant sur le site pendant 10 000 ans consomme entre 0 et 0,26 budget écologique individuel pour SERAF et entre 0 et 0,16 pour SOLICENDRE. Le score écologique moyen par tonne de déchet est de 0,08 pour SERAF et 0,05 pour SOLICENDRE.

Cette consommation de budgets écologiques est-elle importante ou peut-elle être considérée comme durable, c'est-à-dire peut-elle être considérée comme inférieure aux budgets écologiques alloués aux activités des ISDD ? Sans trancher de façon quantitative cette question (Cf. section 3.2), nous discutons cette question sur la base d'ordres de grandeur. D'après les éléments communiqués par la FNADE (2003), environ un million de tonnes de déchets dangereux sont traités par an en France. Ce qui signifie qu'une tonne de déchets dangereux correspond environ à la production annuelle de 65 personnes. Par extrapolation, le stockage de la production annuelle de déchets dangereux d'une personne pendant 10 000 ans consomme au maximum 0,4% ($= 0,26/65$) de ses budgets écologiques individuels. Est-ce que, pour une personne, allouer 0,4% de ses budgets écologiques au stockage des déchets dangereux est raisonnable ou trop important, est une question d'appréciation. Ce chiffre semble indiquer que le stockage des déchets dangereux ne représente pas un impact de premier ordre. D'un autre côté, le français moyen dépasse déjà ses budgets écologiques rien que par son alimentation (Manuscrit IV). Les impacts totaux dépassant les seuils de durabilité des écosystèmes, toutes les activités ne répondant pas à un besoin « vital », devraient donc tâcher de réduire au maximum leur empreinte.

5. Discussion

5.1. Limites de l'étude

Des catégories de pression non évaluées

Certaines pressions en cause dans l'érosion de la biodiversité ne sont pas prises en compte dans cette approche. Il s'agit notamment des EEE et de la surexploitation des ressources biologiques. De plus, la prise en compte des catégories de pression « pollutions » et « perte et dégradation d'habitats » est partielle. La fragmentation des habitats et les pollutions physiques telles que le bruit, la lumière ne sont pas modélisées. Tout comme les EEE, ces pressions ont principalement un impact local et immédiat sur la biodiversité. Le suivi de la biodiversité sur site est une approche plus à même de prendre en compte les conséquences de ces pressions. Les résultats de cette étude sont donc interpréter au regard des études menées à l'échelle locale telles que le suivi cartographique des EEE, les études d'impact, les relevés faunistiques et floristiques...

Des catégories de pressions avec de fortes incertitudes

Les incertitudes pesant sur les résultats de l'outil dépendent notamment de la qualité des données d'entrée, c'est-à-dire de la qualité :

- de l'ACV réalisée avec l'outil de la FNADE, qui modélise les flux de lixiviats, les émissions des gaz à effet de serre et de polluants divers ;
- de la modélisation de l'emprise foncière du site et de l'évolution de ses couvertures.

Il s'agit d'un modèle « macro », donnant une vision globale de la performance écologique d'un site, permettant aussi de tester des scénarios d'extension d'exploitation. Les résultats sont à interpréter comme des ordres de grandeurs et n'ont pas la même valeur que des mesures physiques effectives. Le niveau de détail de la modélisation ne permet pas un suivi des pressions mais permet de hiérarchiser les enjeux dans une perspective stratégique. Il complète ainsi d'autres approches de type monitoring de la biodiversité, des pollutions... qui sont plus précises mais aussi plus restreintes dans le temps et dans l'espace.

Pour pouvoir comparer des sites entre eux, il paraît important de s'assurer que les hypothèses faites dans l'outil ACV de la FNADE sont cohérentes, notamment en termes de modélisation des fuites de lixiviats dans le milieu naturel, qui est ressorti comme particulièrement sensible.

Des pressions non contextualisées

L'ACV et la normalisation des indicateurs par des seuils écologiques permettent de donner une vue d'ensemble d'un panel de pressions exercées sur la biodiversité. Si certaines de ces pressions s'exercent effectivement à une échelle globale (changement

climatique), une large partie a avant tout des répercussions locales et régionales qui varient en fonction des caractéristiques de territoires. L'écotoxicité aquatique et l'érosion du sol par exemple, qui ont été identifiés comme des enjeux forts, sont ainsi fortement influencé la qualité du couvert végétal en post-exploitation et les caractéristiques pédologiques et géologiques locales.

Les limites écologiques utilisées dans le cadre de cette étude sont à considérer comme des valeurs européennes moyennes non stabilisées. Elles peuvent être amenées à évoluer du fait de l'amélioration des connaissances et de la construction de consensus politiques sur les niveaux de risques socialement acceptables. Mais surtout les limites écologiques des impacts locaux peuvent être bien en-deçà des limites utilisées ici dans le cas d'écosystèmes sensibles.

5.2. Implications stratégiques

L'étude a mis en exergue que les pressions prioritaires sur la biodiversité ne sont pas uniquement liées à la gestion des habitats, de la faune et de la flore sur le site même. Des pressions s'exerçant à une échelle régionale ou globale, telle que le changement climatique, la formation d'ozone photochimique et l'écotoxicité aquatique, sont également ressorties de l'étude. Il est intéressant de souligner que les enjeux identifiés comme prioritaires sont intimement liés au cœur de métier de l'entreprise :

- Les émissions associées à la stabilisation (prenant en compte la fabrication du ciment),
- Les possibles fuites de lixiviats en post-exploitation, qui sont liés à la qualité des barrières techniques et au choix de la localisation de l'installation dans un territoire au profil géologique adapté,
- La qualité du réaménagement du site pour limiter l'érosion du sol et permettre le développement d'un écosystème intégré dans le territoire.

Les dimensions temporelles et spatiales jouent un rôle majeur dans les résultats obtenus avec des impacts régionaux, globaux et décalés dans le temps qui ressortent comme prioritaires. Ceci souligne l'importance de prendre en considération les pressions « étendues » (Cf. section 2.1) dans l'analyse des impacts sur la biodiversité.

L'étude ne remet pas en soit la durabilité écologique des activités en cause. Elle ne permet pas pour autant d'affirmer que les activités des sites étudiés sont de fait compatibles avec les objectifs de conservation de la biodiversité. Si les résultats sont plutôt encourageants, il s'agit de continuer à travailler sur des axes liés au cœur de métier même de l'entreprise : performance de la stabilisation, des membranes techniques et du réaménagement notamment.

5.3. Recommandations et perspectives

Interprétation du score écologique

Le score écologique moyen par UF peut être interprété comme une forme de cotation biodiversité. Il reflète une performance écologique globale vis-à-vis d'un ensemble d'indicateurs des pressions exercées sur la biodiversité. Plus le score est élevé, plus l'impact sur la biodiversité est défavorable.

Communication

Les allégations des entreprises en matière de biodiversité sont souvent floues, voir dans certains cas infondées (ex : entreprises prétendant ne pas avoir d'impact net sur la biodiversité alors qu'elles vont au mieux compenser la perte d'habitats générée par leurs activités). La communication sur les engagements en faveur de la biodiversité doit être spécifique. Le Tableau 4 récapitule différents types de formulation et les conditions à remplir pour démontrer l'atteinte des objectifs affichés.

Tableau 4 – Conditions à vérifier pour différents types d'allégations

Types d'ambition/allégation	Conditions à vérifier	Exemples
Pas de perte nette ou impact net positif	Gains $\geq$ pertes de biodiversité	Zero net deforestation by 2020 (Consumer Good Forum)
Activités durables sur le plan écologique, respect des limites écologiques	Pression $_i <$ Budget $_i$	Science Based Targets Initiative
Diminution (de l'intensité) des pressions exercées sur la biodiversité	$P_i(T+t) < P_i(T)$ ou $\frac{P_i(T+t)}{X_i(T+t)} < \frac{P_i(T)}{X_i(T)}$ avec X_i une variable d'activité	Engagement de réduction des émissions de GES
Contribution aux objectifs institutionnels de conservation	Variables en fonction de la formulation des objectifs	Engagements des entreprises reconnus au titre de la SNB

$i \in \{\text{émissions GES ; diffusion d'espèces exotiques envahissantes ; pollutions ; perte d'habitat ; exploitation des ressources biologiques}\}$

L'exercice mené dans le cadre du partenariat apporte un éclairage quant à la compatibilité des activités avec la conservation de la biodiversité. Tout en reconnaissant les limites de l'étude (notamment : incertitudes sur les inventaires, capacités de charge des écosystèmes non spécifiques aux territoires considérés, non exhaustivité des pressions responsables de la perte de biodiversité intégrées dans le cadre de l'étude, subjectivité de l'attribution à l'entreprise d), les résultats ne font pas apparaître d'incompatibilité entre les activités des deux sites considérés et les objectifs de conservation de la biodiversité.

Si l'entreprise devait communiquer sur les résultats, les auteurs encouragent à ce que la communication porte sur l'ensemble des indicateurs de pression étudiés ou bien se réfère à la valeur maximale de budgets écologiques consommés par tonne de déchets dangereux stockés (0,26 pour SERAF et 0,16 pour SOLICENDRE), plutôt qu'au score écologique moyen, difficile à interpréter et qui est très sensible aux catégories de pression sélectionnées pour l'étude.

Elargissement du modèle

L'unité fonctionnelle actuelle ne rend compte des impacts écologiques qu'à partir de l'entrée des déchets sur le site de stockage. Il pourrait être intéressant d'élargir la définition de l'unité fonctionnelle de façon à prendre en compte les impacts du transport du lieu de génération du déchet au site de stockage par exemple.

De plus, le modèle pourrait être complété par les impacts d'acteurs générant les déchets. Le modèle s'appuie sur les méthodes ACV de l'ILCD, méthodes les plus reconnues et donc ayant la plus forte probabilité d'être également utilisées par des clients ou autres acteurs de la chaîne de valeur. Les pressions exercées par un centre d'incinération pour produire une tonne de déchets à stocker (une tonne de mâchefers par exemple) pourraient être sommées avec les pressions exercées par le stockage d'une tonne de déchets, évaluées dans le cadre de cet outil.

Recommandations de compléments d'étude

Nous recommandons que l'étude soit complétée par des travaux visant à améliorer la résolution spatiale des capacités de charge des écosystèmes, afin de mieux prendre en compte les spécificités écologiques locales des sites.

De plus, au vu des incertitudes sur les fuites de lixiviats, il pourrait être intéressant de creuser ce sujet très technique de façon plus détaillée et de normaliser les méthodes de modélisation afin de permettre une comparaison des sites réaliste.

Nous recommandons enfin d'élargir l'étude à une partie amont de la chaîne de la valeur : transport des déchets et incinération par exemple, afin d'offrir une perspective plus complète des responsabilités écologiques du secteur de gestion des déchets.

6. Bibliographie

Bjørn, Anders. 2015. « Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective ». DTU Management Engineering.

Bjørn, Anders et Michael Zwicky Hauschild. 2015. « Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 20, n° 7, p. 1005-1018.

Bouwman, A. F., D. P. Van Vuuren, R. G. Derwent et M. Posch. 2002. « A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 141, p. 349-382.

Butchart, Stuart H.M., Martin Clarke, Robert J. Smith, Rachel E. Sykes, Jörn P.W. Scharlemann, Mike Harfoot, Graeme M. Buchanan, et al. 2015. « Shortfalls and Solutions for Meeting National and Global Conservation Area Targets ». *Conservation Letters*, vol. 8, n° 5, p. 329-337.

Doka, Gabor 2016. Combining life cycle inventory results with planetary boundaries: The Planetary Boundary Allowance impact assessment method. Update PBA'06, Zürich. <http://www.doka.ch/DokaPBA06Method.pdf>.

FNADE. 2003. Éco-profil du stockage des déchets dangereux en sites collectifs en France. FNADE.

Gerten, Dieter, Holger Hoff, Johan Rockström, Jonas Jägermeyr, Matti Kummu et Amandine V Pastor. 2013. « Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 5, n° 6. Coll. « Aquatic and marine systems », p. 551-558.

Hauschild, Michael Z., Mark Goedkoop, Jeroen Guinée, Reinout Heijungs, Mark Huijbregts, Olivier Jolliet, Manuele Margni, et al. 2013. « Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n° 3, p. 683-697.

Noss, Reed F., Andrew P. Dobson, Robert Baldwin, Paul Beier, Cory R. Davis, Dominick A. Dellasala, John Francis, et al. 2012. « Bolder Thinking for Conservation ». *Conservation Biology*, vol. 26, n° 1, p. 1-4.

Reinds, G. J., M. Posch, W. de Vries, J. Slootweg et J.-P. Hettelingh. 2008. « Critical Loads of Sulphur and Nitrogen for Terrestrial Ecosystems in Europe and Northern Asia Using Different Soil Chemical Criteria ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 193, n° 1-4, p. 269.

Robinson, Sharon A. et David J. Erickson. 2015. « Not just about sunburn – the ozone hole's profound effect on climate has significant implications for Southern Hemisphere ecosystems ». *Global Change Biology*, vol. 21, n° 2, p. 515-527.

Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric Lambin, Timothy M. Lenton, et al. 2009. « Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity ». *Ecology & society*, vol. 14, n° 2, p. 32.

SCBD. 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal, Canada : Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD). En ligne. <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf>. Consulté le 30 septembre 2014.

Struijs, Jaap, Dick De Zwart, Leo Posthuma, Rob Sew Leuven et Mark Aj Huijbregts. 2011. « Field sensitivity distribution of macroinvertebrates for phosphorus in inland waters ». *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 7, n° 2, p. 280-286.

Urban, Mark C. 2015. « Accelerating extinction risk from climate change ». *Science*, vol. 348, n° 6234, p. 571-573.

Verheijen, F. G. A., R. J. A. Jones, R. J. Rickson et C. J. Smith. 2009. « Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe ». *Earth-Science Reviews*, vol. 94, n° 1-4, p. 23-38.

de Vries, Wim, Johannes Kros, Carolien Kroeze et Sybil P Seitzinger. 2013. « Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 5, n° 3-4. Coll. « Open issue », p. 392-402.

Wolff, Anastasia, Natacha Gondran et Christian Brodhag. En cours de révision. "Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity by a company. Application to the food portfolio of a retailer".

Manuscrit VI

Construire des actions cohérentes de l'aval à l'amont
des chaînes de valeur

Anastasia Wolff

Rubrique « Point de vue » dans *Biodiv'2050*, 2017, n°12, p.17

N.B. : Cet article fait partie d'un numéro spécial de la revue *Biodiv'2050*, suite au premier Forum Biodiversité et Economie.

Le Forum a été l'occasion d'échanger dans le cadre de deux ateliers sur un champ pour l'instant peu pris en considération dans les politiques publiques de conservation de la biodiversité : celui des impacts indirects. La France – tout comme de nombreux pays industrialisés - exerce actuellement davantage de pressions sur la biodiversité au-delà de ses frontières que sur son territoire national. La principale raison est liée au découplage géographique entre lieux de production et lieux de consommation. Alors que la perte de biodiversité est généralement considérée comme un enjeu local, il est aujourd'hui fondamental de mieux prendre en compte sa dimension globale et le rôle des chaînes de valeur.

L'influence d'une entreprise sur l'état de la biodiversité ne se limite pas à son périmètre foncier et juridique. Dans une perspective de responsabilité sociétale des entreprises (RSE), les impacts écologiques exercés par la chaîne d'approvisionnement et les produits délivrés font également partie des enjeux à intégrer par une entreprise. Pour définir une stratégie à l'échelle de sa chaîne de valeur, de la production des matières premières à la fin de vie des produits, il s'agit notamment pour une entreprise de :

- Cartographier les impacts : quel est le bilan écologique net de l'entreprise et de sa chaîne de valeur, quelles sont les étapes cruciales (production de matières premières ? transformation ? usage ?...) ?
- Définir ses objectifs : quel niveau de performance écologique devrait atteindre l'entreprise pour que ses activités soient effectivement compatibles avec les objectifs de conservation de la biodiversité ?
- Extrapoler la trajectoire : les actions engagées de réduction des impacts sont-elles suffisantes pour atteindre ces objectifs ?

Deux outils ont été présentés dans le cadre du premier atelier dédié aux chaînes de valeur : l'outil comptable *Environmental Profit & Loss* de Kering et l'outil de diligence *Antrak* utilisé par Séquana dans le cadre de son devoir de vigilance vis-à-vis de ses fournisseurs. Les retours d'expérience sur ces outils ont bien mis en évidence la complexité de collecter les informations nécessaires, notamment lorsque plusieurs rangs de fournisseurs sont impliqués. Le déploiement de ces outils, développés en propre par les entreprises, mobilise donc des ressources importantes. Capitaliser sur ces projets de grande ampleur est essentiel pour hiérarchiser les enjeux par secteurs et filières, réaliser des économies d'échelle et associer les acteurs de plus petite taille à la démarche.

Pour certains secteurs, les impacts écologiques se concentrent sur quelques maillons stratégiques de la chaîne de valeur (*hotspots*). Pour autant, la responsabilité des impacts n'est pas exclusivement imputable à ces acteurs. Elle est partagée, de la production des matières premières au consommateur final, en passant par les industriels, les financeurs... qui disposent de différents leviers. Les solutions ne se situent donc pas forcément au même niveau que les impacts. Pour l'alimentation par exemple, secteur qui a fait l'objet au Forum d'un atelier de travail réunissant des acteurs de l'amont à l'aval, l'étape de production des matières premières (agriculture, élevage, pêche) est celle qui génère les impacts écologiques les plus significatifs. Les leviers ne se trouvent cependant

pas exclusivement dans l'amélioration des modes de production mais également dans l'évolution des modes de consommation.

Travailler sur l'amont et l'aval des chaînes de valeur offre des potentiels d'amélioration distincts. On peut faire ici un parallèle avec la séquence « éviter-réduire-compenser », développée historiquement pour les grands projets (infrastructures, carrières...), mais qui peut s'avérer utile pour prioriser et organiser les actions de nombreux secteurs. Cette séquence hiérarchise les actions à mettre en œuvre pour limiter les conséquences écologiques. Les actions visant à faire évoluer la demande des clients, des consommateurs finaux ont un caractère préventif. Ces actions éviteront des impacts sur l'ensemble de la chaîne de valeur, et sont donc à prioriser. Ensuite, la réduction des impacts non évités, passe par l'amélioration des performances des modes de production en amont. Enfin, le potentiel de compensation des impacts résiduels est à examiner spécifiquement par secteurs au regard de leurs contraintes économiques et physiques. La compensation écologique de l'emprise foncière agricole par exemple ne semble pas être une option viable au vu des surfaces mobilisées (les sols cultivés occupaient en 2011 37% du territoire français métropolitain). Pour certains secteurs, des marges d'amélioration significatives existent encore du côté des modes de production, et ouvrent des perspectives d'innovation ; pour d'autres ces marges sont plus réduites, et c'est bien dans l'évolution des modes de consommation que se trouvent les marges de progrès les plus significatives. L'atelier de travail dédié au secteur de l'alimentaire avait résumé ce raisonnement en disant qu'il faut « passer d'un raisonnement de la fourche à la fourchette, à un raisonnement de la fourchette à la fourche ». Cette logique sera probablement la plus performante, aussi bien écologiquement qu'économiquement, pour une majorité de secteurs.

Construire des modèles économiques plus favorables à la biodiversité à l'échelle de l'ensemble de la chaîne de valeur ouvre des perspectives de repositionnement aux acteurs. De par leur dimension stratégique, ces évolutions comportent probablement certains risques. Mais ces risques sont partagés, et l'on peut s'attendre à ce que ces actions structurelles soient plus résilientes dans le temps que des initiatives portées individuellement. Les pouvoirs publics et les institutions ont certainement un rôle de facilitateur à jouer dans ces transitions, mais aussi de garde-fous pour s'assurer de la plus-value écologique des évolutions engagées.

Annexes

Annexe 1 – Interactions avec les parties prenantes

Annexe 2 – Objectifs d'Aichi pour la biodiversité

Annexe 3 – Décision X/21, COP 10 de la CDB

Annexe 4 – Extraits des documents de reporting du Groupe Casino

Annexe 5 – Structure des fiches descriptives des actions engagées par les entreprises partenaires

Annexe 6 – Déroulé des partenariats de recherche

Annexe 7 – Synthèses des ateliers montés dans le cadre du Forum Biodiversité et Economie, 24-25 novembre 2016, Paris

Annexe 1 – Interactions avec les parties prenantes

Cette annexe a pour objet d'apporter un éclairage sur l'équilibre des interactions entretenues avec les communautés scientifiques, économiques et l'administration. Elle liste les liens entretenus avec différents acteurs au cours de la thèse.

Interactions académiques

Structures de rattachement

AgroParistech (*financement*)

Mines Saint-Etienne (*lieu de résidence*)

Collaborations scientifiques

Réseau scientifique LCAbsolute, *partage de réflexions, revue de littérature et production scientifique relatives à l'approche AESA*

Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) & Ecole nationale des travaux publics de l'état (ENTPE), *co-encadrement d'un stage de master*

Présentation des travaux

SETAC Europe, Bruxelles, 2017 (*poster*)

IDDR, Paris, 2017 (*présentation informelle*)

SETAC Europe Case studies, Montpellier, 2016 (*présentation orale*)

Réseau International de Recherche sur les Organisations et le Développement Durable (RIODD), Saint-Etienne, 2016 (*présentation orale*)

Care Genre et Environnement, Lyon, 2015 (*présentation orale*)

International Congress for Conservation Biology (ICCB), Montpellier (*présentation orale*)

Interactions avec l'administration

Ministère de la transition écologique et solidaire (MTES)

Agence française pour la biodiversité (AFB), *montage et animation de deux ateliers dans le cadre du Forum Biodiversité et Economie*

Bureau en charge de la Stratégie nationale pour la biodiversité

Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD), *consultée dans le cadre de la mission de relance de la SNB*

Commissariat général au développement durable (CGDD), bureau de la consommation et de la production responsables, *présentation de la méthode d'évaluation de la prise en charge des responsabilités écologique et des résultats obtenus avec le Groupe Casino*

Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt (MAAF)

Direction générale performance économique et environnementale des entreprises (DGPE), *présentation de la méthode d'évaluation de la prise en charge des responsabilités écologique et des résultats obtenus avec le Groupe Casino*

Interactions avec les entreprises

SARP Industries, *partenariat de recherche (financement)*

Groupe Casino, *partenariat de recherche (financement)*

Entreprises pour l'environnement (EpE), *présentation au groupe de travail dédié à la biodiversité de la méthode d'évaluation de la prise en charge des responsabilités écologique et des résultats obtenus avec le Groupe Casino*

CCI France, AFITE et CGPME, *rédaction de la synthèse du colloque « Entreprises et Biodiversité : Tous concernés »*

Annexe 2 – Les Objectifs d'Aichi relatifs à la diversité biologique

But stratégique A : Gérer les causes sous-jacentes de l'appauvrissement de la diversité biologique en intégrant la diversité biologique dans l'ensemble du gouvernement et de la société.



Objectif 1

D'ici à 2020 au plus tard, les individus sont conscients de la valeur de la diversité biologique et des mesures qu'ils peuvent prendre pour la conserver et l'utiliser de manière durable.



Objectif 2

D'ici à 2020 au plus tard, les valeurs de la diversité biologique ont été intégrées dans les stratégies et les processus de planification nationaux et locaux de développement et de réduction de la pauvreté, et incorporés dans les comptes nationaux, selon que de besoin, et dans les systèmes de notification.



Objectif 3

D'ici à 2020 au plus tard, les incitations, y compris les subventions néfastes pour la diversité biologique, sont éliminées, réduites progressivement ou réformées, afin de réduire au minimum ou d'éviter les impacts défavorables, et des incitations positives en faveur de la conservation et de l'utilisation durable de la diversité biologique sont élaborées et appliquées, d'une manière compatible et en harmonie avec les dispositions de la Convention et les obligations internationales en vigueur, en tenant compte des conditions socio-économiques nationales.



Objectif 4

D'ici à 2020 au plus tard, les gouvernements, les entreprises et les parties prenantes, à tous les niveaux, ont pris des mesures, ou mis en œuvre des plans, pour assurer la production et la consommation durables et maintenu l'utilisation des ressources naturelles dans des limites écologiques sûres.

But stratégique B : Réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et encourager l'utilisation durable



Objectif 5

D'ici à 2020, le rythme d'appauvrissement de tous les habitats naturels, y compris les forêts, est réduit de moitié au moins et si possible ramené à près de zéro, et la dégradation et la fragmentation des habitats sont sensiblement réduites.



Objectif 6

D'ici à 2020, tous les stocks de poisson et d'invertébrés et plantes aquatiques sont gérés et récoltés d'une manière durable, légale et en appliquant des approches fondées sur les écosystèmes, de telle sorte que la surpêche soit évitée, des plans et des mesures de récupération sont en place pour toutes les espèces épuisées, les pêcheries n'ont pas d'impacts négatifs marqués sur les espèces menacées et les écosystèmes vulnérables, et l'impact de la pêche sur les stocks, les espèces et les écosystèmes restent dans des limites écologiques sûres.



Objectif 7

D'ici à 2020, les zones consacrées à l'agriculture, l'aquaculture et la sylviculture sont gérées d'une manière durable, afin d'assurer la conservation de la diversité biologique.



Objectif 8

D'ici à 2020, la pollution causée notamment par l'excès d'éléments nutritifs aura été ramenée à des niveaux qui ne sont pas défavorables à la fonction écosystémique et à la diversité biologique.



Objectif 9

D'ici à 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'introduction sont identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer les voies de pénétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces.



Objectif 10

D'ici à 2015, les nombreuses pressions anthropiques exercées sur les récifs coralliens et les autres écosystèmes vulnérables marins et côtiers affectés par les changements climatiques ou l'acidification des océans sont réduites au minimum, afin de préserver leur intégrité et leur fonctionnement.

But stratégique C : Améliorer l'état de la diversité biologique en sauvegardant les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique



Objectif 11

D'ici à 2020, au moins 17% des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10% des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation effectives par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin.



Objectif 12

D'ici à 2020, l'extinction d'espèces menacées connues est évitée et leur état de conservation, en particulier de celles qui tombent le plus en déclin, est amélioré et maintenu.



Objectif 13

D'ici à 2020, la diversité génétique des plantes cultivées, des animaux d'élevage et domestiques et des parents pauvres, y compris celle d'autres espèces qui ont une valeur socio-économique ou culturelle, est préservée, et des stratégies sont élaborées et mises en œuvre pour réduire au minimum l'érosion génétique et sauvegarder leur diversité génétique.

But stratégique D : Renforcer les avantages retirés pour tous de la diversité biologique et des services fournis par les écosystèmes



Objectif 14

D'ici à 2020, les écosystèmes qui fournissent des services essentiels, en particulier l'eau et contribuent à la santé, aux moyens de subsistance et au bien-être, sont restaurés et sauvegardés, compte tenu des besoins des femmes, des communautés autochtones et locales, et des populations pauvres et vulnérables.



Objectif 15

D'ici à 2020, la résilience des écosystèmes et la contribution de la diversité biologique au stocks de carbone sont améliorées, grâce aux mesures de conservation et restauration, y compris la restauration d'au moins 15% des écosystèmes dégradés, contribuant ainsi à l'atténuation des changements climatiques et l'adaptation à ceux-ci, ainsi qu'à la lutte contre la désertification.



Objectif 16

D'ici à 2015, le Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation est en vigueur et opérationnel, conformément à la législation nationale.

But stratégique E : Renforcer la mise en œuvre au moyen d'une planification participative, de la gestion des connaissances et du renforcement des capacités



Objectif 17

D'ici à 2015, toutes les Parties ont élaboré et adopté en tant qu'instrument de politique générale, et commencé à mettre en œuvre une stratégie et un plan d'action nationaux efficaces, participatifs et actualisés pour la diversité biologique.



Objectif 18

D'ici à 2020, les connaissances, innovations et pratiques traditionnelles des communautés autochtones et locales qui présentent un intérêt pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique, ainsi que leur utilisation coutumière durable, sont respectées, sous réserve des dispositions de la législation nationale et des obligations internationales en vigueur, et sont pleinement intégrées et prises en compte dans le cadre de l'application de la Convention, avec la participation entière et effective des communautés autochtones et locales, à tous les niveaux pertinents.



Objectif 19

D'ici à 2020, les connaissances, la base scientifique et les technologies associées à la diversité biologique, ses valeurs, son fonctionnement, son état et ses tendances, et les conséquences de son appauvrissement, sont améliorées, largement partagées et transférées, et appliquées.



Objectif 20

D'ici à 2020 au plus tard, la mobilisation des ressources financières nécessaires à la mise en œuvre effective du Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique de toutes les sources et conformément au mécanisme consolidé et convenu de la Stratégie de mobilisation des ressources, aura augmenté considérablement par rapport aux niveaux actuels. Cet objectif fera l'objet de modifications en fonction des évaluations des besoins de ressources que les Parties doivent effectuer et notifier.

Annexe 3 – Décision X/21, COP 10 de la CDB



**Convention sur la
diversité biologique**

Distr.
GÉNÉRALE

UNEP/CBD/COP/DEC/X/21
27 octobre 2010

FRANÇAIS
ORIGINAL : ANGLAIS

CONFÉRENCE DES PARTIES À LA
CONVENTION SUR LA DIVERSITÉ
BIOLOGIQUE

Dixième réunion

Nagoya, Japon, 18–29 octobre 2010

DÉCISION ADOPTÉE PAR LA CONFÉRENCE DES PARTIES À LA CONVENTION
SUR LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE À SA DIXIÈME RÉUNION

X/21. Engagement du secteur privé

La Conférence des Parties,

Notant l'importance des valeurs de la biodiversité et des services fournis par les écosystèmes, y compris pour soutenir les entreprises et le secteur privé,

Notant également les progrès réalisés dans l'engagement des entreprises et du secteur privé pour intégrer les enjeux de la biodiversité dans les stratégies des entreprises et dans la prise de décision, en conformité avec l'objectif 4.4 du Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique,

Reconnaissant les progrès accomplis au titre de l'intégration de la conservation et de l'utilisation durable de la diversité biologique dans les opérations commerciales et félicitant les entreprises qui ont fait part de détermination et de leadership dans ce domaine,

Réalisant le besoin d'incorporer les enjeux de la biodiversité dans les opérations et initiatives, présentes et futures, du secteur privé,

Soulignant l'intérêt et les capacités du secteur privé, dont les petites et moyennes entreprises, dans la conservation et l'utilisation durables de la biodiversité et des services des écosystèmes comme source de futures opérations commerciales, et comme condition à de nouvelles possibilités commerciales et de débouchés,

Reconnaissant l'importance d'attirer les capacités des entreprises privées et commerciales,

Reconnaissant l'importance du rôle joué par les gouvernements dans le renforcement de la participation des entreprises à la réalisation des trois objectifs de la Convention,

Reconnaissant également l'importance d'approches éthiques, scientifiques, sociales, économiques et écologiques pour traiter les enjeux de la biodiversité,

Appréciant l'organisation de la troisième Conférence sur l'entreprise et le défi 2010 de la biodiversité à Jakarta et *notant* le rapport fourni dans la documentation de la conférence,

Accueillant avec satisfaction le Colloque mondial sur l'entreprise et la biodiversité organisé à Londres en juillet 2010,

Notant le rôle potentiel de la société civile, y compris des organisations non gouvernementales, des organisations scientifiques, et des autres parties prenantes, pour influencer les pratiques commerciales et faciliter une évolution du comportement des consommateurs y compris des attentes de la société,

S'appuyant sur les activités et initiatives existantes de la Convention liées aux entreprises et à la biodiversité, de même que celles des autres entités, comme sur le secteur privé lui-même,

Notant l'importance des résultats et des recommandations des travaux en cours sur les valeurs de la biodiversité et des services des écosystèmes, comme l'Initiative pour une économie verte du Programme des Nations Unies pour l'environnement, et notamment les rapports sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB), pour une analyse approfondie de la question, pour le développement d'une compréhension plus commune et pour une communication approfondie et renforcée avec le secteur privé et au sein de la communauté des entreprises,

Reconnaissant la pertinence des développements existants et des processus de travail des différents forums y compris les organisations internationales concernées, comme l'Initiative de croissance verte de l'Organisation de coopération et de développement économiques, le thème économie verte proposé pour la Conférence des Nations Unies sur le développement durable de 2012, le processus de Marrakech sur la consommation et la production durables soutenu par le Programme des Nations Unies pour l'environnement et le Secrétariat des Nations Unies, l'Initiative *BioTrade* de la Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement de même que les initiatives existantes qui font la promotion de la responsabilité sociale de l'entreprise et de la sensibilisation à l'environnement des chaînes d'approvisionnement

Reconnaissant l'opportunité et la nécessité d'incorporer les objectifs de la diversité biologique dans les nouvelles initiatives émergentes sur le développement vert,

Notant également le besoin de dialogue entre les Parties, les représentants du monde des affaires et les autres parties prenantes, aux niveaux national, régional et international,

1. *Invite* les Parties:

a) à promouvoir un environnement de politiques publiques qui permette l'engagement du secteur privé et l'intégration de la biodiversité dans les stratégies d'entreprises et les processus de prise de décision afin de contribuer à la réalisation des trois objectifs de la Convention;

b) à créer des conditions qui facilitent la participation du secteur privé, *notamment* et selon que de besoin pour des rapports transparents en fonction desquels sera évaluée l'application de la Convention, des évaluations indépendantes et des modalités d'établissement et de résiliation de partenariats;

c) à identifier un ensemble d'options pour incorporer la diversité biologique dans des pratiques entrepreneuriales qui prennent en compte les développements actuels dans de nombreux forums, y compris au sein des institutions et organisations non gouvernementales compétentes, comme les programmes « *Business and Biodiversity Offsets* », l'Union internationale pour la conservation de la nature, le Programme des Nations unies pour l'environnement, l'Initiative *BioTrade* de la Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement, le Conseil mondial des entreprises pour le développement durable, l'Organisation de coopération et de développement économiques, *Nippon Keidanren*, l'Initiative entreprise et biodiversité, créée lors de la neuvième réunion de la Conférence des Parties;

d) à soutenir la mise en place d'initiatives entrepreneuriales et de biodiversité nationales et régionales et de s'efforcer de mettre en place un partenariat entreprise et biodiversité en invitant les initiatives en cours et les autres parties prenantes intéressées à prendre part à l'initiative entreprise et biodiversité, et à prendre note de la Charte de Jakarta ;

e) à développer, et faire des rapports sur les activités nationales qui promeuvent et facilitent l'intégration de la diversité biologique par les entreprises, par l'intermédiaire de règlements et, s'il y a lieu, de mesures d'encouragement économiquement et socialement saines, les stratégies et plans d'actions nationaux pour la diversité biologique de même que les rapports nationaux;

f) à établir un dialogue continu avec le milieu des affaires à propos des considérations et des activités en matière de diversité biologique;

g) à encourager l'implication des entreprises comme parties prenantes dans toute révision ou application des stratégies et plans d'action nationaux;

h) à adopter, s'il y a lieu, des critères de durabilité pour les achats par l'État de produits des ressources biologiques.

2. *Encourage* les entreprises et le secteur privé à :

a) contribuer à l'application de la Convention, de son Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique et de ses objectifs et à s'y référer s'il y a lieu pour définir des objectifs de biodiversité concrets et mesurables pour leurs opérations;

b) contrôler et évaluer les impacts sur la diversité et les services fournis par les écosystèmes, y compris l'étude des risques et des opportunités associés, et la façon dont cela pourrait affecter leurs activités, et développer et appliquer des processus et des méthodes de production qui réduisent ou évitent les impacts négatifs sur la diversité biologique;

c) prendre en compte s'il y a lieu les Lignes directrices facultatives Akwé: Kon pour la conduite d'études sur les impacts culturels, environnementaux et sociaux des projets d'aménagement ou des aménagements susceptibles d'avoir un impact sur des sites sacrés et sur des terres ou des eaux occupées ou utilisées traditionnellement par des communautés autochtones et locales²³;

d) partager et adopter les leçons apprises entre et parmi les commerces et les entreprises, y compris les petites et moyennes entreprises;

e) mesurer la meilleure pratique disponible dans les industries concernées et étudier comment des compétences et des expertises spécifiques peuvent être mobilisées et partagées afin de réduire au minimum et d'éviter les impacts négatifs sur la diversité biologique;

f) participer à des programmes de certification volontaires qui favorisent les trois objectifs de la Convention;

g) adopter des critères et des indicateurs pour soutenir la réalisation des trois objectifs de la Convention, par exemple au moyen des approches définies dans la charte de Jakarta et d'autres initiatives aux niveaux national comme mondial;

h) utiliser des critères et des indicateurs comme un moyen de suivi de l'application de ces engagements de manière transparente, par le biais d'une déclaration volontaire ;

²³ Annexe de la décision VII/16 F

i) engager des efforts plus importants pour promouvoir l'engagement des entreprises à la réalisation des trois objectifs de la Convention et de son nouveau Plan stratégique, comme l'Initiative entreprises et biodiversité créée lors de la neuvième réunion de la Conférence des Parties et la Charte de Djakarta comme symbole de leur implication dans la réalisation des trois objectifs de la Convention sur la diversité biologique;

j) développer et maintenir un dialogue continu avec les gouvernements sur la façon de contribuer au mieux à la réalisation des trois objectifs de la Convention;

k) faire rapport publiquement sur les activités liées à la conservation de la diversité biologique et à l'utilisation durable des services fournis par les écosystèmes;

3. *Prie* le Secrétaire exécutif, en fonction des ressources disponibles, et en collaboration avec les organisations internationales concernées, comme celles dont mention est faite dans le paragraphe 1 c) ci-dessus :

a) d'encourager la création d'initiatives entreprises et biodiversité nationales et régionales en facilitant un forum de discussion entre les Parties et les autres gouvernements, les entreprises et les autres parties prenantes, en se concentrant sur le niveau mondial;

b) de recueillir des informations sur les outils existants qui peuvent faciliter l'engagement des entreprises à intégrer les enjeux de la biodiversité aux stratégies entrepreneuriales et à la prise de décision comme entre autres les principes de fonctionnement entrepreneuriaux pour la conservation de la biodiversité, les indicateurs d'efficacité de la conservation, et les méthodologies/techniques/outils pour l'évaluation de la biodiversité et des services fournis par les écosystèmes, d'analyser l'efficacité de ces outils dans les secteurs économiques pertinents, et de rendre cette compilation et cette analyse accessibles aux correspondants nationaux et aux parties prenantes concernées par le biais du mécanisme du centre d'échange de la Convention et par d'autres moyens;

c) d'encourager le développement et l'application d'outils et de mécanismes qui peuvent faciliter l'engagement des entreprises à intégrer les enjeux de la biodiversité dans leurs travaux, en conformité et en harmonie avec la Convention et les autres obligations internationales concernées, comme la certification, la vérification, l'évaluation de la biodiversité et des services fournis par les écosystèmes, les mesures d'encouragement, les compensations pour la biodiversité, etc.;

d) d'encourager également le suivi des effets des outils et mécanismes appliqués conformément au paragraphe 3 c) ci-dessus;

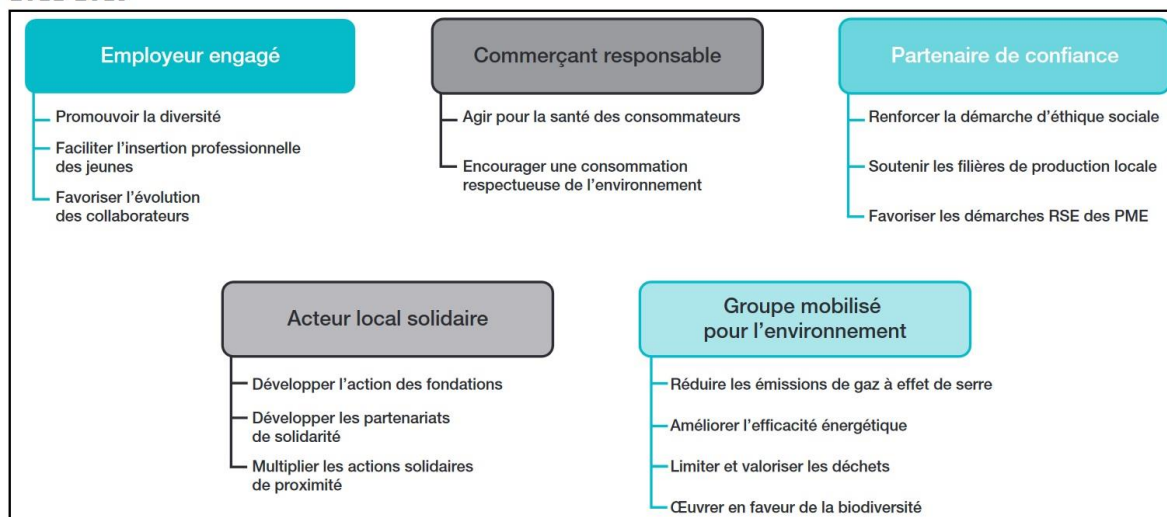
e) de diffuser, par le biais du mécanisme du centre d'échange et d'autres moyens, les outils et exemples de meilleures pratiques pour encourager la participation des entreprises, dont les petites et moyennes entreprises (PME);

f) d'encourager les entreprises qui font leurs les objectifs de la Convention et son Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique à communiquer leurs activités portant sur la diversité biologique à leurs consommateurs, clients et autres parties prenantes.

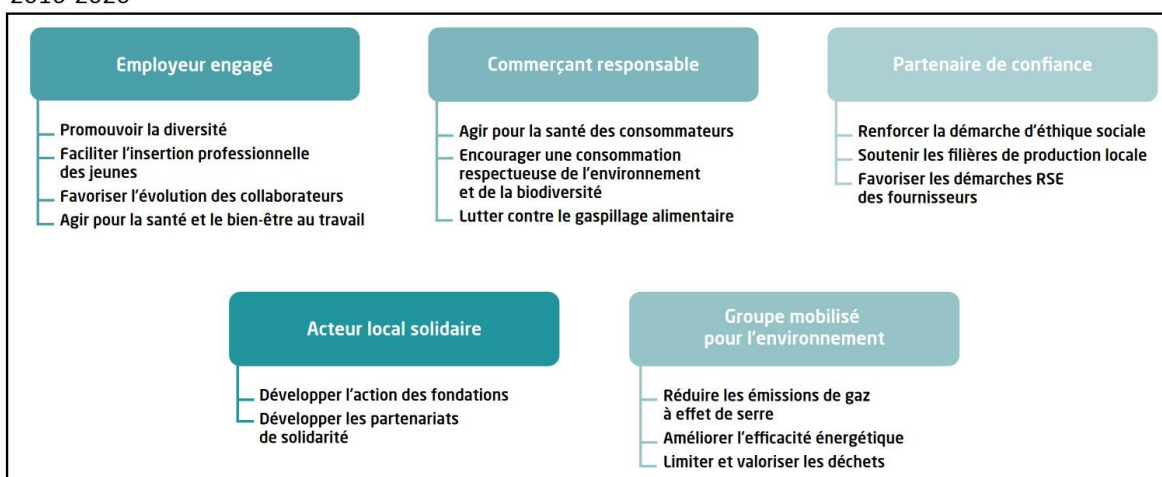
Annexe 4 – Extraits des documents de reporting du Groupe Casino

Evolution de la démarche de progrès « Esprit RSE » du Groupe (documents de référence 2015 et 2016)

2011-2015



2016-2020



Maîtriser et réduire l'empreinte environnementale



➡ Réduction des émissions de gaz à effet de serre, amélioration de l'efficacité énergétique, réduction et valorisation des déchets. ➡
protection de la biodiversité des écosystèmes : les priorités environnementales du Groupe démontrent sa volonté de réduire son empreinte écologique.

➡ RÉDUIRE LES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE

Le bilan carbone des activités du Groupe réalisé en 2013 a permis d'évaluer ses émissions directes (scope 1) et indirectes (scope 2) de gaz à effet de serre à 2 220 000 tonnes équivalent- CO_2 . Les principales sources d'émission identifiées sont : les fuites de fluides frigorigènes, la consommation énergétique des magasins et le transport de marchandises. Décidé à maîtriser son empreinte environnementale, le Groupe poursuit le déploiement des plans de réduction des émissions et multiplie les initiatives innovantes à l'échelon local.

➡ DES INSTALLATIONS FRIGORIFIQUES PILOTES

Pour réduire l'impact des gaz à effet de serre des installations frigorifiques, le Groupe s'emploie à réduire les fuites des installations existantes et à tester des équipements permettant de réduire la charge initiale en fluides destructeurs de la couche d'ozone (HCFC et CFC) ou à fort pouvoir de réchauffement climatique (HFC). Les actions mises en place par les filiales consistent à renforcer le confinement des circuits des installations existantes et à tester des installations frigorifiques pilotes fonctionnant avec des fluides à faible pouvoir de réchauffement climatique (hydrocarbures, CO_2 , NH_3). L'objectif est d'identifier les solutions techniques adaptées aux conditions de sécurité, au climat et aux réglementations des pays où le Groupe est présent. En France, une dizaine de supermarchés produisent ainsi du froid avec des installations au CO_2 . GPA teste au Brésil la réfrigération CO_2 avec deux installations dans ses enseignes.

"Cdiscount trie et valorise 100 % des cartons et des plastiques générés par ses entrepôts."

VIETNAM

Inauguration de la centrale photovoltaïque de Green Square

Le développement d'installations solaires photovoltaïques dans les centres commerciaux du Groupe se poursuit avec l'inauguration au Vietnam d'une centrale solaire sur les toitures du parking de Green Square, autour de l'hypermarché Big C Di An. Première installation de ce type dans le pays, la centrale, d'une puissance de 270 000 Kwh/an, a obtenu le label international "LEED Gold"¹ et la certification nationale "Lotus Silver".



➡ OPTIMISER LA PERFORMANCE ÉNERGÉTIQUE

Pour améliorer l'efficacité énergétique des magasins, le Groupe s'appuie sur sa filiale spécialisée GreenYellow, qui a obtenu en 2013 la certification ISO 50 001 de son système de management énergétique pour 502 sites en France. Deux principaux leviers d'action ont été identifiés : la rénovation de l'éclairage des magasins avec des équipements basse-consommation et l'installation de portes sur les meubles frigorifiques à froid positif. GreenYellow garantit, après rénovation énergétique des magasins, une réduction de la consommation énergétique de 15 à 25 % par un Contrat de performance énergétique (CPE). En France, 90 % des hypermarchés Géant ont mis en place un CPE à fin 2013 et 75 % d'entre eux ont d'ores et déjà équipé de portes leurs meubles à froid positif, comme d'ailleurs la totalité des supermarchés Casino et magasins de proximité rénovés. Un niveau d'équipement que le Groupe s'était engagé à atteindre d'ici 2020. Le mouvement se poursuit en Colombie, où GreenYellow a mis en place en 2013 des CPE prévoyant la fermeture des meubles dans

18 magasins. Au Vietnam, 56 % des meubles froids ont été équipés de portes, tandis que les nouveaux magasins intègrent cette spécification dans leurs mobiliers standards.

➡ "RÉDUIRE, RECYCLER ET RÉUTILISER" LES DÉCHETS

L'amélioration continue de l'écoconception des packagings des produits sous marque propre a permis d'économiser depuis 2006 plus de 7 600 tonnes d'emballages. Partout où elles sont présentes, les filiales du Groupe ont pour objectif de réduire leurs déchets d'exploitation et d'augmenter leur taux de valorisation en participant au développement et à la sécurisation des filières de recyclage locales. En 2013, 230 000 tonnes de déchets cartons, plastiques et organiques ont été traitées au niveau du Groupe. En France, plus de 100 000 tonnes de déchets ont été triées et valorisées dans les enseignes Casino. En Colombie, Grupo Éxito a valorisé plus de 18 000 tonnes de ses déchets d'exploitation. À l'instar de GPA au Brésil avec son programme d'économie circulaire "Novo de novo", Libertad déploie en Argentine son programme 3R "réduire, recycler et réutiliser" dans l'ensemble de ses magasins.

¹ Leadership in Energy and Environmental Design (LEED) : système nord-américain de standardisation de bâtiments à haute qualité environnementale le plus utilisé au monde. Un bâtiment peut atteindre quatre niveaux : certifié, argent, or ou platine.

Annexe 5 – Structure des fiches descriptives des actions engagées par les entreprises partenaires

La fiche descriptive des actions est standardisée. Elle donne des informations qualitatives sur les initiatives et les catégorise selon :

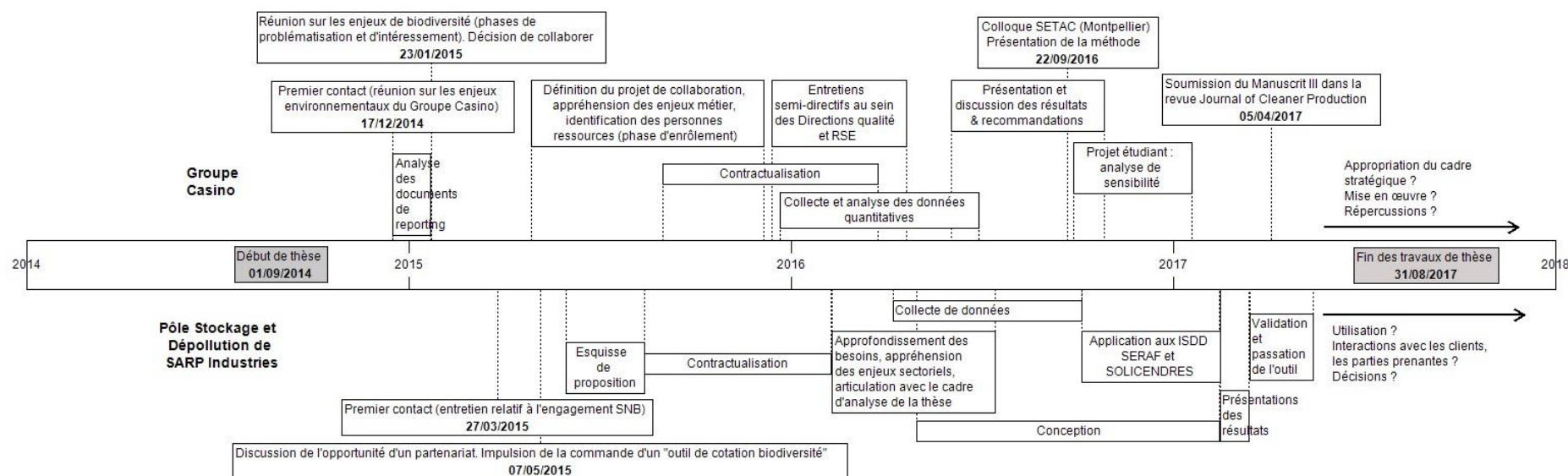
- Le type d'action (distinction entre les initiatives opérationnelles atténuant les pressions exercées sur la biodiversité de façon effective et les initiatives de support, qui instaurent des procédures n'atténuant pas en soit ces pressions mais qui posent des prérequis)
- L'évolution probable de l'intensité des cinq catégories de pression sur une échelle de -2 (réduction probablement importante de l'intensité de pression) à 2 (augmentation probablement importante de pression) relativement à des pratiques « conventionnelles » (évaluée à dire d'expert, à partir de recherches bibliographiques).
- Les volumes de produits concernés par l'initiative – niche, intermédiaire et gros volumes – (pour SARPI cette section est remplacée par les sites concernés) et le potentiel de déploiement de l'initiative (faible, conséquent).

Une description plus détaillée, des éléments sur l'organisation de l'initiative et ses liens à la conservation de la biodiversité sont annotés.

Nom :	Nom donné à l'initiative					
Sources :	<i>Entretiens et documents ayant servi à documenter l'initiative</i>					
Filières visées :	Filières d'approvisionnement (ex : céréales)			Tiers visés :	Périmètres/acteurs impliqués	
Initiative...	...d'atténuation des pressions ☐ évitement ☐ réduction ☐ compensation			... de support ☐ développement et transfert de connaissances écologiques ☐ capacités de gestion ☐ gouvernance ☐ financement		
Evolution probable de l'intensité de pression :						
	-2	-1	0	1	2	?
	Changement climatique					
	Dégradation habitat					
	Surexploitation					
	Pollutions					
	Espèces invasives					
Volumes concernés :	☐ Niche ☐ Intermédiaire ☐ Gros volumes			Potentiel de déploiement :	☐ Faible ☐ Conséquent	
Description :						
Organisation de l'initiative (direction, responsable et partenaires) :						
Liens à la biodiversité :						

Annexe 6 – Déroulé des partenariats de recherche

Chronologie du travail partenarial avec le Groupe Casino et le Pôle Stockage et Dépollution de SARP Industries.



Annexe 7 – Synthèses des ateliers montés dans le cadre du Forum Biodiversité et Economie, 24-25 novembre 2016, Paris

Modalités pour gérer les responsabilités et dépendances des filières

Atelier D21

Les pressions exercées sur la biodiversité se répartissent de façon inégale le long des chaînes de la valeur, se concentrant en amont pour de nombreuses filières. Les entreprises sont de plus en plus souvent interpellées par rapport aux impacts de leurs chaînes d'approvisionnement. L'objectif est d'identifier les possibles répercussions environnementales, opérationnelles et managériales de démarches RSE élargies à la chaîne de la valeur. Kering et Séquana ont développé des outils pour diagnostiquer leurs enjeux écologiques au-delà de leur périmètre direct. Leurs retours d'expérience apportent un éclairage sur les évolutions pouvant être engagées dans la gestion des responsabilités et des dépendances des filières d'approvisionnement.

Les trois questions qui ont guidées les présentations et les échanges sont :

Comment apprécier la responsabilité directe (à travers les opérations) et indirecte (à travers la chaîne de valeur) d'une entreprise vis-à-vis de la perte de biodiversité ?

En quoi l'analyse des enjeux de biodiversité à l'échelle de la chaîne de la valeur complète-t-elle les approches locales/territoriales ?

Comment construire des leviers d'action intégrés à l'échelle de la chaîne de la valeur dans une démarche de responsabilité sociétale d'entreprise (RSE) élargie ?

Intervenants :

- GUICHARDON Olivier, Directeur de la Responsabilité Sociale et Environnementale chez Sequana
- VALLEJO Géraldine, Sustainability Programme Director chez Kering
- WOLFF Anastasia, doctorante à l'Ecole des Mines Saint-Etienne

De la définition des enjeux de biodiversité à leur intégration dans une stratégie RSE cohérente à l'échelle de la chaîne de la valeur

Anastasia WOLFF

L'impact des entreprises sur la biodiversité est principalement décrit localement. Cependant, cette approche n'apporte qu'une vision partielle de l'ensemble des répercussions écologiques. Pour les espèces inscrites sur la Liste rouge de l'UICN, 30% des pressions anthropiques sont dues au commerce international. La France exerce d'avantage de pressions sur la biodiversité à l'étranger que sur son propre territoire (Lenzen et al. 2012). Les enjeux de biodiversité d'une entreprise ne sont donc

pas seulement locaux mais s'inscrivent dans une chaîne de valeur structurée par l'offre et la demande.

I- Comment définir la responsabilité sociétale des entreprises (RSE) vis-à-vis de la biodiversité alors que les causes de sa dégradation sont diffuses ?

La RSE est définie comme : « la responsabilité des entreprises concernant leurs impacts sur la société » (COM/2011/0681 finale). Les cadres normatifs de la RSE (ISO 26000, GRI, les principes directeurs de l'OCDE à l'intention des entreprises multinationales) précisent sur les champs d'application, le périmètre d'action et les niveaux de performance de la RSE. Définir les responsabilités d'une

entreprise vis-à-vis de la biodiversité n'est cependant pas trivial.

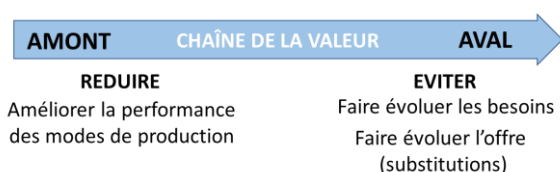
Cela pose tout d'abord un *défi technique*, en termes d'*imputabilité des responsabilités*. Il est en effet difficile d'affecter une responsabilité individuelle à une entreprise d'un impact sur la biodiversité, car cette évolution résulte de pressions diverses, exercées par plusieurs acteurs à des échelles locales et globales.

Gérer de multiples pressions indirectes pose de plus un *défi managérial*. Les pressions anthropiques se concentrent pour une large part en amont des filières. Les acteurs aval, qui sont *in fine* responsables de la demande, sont physiquement déconnectés des enjeux écologiques. La prise en charge de ces impacts indirects passe alors par le devoir de vigilance vis-à-vis de la chaîne d'approvisionnement, les interactions avec la sphère d'influence, mais aussi à travers la communication (*reporting*).

Enfin la *légitimité des réponses apportées par l'entreprise* pose un défi d'ordre *politique*. Les références mobilisées pour confronter la performance de l'entreprise (*benchmarking*, limites écologiques, objectifs institutionnels de conservation) ne correspondent pas aux mêmes niveaux d'exigence.

II - Comment agir sur l'ensemble de la chaîne de valeur ? Quels sont les leviers d'action possibles ?

Afin d'intégrer des stratégies efficaces au sein de la chaîne de valeur, deux leviers peuvent être actionnés. En amont de la chaîne de valeur, il s'agit de réduire les impacts en améliorant les performances des modes de production. En aval de la chaîne de valeur, accompagner l'évolution des besoins et orienter les consommateurs/clients vers des offres alternatives à plus faible impact écologique est clé pour éviter les impacts.



La construction de modèles économiques compatibles avec la conservation de la biodiversité semble passer par une évolution cohérente des modes de consommation et de production. Travailler à l'échelle de la chaîne de la valeur est donc complémentaire de l'échelle territoriale. Le développement de stratégies RSE à l'échelle des chaînes de valeur soulèvent cependant des questions relatives :

- au niveau de connaissances requis,
- à la gestion des relations entre acteurs de la chaîne de valeur,
- à la plus-value économique,
- au rôle des pouvoirs publics.

Comptabilité du capital naturel et approvisionnement responsable chez Kering

Géraldine VALLEJO

La principale activité du groupe Kering est la vente dans le secteur de la mode (luxe et sportswear). Représentant un chiffre d'affaires annuel de 11 milliards €, regroupant 20 marques et présent dans 120 pays, le groupe a souhaité se doter d'un outil d'évaluation des impacts environnementaux de sa chaîne de valeur.

L'outil développé, l'« Environmental Profit and Loss » (EP&L), vise à donner une valeur monétaire, représentant les coûts sociétaux, aux impacts environnementaux depuis l'extraction des matières premières, jusqu'aux portes des magasins de l'ensemble des marques du Groupe. Les principaux objectifs de l'outil sont :

- d'identifier les moteurs les plus significatifs des impacts environnementaux du Groupe,
- d'avoir une vue d'ensemble des bureaux, des magasins jusqu'à la chaîne d'approvisionnement,
- d'apprécier les impacts des décisions opérationnelles.

I - Présentation de la méthode

La méthodologie en open-source a été développée en collaboration avec des chercheurs de plusieurs universités britanniques et australiennes et s'inscrit dans le programme international du « Natural Capital Protocol ». L'EP&L se base sur une évaluation de l'empreinte environnementale associée à une évaluation monétaire.

Méthodologie appliquée				
Empreinte environnementale	x	Valeur monétaire	=	EP&L
Données des fournisseurs, données sectorielles ...		Coefficient issues de multiples études, base de données du TEEB, ...		Analyse à diverses échelles (Tiers, BU, marque...)

1) Calcul de l'empreinte environnementale

L'empreinte environnementale est basée sur 82 indicateurs environnementaux et permet d'estimer six grands impacts :

- pollution de l'air,
- émission de gaz à effet de serre,
- utilisation des terres et changement d'affectation des sols (principal indicateur représentant la biodiversité),
- production de déchets,
- consommation de l'eau,
- pollution de l'eau.

L'évaluation de ces indicateurs s'appuie sur des données primaires, collectées auprès de plus de mille fournisseurs, ainsi que sur des données secondaires, sectorielles et a été possible grâce aux très nombreuses données récoltées auprès de l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur.

2) Calcul de la valeur monétaire

Ce calcul est basé sur le coût de la détérioration de la qualité de vie. Par exemple, les émissions polluantes dans l'air entraînent une augmentation de la concentration en polluants et donc un

changement dans le bien-être humain avec des maladies respiratoires, des pertes agricoles...

3) Résultats de l'EP&L

Les plus larges impacts se trouvent au plus loin de l'activité principale de l'entreprise (la vente), en amont de la chaîne de valeur, dans les secteurs d'extraction ou de production des ressources. De plus, les impacts les plus forts se situent dans des pays étrangers, notamment en Chine car c'est un pays qui fournit des matières premières, qui produit pour les marques de sport, et dont les habitants souffrent déjà d'une détérioration certaine de l'environnement (pollution de l'air, de l'eau, etc.). L'EP&L a mis en évidence les impacts relatifs des produits. Ainsi, le coton biologique représente un coût environnemental inférieur de 80% par rapport au coton standard.

II- La biodiversité et les services écosystémiques dans l'EP&L

Les impacts sur la biodiversité ne sont pas évalués *per se* dans l'EP&L. Les impacts sur la biodiversité et les services écosystémiques sont actuellement principalement appréciés à partir de l'utilisation des terres et le changement d'affectation des sols. Des développements sont envisagés afin de mieux prendre en considération la dynamique des écosystèmes, les espèces remarquables et peut-être compléter l'évaluation monétaire par un indicateur non monétaire représentant la valeur d'existence.

L'EP&L a eu des répercussions pratiques. Par exemple, l'outil a permis de mettre en évidence l'impact de la production de cachemire sur la biodiversité. En effet, la production du cachemire a beaucoup augmenté depuis les années 70, jusqu'à devenir aujourd'hui un produit accessible à tous. L'EP&L a fait ressortir les liens entre l'intensification de l'élevage et une désertification des steppes mongoles. Alors que ce produit n'était pas identifié au préalable comme à fort impact, ce résultat a

permis une réelle prise de conscience des acteurs.

ANTRAK : Outil de diligence raisonnée de la chaîne d'approvisionnement

Olivier GUICHARDON

Sequana est une entreprise spécialisée dans la production (filiale Arjowiggins) et dans la distribution de papier (filiale Antalis, pesant pour deux tiers du chiffre d'affaires) en BtoB, présente dans 40 pays. Sequana est globalement positionné en aval dans la chaîne de valeur, loin de la ressource naturelle. La maîtrise de la chaîne d'approvisionnement fait donc partie intégrante de la gestion des risques.

Dans le cadre de sa stratégie RSE, l'entreprise s'est ainsi engagée à éliminer toute utilisation de bois illégal et à privilégier les bois provenant de forêts labellisées (PEFC ou FSC notamment). En 2016, 100% des approvisionnements en pâte à papier pour Arjowiggins étaient certifiés FSC ou PEFC et 75% des papiers vendus par Antalis également. Les moteurs de cette initiative sont à la fois d'ordre réglementaire – le Règlement sur le Bois de l'Union Européenne impose aux opérateurs la mise en œuvre d'un système de diligence raisonnée, mais aussi commercial – les clients demandent de plus en plus de garanties commerciales, et également lié à l'image de l'entreprise – la déforestation fait partie des sujets portés par les campagnes des ONGs environnementales. Afin d'assurer la mise en œuvre et le suivi de cet engagement, un outil de pilotage baptisé ANTRAK a été développé.

I- Présentation de l'outil

Les principaux objectifs de l'outil ANTRAK sont :

- d'identifier les risques de déforestation,
- de renforcer la maîtrise de la chaîne d'approvisionnement,

- d'intégrer ces préoccupations dans la stratégie économique du groupe.

L'outil, matérialisé par une plateforme en ligne dédiée aux fournisseurs, intègre notamment un module de diligence raisonnée qui réalise une évaluation du risque pour chacun des produits livrés par le fournisseur à Antalis. Le calcul de ce niveau de risque s'appuie sur trois composantes :

- le risque associé à l'espèce d'arbre utilisé, noté sur 8. Ce risque est noté à partir du niveau de classification sur la liste rouge de l'IUCN. Il y a 8 grades de menaces pour les espèces, selon son niveau de menace (en voie d'extinction, menacé...) le risque attribué augmente.
- le risque associé au pays de provenance, noté sur 4. Ici, le calcul se fait selon la classification fournie par le Global Forest Security (bois illégal, violation des droits humains, récolte sur forêt reconverties ou sur forêt à haute valeur)
- le risque associé au niveau de certification du bois, noté sur 3 (absence, certification mal connue, certification reconnue internationalement).

Au final, la somme des notes est interprétée comme suit :

- entre 0 et 3 : risque négligeable
- entre 4 et 7 : risque faible
- entre 8 et 11 : risque moyen
- entre 12 et 15 : risque élevé

Quand bien même la conservation de la biodiversité n'est pas explicite dans l'outil, en pratique le statut de l'espèce joue un rôle principal dans l'estimation du risque. Lorsqu'une espèce est menacée le risque devient rapidement élevé.

II- Implications opérationnelles

Parmi les difficultés rencontrées, la mobilisation des fournisseurs pour récolter les données est un point critique. Les questionnaires étant très complets, ils sont assez longs à remplir et il est nécessaire d'en remplir un par produit fournit. Ayant

entre trois et quatre mille fournisseurs, il a été décidé de se concentrer sur un premier temps sur 280 fournisseurs non-européens représentant 80% des volumes d'achat. Les questionnaires étant semi-auto-déclaratifs, toute allégation doit être accompagnée d'un élément de preuve.

Si l'outil permet de mettre en évidence un risque la question de l'atténuation de ce risque reste complexe. Pour ce faire un comité intégrant le département juridique, celui des achats et de la RSE est constitué et analyse, au cas par cas, les situations de risques. Le changement d'espèce d'approvisionnement est la piste privilégiée auprès des fournisseurs identifiés.

Le Groupe envisage de poursuivre ce travail par des audits afin de réaliser une surveillance des pratiques et changements mis en place. Le déploiement de l'outil est également opéré dans lors de la phase de présélection de nouveaux fournisseurs, permettant ainsi à l'entreprise de sécuriser ses nouvelles relations et de sensibiliser ses fournisseurs à ces enjeux.

Cartographie des enjeux biodiversité et stratégies de filières

Atelier D26

Les secteurs de l'alimentaire et du BTP ont des interactions importantes avec la biodiversité. L'objectif de la séquence était de proposer des pistes d'orientations stratégiques cohérentes à l'échelle de la chaîne de la valeur mieux gérer certains enjeux jugés critiques et d'identifier les besoins pour structurer/mettre en œuvre ces orientations. L'atelier s'est présenté sous la forme d'un atelier de travail avec un groupe dédié au secteur du BTP et un autre à l'alimentaire. Ce document retranscrit les principales idées développées au cours des échanges, mais n'engagent pas les participants sachant qu'il n'y avait pas nécessairement consensus.

Groupe de travail dédié au secteur de l'alimentaire

Contexte

La production alimentaire a des interactions importantes avec la biodiversité. Les projections à l'horizon 2050 suggèrent que l'agriculture pourrait être à l'origine de 70% des pertes de biodiversité terrestre (SCBD, 2014). La bonne santé des écosystèmes (stocks halieutiques, qualité des sols...) est cependant essentielle au secteur. La Convention pour la diversité biologique, principale instance internationale de conservation de la biodiversité, a fixé l'objectif que « d'ici 2020, les zones consacrées à l'agriculture, l'aquaculture et la sylviculture sont gérées d'une manière durable, afin d'assurer la conservation de la diversité biologique » (objectif d'Aïchi 7). Travailler à l'échelle de la chaîne de la valeur ouvre des perspectives de leviers d'action multiples et valorisables dans le cadre d'une démarche de performance globale.

Participants :

- DELCHET-COCHET Karen (animatrice), enseignant chercheur à l'ISC PARIS Business School
- ADDA Cécile, Coop de France, Responsable Biodiversité, Conseil et agrofourniture
- ARINO Stéphan, E.LECLERC, Directeur Qualité & Développement Durable
- CHIGNARD Sophie, FNAB, Chargée de mission agriculture biologique et protection de l'eau
- COURTONNE Jean-Yves, INRIA, chercheur
- D'ENFERT Virginie, FEBEA
- GALIANO Amina, Agrosolutions, manager
- GAUTHEY Julien, ONEMA, socio-économiste
- GERMAIN Laurent, Agence des aires marines protégées
- NISSERON-MILLER Karine, Groupe AVRIL
- VALARCHER Julie, Noé

Le secteur alimentaire présente des enjeux multiples pour la biodiversité, se concentrant notamment à l'étape de la production des matières premières. Les participants ont souligné la nécessité de distinguer causalité et responsabilité vis-à-vis des pressions écologiques exercées : si la

production des matières premières a de multiples conséquences environnementales, les responsabilités sont partagées par l'ensemble des acteurs (donneurs d'ordre, consommateurs, financeurs, législateur...) d'une chaîne de la valeur marquée par les rapports de force.

I – Durabilité écologique et résilience du système alimentaire

Parmi les enjeux abordés, le lien entre biodiversité et changement climatique est ressorti comme étant particulier car à double tranchant pour le secteur alimentaire : d'une part ce secteur est associé à d'importantes émissions de GES, qui représentent une menace pour la biodiversité, et d'autre part le changement climatique aura des répercussions sur les filières. Ce pose ainsi un problème de durabilité et de résilience du système alimentaire et des adaptations de la chaîne de la valeur. Ces réflexions rejoignent les questions soulevées par Pr. Nathalie Frascaria en plénière d'ouverture du forum sur les processus transformationnels : que faut-il adapter à quoi ?

II – Réintroduire de la diversité génétique

Deuxième sujet identifié comme clé, celui de la diversité génétique et spécifique de la biodiversité cultivée. Les politiques publiques et privées ont contribué à ériger un business model de la standardisation. Or, la diversité des cultures joue un rôle dans la résilience du système agricole. Réintroduire de la variété nécessite une implication de l'ensemble des acteurs de la chaîne de la valeur.

III – Raisonner « de la fourchette à la fourche » et intégrer les externalités environnementales

Pour construire de nouveaux modèles cohérents à l'échelle de la chaîne de la valeur, un changement de paradigme a été suggéré : passer d'un raisonnement « de la fourche à la fourchette » à une approche « de la fourchette à la fourche », c'est-à-dire produire pour répondre aux besoins plutôt que de chercher des marchés aux productions. Internaliser les externalités du secteur dans les prix a été identifié comme un levier fort. La TVA pourrait être un dispositif mobilisable à cet effet sur le modèle suédois pour les filières de réparation (TVA divisée par deux pour toutes les activités de réparation) afin de lutter contre l'obsolescence tout en stimulant l'emploi. Un dispositif de bonus/malus a été suggéré pour rendre visible au consommateur les externalités environnementales positives et négatives des produits. Une telle approche nécessiterait des connaissances solides sur les externalités des différents systèmes de production, dans la lignée par exemple des données disponibles dans la base Agribalyse.

Groupe de travail dédié au secteur du BTP

Contexte

Le rapport du groupe de travail « bâtiment et biodiversité » (Plan bâtiment durable, 2015) rappelle que, au-delà des impacts in situ, le secteur de la construction a des impacts forts sur la biodiversité ex situ, qui « engagent une responsabilité plus large de la filière ». A travers le concept de biodiversité « grise » défini « comme le cumul des impacts (positifs comme négatifs) sur les écosystèmes et la biodiversité de l'ensemble du cycle de vie d'un matériau ou d'un produit (équipement, énergie) », il s'agit d' « amener les acteurs de la filière [...] à travailler sur les impacts générés sur la biodiversité par les produits, les équipements et les fluides dans la chaîne de valeur : de l'extraction à la fin de vie des matériaux ». Travailler à l'échelle de la chaîne de la valeur ouvre des perspectives de leviers d'action multiples et valorisables dans le cadre d'une démarche de performance globale. Comment structurer les actions pour passer de stratégies individuelles à des stratégies intégrées par la chaîne de la valeur ?

Participants :

- Christian BRODHAG (animateur), Président Construction 21
- Sylvain MICHEL, représentant AFB
- Antoine CADI, LPO France et animateur club U2B
- Olivier LEMOINE, Ingénieur écologue chez ELAN, filiale de BOUYGUES bâtiments Ile de France
- Nicoleta SCHIOPU, Chef projet CSTB
- Christian BERANGER, CEMEX
- Marie Iaquina, Agrosolutions (In Vivo)
- Rodolphe DEBORRE, Directeur RSE Rabot Dubotteuil

Le secteur BTP présente des enjeux écologiques complexes qui dépassent les relations avec sa seule chaîne de valeur (élus, clients, secteur immobilier...). La prise en compte de la biodiversité commence en amont de la production des matières premières, lors de la conception. Cette étape reste cruciale puisque celle-ci est réalisée pour un commanditaire qu'il faudra convaincre du bienfondé d'intégrer la biodiversité.

I – Relations entre BTP et biodiversité, des points de vue divergents

Pour commencer, il semble intéressant de notifier que le groupe a confirmé à l'unanimité la connaissance de la notion de biodiversité par l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur BTP. Seulement, la question de l'impact de l'étalement urbain sur la biodiversité ne semble pas rassembler l'ensemble des acteurs. Pour certains l'étalement urbain ne représente pas

nécessairement une dégradation de la biodiversité, alors que l'impact reste évident pour les autres. On observe une double compréhension de la biodiversité, entre celle préexistante (naturelle) et celle créée (artificielle). Cependant ces deux biodiversités se valent-elles ? Actuellement, l'accent est mis sur les impacts négatifs de l'aménageur sur la biodiversité. La biodiversité possède une valeur immatérielle (bien-être humain, diminution de l'obsolescence...) difficile à chiffrer dans les projets d'aménagements, mais au-delà de cette valeur il serait intéressant d'interroger le rôle du secteur du BTP comme un potentiel « créateur » de biodiversité. Ainsi la question de la biodiversité ne se calculerait pas seulement en perte cumulée sur la chaîne de valeur mais en bilan net de biodiversité.

II – Intégrer de nouvelles compétences

Au cours de l'atelier, un constat a fait consensus auprès de l'ensemble des acteurs :

la nécessité d'**intégrer de nouvelles compétences** dans le milieu du BTP. La question de la formation des acteurs se retrouve ainsi au centre des préoccupations. En effet, les acteurs du monde BTP proviennent de formations spécialisées et ne possèdent pas les connaissances biologiques et écologiques nécessaires pour une réelle prise en compte de la biodiversité (grise, commune ou remarquable). L'acte de construction se doit d'intégrer la question du vivant dès la réflexion du projet, au lieu de la dénigrer. Pour cela les acteurs présents ont proposé :

- d'intégrer les connaissances biologiques dans les projets via le recrutement de compétences telles que des écologues ou des naturalistes,
- de revaloriser la filière « espaces verts » aujourd'hui peu reconnue, vers une filière « espaces verts » innovante et puissante.

Le recentrage de ces compétences au cœur des projets d'aménagements représentent aujourd'hui une chance pour une réelle prise en compte de la biodiversité tout au long de la chaîne de valeur, tant pour la diminution des impacts que pour la création de valeur.

III – Changer d'échelle pour généraliser l'application des bonnes pratiques

Aujourd'hui la plupart des acteurs du BTP s'accordent à dire que l'heure n'est plus à l'innovation mais à la diffusion et à la construction des mécanismes d'applications de bonnes pratiques. Un changement d'échelle est nécessaire afin d'accélérer le processus. Le dialogue entre les différents secteurs du BTP est lent et difficile avec parfois des angles de vision de la biodiversité différents. Il faut étendre l'échelle d'action, passer de la micro-action locale au macro-processus national : comment faire aujourd'hui pour toucher l'ensemble des acteurs concernés ? Comment créer de l'incitation ? Une piste serait d'inciter les maîtres d'ouvrages (le décideur central) à

prendre en compte la biodiversité via des outils à développer. Ces outils pourraient combiner les approches « carotte » et « bâton » pour maximiser l'efficacité globale du dispositif (labels, agences, réglementations, traçabilité, commandes publiques...) et assurer une traçabilité des efforts réalisés. Il est important que ces outils mettent en évidence le faible coût de la biodiversité, qui peut même se révéler positif à long terme.

Synthèses rédigées par Roxane Sansilvestri et Anastasia Wolff

NNT : 2017LYSEM039

Anastasia WOLFF

**CORPORATE SOCIAL RESPONSIBILITY: WHICH CONTRIBUTION TO BIODIVERSITY
CONSERVATION?**

Specialty: environmental sciences and engineering

Keywords: corporate social responsibility (CSR), biodiversity conservation, intervention-research, strong sustainability, DPSIR, ecosystems' carrying capacities, absolute environmental sustainability assessment (AESA), life cycle assessment (LCA), mitigation hierarchy, food, waste landfill

Abstract:

As we are experiencing a major biological crisis, institutional actors and NGOs are calling on businesses to engage efforts aiming at halting biodiversity loss. The objective of the thesis is to analyze and evaluate the potential contribution of corporate social responsibility (CSR) to biodiversity conservation.

Based on a critical analysis of two types of instruments used by companies – biodiversity evaluation tools and CSR normative frameworks, three barriers to the qualification of corporate responsibilities towards biodiversity are identified: entitlement of individual responsibilities, management of extended pressures and legitimacy of business responses. Subsequently, a framework is developed to analyze to which extent a company takes in charge its ecological responsibilities. After characterizing CSR initiatives based on the case study of business commitments to contribute to the French National Biodiversity Strategy, a method is proposed to test whether business activities exert unsustainable pressures on ecosystems. It is assumed that compatibility with ecosystems' carrying capacities is a prerequisite for effective biodiversity conservation. This method, adapted from the “absolute environmental sustainability assessment” (AESA) approach, is applied in the context of research-intervention projects to the food portfolio of the mass-market retailer Groupe Casino and to the life cycle of two facilities of SARP Industrie specialized in the disposal and storage of hazardous waste. The comparison of the company's environmental footprints with the ecological constraints is used to draw a comprehensive strategy based on the mitigation hierarchy. As our results highlight the opportunity to strengthen the management of extended pressures through CSR, possible implications for sectors and public policies are discussed.

École Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Étienne

NNT : 2017LYSEM039

Anastasia WOLFF

**RESPONSABILITE SOCIETALE : QUELLES CONTRIBUTIONS DES ENTREPRISES A LA
CONSERVATION DE LA BIODIVERSITE ?**

Spécialité : Sciences et génie de l'environnement

Mots-clés : responsabilité sociétale des entreprises (RSE), conservation de la biodiversité, recherche-intervention, durabilité forte, FPEIR, capacités de charge des écosystèmes, évaluation environnementale absolue de la durabilité (EEAD), analyse de cycle de vie (ACV), séquence éviter-réduire-compenser (ERC), agriculture, stockage des déchets

Résumé :

Alors que nous faisons face à une crise biologique majeure, acteurs institutionnel et ONGs exhortent les entreprises à s'engager pour enrayer cette érosion écologique. L'objectif de la thèse est d'analyser, évaluer et faire évoluer la contribution potentielle des entreprises à la conservation de la biodiversité dans le cadre de leur responsabilité sociétale (RSE).

L'analyse critique de deux types d'instrument mobilisés par les acteurs économiques – les outils d'évaluation de la biodiversité et les cadres normatifs de la RSE – permet d'identifier plusieurs obstacles pour qualifier les responsabilités écologiques d'une entreprise : l'imputabilité de ses responsabilités individuelles, la gestion des pressions étendues et la légitimité des réponses apportées. En réponse, un cadre d'analyse trans-sectoriel est développé pour évaluer la prise en charge par une entreprise de ses responsabilités écologiques en termes de moyens – les initiatives RSE *a priori* favorables à la biodiversité mises en œuvre – et de résultats – la compatibilité des activités de l'entreprise avec la conservation de la biodiversité. Après avoir caractérisé les initiatives RSE à partir de l'étude de cas des engagements d'entreprises endossés comme contributions à la Stratégie nationale pour la biodiversité, une méthode est proposée pour tester si les activités d'une entreprise sont écologiquement non-durables. Le postulat est que le respect des capacités de charge des écosystèmes est un prérequis à la conservation effective de la biodiversité. Cette méthode, adaptée de l'évaluation environnementale absolue de la durabilité (EEAD), est appliquée, dans le cadre de deux projets de recherche-intervention, au portfolio alimentaire du Groupe Casino et au cycle de vie de deux installations de stockage de déchets dangereux de SARP Industries. Cette objectivation des performances au regard des contraintes écologiques sert d'appui pour proposer des orientations stratégiques dans la logique de la séquence éviter-réduire-compenser. Soulignant l'importance de renforcer la prise en charge des pressions étendues, cette thèse ouvre plus largement des perspectives pour les secteurs d'activité et les politiques publiques.