



HAL
open science

Proposition d'indicateurs des externalités environnementales basés sur l'ACV et les services écosystémiques

Aurélien Bruel

► **To cite this version:**

Aurélien Bruel. Proposition d'indicateurs des externalités environnementales basés sur l'ACV et les services écosystémiques. Ingénierie de l'environnement. Université de Technologie de Troyes, 2016. Français. NNT : 2016TROY0035 . tel-03362204

HAL Id: tel-03362204

<https://theses.hal.science/tel-03362204>

Submitted on 1 Oct 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse
de doctorat
de l'UTT

Aurélien Bruel

**Proposition d'indicateurs
des externalités environnementales
basés sur l'ACV
et les services écosystémiques**

Spécialité :

**Ingénierie Sociotechnique des Connaissances, des Réseaux
et du Développement Durable**

2016TROY0035

Année 2016

THESE

pour l'obtention du grade de

DOCTEUR de l'UNIVERSITE DE TECHNOLOGIE DE TROYES

**Spécialité : INGENIERIE SOCIOTECHNIQUE DES CONNAISSANCES,
DES RESEAUX ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE**

présentée et soutenue par

Aurélien BRUEL

le 12 décembre 2016

Proposition d'indicateurs des externalités environnementales basés sur l'ACV et les services écosystémiques

JURY

| | | |
|-----------------|-----------------------------|------------|
| M. N. PERRY | PROFESSEUR DES UNIVERSITES | Président |
| M. G. JUNQUA | MAITRE DE CONFERENCES - HDR | Rapporteur |
| Mme V. LAFOREST | DIRECTEUR DE RECHERCHE | Rapporteur |
| M. B. ROSE | MAITRE DE CONFERENCES - HDR | Examineur |

Personnalités invitées

| | |
|------------------|-----------------------------------|
| M. E. DELANNOY | DIRECTEUR ENTREPRISE |
| M. R. FERRARI | DOCTEUR, PRESIDENT FONDATION 2019 |
| M. B. GUILLAUME | MAITRE DE CONFERENCES |
| Mme N. TROUSSIER | PROFESSEUR DES UNIVERSITES |

Résumé

Dans notre société actuelle, il s'avère difficile de déployer l'Écologie industrielle. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'information à destination des décideurs est principalement issue des sciences naturelles et de l'ingénieur. Ainsi l'information apportée dans les processus de décision est focalisée sur l'étude physique des flux de matière et d'énergie. Elle semble peu pertinente pour interpeller les décideurs industriel et public. Pour cela, ce travail de thèse a pour objectif de mieux comprendre quels indicateurs utiliser pour mieux intégrer les impacts environnementaux dans les processus de décision industriel et public. Il s'intéresse en particulier à la prise en compte des externalités environnementales dans les processus de décision. Il cherche ainsi à mieux comprendre quelles sont les interactions entre le cycle de vie d'un produit et les services écosystémiques au niveau local au moyen de la méthodologie d'Analyse de cycle de vie. Cette proposition est mise à l'épreuve en la développant sur un cas d'étude illustratif modélisant deux services écosystémiques liés au phénomène d'eutrophisation. Ensuite, l'utilité d'indicateurs des systèmes industriels sur les services écosystémiques sont testés dans un processus de validation expérimentale dans deux contextes de prise de décisions différents.

Summary

In today's society, it is difficult to spread the Industrial ecology. This can be explained by the fact that information for decision makers is mainly outcome from the natural and engineering sciences. Thus, information provided in the decision process is focused on the physical study of material and energy flows. It seems irrelevant to challenge the industrial and public decision makers. For this, this thesis aims to understand which indicators to use to better integrate environmental impacts in the process of industrial and public decision. It is particularly interested in the integration of environmental externalities in the decision process. It seeks to understand what are the interactions between the life cycle of a product and ecosystem services of a territory by using the methodology of Life cycle assessment. This proposal was put to the test by developing an illustrative case study by modeling two ecosystem services related to eutrophication. Then, the utility of indicators of industrial systems on ecosystem services are tested in an experimental validation process in two different contexts of decision making.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes directeurs de thèse, Nadège Troussier et Bertrand Guillaume pour l'encadrement et les conseils prodigués tout au long de ces trois années. Les discussions que nous avons pu avoir m'ont permis d'avancer dans ma réflexion.

Un grand merci également à Natalia Sirina pour m'avoir donné goût à la recherche et aider à monter ce projet de thèse dès le début.

Je suis reconnaissant à l'ensemble des membres du jury, M. Junqua Guillaume et Mme Laforest Valérie d'avoir accepté d'être rapporteurs, M. Perry Nicolas et M. Rose Bertrand d'avoir accepté d'être examinateurs, et enfin M. Ferrari Romain et M. Delannoy Emmanuel d'avoir accepté l'invitation à cette thèse.

Je suis tout particulièrement reconnaissant à Romain Ferrari pour avoir soutenu cette thèse avec la Fondation 2019.

Je remercie la structure d'accueil de cette thèse, l'Institut INSPIRE, qui m'a fait découvrir le monde de l'entrepreneuriat et rencontrer des personnes passionnées par l'exercice de leur métier à travers la SCIC. Je tiens tout particulièrement à remercier Emmanuel Delannoy, Marjorie Banès et Jeroen Bogers qui font vivre la SCIC au quotidien et pour les bons moments passés ensemble lors de mes déplacements à Marseille et lors des INSPIRATIONS.

Je remercie aussi l'ensemble des collègues ayant contribué à enrichir ces travaux lors des séminaires du CREIDD et les personnes ayant participé aux tests effectués dans le cadre de cette thèse (Doctorants CREIDD, étudiants master IMEDD et étudiants en Système Mécanique à l'UTT).

Ma pensée va également à l'ensemble des personnes que j'ai pu rencontrer avant ou pendant la thèse et qui m'ont donné envie de poursuivre dans la recherche et avec qui j'ai pu avoir des discussions intéressantes sur divers sujets.

Enfin, j'ai une pensée toute particulière envers mes parents, ma famille et ma compagne qui m'ont soutenu tout au long de ces trois années.

Sommaire

| | |
|--|-----------|
| INTRODUCTION | 15 |
| CHAPITRE 1. POSITIONNEMENT ET PROBLEMATIQUE | 19 |
| 1. DU SYSTEME INDUSTRIEL A L'ECOLOGIE INDUSTRIELLE | 19 |
| 1.1 <i>Définition et concept</i> | 19 |
| 1.2 <i>Principes de l'Ecologie industrielle.....</i> | 21 |
| 1.3 <i>Les axes de l'Ecologie industrielle.....</i> | 21 |
| 1.4 <i>L'analogie biologique.....</i> | 22 |
| 1.5 <i>Niveaux de l'Ecologie industrielle</i> | 23 |
| 1.6 <i>Difficulté de déploiement de l'Ecologie industrielle</i> | 24 |
| 2. LIER L'ECOLOGIE INDUSTRIELLE ET L'ECONOMIE ECOLOGIQUE | 26 |
| 2.1 <i>Vers l'ouverture des « frontières » de l'Ecologie industrielle</i> | 26 |
| 2.2 <i>L'économie écologique</i> | 27 |
| 2.3 <i>Les relations conceptuelles entre l'EI et l'économie écologique : une ontologie.....</i> | 28 |
| 2.4 <i>Les externalités environnementales dans les processus décisionnels</i> | 29 |
| 3. LA PRISE DE DECISIONS | 31 |
| 3.1 <i>Processus de décisions</i> | 31 |
| 3.2 <i>Modèles de décision</i> | 33 |
| 3.2.1 <i>Rationalité limitée.....</i> | 33 |
| 3.2.2 <i>Rationalité conceptuelle.....</i> | 34 |
| 3.2.3 <i>Rationalité des jeux</i> | 34 |
| 3.2.4 <i>Rationalité de processus.....</i> | 34 |
| 3.3 <i>Niveaux décisionnels.....</i> | 34 |
| 3.3.1 <i>Niveau stratégique.....</i> | 35 |
| 3.3.2 <i>Niveau tactique.....</i> | 35 |
| 3.3.3 <i>Niveau opérationnel</i> | 35 |
| 3.4 <i>Indicateur</i> | 36 |
| 3.4.1 <i>Notion de variable.....</i> | 36 |
| 3.4.2 <i>Prise en compte des valeurs.....</i> | 36 |
| 3.4.3 <i>Information.....</i> | 37 |
| 3.5 <i>Problématique.....</i> | 38 |
| CHAPITRE 2. ETAT DE L'ART : EVALUER LES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES DANS UNE APPROCHE CYCLE DE VIE | 41 |
| 1. ANALYSE DU CYCLE DE VIE | 41 |
| 1.1 <i>Approche cycle de vie</i> | 41 |
| 1.2 <i>Structure de l'Analyse de Cycle de Vie.....</i> | 42 |
| 1.3 <i>Phases de l'Analyse de cycle de vie</i> | 43 |
| 1.3.1 <i>Définition des objectifs et du champ de l'étude.....</i> | 44 |
| 1.3.2 <i>Inventaire du cycle de vie.....</i> | 44 |
| 1.3.3 <i>Evaluation de l'impact du cycle de vie</i> | 45 |
| 1.3.4 <i>Normalisation.....</i> | 48 |
| 1.3.5 <i>Pondération.....</i> | 49 |
| 1.3.6 <i>Interprétation.....</i> | 50 |

| | |
|--|-----------|
| 2. EVALUER LES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES DANS L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE..... | 50 |
| 2.1 EPS 2000..... | 51 |
| 2.2 ExternE..... | 51 |
| 2.3 Ecotax | 52 |
| 2.4 Stepwise 2006..... | 52 |
| 2.5 LIME..... | 53 |
| 3. SERVICES ECOSYSTEMIQUES | 53 |
| 2.1 Genèse et historique du concept | 54 |
| 2.2 A l'interface entre les systèmes écologiques et socioéconomiques | 56 |
| 2.3 Liens entre les systèmes industriels et les Services écosystémiques | 57 |
| 4. PRENDRE EN COMPTE LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES DANS L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE POUR EVALUER LES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES | 59 |
| 3.1 Approche s'appuyant sur la catégorie d'impact « land use »..... | 59 |
| 3.2 Approche globale..... | 62 |
| 3.3 Approche par l'analyse d'énergie | 64 |
| 3.4 Comparaison et analyse des approches existantes | 64 |
| CHAPITRE 3. APPROCHE ET MODELES POUR LA PRISE EN COMPTE DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES DANS L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE AU NIVEAU LOCAL..... | 69 |
| 1. METHODE DE RECHERCHE | 69 |
| 1.1 Construction de la méthode..... | 69 |
| 1.2 Validation des résultats de la recherche | 72 |
| 2. APPROCHE PROPOSEE..... | 73 |
| 2.1 Echelle locale..... | 73 |
| 2.2 Relations entre l'ACV, la biodiversité et les services écosystémiques | 74 |
| 2.3 Connexion avec l'ICV de l'ACV | 75 |
| 3. STRUCTURE DE L'APPROCHE | 76 |
| 3.1 Structure | 76 |
| 3.1.1 Situation de référence et facteurs de changements | 79 |
| 3.1.2 Seuils de Services écosystémiques..... | 79 |
| 3.1.3 Evaluation monétaire des Services écosystémiques..... | 80 |
| 3.2 Modèles mathématiques proposés pour l'évaluation | 83 |
| 3.3 Modèles bioéconomiques de Services écosystémiques au niveau local | 84 |
| 4. ILLUSTRATION DE LA PROPOSITION..... | 85 |
| 4.1 Contexte et objectif de l'illustration | 85 |
| 4.2 Inventaire de cycle de vie..... | 86 |
| 5 Evaluation de l'impact de la phase de formulation | 87 |
| 5.1.1 Modèle bioéconomique du phénomène d'eutrophisation lié aux Services écosystémiques | 87 |
| 5.1.2 Modélisation de la chaîne « approvisionnement en eau de surface et accès à l'eau potable »..... | 89 |
| 5.1.3 Modélisation de la chaîne « abondance de poissons et pêche récréative »..... | 93 |
| 5.1.4 Résultats..... | 96 |
| CHAPITRE 4. VALIDATIONS EXPERIMENTALES | 99 |
| 1. PREMIER TEST : PRISE DE DECISION DANS UN CONTEXTE INDUSTRIEL | 99 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 1.1 | <i>Objectif du test et précision des variables</i> | 99 |
| 1.2 | <i>Instrument de mesure</i> | 100 |
| 1.3 | <i>Matériel nécessaire au test</i> | 100 |
| 1.4 | <i>Constitution des groupes</i> | 101 |
| 1.5 | <i>Protocole</i> | 101 |
| 1.6 | <i>Contexte du test</i> | 102 |
| 6 | <i>Déroulement du test</i> | 104 |
| 7 | <i>Traitement des données</i> | 105 |
| 8 | <i>Interprétation des résultats</i> | 106 |
| 1.9.1 | Comparaison du groupe 1 témoin et groupe 2 expérimental..... | 106 |
| 1.9.2 | Comparaison du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental..... | 108 |
| 1.9.3 | Comparaison du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental..... | 110 |
| 1.9.4 | Comparaison du groupe 2 témoin et groupe 2 expérimental..... | 111 |
| 1.9.5 | Comparaison du groupe 4 témoin et groupe 4 expérimental..... | 112 |
| 1.9.6 | Limites du test..... | 114 |
| 1.9.7 | Conclusion du test..... | 114 |
| 2. | DEUXIEME TEST : PRISE DE DECISION DANS UNE DEMARCHE D'ECOCONCEPTION | |
| | 116 | |
| 2.1 | <i>Objectif du test et précision des variables</i> | 116 |
| 2.2 | <i>Instrument de mesure</i> | 116 |
| 2.3 | <i>Matériel nécessaire au test</i> | 117 |
| 2.4 | <i>Constitution des groupes</i> | 117 |
| 2.5 | <i>Protocole</i> | 117 |
| 2.6 | <i>Contexte du test</i> | 117 |
| 2.7 | <i>Déroulement du test</i> | 118 |
| 2.7.1 | Caractérisation du cycle de vie..... | 119 |
| 2.7.2 | Identification des flux (inventaire du cycle de vie)..... | 120 |
| 2.7.3 | Evaluation environnementale initiale | 121 |
| 2.7.4 | Pistes d'écoconception et évaluation environnementale comparative..... | 124 |
| 2.8 | <i>Traitement des données</i> | 128 |
| 2.9 | <i>Interprétation des résultats</i> | 128 |
| 2.10 | <i>Limites du test</i> | 130 |
| 2.11 | <i>Conclusion</i> | 130 |
| | CONCLUSION ET PERSPECTIVES | 133 |
| 5.1 | <i>Synthèse</i> | 133 |
| 5.2 | <i>Apport/contribution de la recherche</i> | 135 |
| 5.3 | <i>Limites de la recherche</i> | 135 |
| 5.4 | <i>Perspectives de la recherche</i> | 136 |
| 5.4.1 | Modèles bioéconomiques..... | 136 |
| 5.4.2 | Prolongement des travaux..... | 137 |
| 5.4.3 | Déploiement des travaux | 137 |
| 5.4.4 | Remise en cause des travaux | 137 |
| | REFERENCES | 139 |
| | ANNEXES | 149 |

Figures

| | |
|--|----|
| Figure 1. Concepts utilisés dans les stratégies d'Economie circulaire..... | 16 |
| Figure 2. Fonctionnement linéaire des systèmes industriels (source : CEIA) | 20 |
| Figure 3. Fonctionnement circulaire des systèmes industriels (source : CEIA)..... | 20 |
| Figure 4. Phases de maturation de l'écosystème industriel (Ayres and Ayres 2002).. | 23 |
| Figure 5. Rapprochement entre l'Ecologie industrielle et l'Economie écologique..... | 25 |
| Figure 6. Effet externe environnemental ou externalité environnementale (Zuindeau 1999)..... | 30 |
| Figure 7. Processus de décision (D.G. Ullman 2002) | 32 |
| Figure 8. La valeur de l'information (David G. Ullman 2001) | 38 |
| Figure 9. Cycle de vie d'un produit ou service | 42 |
| Figure 10. Structure de l'ACV (ISO 2006a) | 43 |
| Figure 11. Inventaire du cycle de vie (SETAC, 1991) | 45 |
| Figure 12. Voie d'impact en ACV (M. Z. Hauschild 2005)..... | 47 |
| Figure 13. Structure de l'AICV (Jolliet et al. 2010)..... | 48 |
| Figure 14. Liens entre les services écosystémiques et le bien être humain (MEA 2005) | 55 |
| Figure 15. Structure conceptuelle de l'évaluation des écosystèmes dans l'UE (Maes et al. 2013) | 56 |
| Figure 16. Structure du modèle GUMBO (Boumans et al. 2002)..... | 62 |
| Figure 17. Schéma de l'approche globale avec le modèle GUMBO (Arbault et al. 2013) | 63 |
| Figure 18. Echelles écologiques et socioéconomiques des interactions Homme- écosystème (Hein et al. 2006)..... | 65 |
| Figure 19. Chaîne de cause à effet des impacts de l'utilisation des sols sur les services écosystémiques (Koellner et al. 2013)..... | 67 |
| Figure 20. Méthode de recherche | 71 |
| Figure 21. Echelles écologiques et institutionnels des services écosystémiques (adapté de Hein et al. 2006)..... | 74 |
| Figure 22. Connexion de l'ICV avec la biodiversité, les fonctions écosystémiques, les services écosystémiques et les avantages associés adapté de Bruel et al. (2016) | 75 |
| Figure 23. Schéma de modélisation de l'approche proposée..... | 76 |
| Figure 24. Illustration de la structure de l'approche de construction d'indicateur proposée..... | 78 |
| Figure 25. Evaluation monétaire des services écosystémiques (Spangenberg and Settele 2010)..... | 83 |
| Figure 26. Modèle conceptuel des changements dans la fourniture de services écosystémiques lié à l'enrichissement en nutriments des écosystèmes aquatiques.... | 88 |

| | |
|--|-----|
| Figure 27. Illustration du changement dans la chaîne d'approvisionnement en eau de surface – avantage eau potable..... | 90 |
| Figure 28. Illustration du changement dans la chaîne abondance de poisson – pêche récréative | 94 |
| Figure 29. Indicateur biophysique du changement dans la fourniture du SE « approvisionnement en eau de surface »..... | 96 |
| Figure 30. Indicateur monétaire de la perte de l'avantage « eau potable »..... | 97 |
| Figure 31. Indicateur monétaire de la perte de l'avantage « pêche récréative »..... | 97 |
| Figure 32. Photo d'un groupe dans la salle X103 du living lab | 100 |
| Figure 33. Schéma de la stratégie fictive de l'entreprise..... | 103 |
| Figure 34. Exemple d'un indicateur d'impact environnemental d'ACV traditionnel fourni..... | 104 |
| Figure 35. Exemple d'un indicateur d'impact non classique fourni..... | 105 |
| Figure 36. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 1 témoin et 2 expérimental | 107 |
| Figure 37. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 1 témoin et 2 expérimental | 107 |
| Figure 38. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 1 témoin et 2 expérimental | 107 |
| Figure 39. Réponses aux questions 6 et 7 du groupe 1 témoin et 2 expérimental | 108 |
| Figure 40. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental..... | 109 |
| Figure 41. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental..... | 109 |
| Figure 42. Réponse à la question 9 du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental... | 110 |
| Figure 43. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental..... | 110 |
| Figure 44. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental..... | 111 |
| Figure 45. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental..... | 111 |
| Figure 46. Réponses à la question 9 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental. | 112 |
| Figure 47. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 4 témoin et 4 expérimental | 113 |
| Figure 48. Réponses à la question 5 du groupe 4 témoin et 4 expérimental..... | 113 |
| Figure 49. Réponses aux questions 6 et 7 du groupe 6 témoin et 7 expérimental | 114 |
| Figure 50. Démarche d'écoconception (source : Pôle écoconception) | 118 |
| Figure 52. Extraction d'une partie de l'inventaire de cycle de vie du produit cintreuse | 121 |
| Figure 53. Pistes d'écoconception pour l'automate..... | 125 |
| Figure 54. Proposition d'une cintreuse éco conçue | 126 |
| Figure 55. Proposition d'un nettoyeur de filtre éco conçu (1) | 127 |
| Figure 56. Proposition d'un nettoyeur de filtre éco conçu (2) | 127 |
| Figure 57. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe automate..... | 129 |

| | |
|--|-----|
| Figure 58. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe cintreuse..... | 129 |
| Figure 59. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe nettoyeur de filtre | 130 |

Tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau 1. Indicateurs de l'approche s'appuyant sur la catégorie d'impact « land use » (Koellner et al. 2013)..... | 61 |
| Tableau 2. Comparaison des approches existantes | 66 |
| Tableau 3. Critères de validité des résultats de la recherche inspiré de Le Dain, Blanco, and Summers (2013)..... | 72 |
| Tableau 4. Méthodes de monétarisation..... | 82 |
| Tableau 5. Flux de référence pour l'unité fonctionnelle (Dewaele, Pant, and Schowanek 2006) | 85 |
| Tableau 6. Inventaire de la phase de formulation des détergents (Dewaele, Pant, and Schowanek 2006) | 86 |
| Tableau 7. Consommation d'O ₂ en fonction de la concentration d'azote dans l'eau.. | 95 |
| Tableau 8. Changement du taux de capture de truite en fonction de l'O ₂ consommée | 95 |
| Tableau 9. Déroulement du test | 102 |
| Tableau 10. Comparaison des groupes témoin et expérimentaux | 106 |
| Tableau 11. Synthèse des résultats de l'expérimentation..... | 115 |
| Tableau 12. Organisation des séances de cours | 119 |
| Tableau 13. Tableau croisé processus/impact environnemental du nettoyeur de filtre | 122 |
| Tableau 14. Hiérarchisation des impacts environnementaux et processus du nettoyeur de filtre..... | 122 |
| Tableau 15. Tableau croisé processus/services écosystémiques de la cintreuse | 123 |
| Tableau 16. Hiérarchisation des services écosystémiques et processus de la cintreuse | 124 |

Abréviations

| | |
|--------|---|
| ACV | Analyse de Cycle de Vie |
| AICV | Evaluation de l'Impact de Cycle de Vie |
| BAHY | Biodiversity Adjusted Hectare Year |
| CEIA | Club d'Ecologie Industrielle de l'Aube |
| CREIDD | Centre de Recherches et d'Etudes Interdisciplinaires sur le Développement Durable |
| DALY | Disability Adjusted Life Year |
| EC | Economie Circulaire |
| EE | Economie Ecologique |
| EI | Ecologie Industrielle |
| ICV | Inventaire de Cycle de Vie |
| LIME | Life-cycle Impact assessment Method based Endpoint modeling |
| MAES | Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services |
| MEA | Millenium Ecosystem Assessment |
| QALY | Quality Adjusted Life Year |
| SCIC | Société Coopérative d'Intérêt Collectif |
| SE | Service Ecosystémique |
| TEEB | The Economics of Ecosystems and Biodiversity |
| UF | Unité Fonctionnelle |
| UTT | Université de Technologie de Troyes |
| WBCSD | World Business Council for Sustainable Development |

Introduction

Ces dernières années, l'Économie circulaire s'est présentée comme un nouveau modèle capable de surmonter le modèle actuel de production et de consommation basé sur la croissance illimitée et l'augmentation de l'utilisation de ressources naturelles. L'Économie circulaire réfère à un modèle de production et de consommation fondamentalement différent de l'économie linéaire qui est dominante dans notre société. L'économie linéaire est basée sur un simple processus linéaire qui consiste à extraire, produire, consommer et jeter avec peu d'attention portée à la pollution générée. L'économie linéaire ignore les impacts environnementaux issus de la consommation de ressources et le rejet de déchets, et résulte en trop d'extraction de ressources vierges, pollutions et déchets (Sauvé, Bernard, and Sloan 2016). Cependant, la planète a des limites et le dépassement de ces limites peut mener à des changements environnementaux abruptes et irréversibles qui pourraient rendre la vie sur Terre moins habitable (Rockström et al. 2009).

Un des principaux objectifs de l'Économie circulaire est de découpler la pression environnementale et la croissance économique. Pour cela, elle promeut l'adoption de modèles de production à boucles fermées dans le but d'augmenter l'efficacité de l'utilisation des ressources naturelles tout en assurant le bon fonctionnement des écosystèmes et le bien être humain (Murray, Skene, and Haynes 2015).

La Chine est l'un des premiers pays à avoir inclus l'Économie circulaire dans sa politique comme une manière d'aller vers une économie plus durable (Su et al. 2013; Yuan, Bi, and Moriguichi 2006). En Europe, l'Économie circulaire a commencé à se répandre dans le monde de l'entreprise et les gouvernements, avec la mise en place d'un Plan d'Action par la Commission européenne (European Commission 2015). La Fondation Ellen MacArthur a fortement contribué à l'émergence de l'Économie circulaire à travers la production de trois rapports sur le sujet à destination des entreprises (Ellen MacArthur Foundation 2012, 2013, 2014). La France a également suivie cette dynamique en enregistrant l'Économie circulaire dans la loi de transition énergétique du 17 août 2015 (LOI n° 2015-992).

Les gouvernements, organisations internationales et entreprises qui ont mis en œuvre des stratégies d'Économie circulaire mobilisent plusieurs concepts pratiques et théoriques tels que du berceau au berceau (cradle to cradle), l'économie de la performance, le biomimétisme, l'économie bleue, la production plus propre (cleaner

production), la conception régénératrice (regenerative design) et l'Écologie Industrielle (EI) comme l'illustre la figure 1.

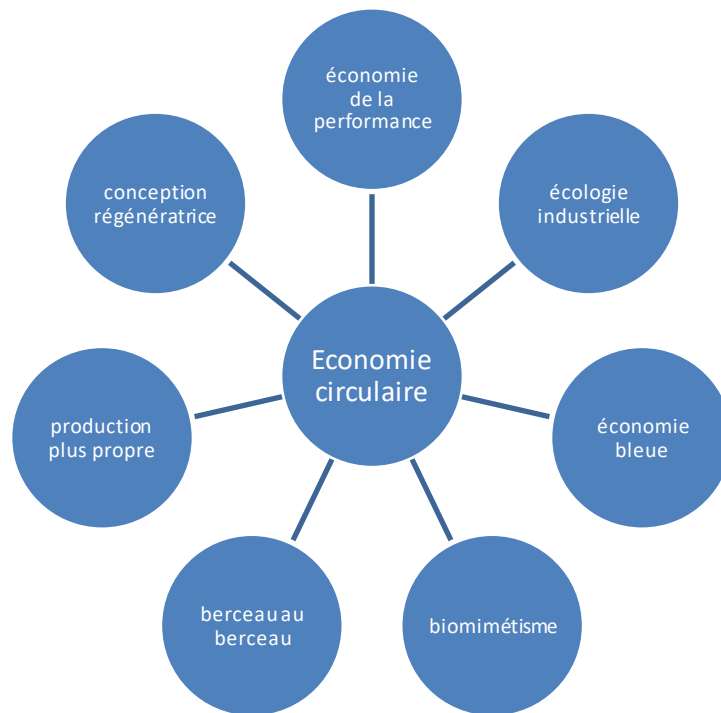


Figure 1. Concepts utilisés dans les stratégies d'Economie circulaire

Contrairement à l'économie classique dans laquelle le bien lui-même est vendu, l'économie de la performance ou encore l'économie de la fonctionnalité, propose de passer de la vente de l'usage d'un bien (Stahel 1994). Ceci incite le fabricant du bien à prolonger la durée de vie du produit ou étudier la valorisation de la fin de vie et par conséquent de le concevoir différemment. Habituellement, l'économie de la performance appelle des acteurs issus de filières et de secteurs d'activité différents à de nouvelles formes de coopération.

La conception régénératrice est une théorie des systèmes orientée processus basée sur l'approche de conception. Le terme régénératrice désigne les processus qui restaurent, renouvellent ou revitalisent leur propre source d'énergie et matière, en créant des systèmes durables qui intègrent les besoins de la société avec l'intégrité de la nature.

La production plus propre vise à gérer les impacts environnementaux des processus d'une entreprise et des produits (Raymond, Piatyszek, and Laforest 2010). Pour cela, elle utilise les changements technologiques, les processus, les ressources ou pratiques pour réduire les déchets, les risques sur l'environnement et la santé ; minimise les dommages sur l'environnement ; utilise l'énergie et les ressources de façon plus

efficace ; augmente la compétitivité et la rentabilité des entreprises et augmente l'efficacité des processus de production.

Le concept du berceau au berceau, aussi appelé du « cradle to cradle », a été mis au point à la fin des années 1980 par le chimiste allemand Michaël Braungart et l'architecte américain William McDonough (McDonough and Braungart 2010). Ce concept part du principe que l'humanité peut avoir un impact bénéfique, positif et réparateur sur l'environnement. Il consiste à réfléchir en amont du produit afin que sa conception ait à terme, un impact positif tant sur l'économie (bénéfices), le social (bien-être) mais également l'environnement (écologie).

Le biomimétisme est le concept qui vise à imiter les modèles, les systèmes et les éléments de la nature dans le but de résoudre des problèmes humains complexes. Le biomimétisme a donné lieu à de nouvelles technologies inspirées par des solutions biologiques à l'échelle macro mais également à l'échelle nano (Benyus 1997).

L'économie bleue est un concept que l'on doit à l'entrepreneur Gunter Pauli (Pauli 2010). Il revendique qu'il changera la société de la rareté vers l'abondance avec ce qui est disponible localement, en abordant les questions liées aux problèmes environnementaux d'une nouvelle manière.

Les racines de l'Economie circulaire sont principalement basées sur la théorie de l'Ecologie industrielle. Par exemple, l'Economie circulaire encourage les modèles de production à boucle fermée en s'inspirant des écosystèmes naturels telle que l'Ecologie industrielle le propose. L'Ecologie industrielle dispose d'une approche interdisciplinaire en faisant intervenir les sciences de l'ingénieur, les sciences naturelles et les sciences humaines et sociales.

Toutefois, il s'avère difficile de déployer l'Ecologie industrielle dans notre société actuelle. Pour cela, ce travail de thèse a pour objectif de comprendre quels indicateurs utiliser pour mieux intégrer les impacts sur l'environnement dans les processus de décision industriel et public. Il s'intéresse en particulier à la prise en compte des externalités environnementales dans les processus décisionnel. Il cherche ainsi à mieux comprendre quelles sont les interactions entre le cycle de vie d'un produit et les services écosystémiques rendus par les écosystèmes au niveau local.

Le manuscrit se découpe en quatre chapitres. Le premier chapitre positionne la thèse et identifie la problématique. C'est également dans ce chapitre que les concepts mobilisés dans la thèse sont définis. Le chapitre suivant analyse la littérature sur les travaux existants pour évaluer les externalités environnementales au moyen de

l'analyse de cycle de vie et les services écosystémiques. Ensuite, la troisième partie propose une méthode de recherche, la proposition de thèse ainsi qu'une illustration de cette proposition. Enfin, dans un dernier chapitre, des indicateurs sur les externalités environnementales sont testés dans deux processus de validation expérimentale. La conclusion générale synthétise le travail de thèse, identifie les limites et ouvre vers de nouvelles perspectives.

Chapitre 1. Positionnement et problématique

Dans ce chapitre, le travail de thèse est positionné par rapport à la littérature et la problématique est construite. C'est également ici que les définitions des termes de la thèse sont données dans l'objectif d'aider le lecteur à comprendre les concepts mobilisés. Dans un premier temps, l'Ecologie industrielle est définie et il est montré la nécessité d'ouvrir cette discipline vers un autre concept qu'est l'Economie de l'écologie pour faciliter le déploiement de l'Ecologie industrielle. Ensuite, il est démontré la nécessité d'apporter de nouveaux indicateurs dans les processus de décision. Puis, à la fin de ce chapitre, la problématique est construite.

1. Du système industriel à l'Ecologie industrielle

1.1 Définition et concept

Le qualificatif « industriel » renvoie ici aux activités économiques humaines ayant pour objet l'exploitation de matières premières, de sources d'énergie et leur transformation en biens de production et de consommation (Frosch and Gallopoulos 1989). Or, le système industriel actuel repose sur une approche principalement linéaire selon le modèle : extraction des ressources naturelles - utilisation dans le système économique (usage souvent éphémère) - production importante de déchets et rejet dans l'environnement. Ce modèle pose une double problématique puisque le besoin en ressources naturelles pour maintenir durablement le niveau de consommation n'est pas disponible dans la biosphère et les niveaux d'émissions de pollutions et de déchets générés excèdent la capacité de régénération de la biosphère. Il s'avère nécessaire de trouver des manières plus efficaces d'utiliser les ressources naturelles et de limiter au maximum les déchets. La figure 2 illustre l'approche linéaire du système industriel prédominant dans notre société actuelle.

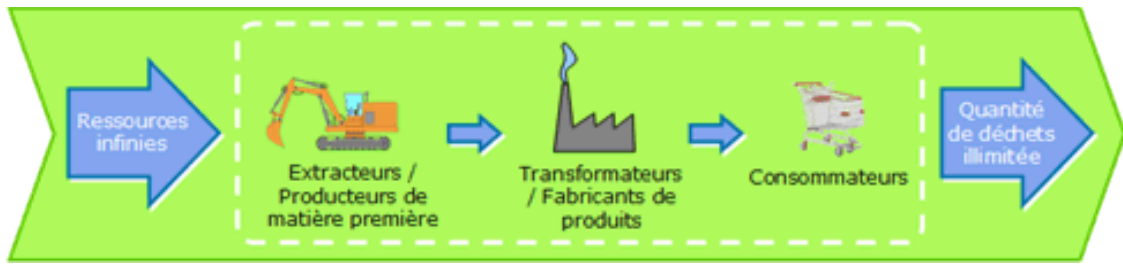


Figure 2. Fonctionnement linéaire des systèmes industriels (source : CEIA¹)

En 1989, deux ingénieurs de General Motors, proposent d'envisager le système industriel comme un cas particulier d'écosystème (Frosch et Gallopoulos, 1989). En effet, le système industriel peut être décrit comme une configuration particulière de flux et de stocks de matière, d'énergie et d'information. Le système industriel tout entier repose sur les ressources et services fournis par la biosphère, dont il constitue un sous-système. Soulignons qu'il existe un large spectre d'écosystèmes industriels en interaction plus ou moins directe avec la biosphère, depuis certains écosystèmes agricoles, presque « naturels », jusqu'aux écosystèmes les plus artificiels comme les vaisseaux spatiaux (Erkman, 1998). C'est ainsi qu'un nouveau champ d'étude a émergé, l'Écologie Industrielle (EI). Cette nouvelle approche du système industriel cherche, en prenant les écosystèmes naturels comme modèles, à transformer les activités industrielles en processus cycliques. Ceci nécessite de mettre en œuvre des stratégies de fabrication durables et de changer la conception industrielle des produits et des processus. La figure 3 présente la manière dont le système industriel doit évoluer, c'est-à-dire vers un système circulaire s'inspirant du fonctionnement des écosystèmes naturels.

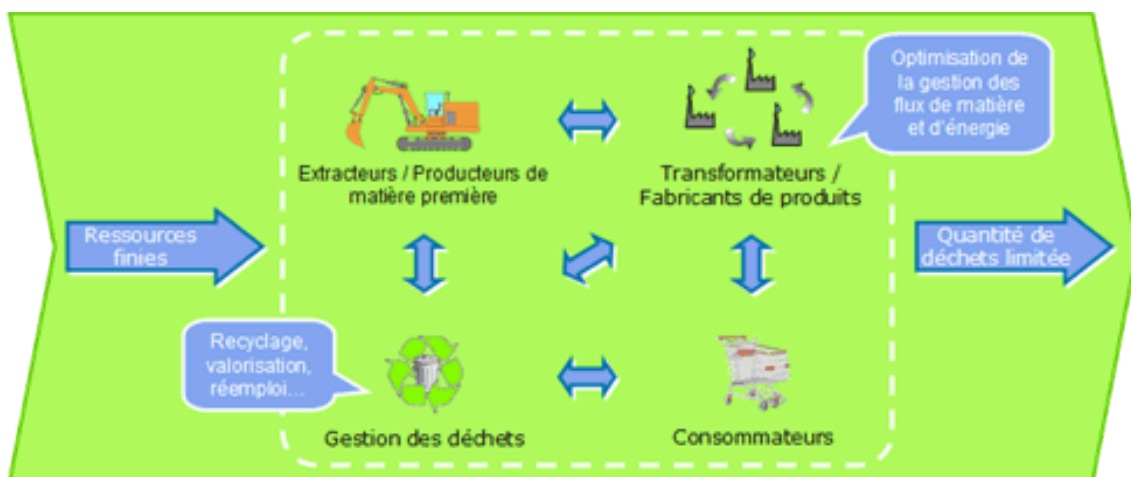


Figure 3. Fonctionnement circulaire des systèmes industriels (source : CEIA)

¹ Club d'Écologie Industrielle de l'Aube

1.2 Principes de l'Écologie industrielle

La plupart des chercheurs sont d'accord pour reconnaître trois principes majeurs à l'EI (Erkman 2004) :

- une vision d'ensemble, systémique et intégrée, de toutes les composantes du système économique industriel et de leurs relations avec la biosphère est nécessaire ;
- le substrat biophysique du système industriel, à savoir la totalité des flux et stocks de matières et d'énergie liés aux activités humaines, constitue le champ de l'EI ;
- une dynamique technologique constitue un facteur crucial mais non exclusif pour favoriser l'évolution du système industriel actuel vers un système viable, inspiré des écosystèmes naturels.

1.3 Les axes de l'Écologie industrielle

Pour atteindre un état de maturation du système industriel quatre grands axes sont retenus (J. R. Ehrenfeld 1997; Tibbs 1992) :

- valoriser les déchets comme ressource ;
- créer des boucles fermées des écosystèmes industriels ;
- dématérialiser les produits et les activités économiques ;
- décarboniser l'énergie.

La valorisation des déchets comme ressource pour les autres est assez récente dans le mouvement de l'EI. Dans leur article du *Scientific American*, Frosch and Gallopoulos (1989) l'énoncent ainsi : « La consommation d'énergie et de matériaux doit être optimisée, on doit minimiser les déchets, et les rejets de chaque transformation doivent servir de matière première pour d'autres industries ».

La création de « boucles fermées » suggère de regarder au-delà de la simple fermeture de cycle pour identifier les chemins complexes qui réduisent la demande vis-à-vis de l'environnement comme une source de ressources. Le système de fermeture de boucle repose en partie sur une approche cycle de vie du produit. Cet ensemble complexe est plus généralement appelé symbiose industrielle dont l'exemple le mieux documenté et le plus connu est celle de Kalundborg au Danemark (J. Ehrenfeld and Gertler 1997). Une boucle est fermée lorsque le déchet d'une entreprise (matière ou énergie) constitue une source pour d'autres entités qui l'utilisent comme matière première secondaire.

La dématérialisation renvoie à la notion de fonction ou service au lieu du produit lui-même et encourage la mise en place d'un modèle économique basé sur l'économie de fonctionnalité (Stahel 1994). Contrairement à l'économie actuelle dans laquelle est maximisée l'utilisation de biens, il propose de maximiser l'usage du bien et d'en faire un service. La satisfaction du besoin humain ne serait plus basée sur l'accumulation de biens mais plutôt sur l'usage de celui-ci. Cette idée est un réel défi pour les concepteurs et les amène à réfléchir à des moyens de prolonger la durée de vie des produits contrairement au système actuel qui favorise le court terme au moyen de l'obsolescence programmée. La prolongation de la durée de vie nécessite également de repenser les échanges et les liens entre les entreprises afin de concevoir des produits pouvant avoir un autre usage dans un autre secteur par exemple. Cette pratique apparaît plus difficile à mettre en œuvre car elle appelle à des changements structurels dans l'économie contrairement au recyclage. Elle implique entre autre de penser à de nouveaux modèles de business et d'entraîner de nouveaux comportements de consommation dans nos sociétés.

La décarbonisation de l'énergie est la catégorie qui apparaît la plus éloignée du développement de produit. Aux yeux du concepteur, l'énergie comprise dans le produit est souvent moins perceptible que les caractéristiques du produit. Selon les produits, la phase du cycle de vie la plus consommatrice d'énergie peut être la phase d'utilisation pour les produits tels que les réfrigérateurs ou les voitures par exemple. Tandis que pour un stylo ou une chaise ce sont les phases d'extraction des matières et de fabrication qui sont les plus énergivores. La décarbonisation passe également par la substitution des énergies fossiles vers des énergies renouvelables moins émettrices en gaz à effet de serre.

Pour mettre en œuvre ces principes, l'EI propose de s'inspirer de l'analogie biologique.

1.4 L'analogie biologique

L'écosystème industriel peut varier et prendre différentes formes en fonction de son niveau de maturité. Une typologie des écosystèmes a été établie et met en parallèle le niveau de maturité et la variation de la consommation d'intrants externes (ex : matière et énergie) et de rejets de déchets dans l'environnement externe (Graedel, Allenby, and Linhart 1993; Graedel and Allenby 1995; Jelinski et al. 1992). Le type I d'écosystème est le plus linéaire et le plus dépendant des ressources naturelles externes. Quant au type III, il présente le niveau de maturité le plus extrême en ayant le plus grand degré de cycles et le moins de dépendances sur les ressources. L'efficacité du cycle des ressources dans un système biologique se présente comme

un idéal pour les systèmes industriels à plusieurs échelles. Cette typologie met en avant la forte analogie biologique avec l'EI et l'importance de fermer les cycles des matières ou la fermeture des boucles. La figure 4 montre les différentes phases de maturation du système industriel du type I jusqu'à l'écosystème industriel de type III. Le passage du type I au type III passe par une mise en œuvre de l'EI en trois niveaux interdépendants.

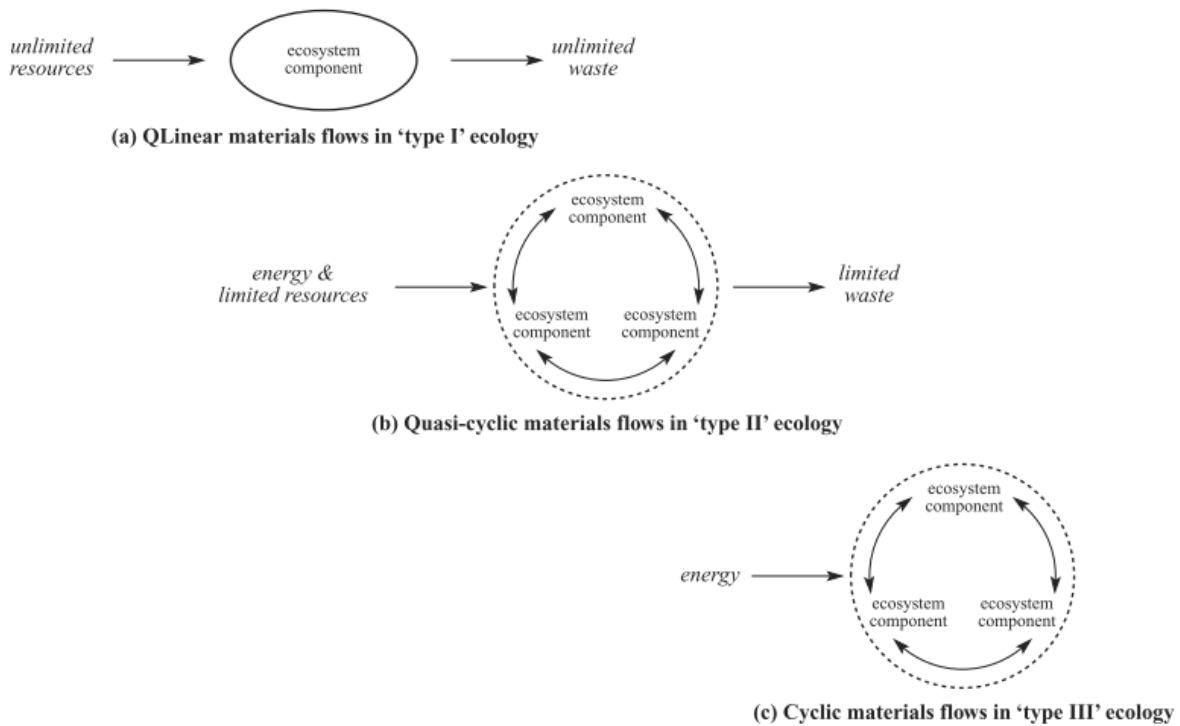


Figure 4. Phases de maturation de l'écosystème industriel (Ayres and Ayres 2002)

1.5 Niveaux de l'Écologie industrielle

Différents niveaux de déploiement de l'EI ont été développées en fonction des frontières des systèmes à étudier (Ayres and Ayres 2002; Boons and Baas 1997). Ici, nous retenons une typologie à trois niveaux :

- au niveau de l'entreprise, l'approche est orientée produit. Elle encourage à adopter des technologies de production plus propres et à mettre en œuvre l'écoconception des produits. Cette approche implique les acteurs économiques directement liés au produit, tels que les fournisseurs, les consommateurs et les concepteurs ;
- le niveau inter-entreprises réfère à l'idée d'éco-parc industriel et de symbiose industrielle (Chertow 2000). Le concept est d'établir des systèmes d'échange

de déchets (coproduits, chaleur...) entre les entreprises ou des groupes d'entreprises. Cette approche encourage aussi à partager des services ou infrastructures en commun ;

- au niveau d'une ville ou région, le concept de symbiose industrielle est étendu à une ville (symbiose urbaine) et même une région.

A chaque niveau, différents outils ou méthodologies sont conçus pour étudier les flux physiques de matière et d'énergie (van Berkel, Willems, and Lafleur 1997; Dekoninck et al. 2016; Kytzia and Nathani 2004). Au niveau de l'entreprise, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est principalement utilisée, elle évalue les impacts environnementaux à travers le cycle de vie d'un produit de l'extraction des matières premières à la fin de vie. Il y a aussi les outils d'écoconception qui aident dans la considération des impacts environnementaux dans la conception et le développement de produit. Les deux autres niveaux utilisent des méthodologies consacrées à des métabolismes industriels, urbains, et régionaux qui s'appuient sur des outils tels que l'analyse de flux de matière. Certains outils issus d'autres disciplines que l'ingénierie sont utilisés pour comprendre le comportement des acteurs et des organisations, mais aussi pour identifier les leviers et défis territoriaux.

1.6 Difficulté de déploiement de l'Ecologie industrielle

Malheureusement, notre économie actuelle semble être encore à l'opposé de l'émergence de ces différentes formes d'EI. En effet, les idées dominantes de l'économie actuelle tendent toujours vers la direction opposée dans le sens où elles favorisent l'ouverture du cycle des matières et l'obsolescence des produits.

Il faut noter que jusqu'à présent la théorie de l'EI s'est principalement focalisée sur l'étude physique des flux de matière et d'énergie dans les systèmes industriels, et entre les systèmes industriels, sans se pencher sur les effets socioéconomiques de ces flux. En effet, l'EI est principalement dominée par des études descriptives de conception des processus physiques et de solutions techniques qui négligent les mécanismes et les conditions économiques pertinentes à son développement. Il s'avère ainsi nécessaire de développer de nouvelles connaissances en s'appuyant sur d'autres disciplines telles que l'économie pour proposer une nouvelle information aux décideurs. Par conséquent l'information apportée par les chercheurs jusqu'à présent semble être insuffisante et difficilement compréhensible pour les preneurs de décisions.

Ainsi des questions pratiques se posent sur la capacité de l'EI, à faire face aux défis d'amélioration de l'information et de communication auprès des décideurs. De ce

fait, elle constitue une approche insuffisante pour fournir aux décideurs en entreprise et en politique publique des solutions économiquement viables, rentables et des instruments socialement acceptés (Ayres and Ayres 2002; van den Bergh and Janssen 2004; van den Bergh 2007).

Comme nous venons de le montrer, un lien reste à construire entre l'EI et l'économie. Pour cette raison nous allons maintenant introduire l'économie écologique. Ce rapprochement peut être un moyen de développer de nouvelles connaissances et de fournir une information nouvelle aux décideurs. La figure 5 illustre ce rapprochement en montrant les relations entre les différents systèmes.

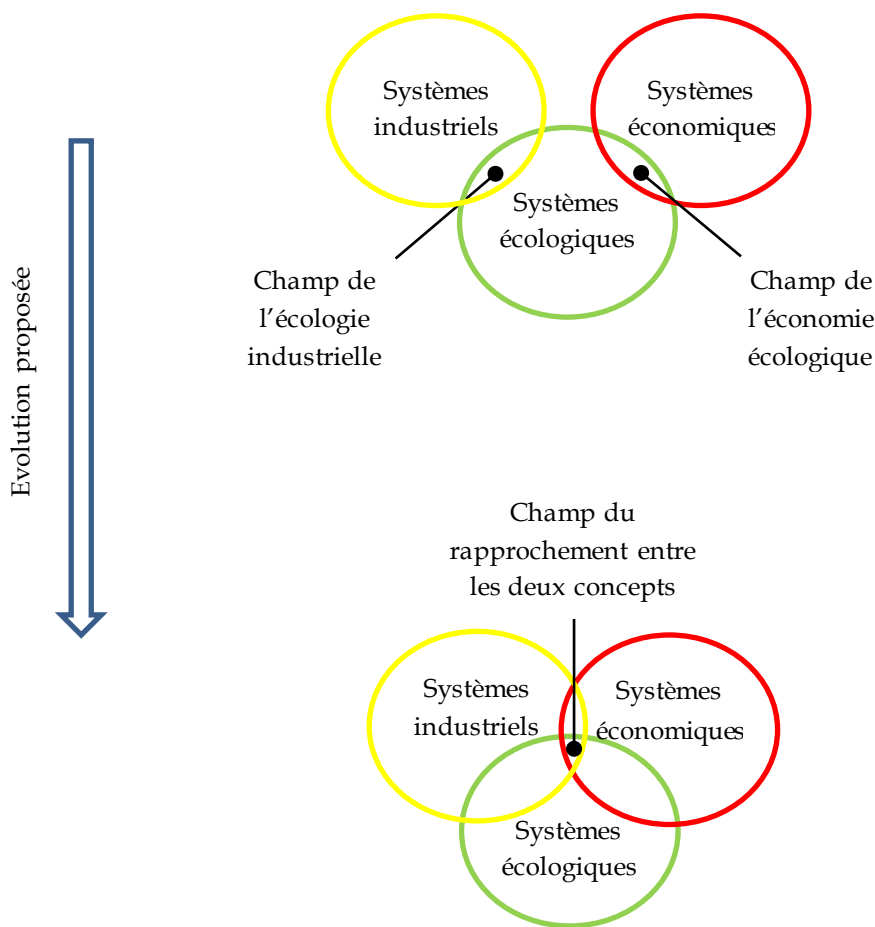


Figure 5. Rapprochement entre l'Ecologie industrielle et l'Economie écologique

2. Lier l'Écologie industrielle et l'Économie écologique

2.1 Vers l'ouverture des « frontières » de l'Écologie industrielle

L'EI est un champ interdisciplinaire prometteur qui diffère d'autres disciplines dans le sens où sa structure scientifique est basée sur une métaphore. La nature est utilisée comme modèle explicitement, ou au moins implicitement, souvent formulée en termes d'une métaphore de l'écosystème naturel, et souvent basé sur une analogie proclamée entre les systèmes industriels et les écosystèmes naturels (Isenmann 2008).

L'EI développe constamment sa structure théorique et pratique, et essaie d'identifier ses frontières (Allen 2000; Isenmann 2003). Les questions liées aux frontières de l'EI ont été soulevées depuis deux décennies comme une réflexion sur la manière dont la structure scientifique de l'EI pourrait évoluer sans perdre son identité : comme un corps monolithique théorique dans la direction d'une discipline ou une structure vue comme un complément à un autre champ disciplinaire (Lifset 1998). Allenby (1999) a promu une vue bipolaire de l'ouverture de l'EI à des forces contextuelles, telles que les aspects sociaux et culturels considérés comme interdépendants du système industriel. Ruth (1998) a souligné que le rôle de la technologie a besoin d'être vu en conjonction avec le changement social et des dispositions socioéconomiques. Quelques années plus tard, Isenmann (2008) et Lifset and Graedel (2002) ont mis l'accent sur le fait que l'expansion des frontières de l'EI serait un des défis les plus importants. Cependant, ils soulignent le besoin de les ouvrir avec précaution et de façon productive pour être sûr que l'EI ne perde pas son identité.

Certains chercheurs proposent d'ouvrir les frontières de l'EI vers les systèmes socioéconomiques (Brunner 2002; Fischhoff and Small 2000). Une recherche approfondie sur l'intégration de la dimension économique à l'EI, a été proposée dans J. C. J. M. van den Bergh and Janssen (2004). Selon eux, trois éléments manquants dans la littérature de l'EI jusque-là peuvent être apportés, à savoir :

- ajouter un contexte économique à l'EI, sous la forme de coûts, de bénéfices, de considérations d'efficacité économiques, de (ré) allocations, des investissements, des processus et distorsions de marché, de croissance économique, des interactions multisectorielles, des échanges internationaux ;
- montrer l'utilité d'une gamme de concepts, théories et méthodes pour l'intégration de l'économie dans des applications empiriques de l'EI. Les exemples sont l'analyse de la décomposition structurelle, l'analyse statistique - économétrique, la modélisation input-output dynamique, l'économie

régionale et urbaine, les théories de l'entreprise et l'économie évolutionnaire et institutionnelle ;

- tirer des leçons de politique générale basée sur l'intégration de l'économie et des considérations de l'EI à un niveau théorique, aussi bien sur les idées que sur les cas d'étude empiriques.

L'économie écologique est un champ transdisciplinaire intéressant qui dispose de points communs avec l'EI comme l'approche système.

2.2 L'économie écologique

L'économie écologique est un champ transdisciplinaire assez récent puisqu'en 1989 the International Society for Ecological Economics fut créée ainsi que son journal *Ecological Economics* (Costanza 1989). Cette communauté étudie les relations entre les systèmes économique et écologique. Ces relations sont au cœur des problèmes actuels de l'humanité et leur étude peut contribuer à construire un futur durable. Ce champ permet ainsi de regarder les problèmes environnementaux d'une autre manière en intégrant et en synthétisant plusieurs perspectives disciplinaires différentes.

Par conséquent, l'économie écologique s'est fixée plusieurs étapes pour atteindre la durabilité et considère que la recherche effectuée ne devrait pas être séparée des processus de management et politique mais plutôt intégrée. Ainsi cinq sujets majeurs ont été définis (Costanza 1991) :

- la durabilité : maintenir notre système de support de vie ;
- l'évaluation des ressources naturelles (dont les services écosystémiques) et du capital naturel ;
- le système de comptabilité en économie écologique ;
- la modélisation de l'économie écologique à des échelles locales, régionales et globales ;
- les instruments innovants pour le management de l'environnement.

Pour créer de la connaissance, l'économie écologique utilise les outils de l'économie conventionnelle et de l'écologie. Plus précisément, elle porte sur les questions, méthodes et surtout les évaluations économiques, particulièrement les estimations de coûts et de bénéfices, et le développement économique. Elle fait particulièrement attention à des concepts économiques comme l'épargne, les dynamiques d'investissement et la distribution de revenus. Elle est aussi focalisée sur l'écologie, incluant la biodiversité et les approches de management des écosystèmes spécifiques. Elle s'appuie sur l'utilisation de modèles mathématiques d'une économie, surtout les

modèles entrant - sortant, les modèles d'équilibre général et continu à débattre les faiblesses et les forces de l'économie néoclassique (Duchin and Hertwich 2003).

Au-delà des aspects épistémologiques, l'ouverture de l'EI mène à des challenges intellectuels significatifs résultant de l'existant et de la structure du champ lui-même. Allenby (2006) a identifié un champ de possibilité assez important pour l'EI et notamment le rapprochement entre l'EI et l'économie écologique. L'étude de ces liens constitue une opportunité de recherche transdisciplinaire importante qui fournit une ontologie. Ces liens sont abordés dans la partie suivante.

2.3 Les relations conceptuelles entre l'EI et l'économie écologique : une ontologie

Dans cette thèse, l'ontologie réfère à une spécification explicite d'une conceptualisation. Elle analyse les objets pertinents et les organise en des concepts et relations dans le but de fournir une vue simplifiée du monde que nous voulons représenter pour un but spécifique (Gruber 2005; Guarino, Oberle, and Staab 2009). Ceci implique d'identifier les relations pertinentes entre les concepts d'EI et d'économie écologique, incluant leur concepts et autres entités (sujets, objets, processus ou idées).

L'EI et l'économie écologique ont tout d'abord été présentés comme les représentations modernes de l'économie biophysique par (Cleveland 1999). Leurs relations conceptuelles ont été soulignées ou abordées dans la communauté de l'EI et plus particulièrement dans le *Journal of Industrial Ecology* avec deux articles faisant référence aux relations entre les deux domaines (Andrews 2001; Koenig and Cantlon 1999). Dans *Progress in Industrial Ecology* est aussi faite la connexion entre ces deux concepts (Allenby 2006; Korhonen and Strachan 2004; Kronenberg 2006). Dans la communauté de l'économie écologique, plusieurs articles publiés dans *Ecological Economics* ont fait référence aux chevauchements existants entre les deux concepts (Korhonen and Snäkin 2005; Kronenberg and Winkler 2009; Röpke 2005). Ces relations ont aussi été abordées dans d'autres publications (Duchin and Hertwich 2003; Korhonen 2004; Kronenberg 2007).

Les caractéristiques communes de l'EI et l'économie écologique incluent leur attachement au développement durable et leur caractère interdisciplinaire. Bien que les deux concepts réfèrent aux sciences naturelles, ils mentionnent souvent d'autres disciplines et approches, telles que l'ingénierie, l'écologie des systèmes et la pensée systémique. L'écologie est vue comme un système basé sur les interdépendances et la théorie de l'évolution qui forment des fondations de base importantes dans les deux concepts. En EI, le système naturel est vu comme un modèle dont la conception de

produit et les processus de fabrication doivent s'inspirer pour créer un écosystème industriel. L'économie écologique considère le système naturel comme un capital naturel qui est essentiel pour l'existence des systèmes économiques et sociaux (approche stock et flux). Les deux domaines utilisent les modèles entrants - sortants, en économie écologique principalement pour la modélisation et en EI pour le développement de bases de données. En ce qui concerne l'utilisation des modèles entrants - sortants, le travail de R. U. Ayres fournit un des travaux les plus représentatifs des liens entre l'EI et l'économie écologique (van den Bergh 2013).

La relation conceptuelle entre l'EI et l'économie écologique est particulièrement manifeste. Toutefois, l'économie écologique est plus holistique et tout ce qui est lié aux interactions économie-environnement tombe dans son champ d'intérêt. Quant à l'EI, elle est plus sélective dans le sens où elle se concentre principalement sur l'industrie et ses produits, les flux d'énergie et de matière entre l'économie et la nature. Ces sujets sont très peu discutés dans l'économie écologique même s'ils constituent évidemment une partie de leur champ d'intérêt. En fait, ils sont plutôt abordés sous l'angle de l'offre du marché ou de la consommation. Cependant, l'EI porte peu d'attention à d'autres aspects des interactions entre l'économie et l'environnement qui peuvent être abordées au niveau microéconomique et qui peuvent aider à conceptualiser et opérationnaliser la métaphore sous-jacente à l'EI (ex: externalités environnementales, économie de la proximité, économie industrielle, les questions à propos de la conservation de la biodiversité et l'évaluation du capital naturel).

Le rapprochement de l'EI et de l'économie écologique peut être un moyen d'aller au-delà de l'étude physique des flux de matière et d'énergie. En effet, l'étude des flux monétaires peut constituer une des opportunités pour étudier les effets des flux physiques dans le système socioéconomique. Ceci soulève la question des externalités environnementales.

2.4 Les externalités environnementales dans les processus décisionnels

Le concept d'externalité environnementale est central en économie écologique (van den Bergh 2010; Howarth 1996) mais peu abordé en EI. Les premiers à l'avoir abordé au niveau des systèmes industriels sont Ayres and Kneese (1969). Mais les origines du concept remontent au XIXème siècle avec les travaux précurseurs de Marshall (1850) et de Pigou (1920). L'externalité environnementale ou l'effet externe est le concept qui désigne le fait que l'activité de production ou consommation d'un agent économique génère des impacts positifs ou négatifs, externes au système économique, qui affectent le bien-être d'un autre agent sans qu'aucun des deux ne

reçoive ou paye une compensation pour ces impacts. On parle ainsi d'externalité positive lorsque le produit social d'une activité est supérieur au produit privé de cette activité et on parle d'externalité négative quand le coût social lié à une activité est supérieur au coût privé supporté par cette activité.

Dans le domaine de l'environnement, les externalités négatives constituent des situations de pollutions, d'altération des ressources naturelles, de destruction de paysages, de pertes de biodiversité et d'autres nuisances environnementales qui affectent le bien-être d'individus sans que cette perte de bien-être ne soit compensée par un mécanisme marchand.

Zuindeau (1999) propose de l'illustrer de la manière suivante (Fig. 6). Avec un agent économique A qui génère une externalité environnementale qui prend la forme d'une altération biophysique de l'environnement. Cet effet externe a pour conséquence de dégrader la position économique de l'agent B de deux manières : en modifiant sa fonction de production ou la capacité des biens consommés à lui donner satisfaction. L'externalité environnementale « brute » se caractérise par la non compensation et la non régulation et crée des disjonctions de concurrence entre les acteurs économiques. Elle diffère ainsi des transactions marchandes dans lesquelles les flux de biens transférés (q) sont régulés par un paiement (p).

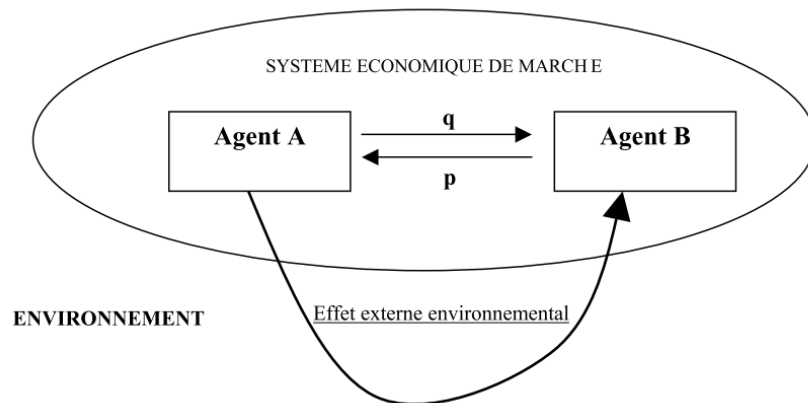


Figure 6. Effet externe environnemental ou externalité environnementale (Zuindeau 1999)

La plupart du temps, les externalités environnementales sont des coûts additionnels pris en charge par les autorités publiques (ex : gouvernement, collectivités territoriales) et les citoyens. Elles se matérialisent notamment par la pollution atmosphérique, les nuisances sonores, les émissions de gaz à effet de serre, la pollution des eaux et des sols mais également par les atteintes à la biodiversité et aux services écosystémiques.

Des études soulignent que les décideurs, les développeurs de produits, les dirigeants d'entreprises, les administrateurs publics ou les consommateurs prendraient des décisions différentes s'ils avaient l'information leur permettant d'évaluer les conséquences environnementales plus larges de leurs décisions (van den Bergh 2012; Bithas 2011; Hond 2000; O'Rourke, Connelly, and Koshland 1996). S'ils devaient également payer les prix reflétant la valeur monétaire des externalités de l'utilisation des matières et de l'énergie. L'analyse est que, fondamentalement, les problèmes environnementaux sont causés par les défaillances de la réglementation et du marché qui peuvent être corrigés si les décideurs ont la bonne information et s'ils sont exposés aux bons prix.

3. La prise de décisions

Qu'est-ce qu'une bonne décision ? Une distinction peut être faite entre une bonne décision et un bon résultat de décision (Von Winterfeldt and Edwards 1993). Le résultat de la décision réfère à la conséquence de la décision et peut être considéré comme bon si c'est la satisfaction du ou des décideurs. D'autre part, une bonne décision, est celle qui est produite par un processus de décisions de qualité. Les caractéristiques d'un processus de décisions de qualité inclut le choix des personnes appropriées, l'identification de bonnes alternatives, la collecte de la bonne quantité d'information, l'utilisation de ressources de façon efficace, et la production de choix qui soient compatibles avec les préférences des décideurs (Merkhofer and Maxwell 1999).

3.1 Processus de décisions

Dans tout type d'organisation, la décision est un processus itératif et cognitif complexe à plusieurs étapes qui vise à faire le choix d'une alternative parmi plusieurs, que le ou les décideurs sont d'accord à adopter (D.G. Ullman 2002; W. E. Walker et al. 2003). Un processus de décision comporte plusieurs étapes (D.G. Ullman 2002) (Fig. 7).

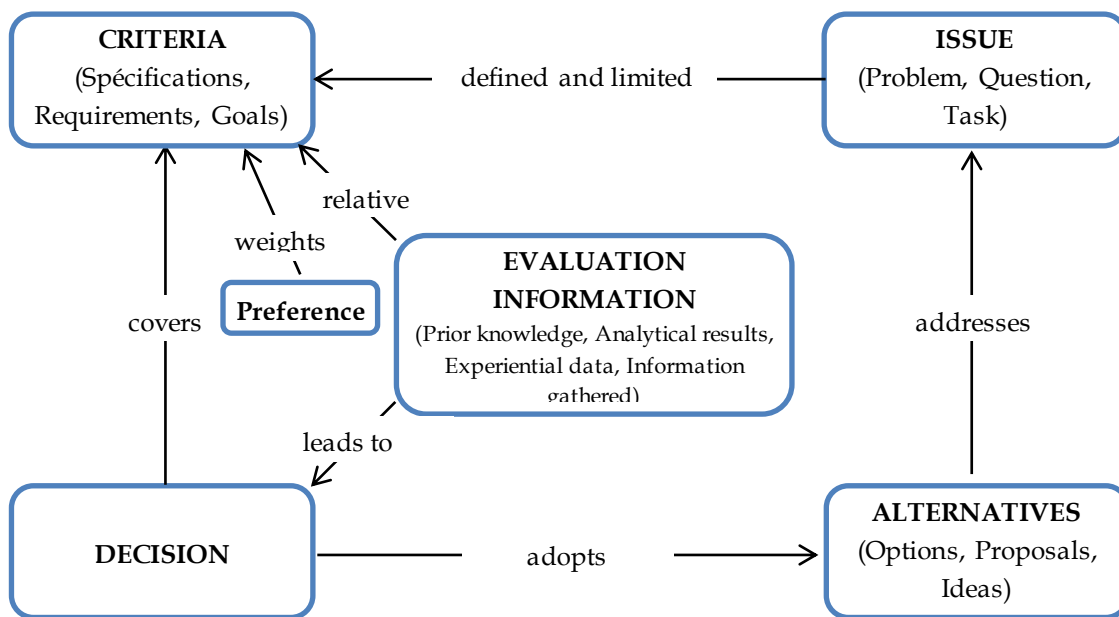


Figure 7. Processus de décision (D.G. Ullman 2002)

La première étape permet l'identification et le cadrage du problème dont l'origine peut être le désir de changer une politique nationale ou régionale mais également la conception d'un produit. Elle a pour habitude de prendre la forme d'un dialogue parmi les décideurs qui peuvent parfois impliquer les parties prenantes et/ou des scientifiques.

Chaque problème soulève des solutions qui sont limitées par des critères. Le terme «critère» est utilisé comme synonyme de «exigence», «objectif» ou «spécifications», et limitent l'espace de solutions acceptables pour le problème. Les critères font l'objet d'une hiérarchie qui dépend des préférences des parties prenantes sur la capacité de résolution des critères aux problèmes et des compromis trouvés. Cette hiérarchie permet d'identifier les outils d'aide à la décision nécessaire à utiliser pour apporter les connaissances nécessaires à la prise de décisions.

Les critères sont également utilisés pour mesurer le degré auquel les alternatives peuvent aider à atteindre les objectifs. Une alternative est définie comme étant une option générée pour aborder ou répondre à un problème particulier. On les appelle également les « options », les « idées », les « propositions », ou les « positions ».

La seconde étape correspond aux activités d'aide à la décision, dans laquelle les analystes (ingénieurs, économistes...) évaluent l'information disponible pour produire la connaissance requise pour soutenir une décision selon une gamme de circonstances et développements plausibles en tenant compte des hypothèses et des

incertitudes. En principe, l'évaluation de l'information se base à la fois sur la connaissance préalable et la connaissance des experts.

Ensuite dans une troisième étape, l'information obtenue est discutée par les décideurs. Si l'examen de l'information indique que l'analyse précédente n'est pas suffisamment structurée, trop incertaine ou non fiable et par conséquent ne correspond pas au besoin d'information nécessaire pour choisir une alternative, le processus peut retourner à la première étape. Au contraire, si l'information est suffisante, l'argumentation peut avoir lieu afin de mesurer les alternatives selon les critères définis et mener au choix d'une alternative par les décideurs.

La décision constitue le compromis ou l'agrément de l'adoption d'une alternative pour résoudre un problème. Les décisions sont dynamiques et peuvent être amenées à changer dans le temps tout comme les critères et les préférences, et de nouvelles alternatives peuvent être produites.

A la dernière étape du processus, la décision est prise, mise en œuvre, communiquée et la conséquence de la décision est surveillée. La surveillance permet d'évaluer si les objectifs sont atteints et d'identifier l'occurrence de nouveaux problèmes.

3.2 Modèles de décision

Au moment de la décision, il est rare que le décideur arrive à rassembler l'ensemble des informations nécessaires à la justification rationnelle de son comportement. Dans la poursuite des travaux de H Simon, March, Waquet, and Martinet (1991) ont proposé différents modèles de rationalité pour illustrer cette situation.

3.2.1 *Rationalité limitée*

La rationalité limitée proposée par Simon (1955) illustre le fait que les individus et les groupes simplifient les problèmes de décision, car il leur est difficile d'anticiper et de considérer toutes les options et toutes les informations. Dans cette situation, la résolution des problèmes se fait par la politique des petits pas, la débrouillardise et le refus de l'incertitude. Ce modèle s'applique au cas de l'entrepreneur confronté à la résolution des problèmes liés à ses impacts environnementaux. En effet, il ne possède pas suffisamment d'informations sur les effets de ses flux polluants sur l'environnement, les conséquences de non-conformités réglementaires (présentes ou futures) pour son entreprise, les solutions envisageables pour réduire ses impacts et leur coût.

3.2.2 Rationalité conceptuelle

La rationalité conceptuelle provient de ce que le comportement de choix est noyé au milieu des nombreux autres sujets de préoccupation des acteurs et des diverses structures de relations sociales et cognitives (March, Waquet, and Martinet 1991). Le comportement de choix est indissociable du climat économique et social dans lequel se trouve l'entreprise. Le choix final est affecté par les coûts du traitement de la situation mais aussi par la prédisposition des participants à la décision, à associer les problèmes, les solutions et leurs choix en fonction de leur proximité arbitraire plutôt que de leur pertinence mutuelle. Dans le cas d'une prise de décision portant sur les questions environnementales, ce modèle montre que la décision finale dépend du contexte dans lequel le problème se situe (situation économique de l'entreprise, proximité avec ses parties prenantes).

3.2.3 Rationalité des jeux

La rationalité des jeux, proposée par Farquharson en 1969 illustre le fait que les organisations sont faites d'acteurs qui agissent intelligemment et en interrelation, tout en poursuivant leurs intérêts individuels (Gondran 2013). La décision finale d'un groupe est un amalgame de ces calculs. Ce concept nie l'existence d'un objectif supérieur ou d'une rationalité collective de la communauté. Il peut être utilisé pour décrire les difficultés rencontrées par des acteurs différents (entreprises, riverains, pouvoirs publics, élus locaux) pour résoudre un problème environnemental. Leurs divergences d'intérêts personnels (profit économique, qualité de vie, nombre de voix électorales) rendent difficile la mise en place d'une solution satisfaisante pour tous.

3.2.4 Rationalité de processus

La rationalité de processus montre que les décisions trouvent leur sens dans certains aspects du processus de décision plutôt que dans les résultats de ces décisions (March, Waquet, and Martinet 1991). Ce modèle postule que les résultats explicites sont secondaires par rapport à l'orchestration elle-même de la prise de décision

3.3 Niveaux décisionnels

Dans une organisation, la décision peut être représentée selon trois niveaux hiérarchiques (stratégique, tactique et opérationnel) (Anthony and Ardoin 1993).

3.3.1 Niveau stratégique

Le niveau stratégique gère les relations de l'organisation avec l'environnement extérieur, coordonne les différentes tactiques mises en œuvre afin de les faire converger vers des buts communs (Van Gigch 1986). La stratégie peut se définir comme un ensemble des choix d'objectifs et de moyens qui orientent à moyen et à long terme les activités d'une personne, d'un groupe, d'une entreprise ou d'un organisme. Le processus de décision se déroulant à ce niveau est qualifié de planification (Le Moigne 1973) ou planification stratégique (Anthony and Ardoin 1993). Il s'agit de définir les buts de l'organisation et ses stratégies pour les atteindre. La planification est effectuée irrégulièrement par la direction générale et focalisée sur un aspect de l'organisation plutôt que sur sa totalité. Pour R. Anthony, la stratégie est la ligne de conduite qu'une organisation adopte pour atteindre ses buts. Elle inclut l'assignation des responsabilités globales pour sa mise en œuvre.

3.3.2 Niveau tactique

La tactique peut être définie comme l'art d'utiliser les moyens dont on dispose pour en tirer le meilleur parti. Le niveau tactique (ou administratif selon les auteurs) assure la cohésion de l'organisation et fédère les interactions des unités élémentaires du niveau opérationnel pour obtenir le résultat voulu par la stratégie. Les décisions tactiques consistent à définir les moyens et modifier les actions spécifiques pour s'adapter aux incidents de parcours afin d'atteindre, dans la pratique, les objectifs globaux fixés au niveau stratégique. C'est à ce niveau que s'effectue le pilotage (Le Moigne 1973) ou contrôle de gestion selon Anthony and Ardoin (1993) qui peut être défini comme le processus par lequel les managers influencent d'autres membres de l'organisation pour appliquer les stratégies.

3.3.3 Niveau opérationnel

Ce niveau accomplit les fonctions principales pour lesquelles l'organisation existe. Il participe directement à l'atteinte de ses objectifs explicites. Pour réguler ce niveau, le contrôle des tâches consiste à s'assurer que les tâches spécifiques sont exécutées avec efficacité et efficience. Il est orienté sur les transactions et s'intéresse aux tâches individuelles (Anthony and Ardoin 1993).

3.4 Indicateur

La prise de décisions a besoin de représenter des problèmes par des unités simples de mesure. Ces unités sont appelées des indicateurs ou en d'autres termes une ou des informations condensées pour la décision. Il est évident que la nature précise de l'information nécessaire pour la décision varie avec le type de décision à prendre, le contexte de décisions et les parties prenantes impliquées (Olsthoorn et al. 2001).

3.4.1 *Notion de variable*

Un indicateur est une variable qui représente un ou plusieurs attributs (qualité, caractéristique, propriété) d'un système. L'interprétation pragmatique d'une variable particulière comme indicateur est habituellement faite sur la base qu'une telle variable transmet de l'information sur la condition et/ou tendance d'un attribut du système considéré. Chaque variable est associée avec un groupe particulier d'entités à travers lequel elle se manifeste (Gallopain 1997).

Un indicateur pourrait être soit une variable qualitative (nominale), une variable de rang (ordinaire), ou une variable quantitative. Des indicateurs qualitatifs peuvent être préférables à des indicateurs quantitatifs dans au moins trois cas :

- quand l'information quantitative n'est pas disponible ;
- quand l'attribut d'intérêt est intrinsèquement non quantifiable ;
- et quand les considérations de coût deviennent déterminantes.

Les indicateurs peuvent adopter des valeurs ou états différents. Certaines de ces valeurs sont d'une importance particulière, et sont souvent attribués à un jugement de valeur.

3.4.2 *Prise en compte des valeurs*

Le terme valeur a deux significations communes pertinentes pour la discussion des indicateurs : la première est celle de la valeur relative, l'utilité ou l'importance (la définition axiologique associée aux jugements de valeur). La seconde signification fait essentiellement allusion à un état d'une variable dans les contextes de système général. Dans sa définition axiologique, les jugements de valeur associent à la fois des valeurs implicites et explicites. Les jugements de valeur explicites comprennent une partie de base pour la création d'indicateurs, mais les valeurs implicites ne sont pas impliquées. Les jugements de valeur implicites sont basés sur des facteurs qui ne

sont pas facilement révélés, comme ils sont la plupart du temps subconscients et se rapportent à des caractéristiques sociétales et personnelles.

Les indicateurs doivent être capables de fournir le support approprié de l'information pour permettre un jugement de valeur, idéalement basé sur des systèmes de valeur explicite. Ils fournissent des informations clés à propos de systèmes qui permettent d'analyser des tendances et des relations de cause à effet. Quelle information est nécessaire et comment elle sera utilisée en pratique guide la sélection d'un indicateur particulier.

3.4.3 Information

Les informations contenues dans la décision sont des éléments clés. Mais tous les types d'information n'ont pas la même valeur pour décider. Ullman (2001) classe l'information sous quatre niveaux de valeur (Fig. 8). Celle qui est à la base correspond à l'information qui a le moins de valeur ajoutée pour la décision et qui est sous forme de données brutes comme des nombres, des clauses textuelles ou d'autres informations descriptives. Les modèles mettent en relation les données entre elles et les représentent sous forme d'image d'une situation qui lie des données basiques. Les modèles constituent des relations statiques entre les données et sont importantes pour l'évaluation. Le comportement des modèles doit être compris et interprété pour obtenir la connaissance nécessaire pour faire un changement informé. Une fois que la connaissance est suffisante, le jugement basé sur cette connaissance peut être fait. En résumé, le type d'information le plus pertinent est une décision qui s'est basée sur tous les types d'information les moins pertinents. En d'autres termes, l'aide à la décision nécessite le management de données, de modèles et connaissances, et le jugement associé sur lesquels les décisions sont basées.

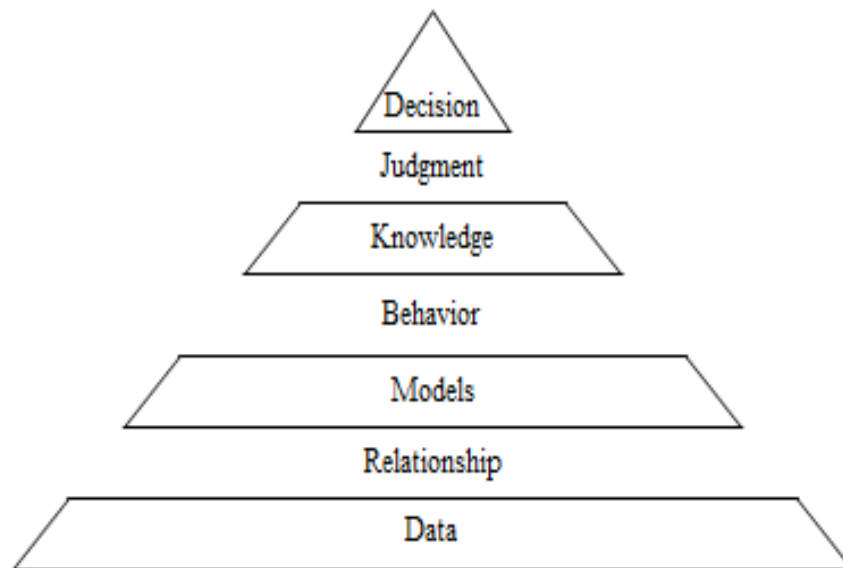


Figure 8. La valeur de l'information (David G. Ullman 2001)

Même si les décideurs sont en situation de rationalité limitée et que l'information n'est pas le seul paramètre influant sur la prise de décision, les décisions sont nécessairement fonctions de l'information (Arrows 1976). L'information reste la base du processus de décisions (Mintzberg 1990).

3.5 Problématique

Nous avons vu dans ce chapitre que l'Écologie industrielle en tant que telle reste difficile à déployer. Pour cela, il est supposé qu'élargir le champ de l'Écologie industrielle et de le rapprocher d'une autre discipline comme l'Économie écologique permettra de donner un contexte économique à l'Écologie industrielle et de soulever de nouvelles questions ou problèmes comme l'évaluation des externalités environnementales.

Il a également été rappelé que la décision est un processus complexe composé de plusieurs étapes qui doivent être respectées si l'on veut aboutir à une « bonne décision ». Toutefois rassembler l'information nécessaire pour atteindre une « bonne décision » représente un coût non négligeable et le décideur peut être amené à décider dans l'incertitude. C'est pour cela qu'il s'avère important de sélectionner les bons indicateurs en amont pour ensuite obtenir les bonnes informations.

Ainsi l'objectif de ce travail de thèse est d'adresser la question de recherche suivante :

Quel indicateur permet de prendre en compte les externalités environnementales dans les processus de décision industrielle et de politique publique afin de favoriser le déploiement de l'Ecologie industrielle ?

Jusqu'à présent en Ecologie industrielle, la recherche s'est principalement focalisée sur le développement d'outils qui étudient les flux physiques de matière et d'énergie dans les systèmes industriels et entre les systèmes industriels. Dans cette thèse, nous proposons d'aller au-delà en étudiant les conséquences de ces flux dans les systèmes écologiques et socioéconomiques et en proposant des indicateurs de décision définis à partir de cette étude.

Dans ce chapitre, nous venons de positionner la thèse par rapport à la littérature et nous avons construit la problématique. Maintenant, il s'agit d'analyser l'état de l'art de la thèse.

Chapitre 2. Etat de l'art : Evaluer les externalités environnementales dans une approche cycle de vie

Dans ce chapitre, nous faisons un focus sur l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) (2.1) et les méthodes existantes pour évaluer les externalités environnementales dans l'ACV (2.2). Ensuite, l'état de l'art décrit le concept de service écosystémique (2.3) et s'oriente vers les approches qui prennent en compte les services écosystémiques dans l'ACV pour évaluer les externalités environnementales (2.4). Une description de chacune des approches est donnée et une analyse comparative des approches est réalisée. L'analyse critique qui est faite découle ensuite sur la formulation de notre proposition.

1. Analyse du Cycle de Vie

Dans cette section, la méthodologie d'ACV est présentée et les différentes étapes sont décrites. L'ACV constitue la méthodologie la plus avancée et la plus utilisée par les industriels pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie.

1.1 Approche cycle de vie

Le cycle de vie d'un produit représente les phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale (ISO 2006a) (Fig. 9). Une telle délimitation du champ des mesures d'impacts permet d'éviter les transferts d'impacts entre étapes, susceptibles d'apparaître avec des approches trop locales. Par une action locale, on entend intervenir sur une seule étape du cycle, par exemple la production ou la fin de vie.

A chaque étape du cycle de vie sont générés de multiples impacts, sachant que leurs effets sont couplés que ce soit de façon synergique ou antagoniste et que les échelles spatio-temporelles des impacts sont diverses. Dans l'entreprise, l'évaluation d'impacts environnementaux suppose l'acquisition de connaissances sur les matériaux, les procédés de fabrication, les procédés énergétiques, les moyens de

transport, les procédés de traitement des déchets, les données statistiques, les modes de consommation et d'utilisation par les consommateurs.

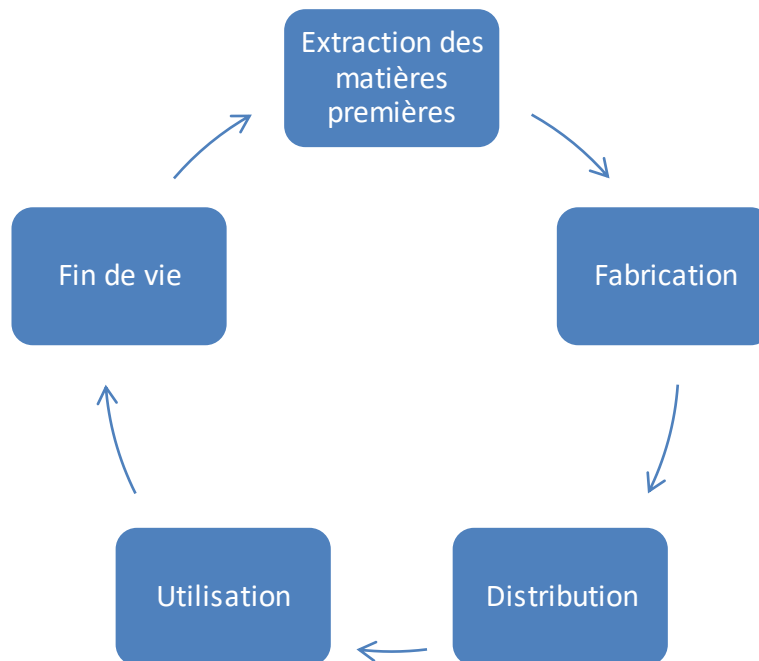


Figure 9. Cycle de vie d'un produit ou service

1.2 Structure de l'Analyse de Cycle de Vie

L'ACV a été conçue pour évaluer l'impact environnemental d'un produit, d'un service ou d'un système en relation avec une fonction particulière (unité fonctionnelle). Sa spécificité est d'évaluer les charges environnementales tout au long du cycle de vie d'un produit, de l'extraction de la matière première jusqu'à la fin de vie du produit (ISO 2006a, 2006b). Elle est généralement appliquée pour comparer différentes alternatives de produit en entreprise ou politiques de management environnementales. Son but est de fournir des informations aux décideurs privés comme publics et aux consommateurs pour réduire la consommation de ressources naturelles, les émissions et les impacts environnementaux tout au long du cycle de vie d'un produit. Pour cela, elle s'appuie sur différents types d'impacts environnementaux (acidification, réchauffement climatique, eutrophisation, utilisation des sols...). L'ACV suit les normes ISO 14040 et ISO 14044 qui fournit une représentation des différentes étapes de l'ACV (Fig. 10).

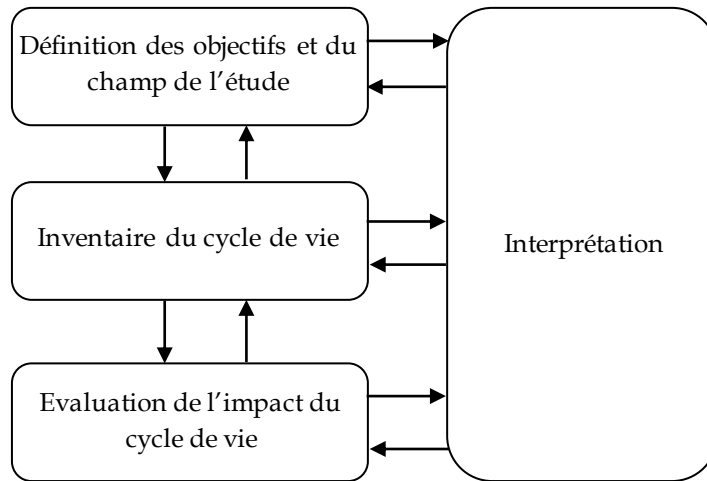


Figure 10. Structure de l'ACV (ISO 2006a)

Les études d'ACV sont réalisées en quatre phases distinctes. La première phase correspond au but et au champ de l'étude. La deuxième est l'Inventaire de Cycle de Vie (ICV) dans lequel les données techniques pour tous les processus sont collectées en unités physiques (masse et énergie). Parmi ces données, il y a les intrants comme les matières premières et la consommation d'énergie et les sortants comme les émissions dans l'air, l'eau, le sol et les rejets de déchets. La troisième phase a pour but d'évaluer l'impact environnemental généré par l'extraction de ces substances et les émissions. Elle peut être divisée en trois sous-phases distinctes :

- classification des émissions et extractions de substances dans les catégories d'impact (ex : changement climatique, acidification, eutrophisation) auxquelles elles contribuent ;
- évaluation de l'importance relative des émissions et extraction de substances pour chaque catégorie d'impact (niveau « midpoint »), suivie par ;
- l'évaluation de la contribution de chacune des catégories d'impact à une ou plusieurs catégories de dommage (niveau « endpoint ») (ex : santé humaine, ressources naturelles, qualité des écosystèmes, changement climatique).

La dernière phase est l'interprétation des résultats obtenus dans chacune des phases précédentes (Jolliet et al. 2010).

1.3 Phases de l'Analyse de cycle de vie

Nous l'avons vu précédemment, l'ACV comprend quatre phases distinctes. Ici, nous proposons d'aller plus loin dans la description de chacune d'entre elle pour comprendre comment sont évalués les impacts environnementaux et les externalités environnementales.

1.3.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

La définition des frontières du système nécessite de faire des choix et des hypothèses qui sont décisifs pour les résultats de l'ACV. Le choix d'intégrer ou non tel processus dans les frontières du système nécessite d'être explicité et justifié. Ces choix et hypothèses peuvent dépendre du but et du champ de l'étude et ainsi affecter la modélisation du système.

Heintz and Baisnée (1992) et Weidema (1993) ont suggéré qu'il existe deux catégories très distinctes d'objectifs dans l'ACV :

- pour décrire un système produit et ses échanges environnementaux ou ;
- pour décrire comment les échanges environnementaux du système peuvent être amené à changer en conséquence d'actions prises dans le système.

Afin de comparer les différents systèmes de produit, l'unité fonctionnelle est associée à des flux de référence, qui sont des flux de produit spécifiques pour produire une unité de la fonction. Le flux de référence devient ensuite le point de départ pour construire les modèles nécessaires des systèmes de produit.

1.3.2 Inventaire du cycle de vie

Un Inventaire du Cycle de Vie (ICV) est une représentation d'un ou plusieurs systèmes de produit, autrement dit un modèle (Rebitzer et al. 2004). Il doit être une description appropriée des parties importantes du système technologique. Tout type de produit dispose d'une fonction et pour réaliser un ICV cette fonction est quantifiée dans des unités fonctionnelles. Ainsi le but de l'ACV est de calculer les quantités de différentes ressources requises ainsi que des émissions et déchets générés par unité fonctionnelle. La figure 11 montre comment doit se structurer un inventaire de cycle de vie.

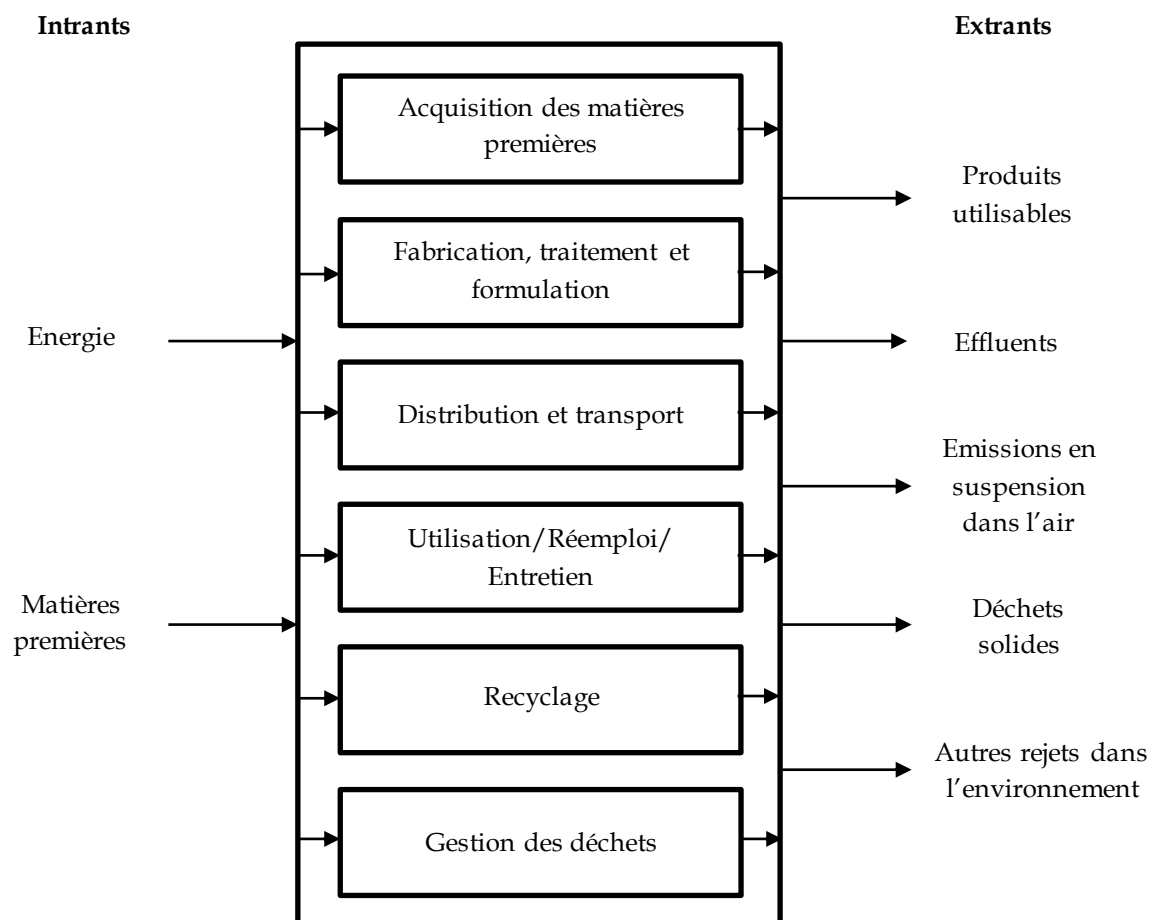


Figure 11. Inventaire du cycle de vie (SETAC, 1991)

Le modèle du système produit est une simulation statique qui est composée de procédés unitaires qui représentent une ou plusieurs activités (production, transport...). Pour chaque processus unitaire, des données sont enregistrées sur les intrants des ressources naturelles, des émissions, des flux de déchets et d'autres échanges environnementaux. Tous les processus unitaires sont liés à travers des flux de produits intermédiaires ce qui rend le processus typique du modèle du système linéaire en ce qui concerne la quantité de fonction qu'il fournit. Ensuite les émissions et les rejets sont classifiés dans une ou plusieurs catégories d'impact auxquelles ils contribuent ce qui donne les résultats de l'ICV.

1.3.3 Evaluation de l'impact du cycle de vie

L'Évaluation de l'Impact du Cycle de Vie (AICV) constitue la troisième phase de l'ACV (Jolliet et al. 2010). C'est à cette étape que les méthodes d'analyse de l'impact

sont mobilisées pour modéliser les voies d'impact des différentes substances et relier chaque donnée d'inventaire à ses dommages environnementaux potentiels, sur la base de ces voies. Pour ce faire, il s'agit de grouper les résultats d'inventaire ayant des effets similaires dans des catégories d'impact à un niveau intermédiaire, appelées catégories intermédiaires ou « midpoint ». Le terme intermédiaire exprime le fait que ce point se trouve quelque part sur la voie d'impact entre les résultats d'inventaire et les dommages. Pour chaque catégorie intermédiaire, un indicateur intermédiaire est défini et constitue une représentation quantifiable d'une catégorie. Ensuite ces catégories intermédiaires sont allouées à une ou plusieurs catégories de dommages ou « endpoint » qui sont elles aussi représentées par des indicateurs de dommage. A chaque niveau des facteurs sont établis à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'ICV en unité commune d'indicateur de catégorie.

1.3.3.1 Voie d'impact

Un mécanisme environnemental ou voie d'impact est nécessaire pour déterminer les impacts et dommages dans l'AICV (J. C. Bare and Gloria 2008; J. Bare et al. 2000; M. Z. Hauschild 2005). Ce mécanisme se caractérise par les émissions ou autres types d'activités qui mènent à ce qui peut être appelé des changements primaires dans l'environnement. Ces changements primaires mènent à des changements secondaires qui à leur tour mènent à des changements tertiaires... Au début de ce mécanisme environnemental, ce sont souvent des changements physiques et chimiques comme des changements dans les concentrations dans l'atmosphère ou changements dans le rayonnement infrarouge dans le cas du changement climatique. Ensuite ce sont souvent des changements biologiques comme des changements dans les écosystèmes ou la santé humaine. Les méthodes qui sont basées sur des changements plus tôt dans la chaîne de cause à effet peuvent être appelées les méthodes « mipoint » contrairement aux méthodes « endpoint » ou dommage qui sont basées sur des changements plus tard dans le mécanisme de cause à effet (Fig. 12).

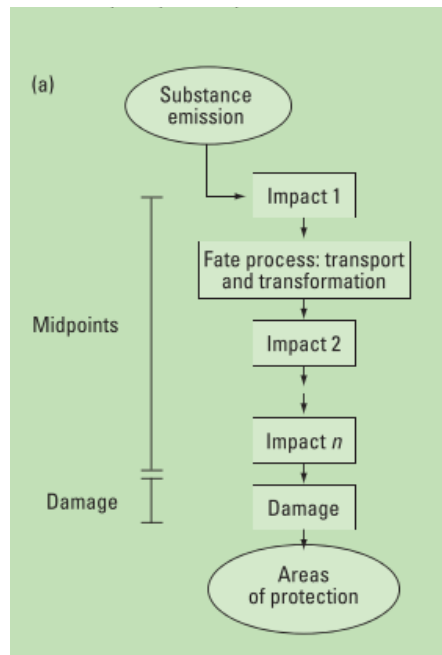


Figure 12. Voie d'impact en ACV (M. Z. Hauschild 2005)

1.3.3.2 « Midpoint » vs. « endpoint »

Le premier niveau d'évaluation des impacts environnementaux en ACV réfère aux impacts de type changement climatique, eutrophisation et acidification, dont les relations de cause à effet sont relativement bien définies. Quant au dernier, il réfère aux dommages sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes, qui représentent des processus complexes affectant une cible spécifique (zones de protection). Par conséquent, l'évaluation de l'impact « midpoint » est habituellement réalisé « bottom-up », dans le sens où il se focalise sur une relation quantitative forte entre une émission et son impact « midpoint », et procède par agrégation de différents impacts. En ce qui concerne l'évaluation du dommage « endpoint », une approche top-down met l'accent sur la relation entre une zone de protection et son « endpoint », et procède par désagrégation des « endpoints » (Fig. 13).

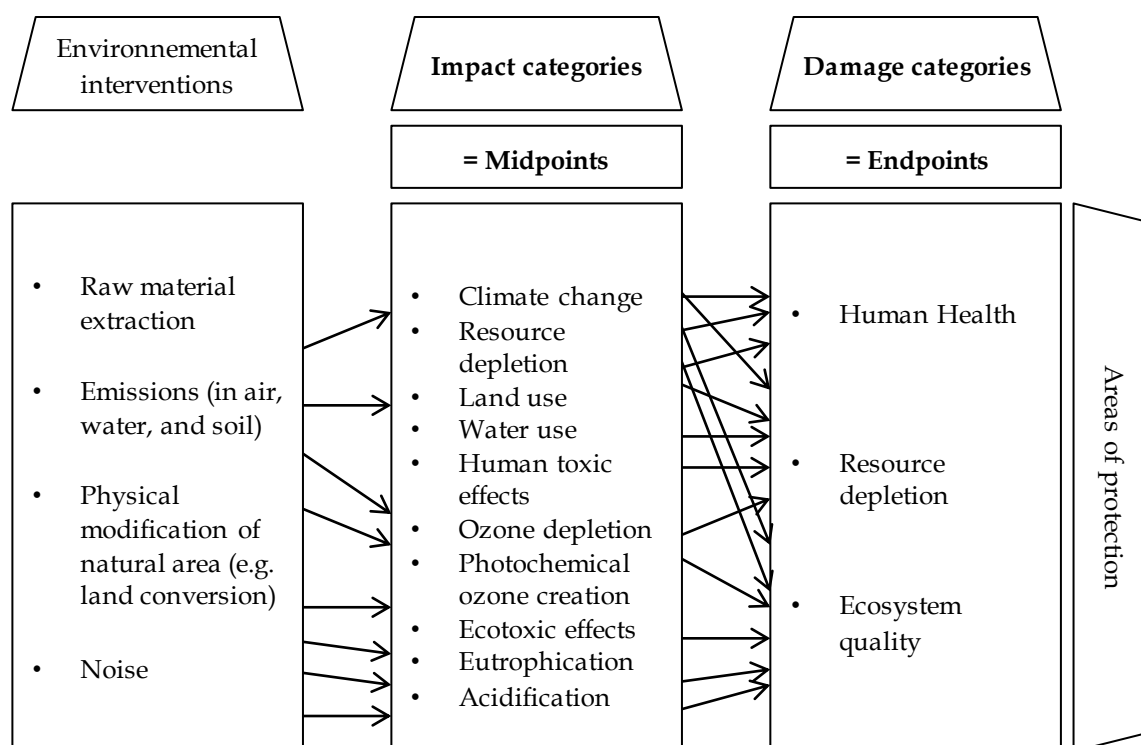


Figure 13. Structure de l'AICV (Joliet et al. 2010)

D'un point de vue décisionnel, les indicateurs obtenus en « midpoint » présentent moins d'incertitudes et sont considérés plus proches de la réalité dans la modélisation des impacts. Cependant, les indicateurs obtenus au niveau « endpoint » sont plus faciles à comprendre pour les non-experts, tels que les décideurs, les développeurs de produits et les fournisseurs mais ces indicateurs présentent plus d'incertitudes (J. C. Bare et al. 2000).

Des parties supplémentaires peuvent être ajoutées à l'étape d'AICV selon les buts et objectifs de l'étude. On trouve trois étapes optionnelles plus exactement : la pondération, la normalisation et le groupement qui permettent de faciliter la lecture des résultats.

1.3.4 Normalisation

La normalisation est une étape optionnelle qui a généralement lieu avant un groupement ou une pondération. Elle consiste à obtenir une valeur normée afin de la rendre comparable à d'autres valeurs du même domaine. Il n'existe pas une méthode standardisée mais plusieurs que l'on peut classer en deux catégories de technique de normalisation :

- la normalisation externe ou la détermination de contribution relative ;
- cas spécifique ou normalisation interne.

Dans une normalisation externe, la valeur de référence est sélectionnée sur la base d'un système de référence. Le but de cette approche est de disposer d'un groupe de résultats d'AICV d'un cas spécifique dans un plus large contexte.

Pour la normalisation externe, il est nécessaire de sélectionner un système de référence. Il peut être structuré en conséquence de choix sur chacune des dimensions de la situation de référence. Ces dimensions incluent la base du système, le traitement du système, la mise à l'échelle spatiale et temporelle. Chaque dimension dispose de plusieurs options qui ont été sélectionnées par des praticiens (Goran Finnveden et al. 2002) :

- la base du système : une région, un secteur économique ou groupe de secteurs, ou un type produit ;
- le traitement du système : toutes les activités du système (ex : les activités en région ou les activités du secteur) ou toutes les activités de la chaîne d'approvisionnement du système ;
- la mise à l'échelle spatiale : région, nation, continent ;
- la mise à l'échelle temporelle : jour, mois, année.

1.3.5 Pondération

La phase de pondération est optionnelle dans l'ACV et a pour but de résoudre les problèmes de compromis entre les impacts environnementaux qui sont mesurés dans différentes unités biophysiques et sont ainsi incomparables. Les méthodes utilisées à la phase de pondération peuvent être classifiées de différentes manières (Goran Finnveden et al. 2002) :

- une distinction peut être faite entre des méthodes basées sur des indicateurs d'impact définis au début (« midpoint ») ou plus tard (« endpoint » ou pour des zones de protection) dans la chaîne d'impact ;
- une seconde distinction est entre trois groupes majeurs de méthode :
 - o monétarisation (toutes les méthodes qui ont une mesure monétaire associé dans les facteurs de pondération) (Ahlroth et al. 2011; Göran Finnveden et al. 2009) ;
 - o panel (un groupe de méthodes où l'importance relative des dommages, catégories d'impact ou interventions sont tirées d'un groupe de gens à travers des enquêtes) ;
 - o la distance à la cible (où les résultats de caractérisation sont liés à des nouvelles cibles) ;

- une troisième distinction existe entre les méthodes de préférence exprimées et les méthodes de préférence révélées. Les méthodes panel, aussi bien que les méthodes de monétarisation, sont basées sur des préférences exprimées. On demande aux gens leurs préférences (par exemple, consentement à payer). D'autre part, certaines méthodes de monétarisation sont basées sur des préférences révélées. Certains facteurs de pondération monétarisés sont tirés de réactions de différentes situations d'individus et/ou organisations, tel que, les paiements d'assurance, les dépenses de soin de santé, les amendes, les coûts engagés pour des opérations de dépollution et écotaxes.

1.3.6 *Interprétation*

Cette quatrième étape obligatoire de l'ACV a pour but d'identifier les étapes du cycle de vie sur lesquelles il faut intervenir pour réduire l'impact environnemental du produit ou service étudié et d'analyser les incertitudes. C'est à cette étape que les solutions potentielles sont identifiées pour reconcevoir le produit en fonction de la qualité des données. Cette phase doit apporter des informations claires et utilisables pour l'aide à la décision.

Pour cela, elle consiste dans un premier temps à définir les points sensibles du cycle de vie puis évaluer la qualité et la robustesse des résultats obtenus par une série de contrôles (contrôle de qualité, analyse de sensibilité sur les hypothèses fortes, analyse des incertitudes...).

L'ACV traditionnelle vient d'être présentée. Maintenant, nous proposons de décrire les méthodes qui évaluent les externalités environnementales dans la méthodologie d'ACV (Pizzol et al. 2015; Thi et al. 2016).

2. Evaluer les externalités environnementales dans l'Analyse du cycle de vie

Différentes méthodes d'ACV utilisent l'évaluation monétaire. Selon leurs objectifs, elles s'appuient sur différentes méthodes de monétarisation. L'application de ces méthodes à l'ACV constitue un réel défi étant donné que les impacts ont un haut niveau d'abstraction. Ceci signifie que les impacts ne réfèrent pas à des situations spécifiques mais sont généralisables. En effet, les émissions des activités et processus, aussi bien que leurs impacts, sont agrégés à travers le temps et l'espace. Ainsi

l'évaluation monétaire des impacts potentiels résulte en des valeurs monétaires applicables largement (Pizzol et al. 2015).

2.1 EPS 2000

La méthode EPS (Environmental Priority Strategy) est l'une des premières méthodes développées pour faciliter la comparaison des impacts environnementaux dans le développement de produits (Steen, 1999). La méthode calcule les coûts externes des produits en utilisant les données d'inventaire (ex : données sur les émissions, consommation d'énergie...), les facteurs de caractérisation et les facteurs de pondération (pondération des impacts exprimés en unité monétaire). La méthode prend en compte plusieurs sujets à protéger, à savoir la santé humaine, la capacité de production des écosystèmes, le stock de ressources abiotiques et la biodiversité. Les dommages sur les cibles à protéger sont évalués sur une base monétaire en utilisant le consentement à payer pour éviter les changements dans l'état de l'environnement présent. L'évaluation des facteurs additionnels sont pris en compte comme la zone ou le nombre de personnes concerné par une intervention, son intensité et sa fréquence, son extension à travers le temps, et son flux total.

2.2 ExternE

Le projet ExternE (External costs of Energy) lancé par la Commission Européenne a commencé en 1995 dans le but de monétariser les dommages socio-environnementaux causés par différents vecteurs d'énergie. La dernière mise à jour de la méthode date de 2005 (Bickel and Friedrich, 2005). ExternE applique l'approche « voie d'impact » pour une évaluation détaillée et systématique de l'ensemble de la chaîne de cause à effet des émissions aux impacts environnementaux et dommages. Il est ainsi nécessaire de :

- quantifier les émissions issues des technologies et sites ;
- modéliser la dispersion des émissions en utilisant des modèles de dispersion régionaux et locaux ;
- quantifier les impacts sur trois sujets à protéger (santé humaine, environnement construit, et capacité de production des écosystèmes) aux moyens de fonctions dose réponse.
- monétariser les impacts sur la base des prix de marché ou tirés d'études utilisant le consentement à payer.

Deux autres projets ont suivi ExternE pour apporter des compléments et améliorer la méthode : the New Elements for the Assessment of External Costs from Energy

Technologies (NewExt) and the New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS). Le premier avait pour but d'améliorer l'évaluation des externalités et le dernier d'évaluer les coûts et les bénéfices de politiques énergétiques et de futurs systèmes énergétiques (Preiss and Klotz 2007).

2.3 Ecotax

Ecotax est une autre méthode européenne d'évaluation monétaire dans laquelle les facteurs de pondération sont indexés sur des taxes environnementales et redevances en Suède (Johansson, 1999 ; Finnveden et al., 2006). L'idée derrière cette méthodologie est que si un niveau d'imposition est fixé de manière optimale basé sur les objectifs gouvernementaux, il doit refléter la valeur sociale par unité d'intervention environnementale. Un choix de catégories d'impact est fait, en utilisant l'ensemble des situations de référence de la ligne directrice hollandaise sur l'ACV (Guinée, 2002).

En connectant les taxes et les catégories d'impact, dans certains cas comme le réchauffement climatique, la taxe sur le dioxyde de carbone et le facteur de pondération pour des équivalents dioxydes de carbone sont connectés directement, cependant dans d'autres cas (ex : acidification, eutrophisation, oxydation photochimique), la connexion directe n'est pas une option et des calculs ont besoin d'être fait. La méthode suggère deux groupes de facteur de pondération (minimum et maximum), qui sont tirés des taxes et amendes environnementales en Suède.

2.4 Stepwise 2006

La méthode Stepwise 2006 (Weidema, 2009) a pour but de réduire l'incertitude et l'incomplétude rencontrée dans la monétarisation d'un large éventail d'impacts environnementaux. Elle encourage aussi l'applicabilité et praticabilité des analyses coût-bénéfices. Pour calculer les résultats caractérisés au niveau midpoint (ex : réchauffement climatique, acidification, eutrophisation, toxicité humaine), la méthode combine les modèles de caractérisation à partir de deux méthodes d'évaluation de l'impact de cycle de vie : IMPACT 2002 (Jolliet et al. 2003) et la méthode EDIP 2003 (M. Hauschild and Potting 2005). Les impacts au niveau midpoint sont en outre regroupés en trois catégories de dommage : santé humaine, qualité des écosystèmes et productivité de la ressource, les scores physiques pour lesquels sont QALY (Quality Adjusted Life Year), BAHY (Biodiversity Adjusted Hectare Year) and euro. La valeur monétaire d'un QALY, 74 000 euros est tirée de la contrainte budgétaire, le fait que le revenu annuel moyen est le maximum qu'une personne moyenne peut payer pour une année de vie supplémentaire. La valeur

monétaire pour la qualité de l'écosystème est définie comme une fraction de notre bien-être que nous sommes prêts à sacrifier pour protéger les écosystèmes. Basé sur une étude de modélisation de choix (Itsubo, Sakagami, and Washida 2004), il est suggéré d'utiliser une valeur proxy temporaire de 1 400 EUR/BAHY pour lier BAHYs aux unités monétaires (via QALYs). Pour la productivité de ressource, l'indicateur de catégorie est défini directement en unités monétaires et le dommage est mesuré comme une perte de résultat économique futur causé par le dommage actuel à la ressource.

2.5 LIME

La méthode LIME (Life-cycle Impact assessment Method based Endpoint modeling) est un projet japonais dont le but est de développer une base de données qui aide les industriels à mener des ACV fiables (Itsubo, Sakagami, and Washida 2004). La méthode emploie des données japonaises en sélectionnant des protocoles appropriés à partir de trois étapes de l'ACV : caractérisation, évaluation du dommage et pondération. A l'étape de caractérisation, LIME considère 11 catégories d'impact. Au niveau « endpoint », l'évaluation des dommages est groupée en quatre sujets à protéger : santé humaine, atouts sociaux, biodiversité et production primaire. A travers ces catégories de dommages, la méthode fournit des facteurs de pondération basés sur une analyse conjointe (combinée) où il était demandé à 400 personnes de déclarer leur consentement à payer pour éviter une quantité d'unité de dommage. Par exemple DALY (Disability Adjusted Life Year) pour la santé humaine, le Yen Japonais pour les atouts sociaux, l'extinction des espèces pour la biodiversité, et le kg pour la production primaire.

Nous venons de présenter les méthodes existantes d'évaluation des externalités environnementales dans l'ACV. Depuis peu des travaux ont tenté d'évaluer les externalités environnementales en s'appuyant sur le concept de service écosystémique. Ces travaux semblent prometteurs pour évaluer les conséquences des flux physiques de matière et d'énergie dans les systèmes naturels et socioéconomiques. Le concept de service écosystémiques est présenté dans la section suivante.

3. Services écosystémiques

Dans cette section, un bref historique du concept de service écosystémique est effectué. Ensuite, les termes liés à ce concept sont définis pour finalement identifier les liens entre les systèmes industriels et les services écosystémiques.

2.1 Genèse et historique du concept

L'origine du concept de service écosystémique remonte principalement à des travaux d'après-guerre. Mooney and Ehrlich (1997) évoque des auteurs comme Marsh en 1864, Osborn et Vogt en 1948, Leopold en 1949 pour ne citer qu'eux. Sans mentionner explicitement le terme, ils montrent que différents services écosystémiques ont fait l'objet de traitements spécifiques. La première vue d'ensemble des services écosystémiques est proposée dans un rapport intitulé « Study of Critical Environmental Problem » en 1970. Ce rapport fait suite à des discussions dont l'objectif était d'adopter une vision globale des problèmes d'environnement dans le cadre d'un groupe de travail réunissant des experts au Massachusetts Institute of Technology en juillet 1970. En 1981, le concept de service écosystémique est clairement explicité dans Ehrlich and Ehrlich (1981), il représente une tentative de construire un langage commun pour représenter et discuter des liens entre les systèmes écologiques et les systèmes socioéconomiques.

Il faut finalement attendre l'année 1997 pour voir émerger le concept dans le milieu académique. On le doit à la publication de Costanza et al. (1997) dans la revue *Nature* qui ont tenté d'évaluer monétairement les écosystèmes globaux de la planète. L'objectif est de proposer une synthèse des données existantes et d'établir une première approximation de la valeur des écosystèmes. A l'époque, l'article a un impact important en raison de la médiatisation de leurs résultats mais aussi par les controverses qui émergent par la suite. L'émergence du concept de service écosystémique est également associé à la parution du livre *Nature's Services* coordonné par G. Daily (1997). Même si le titre de l'ouvrage ne porte pas le nom du concept, l'ensemble traite explicitement de service écosystémique. Il constitue une référence dans le milieu académique et symbolise la genèse du concept et une première brique de la constitution de sa théorie.

Quelques années plus tard, à la demande d'experts, est lancé un événement scientifique international : le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (MEA 2005). L'orientation donnée à ce travail est similaire à celle de l'Intergovernmental Panel on Climate Change dans le domaine du changement climatique. Le MEA est officiellement lancé par le secrétaire général de l'ONU en 2001 et s'est terminé en 2005 avec la publication de différents rapports de synthèse. Dans ces rapports, il est proposé une représentation graphique des liens entre les services écosystémiques et le bien être humain (Fig. 14).

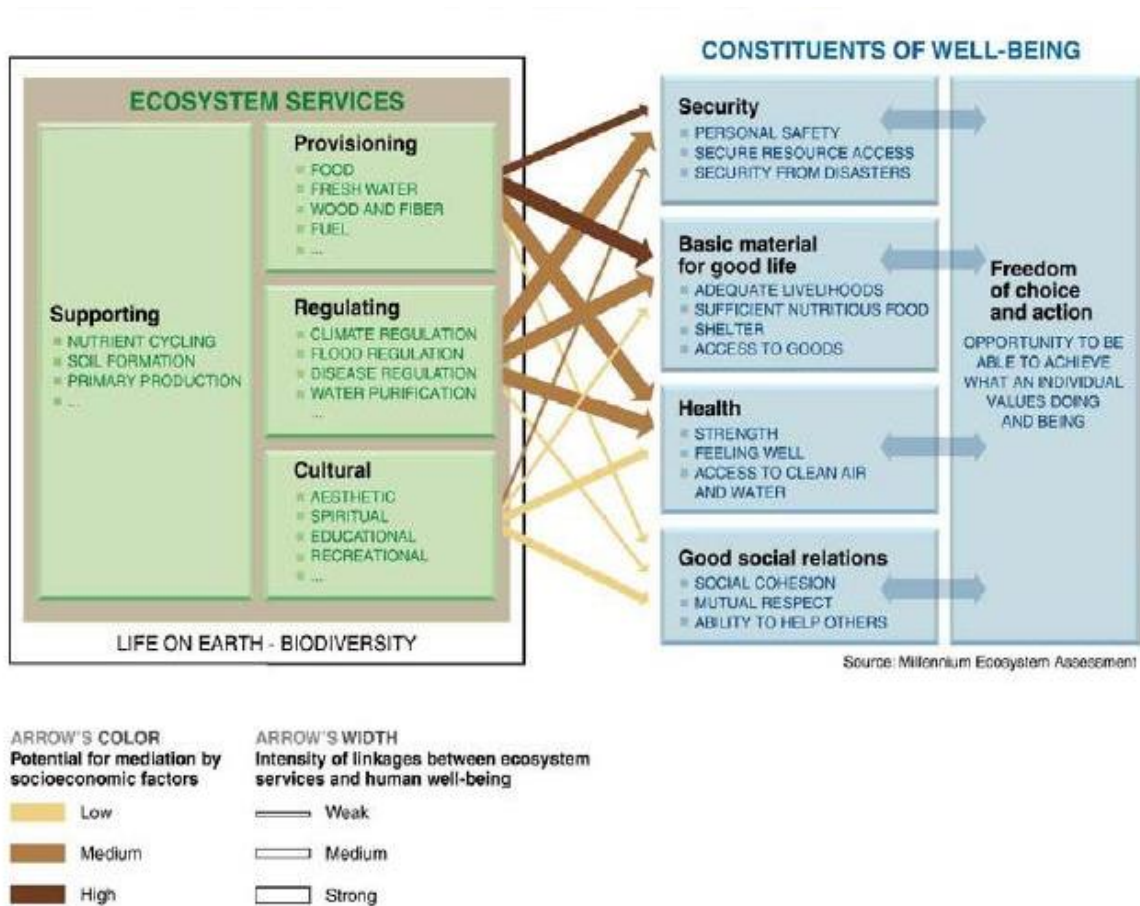


Figure 14. Liens entre les services écosystémiques et le bien être humain (MEA 2005)

Ce travail durant ces quatre années, a permis de médiatiser le concept dans la sphère politique et de proposer une typologie. Il alerte également sur les pressions exercées sur ces services et précise que 15 des 24 services écosystémiques étudiés sont en cours de dégradation ou gérés de manière non durable. Le MEA est un autre point de repère dans l'histoire du concept qui constitue son apparition dans la sphère politique. Par la suite, un autre travail d'envergure internationale est lancé en 2007, The Economics of the Ecosystem and Biodiversity (TEEB). Contrairement au MEA qui porte sur les aspects écologiques des services écosystémiques et leurs relations avec le bien être humain, le TEEB porte davantage sur les aspects économiques. Le travail réalisé dans le cadre du TEEB cherche plutôt à attirer l'attention sur les avantages économiques de la biodiversité et des services écosystémiques et à mettre en évidence le coût global pour la société des dommages sur la biodiversité et les services écosystémiques. L'idée sous-jacente est de rassembler l'expertise nécessaire dans les domaines des sciences économique et politique pour permettre des actions concrètes.

2.2 A l'interface entre les systèmes écologiques et socioéconomiques

Dans ce travail de recherche, la définition retenue correspond à celle donnée par l'étude européenne Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES, 2013). La définition donnée par ces travaux est complète dans le sens où elle est la seule à mettre en avant le lien entre la biodiversité, les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques. Ce travail a également l'avantage de bien différencier les fonctions écosystémiques des services écosystémiques et des avantages qui en découlent ce qui permet d'aborder l'évaluation des services écosystémiques avec moins de complexité.

Selon cette étude, les écosystèmes sont formés par les interactions de communautés d'organismes vivants avec l'environnement abiotique. La biodiversité joue un rôle clé dans la configuration structurelle des écosystèmes qui est essentielle pour maintenir les processus écosystémiques élémentaires et les fonctions écosystémiques supports. Ces fonctions représentent la capacité ou le potentiel à délivrer des services écosystémiques. Quant aux services écosystémiques, ils sont issus des fonctions écosystémiques et constituent des flux écologiques qui répondent à une demande présente ou une demande potentielle des générations futures. Lorsque les services écosystémiques sont utilisés ou consommés, ils engendrent des avantages qui se traduisent par l'augmentation du bien-être humaine induite par la satisfaction d'un besoin ou d'un désir.

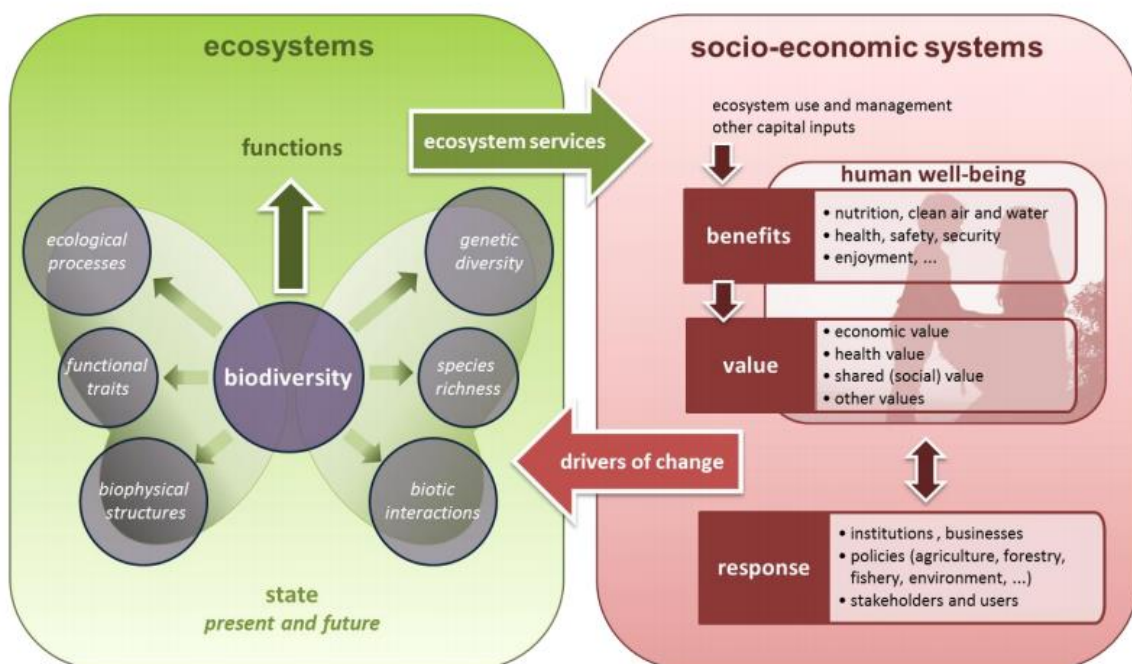


Figure 15. Structure conceptuelle de l'évaluation des écosystèmes dans l'UE (Maes et al. 2013)

Le schéma présenté en figure 15 distingue les fonctions écosystémiques, des processus écologiques fondamentaux, des traits et structures qui sont supportés par la biodiversité. Les fonctions ici sont constituées par différentes combinaisons de processus, traits et structures et représente le potentiel que les écosystèmes ont à délivrer des services. En contraste avec les fonctions écosystémiques, les services écosystémiques impliquent l'accès et la demande par les humains. Des écosystèmes vierges, sains ou des zones sauvages disposent d'un bon état écologique et par conséquent sont très fonctionnels. Toutefois, ils peuvent fournir moins de services écosystémiques que des écosystèmes moins vierges situés proche de lieux de vie. Ceci est dû au fait que dans ces zones il y a très peu de demandes.

2.3 Liens entre les systèmes industriels et les Services écosystémiques

Pour bien comprendre la perte de biodiversité et le déclin de la qualité des écosystèmes, il est nécessaire de commencer par comprendre les causes des changements environnementaux. Ces changements environnementaux sont de deux natures : leviers indirects et pressions directes. Par leviers indirects, le MEA identifie les changements démographiques, économiques, sociopolitiques, scientifiques et technologiques. Quant aux pressions directes, elles incluent la conversion des sols, la surexploitation des ressources naturelles, l'apport excessif de nutriments, les maladies, les invasions d'espèces et le changement climatique. Ces pressions affectent les écosystèmes de différentes manières selon les contextes et agissent à travers différentes échelles organisationnelles, temporelles et spatiales. Les systèmes industriels sont fortement impliqués et responsables des pressions qu'ils exercent sur la biodiversité et les services écosystémiques. Le MEA a identifié six défis majeurs concernant directement les activités industrielles. Il recense la rareté de l'eau douce, le changement climatique, les changements d'habitat, les espèces invasives, la surexploitation des océans et la surcharge de nutriments.

L'origine des pressions exercées par les systèmes industriels peuvent être de deux natures. Il peut s'agir des liens de dépendance qu'ils établissent pour prélever les ressources naturelles dont ils ont besoin pour leur chaîne d'approvisionnement. Cela peut également être directement lié aux rejets polluants des activités de production (Grazilhon 2015). Ces liens d'impacts et de dépendances varient en fonction des secteurs d'activités et même au sein d'un même secteur. Ils sont aussi dépendants de la technologie employée et du contexte de l'activité de production ou de consommation. Les systèmes industriels impactent de façon directe, notamment en occupant les sols avec leurs équipements de production, mais également par la pollution résultant des processus de production. Ils impactent aussi de manière indirecte par l'intermédiaire de leurs fournisseurs de matières premières ou de

produits semi-finis. Même si certaines entreprises considèrent ces liens comme des contraintes, les prendre en compte peut permettre de mieux appréhender les risques et d'identifier des opportunités.

Les systèmes industriels font face à plusieurs risques et opportunités liés à la biodiversité et aux services écosystémiques. Selon l'étude *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010), on peut les classer dans cinq champs différents : opérationnels, réglementaires, en lien avec l'image de l'entreprise, le marché et le produit, ou encore d'ordre financier. En termes de risques opérationnels, on peut citer l'augmentation de la rareté et le coût des matières premières telles que l'eau douce, les perturbations du fonctionnement des entreprises liés aux risques naturels et les coûts d'assurance de plus en plus élevés pour se protéger des inondations. Quant aux risques liés au marché et au produit, on peut citer le cas d'un client qui déciderait de changer de fournisseur pour s'approvisionner chez un autre ayant de plus faibles impacts sur les écosystèmes. En termes d'image, on peut noter la perte de confiance des partenaires financiers et le manque d'attractivité des fonds d'Investissement Socialement Responsable (ISR).

Par ailleurs, la prise en compte des services écosystémiques peut présenter de nouvelles opportunités pour les entreprises, comme favoriser l'émergence de nouvelles technologies et produits permettant de réduire la dégradation et restaurer les écosystèmes ou d'augmenter l'efficacité dans l'utilisation des services écosystémiques. Elle peut aussi permettre l'obtention de nouvelles parts de marché grâce au lancement d'un nouveau produit ou service, à faible impact sur les écosystèmes, avec une éco-labellisation. Au niveau de la réglementation, on peut noter l'engagement du gouvernement, concrétisé notamment par la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB), pour développer des politiques favorables à la conservation des écosystèmes ou des incitations visant à protéger ou restaurer des écosystèmes qui fournissent des services.

L'intégration de ces liens au niveau des systèmes d'information permettrait d'avoir une autre vision des entreprises, mais ils sont complexes à mettre en œuvre et spécifiques à chaque secteur. Aujourd'hui la valeur des services écosystémiques représente une valeur nulle dans notre système économique aux yeux des décideurs privés et publics mais aussi des consommateurs. La perte de valeur causée par l'ensemble des pressions qui s'exercent sur les services écosystémiques est invisible, ce qui ne permet pas d'influencer les décideurs et de peser dans les arbitrages au niveau des processus de décisions. L'évaluation de la dépendance et de l'impact des entreprises vis-à-vis des services écosystémiques s'avèrent être un réel défi méthodologique. Il semble préférable de s'appuyer sur des outils existants et qui sont

reconnus par les entreprises, les gouvernements et la sphère académique (TEEB 2012).

Le concept de service écosystémique et des éléments conceptuels viennent d'être présentés. Il s'agit maintenant de décrire les tentatives de prise en compte des services écosystémiques dans l'ACV dans la section suivante. De l'analyse critique qui est faite découle ensuite la formulation de notre proposition.

4. Prendre en compte les Services écosystémiques dans l'Analyse de cycle de vie pour évaluer les externalités environnementales

Des études ont souligné la nécessité de prendre en compte les services écosystémiques dans l'ACV pour aider les entreprises à mesurer et comparer leur propre performance environnementale (Polasky, Tallis, and Reyers 2015; TEEB 2012; WBCSD 2011). Ainsi, nous décrivons les approches existantes trouvées dans la littérature et les analysons selon différents critères propres à l'évaluation des services écosystémiques et l'ACV afin de comprendre dans quelle mesure ces approches permettent de répondre à la question de recherche posée.

3.1 Approche s'appuyant sur la catégorie d'impact « land use »

Parmi les approches existantes, la plus avancée dans la prise en compte des services écosystémiques dans l'ACV est celle qui propose d'évaluer le changement dans la production de services écosystémiques en fonction du changement d'utilisation du sol. Dans l'ACV, ces changements sont étudiés à travers la catégorie d'impact « midpoint land-use change ». La catégorie « land use change » considère deux types d'intervention ; « land transformation » (également appelé changement d'utilisation du terrain) et « land occupation » (Lindeijer, Müller-Wenk, and Steen 2002; Milà i Canals, Romanyà, and Cowell 2007). Ils proposent de s'appuyer sur un instrument de mesure LANCA, qui est un modèle d'utilisation et d'occupation des sols (Beck et al. 2011). Pour mesurer « land transformation », il est nécessaire de prendre en compte le type d'utilisation du sol avant la transformation, l'utilisation du sol après la transformation, l'étendue géographique et une période de régénération.

Le modèle LANCA a été développé pour calculer des indicateurs d'utilisation du sol basé sur les fonctions des écosystèmes. Il est basé sur la méthode de Baitz (2002) et a

été adapté pour l'évaluation de l'impact de l'utilisation des sols par Milà i Canals, Romanyà, and Cowell (2007).

Le groupe de travail sur l'utilisation des sols de l'UNEP/SETAC distingue entre le potentiel de dommage sur la biodiversité (BDP) et le potentiel de dommages sur les services écosystémiques (ESDP). Les travaux en cours dans l'ESDP se focalisent principalement sur les services de régulation à savoir : le potentiel de production biotique (Brandão and Canals 2013), le potentiel de régulation climatique (Müller-Wenk and Brandão 2010), le potentiel de régulation de l'eau douce, le potentiel de régulation de l'érosion, le potentiel de régulation de l'eau (Saad, Koellner, and Margni 2013). Le tableau 1 identifie les catégories d'impact, les facteurs de caractérisation à l'échelle globale ainsi que les indicateurs utilisés dans cette approche.

Tableau 1. Indicateurs de l'approche s'appuyant sur la catégorie d'impact « land use » (Koellner et al. 2013)

| Catégorie d'impact du cycle de vie | Description | Premières méthodologies | Facteurs de caractérisation consolidés à l'échelle globale | Indicateurs |
|--|---|--|--|---|
| potentiel de production biotique | Capacité des écosystèmes à produire de la biomasse | (Baitz et al. 2000; Milà i Canals, Romanyà, and Cowell 2007) | (Brandão and Canals 2013) | Déficit de la matière organique du sol due à l'utilisation du sol [mg de matière organique du sol par an] |
| Potentiel de régulation climatique | Capacité des écosystèmes à consommer du carbone de l'air | | (Müller-Wenk and Brandão 2010) | Flux de carbone [tonne de carbone/m ² par an] changement due à l'utilisation du sol |
| Potentiel de régulation de l'eau douce | a) Capacité des écosystèmes à réguler le débit des eaux de surface | | | Capacité de regulation de l'eau [sans dimension] |
| | b) Capacité des écosystèmes à recharger les nappes phréatiques | (Baitz et al. 2000; i Canals et al. 2009) | (Saad, Koellner, and Margni 2013) | Taux de recharge des nappes souterraines [mm/year] |
| Potentiel de régulation de l'érosion | Capacité des écosystèmes à stabiliser les sols et à empêcher l'accumulation de sédiments en aval | (Baitz et al. 2000) | (Saad, Koellner, and Margni 2013) | Résistance à l'érosion [tonne/ha par an] |
| Potentiel de purification de l'eau | Capacité mécanique, physique et chimique des écosystèmes à nettoyer une suspension polluée de l'eau | (Baitz et al. 2000) | (Saad, Koellner, and Margni 2013) | Capacité d'échange de cations [cmol _c /kg _{sol}] |

3.2 Approche globale

Les travaux d'Arbault et al. (2013) proposent d'utiliser le métamodèle GUMBO (Boumans et al. 2002). Ce métamodèle a été développé pour simuler le système terre et évaluer les dynamiques et valeurs des services écosystémiques à travers des scénarios. La méthode permet de calculer des facteurs de caractérisation « midpoint » en quantifiant les changements cumulés dans la production de services écosystémiques sur la période 2000 et 2100 selon des scénarios représentant différentes hypothèses dans le changement technologique futur, des stratégies d'investissement et d'autres facteurs. Ce modèle est construit en cinq modules ou sphères qui correspondent respectivement à :

- l'atmosphère ;
- la lithosphère ;
- l'hydrosphère ;
- la biosphère ;
- et l'anthroposphère.

Il est divisé en onze biomes ou types d'écosystème qui englobent toute la surface de la planète (océans ouverts, océans côtiers, forêts, prairies, zones humides, lacs/rivières, déserts, tundra, glace/rocher, cultures et urbain). Ces onze biomes représentent une agrégation des seize biomes utilisés dans la publication de Costanza et al. (1997). Leurs surfaces relatives changent en fonction de la croissance de la population rurale et urbaine, du Produit Mondial Brut (PMB) et des changements dans la température globale. Parmi les sphères et biomes, il y a des échanges d'énergie, de carbone, de nutriments, d'eau et de matière minérale (Fig. 16).

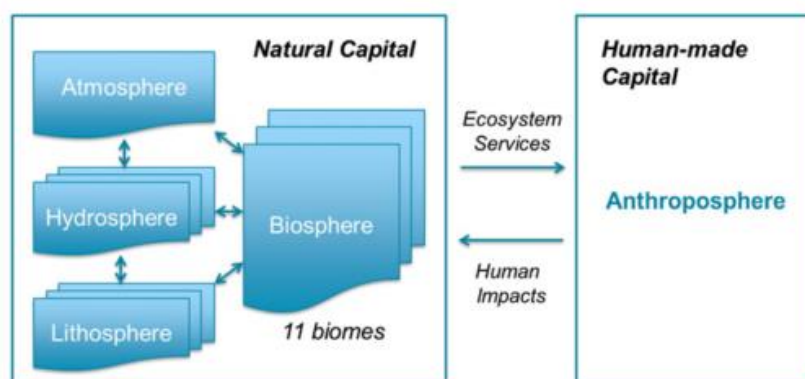


Figure 16. Structure du modèle GUMBO (Boumans et al. 2002)

Dans l'approche proposée par les auteurs, les résultats d'ICV sont vus comme des changements marginaux à l'interface entre la géobiosphère et l'anthroposphère. La réponse de GUMBO à ces changements marginaux fournit des impacts « midpoints » appelés changement dans la production de services écosystémiques, exprimés en des unités physiques. Les changements dans le PMB et le bien être humain sont considérés comme des impacts « endpoints ». Par conséquent, les facteurs de caractérisation sont extraits en mettant en relation l'amplitude des changements de sortant avec celle de la perturbation initiale. La figure 17 montre les différentes étapes pour réaliser une évaluation.

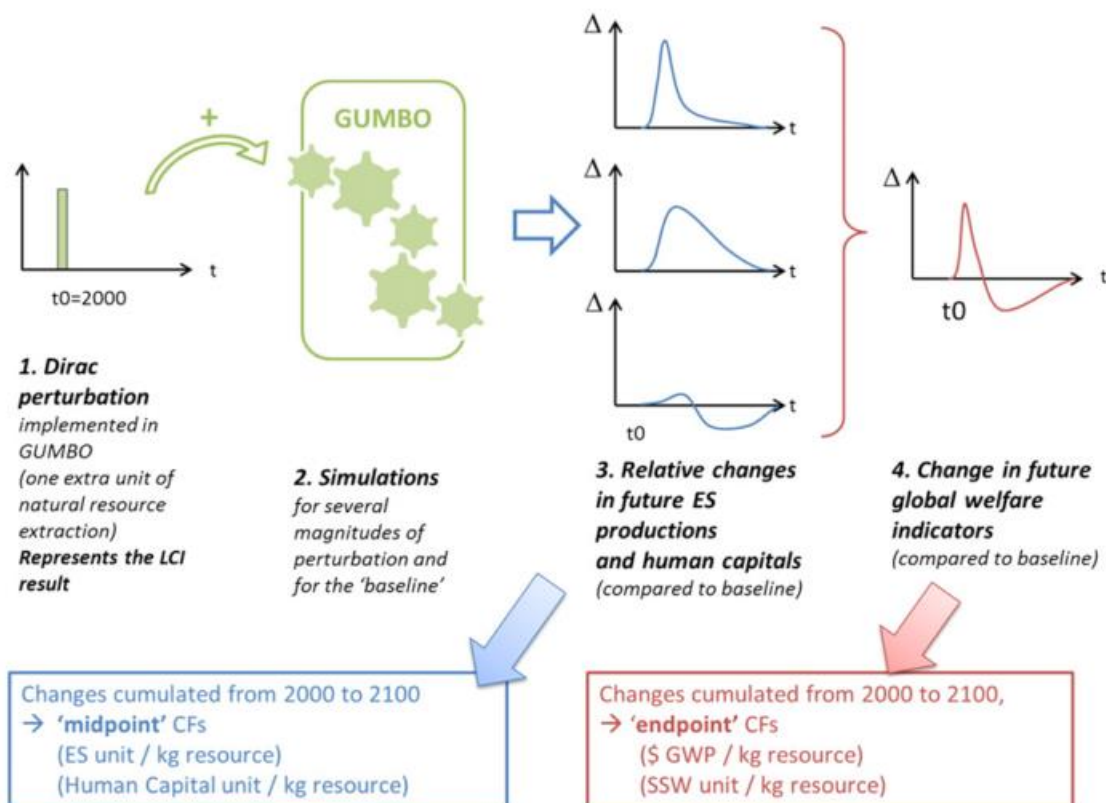


Figure 17. Schéma de l'approche globale avec le modèle GUMBO (Arbault et al. 2013)

Cependant, Arbault souligne que les facteurs de caractérisation calculés avec GUMBO peuvent difficilement être intégrés à la méthodologie d'ACV traditionnelle en raison de la différence entre les données, les impacts « endpoint » avec la nomenclature et la définition des aires de protection. Suite à ces travaux Arbault envisage d'appliquer la même méthode avec un autre modèle multi échelle, appelé MIMES.

3.3 Approche par l'analyse d'énergie

Zhang, Baral, and Bakshi (2010) ont été les premiers à proposer une approche en utilisant les travaux sur l'analyse énergétique basés sur la théorie de la thermodynamique, développée des années plus tôt par l'écologiste des systèmes Odum (1996). Il propose d'inclure l'énergie aux méthodes d'évaluation environnementale. L'énergie représente la quantité d'énergie totale utilisée dans la chaîne entière de production et incorpore l'énergie solaire qui a été nécessaire pour générer un produit et/ou pour supporter un système et son niveau d'organisation. L'énergie est en quelque sorte la mémoire de l'énergie (solaire) qui a été utilisée dans le passé ou accumulé à travers le temps, ou la mémoire de la fourniture exergétique de la géobiosphère (travail environnemental) lié aux systèmes économiques via l'utilisation de ressources naturelles. L'énergie découle de la considération qualitative et quantitative que toutes les différentes formes d'énergie peuvent être hiérarchisées et mesurées avec une métrique commune de Solar emjoule (Sej). Pour convertir des sujets matériels ou énergétiques en Sej, l'évaluation de l'énergie utilise un facteur de conversion appelé transformité ou Unit Emery Value (UEV) qui est la quantité d'énergie nécessaire pour faire une unité d'un produit ou service donné.

Pour inclure les contributions des services écosystémiques et du capital naturel dans l'ACV, le concept d'exergie a été utilisé comme un argument pour comprendre l'énergie. C'est ainsi que l'indicateur de consommation écologique cumulative d'exergie (ECEC) a été construit pour inclure l'exergie consommée par les processus écologiques pour produire les matières premières, pour dissiper les émissions et pour soutenir l'opération des processus industriels (Gasparatos, El-Haram, and Horner 2008 ; Hau and Bakshi 2004 ; Ukidwe and Bakshi 2004). Ces travaux ont abouti à un outil en libre accès sur internet, appelé Eco-LCA. Depuis ces travaux en 2010, aucune amélioration ne semble avoir été réalisée sur l'outil, qui se limite à la prise en compte des services d'approvisionnement. Par la suite Rugani (2013) a principalement travaillé sur la standardisation des calculs de service écosystémique en énergie avant de les inclure dans l'ACV, tout particulièrement pour les services écosystémiques de régulation et culturel. Il souligne le manque d'intrants dans les bases de données d'inventaire de cycle de vie.

3.4 Comparaison et analyse des approches existantes

Le traitement des échelles spatiales est un élément important dans l'évaluation des changements dans la fourniture de services écosystémiques, car différentes échelles dans l'espace sont impliquées (Fig. 18). Hein et al. (2006) identifient l'échelle

écologique, les niveaux socioéconomiques et analysent ensuite les échelles en parallèle des intérêts des parties prenantes. En traitant avec l'échelle spatiale, on peut expliquer des différences dans la perception que les bénéficiaires ont de la valeur des services écosystémiques selon l'échelle à laquelle ils opèrent (ex : locale ou à une échelle plus large). Aussi ces perceptions varient selon le contexte culturel et les avantages de revenu que les parties prenantes tirent des services écosystémiques. Les conflits potentiels d'intérêt entre les bénéficiaires peuvent ainsi être mieux compris. Cela permet aussi l'identification d'outils économiques pour équilibrer les intérêts des bénéficiaires et le management optimal des écosystèmes.

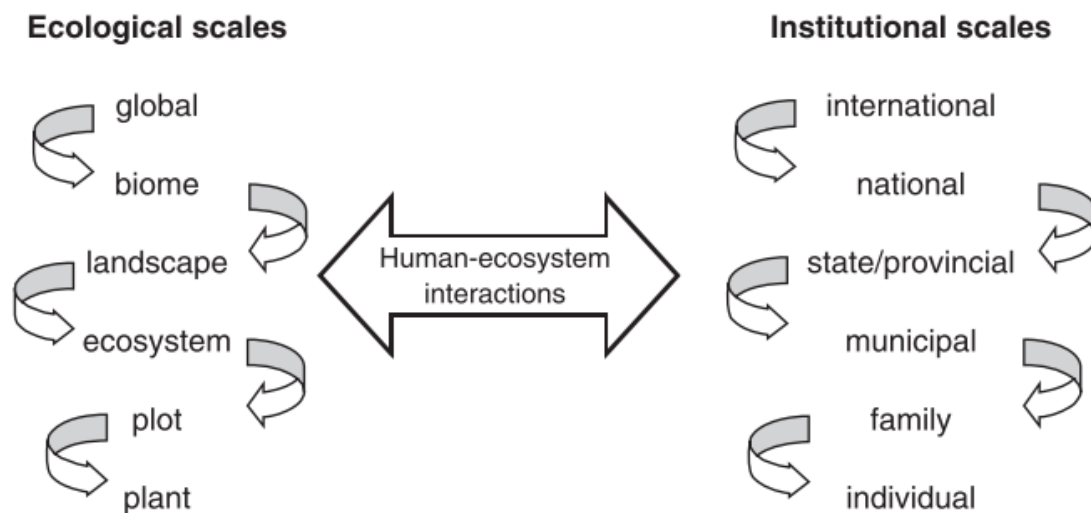


Figure 18. Echelles écologiques et socioéconomiques des interactions Homme-écosystème (Hein et al. 2006)

Dans toute évaluation des services écosystémiques, il est également important de bien définir les termes et d'identifier les relations entre les différents types de services écosystémiques et les avantages associés. Les relations entre les services écosystémiques peuvent être caractérisées dans des classifications qui peuvent être plus ou moins adaptées à l'évaluation. Les travaux réalisés par Fisher et al. (2009), Boyd and Banzhaf (2007) et Maes et al. (2013) ont permis d'avancer sur ce point. En fait, les écosystèmes sont formés par les interactions de communautés d'organismes vivants avec l'environnement abiotique. La biodiversité joue un rôle essentiel dans la configuration structurelle des écosystèmes en maintenant les processus écologiques de base et les fonctions de soutien de l'écosystème. Ces fonctions représentent la capacité ou le potentiel à délivrer des services écosystémiques. Concernant les services écosystémiques, ils peuvent être considérés comme des flux écologiques tirés des fonctions écosystémiques qui répondent à la demande présente ou potentiel des générations futures. Quand les services écosystémiques sont utilisés ou consommés, ils génèrent des avantages qui augmentent le bien être humain en satisfaisant des

besoins ou des désirs. Les avantages que les sociétés humaines reçoivent des écosystèmes sont exprimés autour de composantes majeures : la sécurité, la santé, la qualité de vie, les relations sociales et les avantages économiques. Générer un avantage à partir de l'utilisation ou la consommation d'un service écosystémique n'est pas exclusivement tirée du capital naturel. Cela peut nécessiter d'autres capitaux comme le capital humain, social ou bâti comme c'est le cas pour les avantages récréatifs (Boyd and Banzhaf 2007).

Le tableau 2 ci-dessous compare les approches existantes selon divers critères qui peuvent influencer les choix de modélisation et l'information à destination des décideurs.

Tableau 2. Comparaison des approches existantes

| Approches / Critères | (Zhang, Baral, and Bakshi 2010) | (Arbault et al. 2013) | (Koellner et al. 2013) (Cao et al. 2015) |
|--|--|--|---|
| Type d'indicateur | Eco énergétique | Biophysique et monétaire | Biophysique et monétaire |
| Echelle écologique | Local à global | Biome | Biome |
| Echelle socioéconomique | Nationale (USA) | Mondiale | Mondiale |
| Classification des services écosystémiques | MEA | (Costanza et al. 1997) | MEA |
| Méthode ou modèle utilisé | Methodes d'exergie et d'énergie | Modèle GUMBO | Modèle LANCA |
| Prise en compte des services écosystémiques dans l'ACV | AICV modifiée | AICV modifiée | AICV traditionnelle |
| Catégorie d'impact (midpoint) | Cumulative exergy consumption | Changement cumulé dans la fourniture de service écosystémique | Land use (land transformation and land occupation) |
| Catégorie de dommage (endpoint) | Consommation cumulée de ressources, efficacité, renouvelabilité et retour sur investissement | Changement dans le produit mondial brut et le bien être humain | Potentiel de dommage sur les services écosystémiques (ESDP) |

Du tableau, nous pouvons lire qu'une seule des trois approches se positionne réellement dans l'ACV traditionnelle. En effet, l'approche de Koellner s'appuie sur une catégorie d'impact au niveau midpoint qui correspond à une catégorie d'impact existante dans l'AICV traditionnelle. Il propose d'étendre cette catégorie d'impact en

développant une chaîne de cause à effet prenant en compte les services écosystémiques comme illustré à la figure 19.

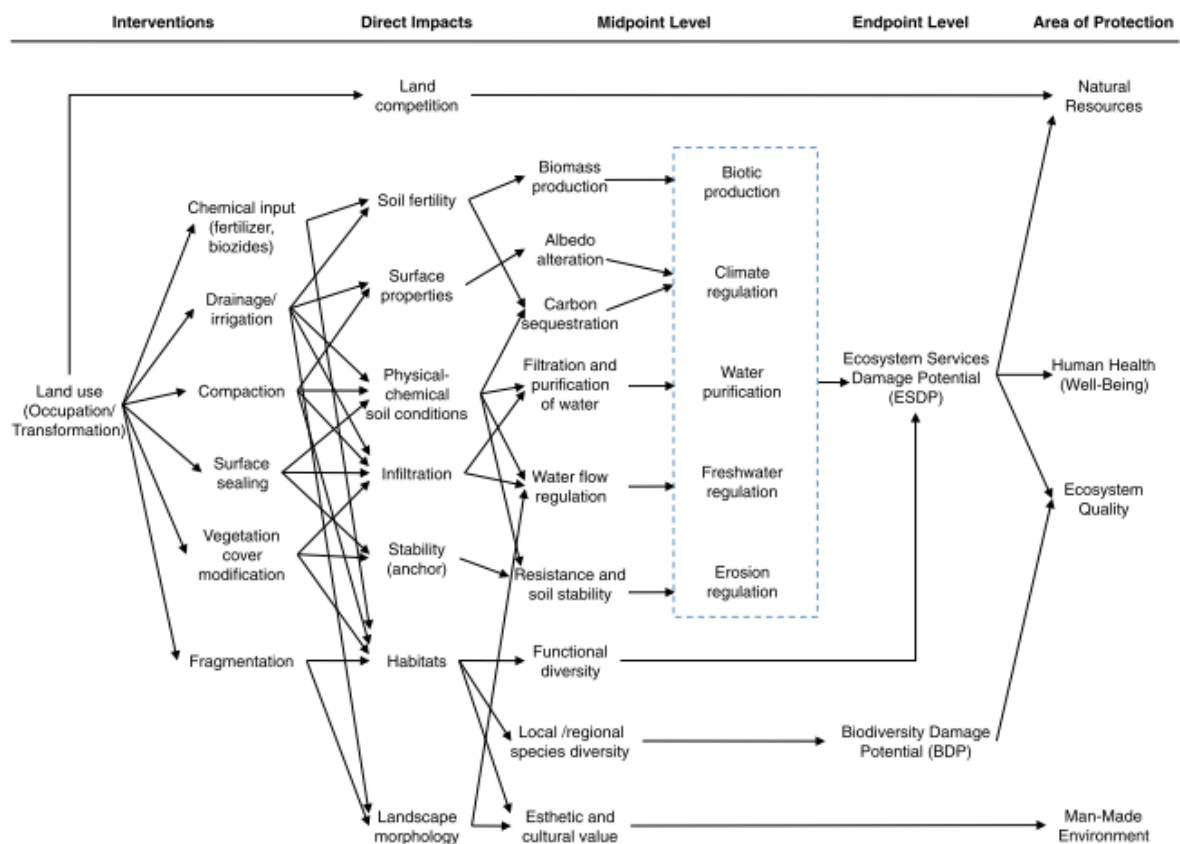


Figure 19. Chaîne de cause à effet des impacts de l'utilisation des sols sur les services écosystémiques (Koellner et al. 2013)

Les deux autres approches se situent en dehors de l'AICV traditionnelle dans le sens où elles proposent de nouvelles catégories d'impact et de dommages. La première s'appuie sur une combinaison entre l'ACV traditionnelle et l'analyse d'énergie. Quant à la deuxième, elle propose de prendre en compte les services écosystémiques comme une catégorie spécifique appelée changement cumulé dans la fourniture de services écosystémiques.

Le changement dans la fourniture de services écosystémiques implique des approches multi-échelles. L'échelle globale est l'échelle privilégiée dans les trois approches comparées ci-dessus. Elle permet de traiter des enjeux globaux voire nationaux mais ne peut pas éclairer des décisions lorsque les enjeux se situent à une échelle plus réduite tel qu'au niveau d'un écosystème.

Sur la question de la classification, deux des trois approches utilisent la classification du MEA. Cette classification est pratique pour communiquer les différents types de

services écosystémiques, toutefois elle n'est pas adaptée à l'évaluation des services écosystémiques. Premièrement, elle considère la biodiversité indépendante des services écosystémiques. Ensuite elle ne fait pas de différenciation entre les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques ainsi que les avantages associés. S'il n'y a pas de différenciation ceci peut causer des problèmes de double comptage lors de l'évaluation des changements dans la fourniture de services écosystémiques. L'autre approche utilise la classification retenue dans le modèle GUMBO et constitue l'une des premières classifications non adaptée pour l'évaluation mais plutôt pour la communication.

Nous venons de faire une revue de la littérature des approches existantes pour prendre en compte les services écosystémiques dans l'ACV. Parmi ces approches, aucune d'entre elle n'a atteint de consensus scientifique jusqu'à maintenant. Des travaux de recherche sont ainsi nécessaires pour développer de nouvelles approches. Les approches existantes proposent principalement d'évaluer les changements dans la fourniture de services écosystémiques de manière globale sans prendre en compte les caractéristiques au niveau local. De plus, elles considèrent la biodiversité et les services écosystémiques de manière indépendante alors qu'ils sont liés. Ainsi, nous proposons de développer une nouvelle approche permettant d'obtenir des indicateurs d'impact des systèmes industriels sur les services écosystémiques au niveau local qui prennent en compte les relations entre la biodiversité, les écosystèmes, les services écosystémiques et les avantages associés.

Chapitre 3. Approche et modèles pour la prise en compte des Services écosystémiques dans l'Analyse du cycle de vie au niveau local

Dans ce chapitre, nous énonçons la méthode de recherche et l'hypothèse de recherche issue de la problématique. Ensuite, nous mettons à l'épreuve la proposition en la développant sur un cas d'étude illustratif modélisant deux services écosystémiques lié au phénomène d'eutrophisation. Ce cas d'étude est appliqué sur un exemple lié à la production industrielle qui permet de démontrer sa faisabilité.

1. Méthode de recherche

1.1 Construction de la méthode

Par méthode, on entend la procédure logique d'une science, c'est-à-dire, l'ensemble des pratiques particulières qu'elle met en œuvre pour que le cheminement de ses démonstrations et de ses théorisations soient clairs, évidents et irréfutables (Aktouf, 1987).

La construction de la problématique de la thèse est issue à la fois de faits empiriques observés dans le monde réel et d'une analyse de l'état de l'art en EI et au niveau décisionnel. Elle fait apparaître une problématique concernant la prise en compte des externalités environnementales dans les processus de décision industrielle et de politique publique.

Ensuite la proposition est mise à l'épreuve dans un cas d'étude illustratif. Le cas d'étude est un moyen d'illustrer la proposition et de démontrer sa faisabilité. Pour cela, une approche de construction d'indicateurs est développée dans le cas d'un phénomène d'eutrophisation au niveau local. Sa mise en œuvre est illustrée sur un exemple lié à la production industrielle

Sur la base de ces développements théoriques, un travail de modélisation quantitatif a été nécessaire à cette démonstration. Pour cela, deux outils de modélisation quantitatifs sous forme de démonstrateurs ont été développés dans l'outil microsoft Excel.

L'analyse de la pertinence de la proposition est effectuée avec deux expérimentations dans deux contextes différents.

Une première expérimentation est réalisée pour tester la proposition dans un processus de décision opérationnelle en entreprise à partir de trois alternatives. Pour cela, nous avons mobilisé des groupes de doctorants du CREIDD et des groupes d'étudiants du master IMEDD. Ils ont été répartis en quatre groupes dans un laboratoire expérimental. Les groupes sont mis dans une situation de prise de décisions en entreprise avec différents acteurs.

Une deuxième expérimentation est effectuée dans un contexte de prise de décisions dans un processus d'écoconception. Cette expérimentation mobilise trois groupes d'étudiants spécialisés dans la conception dans le cadre du cours « Conception de systèmes techniques complexes » (CS 21) à l'Université de Technologie de Troyes (UTT).

L'ensemble de cette démarche scientifique est schématisé dans la figure 20, résumant donc la méthode de recherche adoptée.

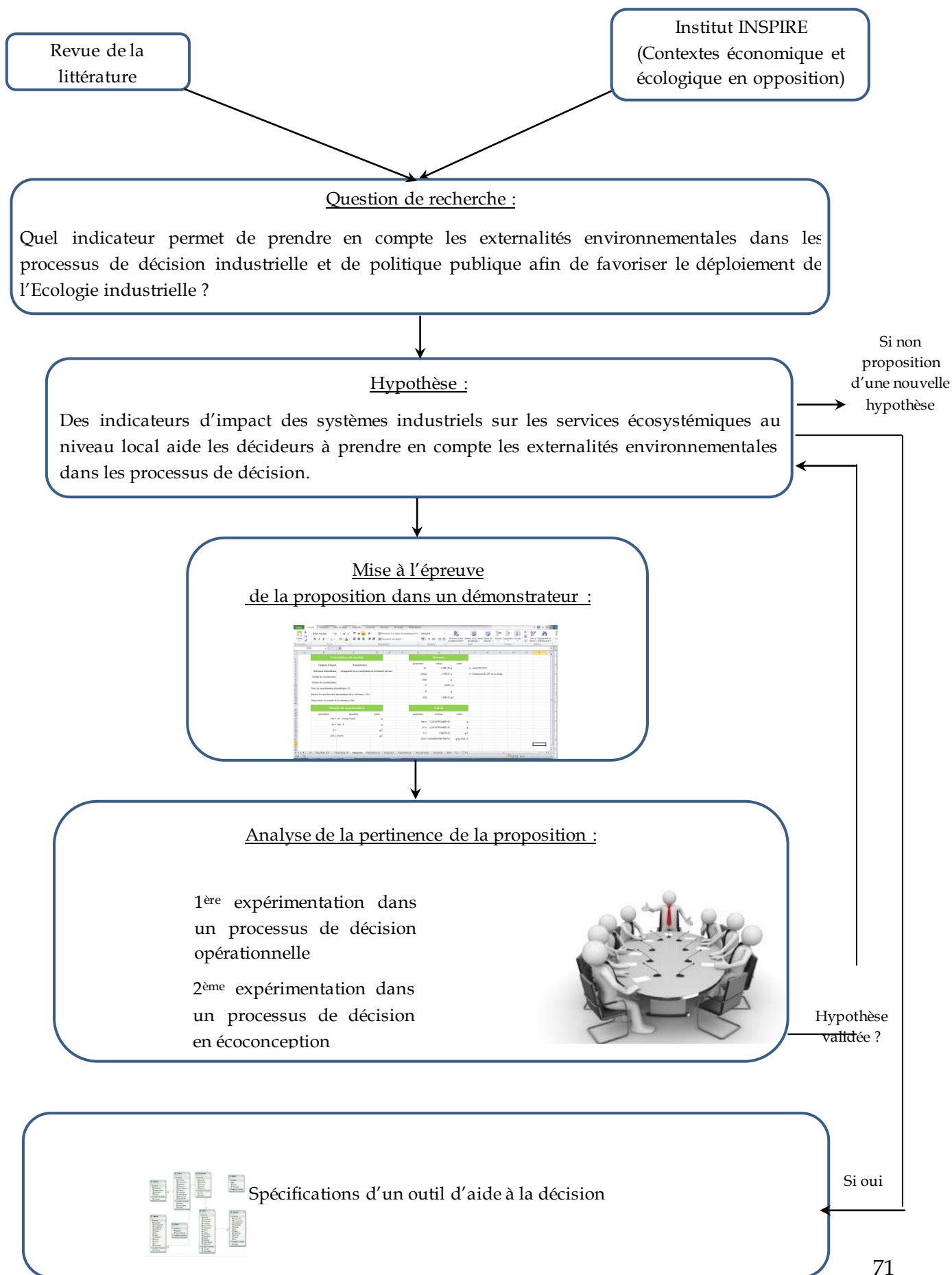


Figure 20. Méthode de recherche

1.2 Validation des résultats de la recherche

La méthode de l'étude de cas sur laquelle repose la construction de la proposition doit se conformer aux exigences de rigueur, de contrôle et de reproductivité du positivisme scientifique pour que les résultats obtenus soient jugés crédibles.

En recherche quantitative, la fiabilité et la validité sont deux critères traditionnels utilisés pour démontrer la crédibilité de la recherche. La fiabilité réfère à la répétabilité des résultats. Il a été argumenté que la meilleure manière de tester des théories est de faire des observations répétées et contrôlées (Kuhn, 1970).

Ici on retiendra les critères suivants tirés de la publication de Le Dain et al. (2013), présentés dans le tableau 3.

Tableau 3. Critères de validité des résultats de la recherche inspiré de Le Dain, Blanco, and Summers (2013)

| | Critère usuel | Définition |
|---|------------------------------------|---|
| Valeur de vérité Capacité à établir la confiance dans la vérité des résultats (Lincoln and Guba, 1985) | Validité interne | Mesure dans laquelle les relations de cause à effet sont certifiables (Yin, 2003) |
| Applicabilité Capacité à généraliser à partir de résultats à d'autres contextes ou paramètres | Validité externe Généralisation | Mesure dans laquelle les conclusions tirées de l'étude d'un groupe peuvent être généralisées ou appliquées à d'autres groupes ou paramètres (McCutcheon and Meredith, 1993) |
| | Falsification | La théorie doit être ouverte à la réfutation par des preuves de fond (Popper, 1959) |
| Cohérence La cohérence des données | Fiabilité | Mesure à laquelle les opérations d'une étude peuvent être répétées avec les mêmes résultats (Yin, 2003). |
| Neutralité Les conclusions sont uniquement fonction des informateurs et des conditions de la recherche. | Objectivité | Utilisation des instruments sans dépendance aux compétences humaines et perception (Patton, 2002) |
| | Validité de construction | Mesure dans laquelle des mesures opérationnelles sont établies pour le concept à l'étude (Yin, 2003) |

Dans cette thèse, la validité des résultats est mesurée à travers le critère de validité externe. L'idée est de tester si les résultats obtenus à partir de la première expérimentation peuvent être généralisés dans la deuxième expérimentation. Sachant que les profils des groupes sont différents. La mesure de la validité externe est réalisée à l'aide d'un questionnaire semi directif.

Maintenant que la démarche scientifique a été décrite et argumentée, nous présentons l'approche proposée.

2. Approche proposée

L'approche proposée est décrite dans cette partie. Tout d'abord, nous proposons de développer une approche d'évaluation des changements dans la fourniture de services écosystémiques dans des situations locales ou spécifiques. Ensuite, nous expliquons quelle est la relation entre l'ACV, la biodiversité, les fonctions écosystémiques, les services écosystémiques et les avantages associés.

2.1 Echelle locale

Contrairement aux autres approches décrites au chapitre 2, nous proposons de développer une approche d'évaluation des changements dans la fourniture de services écosystémiques dans des situations locales ou spécifiques (Fig. 21). En prenant la figure de Hein et al. (2006), cela correspond à l'échelle d'un écosystème du point de vue des échelles écologiques et à l'échelle d'une municipalité du point de vue des échelles institutionnelles. Nous supposons pour cela que l'information issue de cette nouvelle approche permette de développer une plus grande conscience et responsabilité vis-à-vis des décideurs à propos des impacts environnementaux et externalités environnementales.

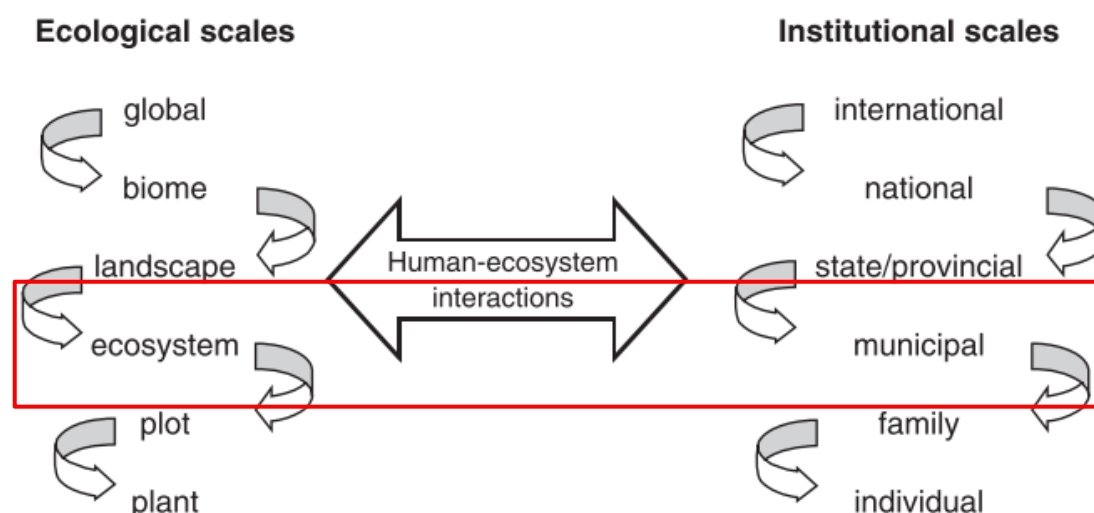


Figure 21. Echelles écologiques et institutionnelles des services écosystémiques (adapté de Hein et al. 2006)

2.2 Relations entre l'ACV, la biodiversité et les services écosystémiques

Cette approche est également différente des approches du chapitre 2 parce qu'elle fait la distinction entre les fonctions écosystémiques, les services écosystémiques et les avantages associés. Cette approche est en adéquation avec les travaux de Boyd and Banzhaf (2007) et Fisher, Turner, and Morling (2009) qui distinguent entre les services « intermédiaires » qui correspondent aux fonctions écosystémiques, les services écosystémiques qui correspondent aux services « finaux ». Selon leur définition, les services « finaux » sont les services directement utilisés ou consommés par les bénéficiaires. Cette distinction aide à éviter les problèmes de double comptage liés à l'évaluation. Par exemple, comptabiliser à la fois la valeur des pollinisateurs contribuant à la production agricole et la valeur de la production agricole revient à un double compte. C'est la raison pour laquelle, dans notre approche, l'évaluation est appliquée aux services écosystémiques directement consommés ou utilisés par un ou plusieurs bénéficiaires.

En outre, l'approche considère qu'en évaluant les services écosystémiques, la biodiversité et les fonctions des écosystèmes sont incluses dans l'évaluation. La figure 22 montre la relation entre ces éléments. En fait, les émissions ou extractions de substances (issues de l'inventaire de cycle de vie) peuvent affecter la biodiversité en altérant les processus écologiques et/ou la structure biophysique d'un écosystème par exemple. Lorsque la biodiversité est affectée, les fonctions des écosystèmes le sont aussi et peuvent ne pas délivrer la même quantité et qualité de services écosystémiques. Quant aux avantages ils peuvent être fournis par plusieurs services écosystémiques, et vice versa, un service écosystémique peut fournir plusieurs

avantages. Cette approche est complexe et nécessite de caractériser les relations entre ces éléments avant toutes évaluations pour éviter tout double comptage.

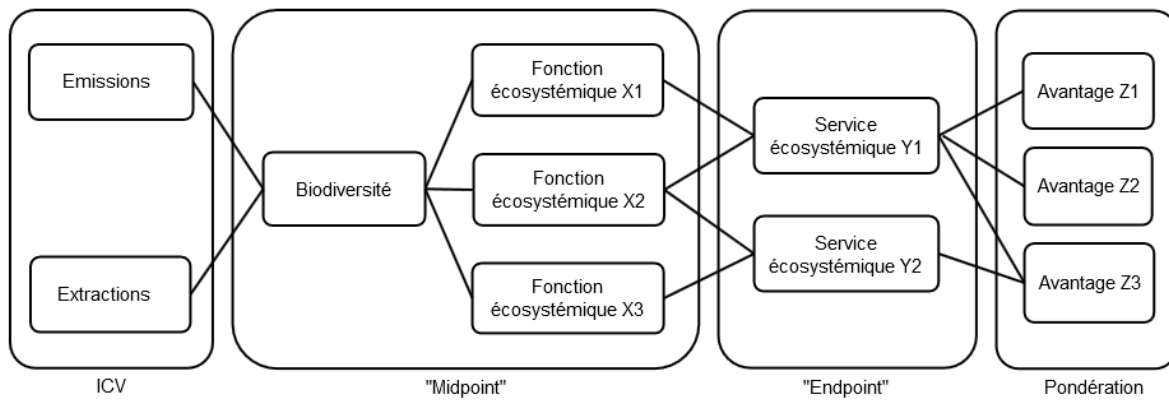


Figure 22. Connexion de l'ICV avec la biodiversité, les fonctions écosystémiques, les services écosystémiques et les avantages associés adapté de Bruel et al. (2016)

2.3 Connexion avec l'ICV de l'ACV

Au niveau de l'ACV, nous proposons de nous appuyer sur la phase d'Inventaire de Cycle de Vie (ICV) à laquelle nous connectons des modèles bioéconomiques de service écosystémique. Les sortants de la phase d'ICV sont utilisés directement dans les modèles bioéconomiques de service écosystémique pour évaluer les changements dans la fourniture de services écosystémiques. La figure 23 illustre comment cette approche permet d'obtenir des indicateurs biophysiques du changement dans la fourniture de services écosystémiques et des indicateurs monétaires.

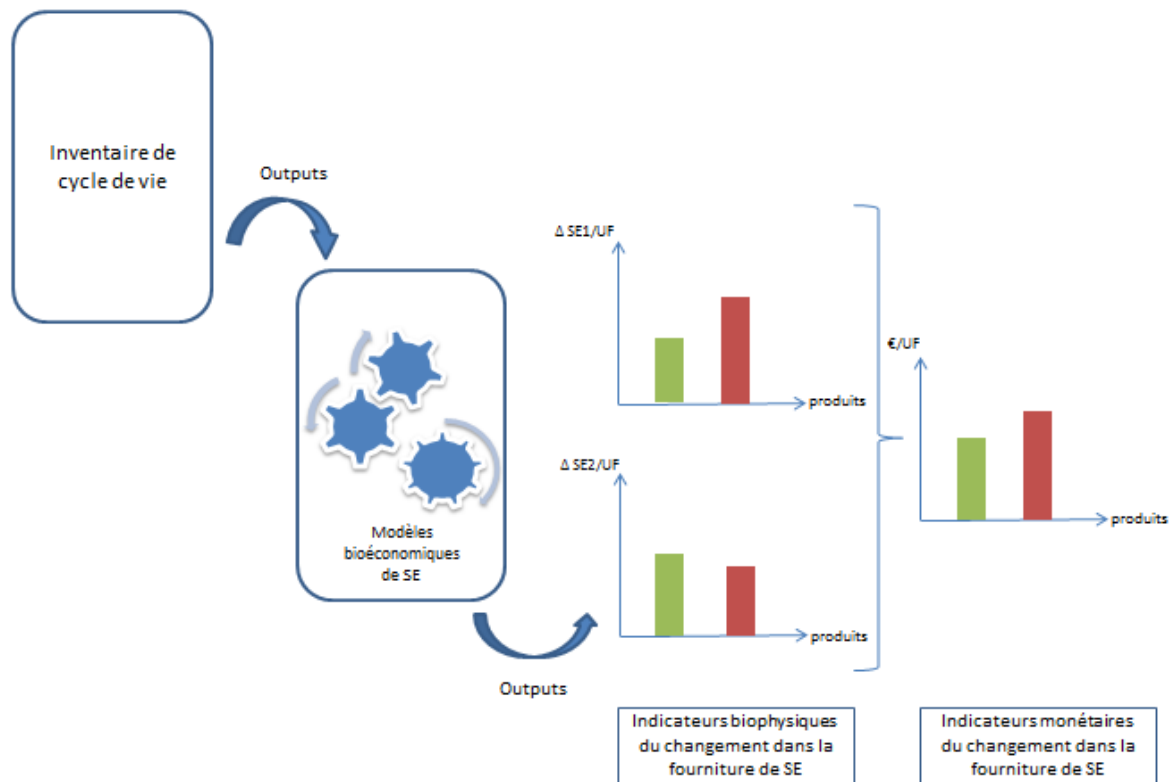


Figure 23. Schéma de modélisation de l'approche proposée

Cette figure 23 est expliquée étape par étape dans la section suivante qui présente et illustre la proposition théorique de la thèse.

3. Structure de l'approche

Dans cette partie, la structure de l'approche est décrite. Ensuite, les formules mathématiques mobilisées tout au long de l'approche sont expliquées et les modèles bioéconomiques sur lesquels l'approche s'appuie sont décrits. Puis, nous proposons d'illustrer cette approche sur un cas d'étude d'un phénomène biophysique spécifique au niveau local : l'eutrophisation. Ainsi, un modèle conceptuel de l'enrichissement de nutriments et des liens avec les services écosystémiques et les avantages associés est caractérisé et modélisé dans ce cadre spécifique

3.1 Structure

L'approche proposée se structure en plusieurs étapes (Fig. 24). Dans un premier temps, les flux entrants et sortants, tout au long du cycle de vie d'un produit, sont quantifiés. La qualité et la quantité de ces flux dépendent fortement de la technologie

utilisée à l'étape de production. Ensuite, la situation de référence (également appelée baseline) qui permet de réaliser l'évaluation correspond à l'état présent ou passé de l'écosystème qui reçoit les flux sortants. Le changement d'état de l'écosystème est lié à l'interaction entre les flux de matière et d'énergie et les cycles biogéochimiques naturels de l'écosystème formalisé par des facteurs de changement. Le changement dans la fourniture de services écosystémiques s'appuie sur la réversibilité de seuils biophysiques. Les seuils sont liés aux types d'écosystème et leurs propriétés, incluant leur résilience aux perturbations individuelles. Toutefois, la disponibilité de seuil s'avère être restreinte jusqu'à présent. Si aucun seuil n'existe pour un écosystème et une perturbation en particulier, nous proposons de définir les seuils avec des bénéficiaires de services écosystémiques ou de prendre des seuils fixés par la réglementation ou de s'appuyer sur des seuils trouvés dans la littérature. Les seuils de services écosystémiques sont un paramètre essentiel qui nous informe sur leur capacité à fournir des services écosystémiques lors de perturbations. Lorsque ces seuils sont dépassés, la qualité et la quantité de services écosystémiques sont dégradées et engendre par la suite une perte d'avantage pour les usagers qui dépendent de la fourniture de services écosystémiques. Ces pertes d'avantage sont évaluées monétairement à l'aide des techniques de monétarisation.

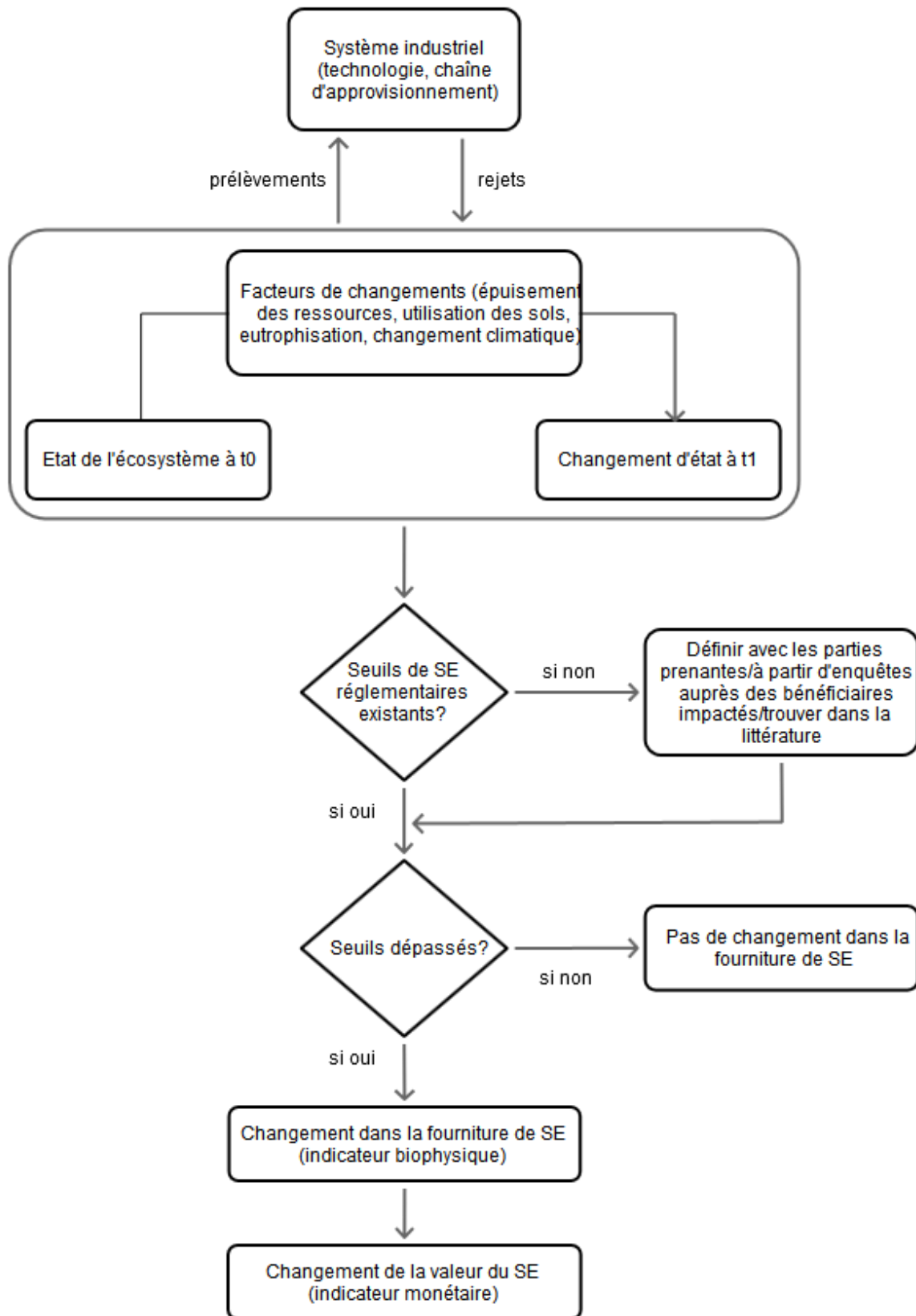


Figure 24. Illustration de la structure de l'approche de construction d'indicateur proposée

Nous allons donc maintenant décrire cette proposition étape par étape en commençant par la définition de la situation de référence et des facteurs de changement.

3.1.1 Situation de référence et facteurs de changements

Dans toute évaluation comparative, il est nécessaire d'avoir une situation de référence. L'état n'est pas synonyme avec l'intégrité ou la dégradation des écosystèmes, bien que tous ces concepts liés puissent faire partie de l'évaluation de l'état de l'écosystème. L'état peut être mesuré de différentes manières, incluant, par exemple, la performance d'un service, le stock de capital naturel qui permet cette performance, la valeur économique de l'un ou l'autre, et divers indicateurs de bien être humain (Ash et al. 2010). Le choix des indicateurs d'état des écosystèmes est lié aux objectifs des études et l'information que nous voulons fournir aux décideurs. Dans cette recherche, le système de référence est lié à l'état d'un écosystème ou un groupe d'écosystèmes qui dépend de ses conditions physiques, chimiques et biologiques à un temps donné. C'est un instantané des conditions dans une zone donnée, à un temps particulier, habituellement présent ou dans un passé récent. Le changement de l'état de l'écosystème est causé par des facteurs de changement liés à la dégradation des habitats, la surexploitation des ressources naturelles, la pollution et l'invasion par des espèces exotiques. Dans notre cas, nous nous concentrerons sur ceux générés par le système industriel d'intérêt.

3.1.2 Seuils de Services écosystémiques

Le passage de l'état d'un écosystème à un autre peut être reflété dans des seuils de service écosystémique. Ceux-ci sont considérés comme des paramètres cruciaux dans les processus de prise de décisions environnementales (Muradian 2001). Ces seuils dépendent d'une propriété écosystémique complexe, telle que la résilience, qui est simultanément liée au fonctionnement interne du système (Holling 1973). La résilience se rapporte à la vulnérabilité d'un système, sa capacité dans un état donné à s'accommoder aux perturbations sans perdre sa fonctionnalité. Elle reste ainsi dans une configuration d'état dans des systèmes où des régimes multiples sont possibles (Folke et al. 2004; B. Walker et al. 2004). Les écosystèmes peuvent atteindre des seuils critiques liés au changement de régime. Ceci est la conséquence de perturbations discrètes ou pressions cumulées (Folke et al. 2004; B. Walker and Meyers 2004). Lorsque de tels changements se produisent, la capacité de l'écosystème à maintenir la fourniture de service écosystémique peut changer drastiquement et d'une manière non linéaire (Folke et al. 2002). Dans un système dynamique comme un écosystème,

il y a différents types de seuils. Selon Aronson et al. (1995), il existe trois niveaux qui dépendent de l'irréversibilité de la dégradation. Cependant, établir des seuils pour chaque habitat naturel et pour chaque type de pression est très complexe. Une solution pragmatique est de se reporter aux normes et objectifs fixés par les autorités publiques quand elles existent (CGDD 2014). Ce sont des quantités physiques (ex : émission dans l'air et l'eau) de référence qui peuvent être prises en compte comme des seuils. Lorsque les autorités publiques ne fixent pas de seuils, ils peuvent être définis en consultation avec les bénéficiaires de SE. La fixation de seuils peut être ainsi ouverte à la discussion, soient ils approuvent un certain niveau de dégradation de la nature ou, au contraire, mettent l'accent sur une exigence plus stricte qu'un seuil de résilience écologique en particulier dans les cas d'application du principe de précaution.

Les étapes précédemment décrites permettent d'obtenir des indicateurs biophysiques de service écosystémique. L'étape suivante consiste à obtenir le changement de valeur des services écosystémiques. Pour cela, nous utilisons des méthodes de monétarisation pour convertir les indicateurs biophysiques en indicateurs monétaires.

3.1.3 Evaluation monétaire des Services écosystémiques

La valeur des services écosystémiques peut être évaluée au moyen des techniques de monétarisation utilisées dans les champs de l'économie de l'environnement et l'économie de l'écologie. Ces techniques sont basées sur les marchés ou les coûts, les préférences déclarées, les préférences révélées et le transfert de valeur (TEEB 2010; Turner, Pearce, and Bateman 1993). Plusieurs auteurs proposent une taxonomie différente des approches et méthodes (Boardman et al. 2006; Pearce, Atkinson, and Mourato 2006).

3.1.3.1 Les méthodes basées sur le marché et les coûts.

Ces méthodes déduisent la valeur d'un bien environnemental (ou de l'une de ses fonctions) à partir de la valeur de marché pour les biens qui font l'objet d'échanges marchands ou des coûts qui seraient engagés pour le remplacer si celui-ci venait à disparaître ou si son fonctionnement venait à être altéré.

3.1.3.2 *Les méthodes basées sur les préférences révélées*

Ces méthodes révèlent la valeur d'un bien environnemental (ou de l'une de ses fonctions) en utilisant un marché substitut existant permettant de pallier l'absence d'un marché réel sur lequel serait fixé le prix d'un bien environnemental. Elles comprennent :

- La méthode dite de prix hédoniques, qui consiste en particulier à évaluer sur le marché du logement la prime de prix payée pour bénéficier d'un environnement de meilleure qualité ;
- La méthode des coûts de transport, qui consiste à évaluer le coût spécifiquement consenti pour la visite d'un site.

3.1.3.3 *Les méthodes basées sur les préférences déclarées.*

Ces méthodes révèlent la valeur d'un bien environnemental (ou de l'une de ses fonctions) en utilisant un marché substitut fictif qui permet de pallier l'absence d'un marché réel sur lequel serait fixé le prix d'un bien environnemental. Ces méthodes ont recours à des enquêtes par questionnaires sur le sujet qui fait l'objet de l'évaluation. Il s'agit en particulier des méthodes dites d'évaluation contingente ou d'analyse conjointe. Ces méthodes délicates à mettre en œuvre font encore l'objet de travaux et recherche mais se révèlent toutefois particulièrement utiles pour approcher des valeurs de non-usage.

Enfin, si le transfert de valeurs ne constitue pas en soi une méthode d'évaluation, il s'agit d'un moyen rapide et peu coûteux pour éclairer les décisions. Cette méthode consiste à emprunter et transposer des valeurs calculées pour un site donnée en mobilisant l'une ou l'autre des méthodes ci-dessus. Dans le cadre d'expertises approfondies, le recours à cette méthode requiert des analyses statistiques importantes afin d'adapter les valeurs utilisées au cas étudié.

Le tableau 4 ci-dessous présente de façon succincte les méthodes à utiliser en fonction des approches.

Tableau 4. Méthodes de monétarisation

| Approche | Principe | Méthode |
|-----------------------|--|------------------------|
| Préférences observées | Déterminer le consentement à payer dans un marché existant pour un bien | Prix de marché |
| Préférences révélées | Déterminer le consentement à payer dans des marchés de substitution | Coût de transport |
| | | Prix hédonique |
| Préférences déclarées | Déterminer le consentement à payer dans des marchés hypothétiques ou des situations de compromis | Evaluation contingente |
| | | Analyse conjointe |
| Approches confondues | Transférer une valeur d'une étude existante pour l'utiliser dans un processus décisionnel | Transfert de valeurs |

Le but dans l'utilisation de ces techniques n'est pas d'attribuer un prix à un atout environnemental ou écosystème, mais plutôt de reconnaître ces services et de les prendre en compte dans les décisions privées et publiques. Dans ce travail de recherche, elles sont utilisées pour prendre en compte les externalités environnementales des systèmes industriels par l'évaluation des changements dans la fourniture de services écosystémiques. Plus précisément, l'évaluation monétaire se focalise sur la valeur économique de la perte d'un avantage suite au changement dans la fourniture de services écosystémiques.

Par ailleurs, les techniques de monétarisation sont capables d'agréger des indicateurs et de comparer différentes pertes d'avantage. Elles permettent aussi une comparaison des valeurs obtenues avec d'autres critères dans les processus décisionnels (Hanley and Shogren 2002; Randall 2002). Bien qu'il soit reconnu qu'il y ait des limites à leur utilisation (Turner 2000), elles ont l'avantage de rendre l'information compréhensible à une large audience et encourager les réflexions sur l'internalisation des externalités environnementales à travers des instruments économiques pour atteindre une allocation optimale des ressources. La figure 25 présente les valeurs des services écosystémiques et les méthodes de monétarisation à utiliser pour révéler ces valeurs.

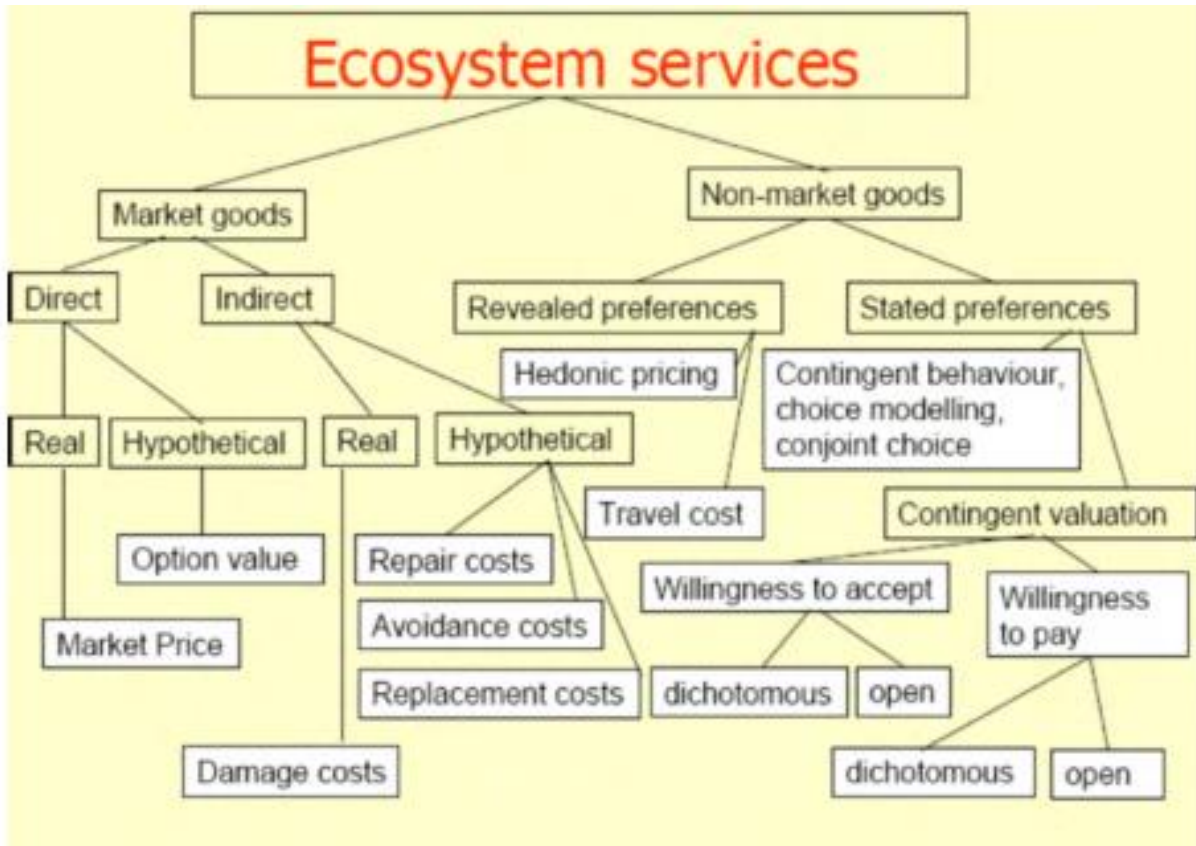


Figure 25. Evaluation monétaire des services écosystémiques (Spangenberg and Settele 2010)

3.2 Modèles mathématiques proposés pour l'évaluation

Les formules mathématiques ci-dessous sont utilisées à chaque étape de l'approche. La première formule correspond à l'évaluation des changements dans la fourniture de services écosystémiques. Le paramètre ΔSE_s correspond aux changements dans la fourniture de services écosystémiques liés aux substances s . Il s'obtient en calculant la différence entre la fourniture de services écosystémiques au temps $t0$, noté $SE_{s,t0}$ qui représente l'état de référence et la fourniture de services écosystémiques au temps $t1$, noté $SE_{s,t1}$ qui correspond à l'état de l'écosystème après la perturbation liée à l'émission ou l'extraction de substances s dans l'écosystème.

$$\Delta SE_s = SE_{s,t0} - SE_{s,t1} \quad (1)$$

Ensuite, la deuxième formule permet d'obtenir la perte d'avantage liée à la substance s en faisant la différence entre les avantages au temps $t0$, notés $A_{s,t0}$ et les avantages au temps $t1$, écrit $A_{s,t1}$.

$$\Delta A_s = A_{s,t0} - A_{s,t1} \quad (2)$$

L'approche s'appuie sur des modèles bioéconomiques de services écosystémiques au niveau local. Ces modèles prennent en compte les systèmes naturels et socioéconomiques dans leur modélisation.

3.3 Modèles bioéconomiques de Services écosystémiques au niveau local

La caractéristique des modèles bioéconomiques est leur utilité dans l'analyse des changements dans les politiques de management des ressources naturelles ou les effets sur le bien-être des modifications sur la qualité de l'environnement. Etant donné la complexité du fonctionnement des écosystèmes, la représentation des systèmes écologiques dans des modèles bioéconomiques est inévitablement simplifiée (Perrings et al. 1995).

Les décideurs ont besoin de modèles sensibles à la variation des conditions écologiques locales qui affectent la fourniture de services écosystémiques, ainsi qu'à la variation des conditions économiques et sociales locales qui affectent la valeur des SE vis-à-vis des usagers. Ceci nécessite la mise en œuvre d'une approche de modélisation intégrée qui lie les actions aux changements des valeurs liées aux services écosystémiques (Keeler et al. 2012).

Les fonctions de production écologiques qui décrivent les liens entre les actions humaines, les facteurs biophysiques et les services écosystémiques s'avèrent être nécessaire pour quantifier ces liens. Ces fonctions pourraient ainsi être utilisées pour évaluer et prédire des changements dans la quantité, la qualité et la fourniture de services écosystémiques basées sur les caractéristiques des écosystèmes et les intrants biophysiques issus des activités humaines ou naturelles (Wainger and Boyd 2009).

Mais la compréhension actuelle des dynamiques biophysiques qui relient les actions aux changements est au mieux incomplète. Tout comme les incertitudes liées aux estimations de la valeur économique des changements dans les aménités environnementales (Keeler et al. 2012).

Par conséquent, les chercheurs font face à des défis importants pour créer des systèmes de comptabilité des services écosystémiques qui peuvent être utilisés pour informer les processus de prise de décisions. Pour relever ces défis, il est nécessaire de renforcer la transdisciplinarité entre les sciences naturelles, économiques et sociales (G. C. Daily and Matson 2008).

4. Illustration de la proposition

L'approche proposée ci-dessus est ensuite illustrée sur un cas d'étude industriel sur deux services écosystémiques pour démontrer sa faisabilité.

4.1 Contexte et objectif de l'illustration

Dans cette étude de cas, nous comparons deux systèmes de production de détergents. Le premier est fabriqué à partir d'un processus traditionnel (Ariel 1998) alors que le deuxième utilise un processus d'écoconception (Ariel 2001). Les deux sont produits par l'entreprise Procter & Gamble qui est une des entreprises leaders dans ce secteur.

L'unité fonctionnelle décrit la fonction comparable fournie par les deux produits pour lesquels les charges environnementales sont quantifiées et comparées. L'unité fonctionnelle correspond à un lavage moyen de linge domestique en France.

Tableau 5. Flux de référence pour l'unité fonctionnelle (Dewaele, Pant, and Schowanek 2006)

| Ariel liquide classique | Ariel 1998 | Ariel 2001 |
|-------------------------------|------------|--|
| Dosage par lavage | 150 ml | 120 ml |
| Formulation du produit | Ariel 1998 | Produit plus compacte et formule renforcée |
| Température moyenne de lavage | 47.8°C | 45.1°C |

Les flux de référence pour l'unité fonctionnelle choisie font référence à la consommation du produit utilisé pour un lavage qui délivre des performances de produit égale ou comparable. Pour cette raison, les flux de référence sont les instructions de dosage recommandées, affichées sur l'emballage du paquet.

Dans le contexte de ce cas d'étude, nous évaluons le changement dans la fourniture de deux services écosystémiques, à savoir l'approvisionnement en eau de surface et l'abondance de poissons. Ceci nécessite de modéliser la chaîne « approvisionnement en eau de surface et accès à l'eau potable » puis la chaîne « abondance de poissons et pêche récréative ».

Ici, on fait l'hypothèse que la phase de formulation des deux produits est réalisée sur un seul et même territoire et qu'un système d'approvisionnement en eau potable

équipé d'un traitement spécifique se trouve en aval de l'usine de fabrication des formules de lessive.

L'ICV de chacun des produits s'appuie sur une étude réalisée en 2006 sur plusieurs produits de l'entreprise Procter & Gamble (Dewaele, Pant, and Schowanek 2006). Il s'agit ici d'utiliser les sortants de la phase de formulation de ces produits comme intrants dans deux modèles bio économiques de service écosystémique.

4.2 Inventaire de cycle de vie

Les sources des données d'ICV liés aux ingrédients de la formule sont basées sur des ensembles de données de 1995 publié dans « Tenside Surfactants » et « Journal of theory technology and application of surfactants ». Des ensembles de données additionnels proviennent de Franklin Associates USA et P&G.

Ici, nous utilisons les données d'ICV des produits Ariel 1998 et Ariel 2001. Pour chaque produit, les données de flux sortants liées à la phase de formulation et plus particulièrement aux flux azotés qui atteignent les milieux aquatiques (notés (w) dans le tableau correspondant à water) sont prises en compte. Ces flux sont utilisés dans les modèles bioéconomiques de service écosystémique.

Tableau 6. Inventaire de la phase de formulation des détergents (Dewaele, Pant, and Schowanek 2006)

| Dilute Liquid Detergent | | | | |
|-------------------------|--|-------|------------|------------|
| | Flow | Units | Ariel 1998 | Ariel 2001 |
| | (s) Nitrogen (N) | g | 6,67E-09 | 6,05E-09 |
| | (s) Phosphorus (P) | g | 2,13E-05 | 1,93E-05 |
| | (w) Nitrates (NO ₃ -) | g | 6,12E-04 | 4,99E-04 |
| | (w) Nitrites (NO ₂ -) | g | 2,34E-08 | 1,88E-09 |
| Outputs | (w) Nitrogenous Matter (Kjeldahl, as N) | g | 2,31E-04 | 2,26E-04 |
| | (w) Nitrogenous Matter (unspecified, as N) | g | 1,52E-02 | 1,07E-02 |
| | (w) Phosphates (PO ₄ ³⁻ , HPO ₄ ²⁻ , H ₂ P ₀₄ ⁻) | g | 1,78E-03 | 1,30E-03 |
| | (w) Phosphorus Matter (unspecified, as P) | g | 9,94E-02 | 5,79E-02 |
| | (w) Phosphorus (P) | g | 1,74E-06 | 1,58E-06 |
| | (w) Phosphorus Pentoxide (P ₂ O ₅) | g | 1,11E-06 | 1,03E-06 |

5 Evaluation de l'impact de la phase de formulation

5.1.1 *Modèle bioéconomique du phénomène d'eutrophisation lié aux Services écosystémiques*

Face au manque de modèles dans la littérature, nous proposons de nous appuyer sur un modèle conceptuel de service écosystémique, développé dans la thèse, pour évaluer les changements dans la fourniture de services écosystémiques liés au phénomène d'eutrophisation ou d'enrichissement de nutriments dans les milieux aquatiques. Ce modèle tient compte des différentes substances responsables de l'eutrophisation, à savoir les substances azotées et phosphatées. Les liens de cause à effet qui mènent à de nombreux changements dans les fonctions écosystémiques qui délivrent les services écosystémiques ont été établis. Le modèle fait également le lien avec le changement dans la fourniture de services écosystémiques et les pertes d'avantage.

Différents effets biophysiques ont déjà été étudiés et montrent que l'enrichissement en nutriments mènent à des changements dans la structure des écosystèmes et leurs fonctions écologiques dans différents types d'écosystèmes aquatiques (Smith 1998). Ces changements affectent la qualité des eaux et par voie de conséquence les usages de l'eau comme l'accès à l'eau potable, les activités récréatives et la pêche commerciale qui contribuent au bien être humain. Les changements engendrent des pertes de valeurs des services écosystémiques qui s'accumulent au niveau de différents groupes de bénéficiaires et à différentes échelles spatiales et temporelles.

Le problème des travaux existants sur l'évaluation de la qualité de l'eau réside dans le fait que les évaluations de valorisation ne sont pas souvent liées à des changements dans la gestion, l'utilisation des sols ou autres actions qui mènent au changement de la qualité de l'eau (Bateman et al. 2011). Les évaluations des coûts totaux de l'eutrophisation ou la valeur totale des services écosystémiques à partir d'un écosystème ou type de couverture de sol aident peu un décideur essayant d'évaluer les conséquences d'actions potentielles alternatives. Il y a ainsi un besoin important de développer des modèles simples et réalistes qui relient l'interface entre les composants du cycle de l'azote, les services écosystémiques et l'évaluation économique (Compton et al. 2011). D'autres travaux ont également souligné le besoin de recherche pour connecter les leviers liés aux effets de l'azote aux services écosystémiques jusqu'à maintenant limités (Carpenter et al. 2009).

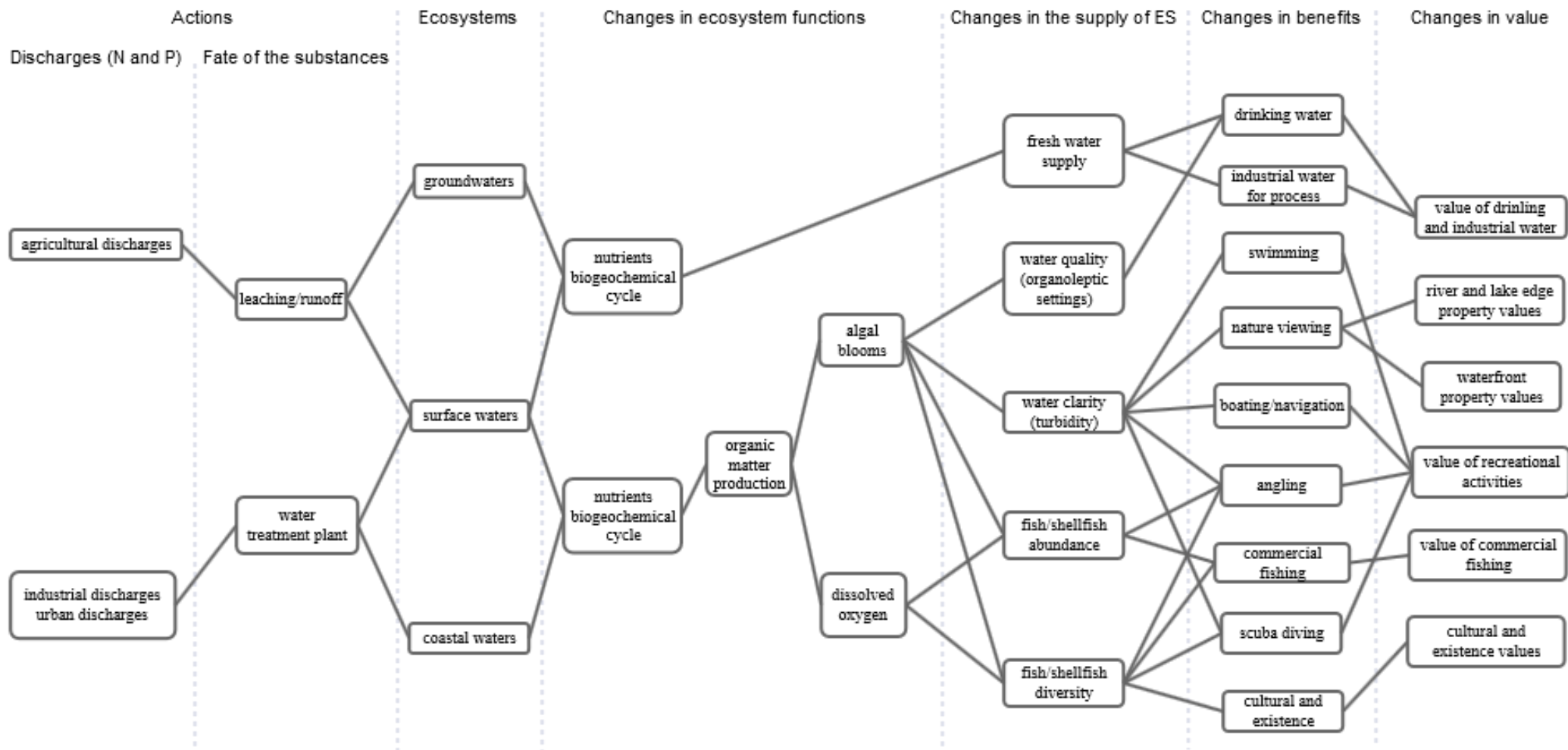


Figure 26. Modèle conceptuel des changements dans la fourniture de services écosystémiques lié à l'enrichissement en nutriments des écosystèmes aquatiques

Pour modéliser les changements dans la fourniture de services écosystémiques et les avantages associés dont l'origine est le changement dans la structure et la fonction des écosystèmes aquatiques, nous proposons différentes voies de modélisation correspondant à des fonctions de production écologiques (Fig. 26). Selon le type de nutriment, l'écosystème aquatique, les changements dans la fourniture de services écosystémiques et les avantages associés ne sont pas forcément les mêmes.

Maintenant que le modèle a été décrit, il s'agit d'évaluer le changement dans la fourniture de deux services écosystémiques engendré par la phase de formulation.

5.1.2 Modélisation de la chaîne « approvisionnement en eau de surface et accès à l'eau potable »

L'avantage lié à l'eau potable est affecté par différentes voies de pollution. Ces pollutions concernent à la fois les eaux de surface et les eaux souterraines comme les humains s'approvisionnent de ces deux manières. Une première voie de modélisation correspond à l'infiltration de l'azote dans les sols jusqu'aux nappes phréatiques mais également le lessivage des nutriments jusqu'aux eaux de surface. Une deuxième voie de modélisation correspond aux rejets industriels et urbains via les stations d'épuration. En effet, les stations ne sont pas dimensionnées pour traiter l'ensemble des pollutions qu'elles reçoivent et de ce fait une partie se retrouve dans les écosystèmes aquatiques de surface. C'est cette dernière voie que nous tentons de modéliser. La figure 27 illustre cette voie à travers la chaîne d'approvisionnement en eau de surface - avantage eau potable.

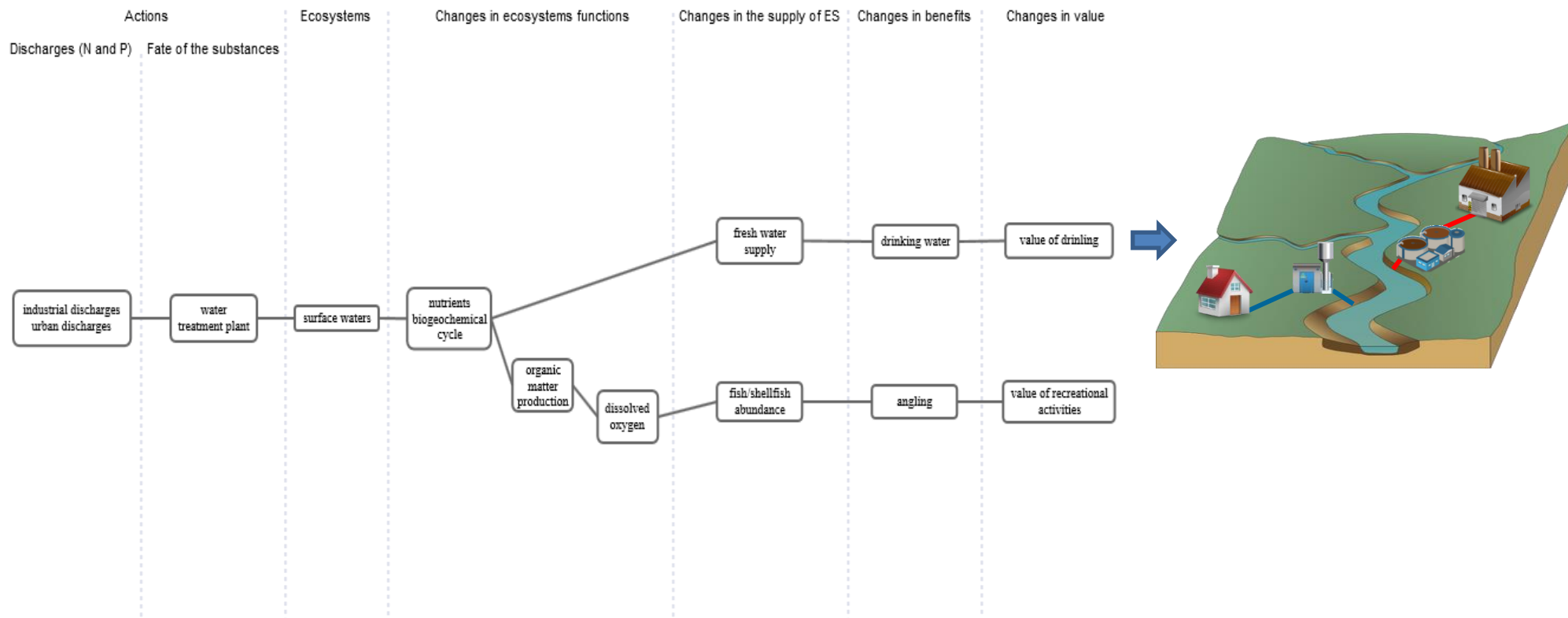


Figure 27. Illustration du changement dans la chaîne d’approvisionnement en eau de surface – avantage eau potable

La modélisation part de la formule 1 de notre approche. Le changement dans l’approvisionnement en eau de surface est donné par le paramètre ΔSE_s avec s les substances azotées rejetées par la phase de formulation. Ce paramètre correspond à la différence entre la qualité de l’eau à t_0 , noté QE_{s,t_0} et la qualité de l’eau à t_1 , notée QE_{s,t_1} .

$$\Delta ES_s = QE_{s,t_0} - QE_{s,t_1} \quad (1.1)$$

Pour évaluer les changements dans la fourniture de ce SE, la concentration (C) de la substance s dans l’écosystème sert de proxy pour la qualité de l’eau de surface. Ainsi, l’équation (1.1) peut être écrite comme ceci :

$$\Delta ES_s = C_{s,t_0} - C_{s,t_1} \quad (1.2)$$

Avec C_{s,t_0} qui exprime la concentration en nitrate de l’écosystème aquatique. Les données correspondant à ce paramètre sont accessibles via la plateforme Eaufrance (www.eaufrance.fr) qui répertorie des données physiques, chimiques et biologiques sur l’ensemble des cours d’eau sur le territoire français. L’outil Naïades est l’outil national dédié à la mise à disposition des données d’observation sur la qualité des eaux de surface continentales à l’échelle nationale (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>). Les données sont organisées selon les critères définis par la Directive Cadre sur l’Eau (DCE) pour la classification des éléments de qualités (ex : physicochimie, hydrobiologie, hydromorphologie). Les producteurs des données téléchargeables sur ce site sont les agences de l’eau et les Directions Régionales de l’Environnement, de l’Aménagement et du Logement (DREAL). Les agences de l’eau rassemblent ces données dans chaque bassin avant de les transmettre à l’Office National des Eaux et Milieux Aquatiques (ONEMA) pour mise à disposition en un point unique à l’échelle nationale.

Pour illustrer ce cas, on fait l’hypothèse que le paramètre C_{s,t_0} correspond à 26 mg/l de NO_3^- . Le paramètre C_{s,t_1} est la concentration de nitrate dans l’eau de surface après que l’émission de substances azotées ait atteint l’écosystème aquatique. Ce paramètre nécessite d’être calculé. Pour cela, on propose de faire la différence entre la masse de substances azotées rejetée par la phase de formulation notée MSF à laquelle on soustrait la masse de substances azotées traitée par le système de traitement des eaux usées de l’entreprise MST . Ensuite la masse de substance azotée restante qui atteint l’écosystème aquatique est divisée par son débit d’eau (Q). Les données liées au débit des écosystèmes aquatiques sont obtenues également via la plateforme Eaufrance. L’outil Hydro Banque stocke les mesures de hauteur d’eau en provenance d’environ 5000 stations de mesure implantées sur les cours d’eau

français et permet un accès aux données signalétiques des stations (finalité, localisation, qualité des mesures, historique...) (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>). Cet outil permet de calculer sur une station donnée les débits instantanés, journaliers et mensuels par exemple. Les données sont essentiellement fournies par les services de l'Etat.

$$C_{s,t1} = C_{s,t0} + \frac{MSF_s - MST_s}{Q} \quad (1.3)$$

Cette première modélisation nous permet d'obtenir le changement dans l'approvisionnement en eau de surface. La prochaine étape de la modélisation a pour but d'obtenir une métrique monétaire. Les formules suivantes modélisent la perte d'avantage d'accès à l'eau potable notée ΔA_s . Il correspond à la différence entre l'avantage d'eau potable à t1 donné par $EP_{s,t1}$ et l'avantage d'eau potable à t0 noté $EP_{s,t0}$.

$$\Delta A_s = EP_{s,t0} - EP_{s,t1} \quad (2.1)$$

Pour évaluer les changements dans les avantages, le coût d'abattement (CA) de la substance s est proposé comme un proxy pour la perte d'avantage eau potable. Ainsi l'équation 4.2 peut s'écrire comme ceci :

$$\Delta A_s = CA_{s,t0} - CA_{s,t1} \quad (2.2)$$

Le CA est lié à la chaîne de purification de l'eau. Certaines d'entre elles sont équipées de systèmes de traitement des eaux performants et d'autres pratiquent le mélange d'eaux brutes à partir de l'eau issue de différents captages pour diminuer la concentration des substances azotées. Dans ce cas d'étude, il est considéré que la chaîne de purification de l'eau dispose d'un système de traitement des substances azotées.

Ainsi le paramètre $CA_{s,t1}$ est calculé en faisant la différence entre le paramètre $C_{s,t1}$ et le seuil T_3 multiplié par la quantité d'eau pompée (QEP) par le système de traitement des eaux. Le tout est multiplié par le coût de traitement de la substance à traiter CT_s (2.3). Nous proposons de prendre une valeur de référence du coût de traitement d'une unité d'azote issue d'un rapport du ministère de l'Ecologie (Bommelaer and Devaux 2011). Ici, nous ramenons l'unité d'azote en nitrate pour avoir le coût de traitement d'un milligramme de nitrate.

Pour QEP, nous proposons d'utiliser la banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE) qui est une base de données sur les prélèvements en France métropolitaine et les départements d'outre-mer. Les données portent sur les

volumes annuels directement prélevés sur la ressource en eau et sont déclinées par localisation et catégorie d'usage de l'eau (<http://www.bnpe.eaufrance.fr/>).

$$CA_{s,t1} = [(C_{s,t1} - T_3) * QEP] * CT_s \quad (2.3)$$

Le paramètre $CA_{s,t0}$ est donné par l'équation suivante :

$$CA_{s,t0} = [(C_{s,t0} - T_3) * QEP] * CT_s \quad (2.4)$$

5.1.3 Modélisation de la chaîne « abondance de poissons et pêche récréative »

La faible teneur en oxygène dissous dans les eaux de surface affecte une grande variété de systèmes aquatiques, allant de vastes zones comme les océans du monde (Helly et Levin, 2004) à de petits étangs de moins d'un hectare. La faible concentration d'oxygène dans les milieux aquatiques est appelé le phénomène d'hypoxie. Il est le résultat d'un mélange complexe entre l'hydrologie, la morphométrie du bassin, les apports nutritifs, et la dynamique de la chaîne alimentaire qui varient selon les milieux aquatiques. Une caractéristique commune à tous les systèmes affectés, est que l'hypoxie influe sur la quantité et la qualité de l'habitat disponible pour les organismes dépendant de la respiration aérobie, et a un impact significatif sur les processus physiologiques pour les organismes qui vivent dans les eaux appauvris en oxygène. Les conséquences de ces faibles concentrations en oxygène comprennent non seulement des effets directs, mais aussi une foule d'effets indirects par des changements dans l'abondance des organismes vivants, leur distribution et leurs interactions trophiques. La réduction de l'abondance de poissons contribue ainsi à réduire la capture de poissons et influe sur l'activité de pêche récréative (Fig. 28).

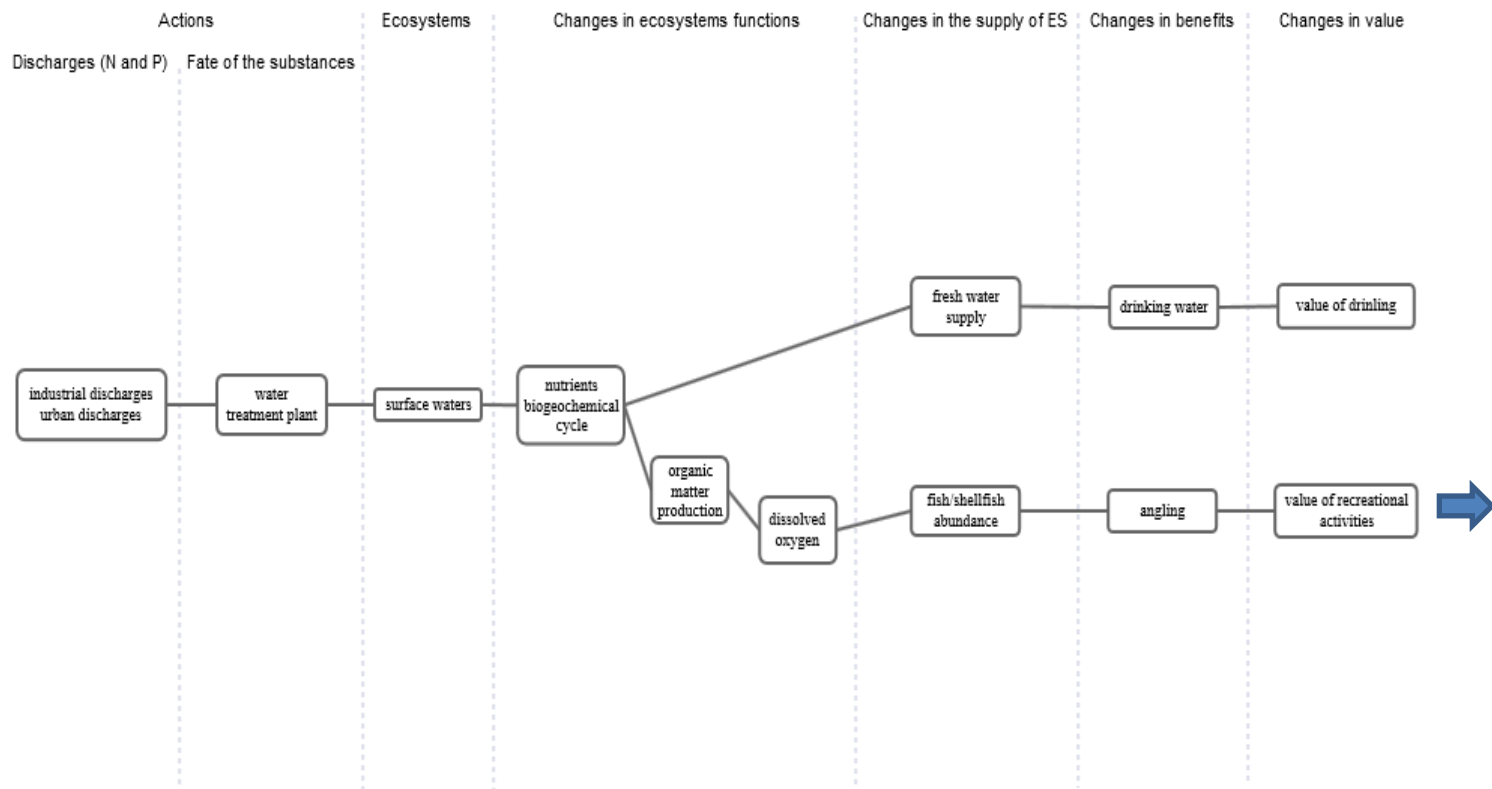


Figure 28. Illustration du changement dans la chaîne abondance de poisson – pêche récréative

Le terme nitrification réfère généralement à l'oxydation de l'ammoniaque et de l'azote nitrite (NO₂⁻) en azote nitrique (NO₃⁻) par le groupe spécial de bactérie autotrophe appelé bactéries nitrifiantes. Le plus important genre nitrifiant est le genre Nitrosomonas, qui convertit l'ammoniaque en nitrite, et le genre Nitrobacter, qui convertit les nitrites en nitrates (Halappa Gowda 1983). Les réactions biochimiques sont comme suit :



Basé sur l'équation (1) et (2), l'oxydation complète de chaque mg/l de NH₄⁺ en NO₃⁻ nécessite 4.57 mg/l d'oxygène dissous. Les résultats des études de consommation de l'oxygène, reportés dans la littérature, diffère de sa valeur d'environ 10% (Ruane and Krenkel, 1978; Wezernak and Gannon, 1968). Selon l'équation (2), l'oxydation de chaque mg/l de NO₂⁻ en NO₃⁻ nécessite 1.14 mg/l d'oxygène dissous (Weithman and Haas 1984).

Tableau 7. Consommation d'O₂ en fonction de la concentration d'azote dans l'eau

| Paramètres | O ₂ consommée |
|---|----------------------------|
| 1 mg/l NH ₄ ⁺ en NO ₃ ⁻ | 4.57 mg/l d'O ₂ |
| 1 mg/l NO ₂ ⁻ en NO ₃ ⁻ | 1.14 mg/l d'O ₂ |

Quand la concentration d'oxygène dissous est entre 2,4 et 6 mg/l, un changement de 1 mg/l d'O₂ dissous devrait résulter dans un changement du taux de capture d'environ 0,1 truite/heure. Une réduction en oxygène dissous d'1 mg/l réduit le taux de récolte d'environ 0,1 truite/heure. Une réduction du taux de récolte de 0,1 truite/heure, entre 0,21 et 0,80 truite/heure, pourrait résulter dans une perte d'environ 20000 heures de pêche. Chaque perte d'oxygène dissous d'1 mg/l réduit l'effort de pêche d'environ 20000 heures (Weithman and Haas 1984).

Tableau 8. Changement du taux de capture de truite en fonction de l'O₂ consommée

| O ₂ consommée | Changement du taux de capture |
|--------------------------|-------------------------------|
| 1 mg/l d'O ₂ | 0,1 truite/heure |

5.1.4 Résultats

Les résultats de ce cas d'étude peuvent être présentés sous forme d'histogrammes. Le premier histogramme fournit un indicateur biophysique du changement dans l'approvisionnement en eau de surface généré par la phase de formulation de chaque produit. On constate que le produit éco-conçu génère moins de changement dans la fourniture du SE approvisionnement en eau de surface que le produit dit conventionnel.

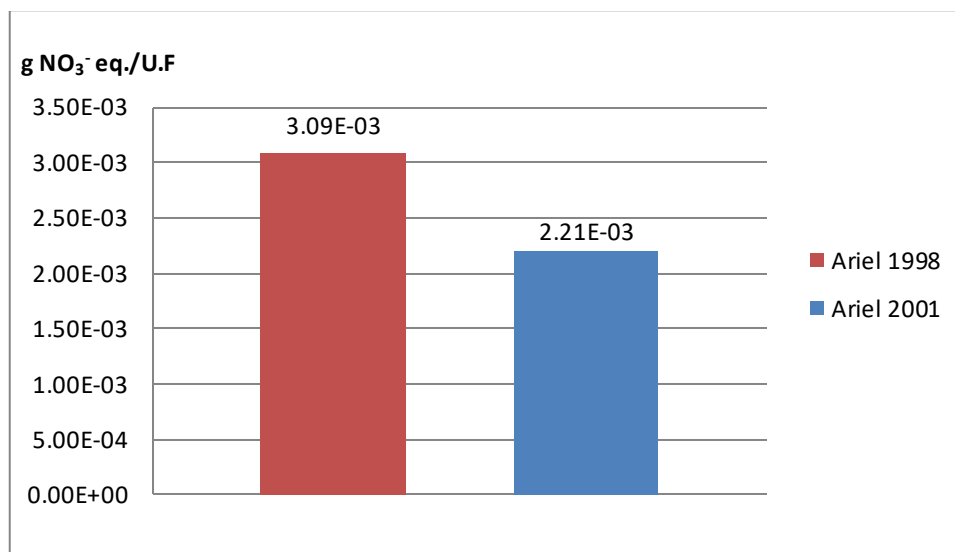


Figure 29. Indicateur biophysique du changement dans la fourniture du SE « approvisionnement en eau de surface »

Quant au second histogramme, il fournit un indicateur monétaire de la perte de l'avantage eau potable lié aux phases de formulation des produits à la figure 30.

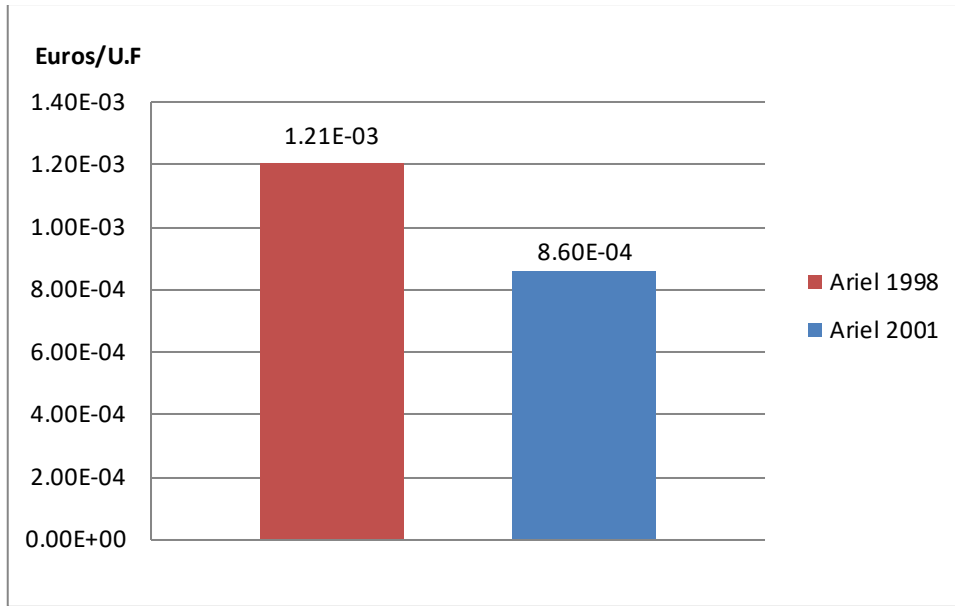


Figure 30. Indicateur monétaire de la perte de l'avantage « eau potable »

L'avantage de pêche récréative a également été modélisé, toutefois comme il utilise des données anciennes, il est présenté à titre illustratif à la figure 31.

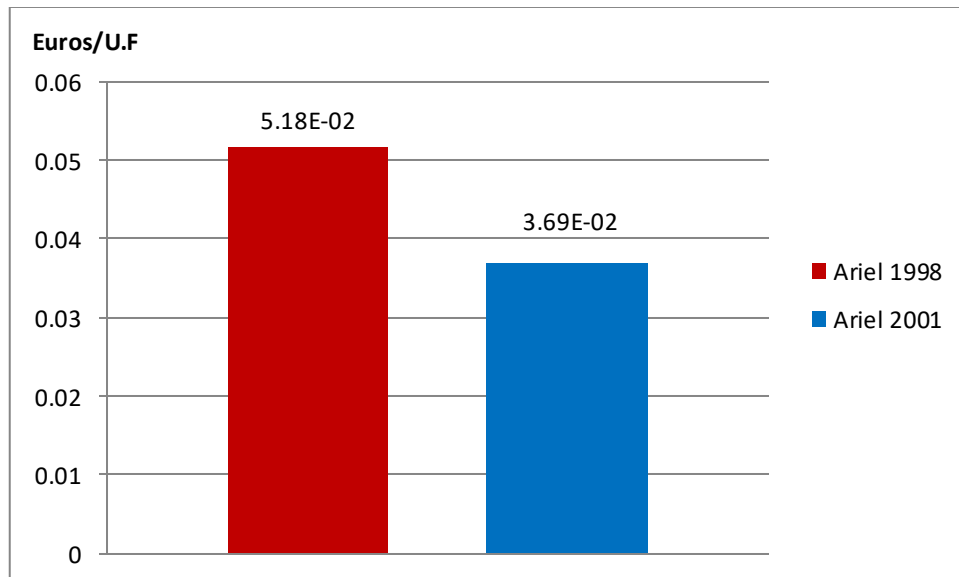


Figure 31. Indicateur monétaire de la perte de l'avantage « pêche récréative »

Dans ce chapitre la proposition a été présentée et illustrée sur un exemple. Il a permis d'exposer les indicateurs qu'il est possible d'obtenir à partir de la proposition. Maintenant, il s'agit de réaliser la validation de l'hypothèse de départ dans une validation expérimentale. L'objectif est de tester si la proposition aide ou non à

décider dans des processus de décision en intégrant les externalités environnementales. Pour cela deux tests ont été réalisés dans le cadre de cette thèse.

Chapitre 4. Validations expérimentales

Dans ce quatrième chapitre, l'objectif est de valider l'hypothèse de départ en réalisant deux tests dans des situations de décision. Le premier test consiste à analyser la pertinence de la proposition dans un contexte de prise de décisions en entreprise en comparant plusieurs alternatives de procédé de produit. Ce test prend la forme d'une expérimentation avec quatre groupes d'étudiants et de doctorants. Le deuxième test analyse la pertinence de la proposition dans un contexte de prise de décisions dans une démarche d'écoconception de produit. Il a été réalisé avec trois groupes d'étudiant en formation de conception mécanique (en fin de cursus) à l'Université de Technologie de Troyes (UTT).

1. Premier test : prise de décision dans un contexte industriel

1.1 Objectif du test et précision des variables

L'hypothèse principale de recherche formulée dans ces travaux se trouve ci-dessous :

Des indicateurs sur les externalités environnementales tirés des interactions entre les systèmes industriels et les services écosystémiques aide les preneurs de décisions à s'orienter vers des alternatives éco-conçues.

On peut la décomposer en deux variables, à savoir la variable indépendante (cause/explicative) :

Des indicateurs sur les externalités environnementales tirés des interactions entre les systèmes industriels et les services écosystémiques.

Et la variable dépendante (effet/expliquée) :

Aide les décideurs à s'orienter vers des alternatives éco-conçues

Dans ce test, il s'agit de manipuler, faire varier la variable indépendante afin de constater de manière empirique son influence sur la variable dépendante. S'il s'avère qu'il y a influence, l'hypothèse de recherche est corroborée par ce test. Si ce n'est pas le cas, elle est réfutée.

1.2 Instrument de mesure

Le questionnaire constitue un instrument objectif de mesure qui rend compte avec précision et constance de l'influence de la variable indépendante sur la variable dépendante (Grawitz 2001). A la fin de chaque processus de prise de décision et dans chacun des groupes d'étudiant, le même questionnaire a été distribué. Au moyen de ce questionnaire, nous collectons des données qui nous permettront de tirer des conclusions ainsi que corroborer ou réfuter l'hypothèse de départ. Les questions portent notamment sur le degré de compréhension de l'information et l'aisance avec laquelle elle permet de comparer les différentes alternatives.

1.3 Matériel nécessaire au test

Depuis peu à l'UTT, nous disposons d'équipements permettant de réaliser des expérimentations. Parmi ces équipements, nous avons utilisé le laboratoire d'idées et le living lab. Le laboratoire d'idées est équipé de manière à recevoir de deux à quatre groupes. Pour filmer et enregistrer les discussions, une caméra avec microphone a été installée ainsi qu'un microphone supplémentaire. Une deuxième partie des tests s'est déroulée dans le living lab dans les salles X103 et X111 (Fig. 32). Dans chacune de ces salles, un microphone et une caméra étaient installés.



Figure 32. Photo d'un groupe dans la salle X103 du living lab

Les données collectées pourront être traitées de manière qualitative dans un premier temps et ultérieurement de manière quantitative à partir d'un schéma de codage, ce qui n'a pas pu être réalisé dans le temps de cette thèse.

1.4 Constitution des groupes

Ce type de test a nécessité de disposer de groupes homogènes ce qui est assez difficile à réaliser et peut constituer une des limites de cet exercice. Pour cela, un questionnaire profil (Annexe 1) a été envoyé à l'ensemble des participants et a permis de les répartir au sein des groupes de façon la plus homogène possible. Ce questionnaire envoyé deux semaines avant le test a demandé des informations générales sur les participants. Ensuite, il a collecté des informations sur le domaine d'étude, l'expérience de l'animation de groupe de travail ou de réunion, la participation à un processus de prise de décisions et enfin l'expérience dans l'interprétation des résultats d'une ACV. Pour chacune des réponses un score était attribué et un traitement des données a permis ensuite de répartir les participants dans chacun des groupes. Chacun des groupes était constitué d'acteurs aux rôles imposés :

- un directeur développement durable
- un responsable de la chaîne d'approvisionnement
- un élu du territoire
- et un expert environnement volant entre les quatre groupes.

1.5 Protocole

Pour la réalisation de ce test, nous avons à disposition le « laboratoire d'idées » en X140 de l'UTT dans le bâtiment X, équipé de caméras et enregistreurs audio. Deux autres salles ont également été réquisitionnées pour le test à savoir la salle X111 et la salle X 103, aussi équipés d'une caméra et d'un enregistrement audio.

Le protocole mis en place lors de ce test vise à soumettre chacun des groupes à la variable indépendante mais à des moments différents. Par exemple, les groupes 1 et 3 sont soumis à la variable au moment de la deuxième session. Quant aux groupes 2 et 4, ils sont soumis à la variable dès la première session (voir tableau 9).

Pour mesurer l'effet de la variable, les groupes sont observés à l'aide de caméras et enregistrés à l'aide d'appareils audio. Un questionnaire est également rempli après chaque session. Les résultats des questionnaires sont comparés afin de voir si l'hypothèse est corroborée ou réfutée.

Le désavantage de ce protocole est que les participants peuvent avoir de meilleurs résultats lors du deuxième test non pas en raison de l'effet de la variable indépendante mais parce qu'ils ont compris l'enjeu du test et appris en faisant le premier test.

Tableau 9. Déroulement du test

| | | |
|---|---------------------|---------|
| Accueil des participants | | à 9h00 |
| Présentation du scénario du jeu de rôle et constitution des groupes | | à 9h15 |
| Première session | | à 9h30 |
| <i>Témoin</i> | <i>Expérimental</i> | |
| Groupe 1 X_140 | Groupe 2 X_111 | |
| Groupe 3 X_140bis | Groupe 4 X_103 | |
| Deuxième session | | à 10h00 |
| Groupe 2 X_140 | Groupe 1 X_111 | |
| Groupe 4 X_140bis | Groupe 3 X_103 | |
| Débriefing et question ouverte | | à 10h30 |

La suite de ce chapitre décrit l'ensemble des éléments collectés et analysés lors de cette expérimentation selon le déroulement présenté en tableau 11.

1.6 Contexte du test

Avant la réalisation du test, les groupes étaient mis dans une situation de stratégie fictive inventée pour l'exercice du jeu de rôle. Cette stratégie est décrite ci-dessous.

L'entreprise Procter & Gamble est une des entreprises leader dans la production de détergent au niveau mondial. Son Conseil d'Administration (CA) s'est réuni en février 2015 et les administrateurs ont décidé d'orienter la stratégie de l'entreprise vers une intégration territoriale des activités industrielles. La première phase de la stratégie porte notamment sur le système de produit et son interaction avec le

territoire sur le plan environnemental. Le CA a commandé une première étude pour février 2016. L'objectif de cette étude est de réaliser une évaluation environnementale des alternatives au système de produit actuel qui pourraient être mise en place. Puis pour faciliter la prise de décisions, un avis sur le classement des alternatives est demandé.

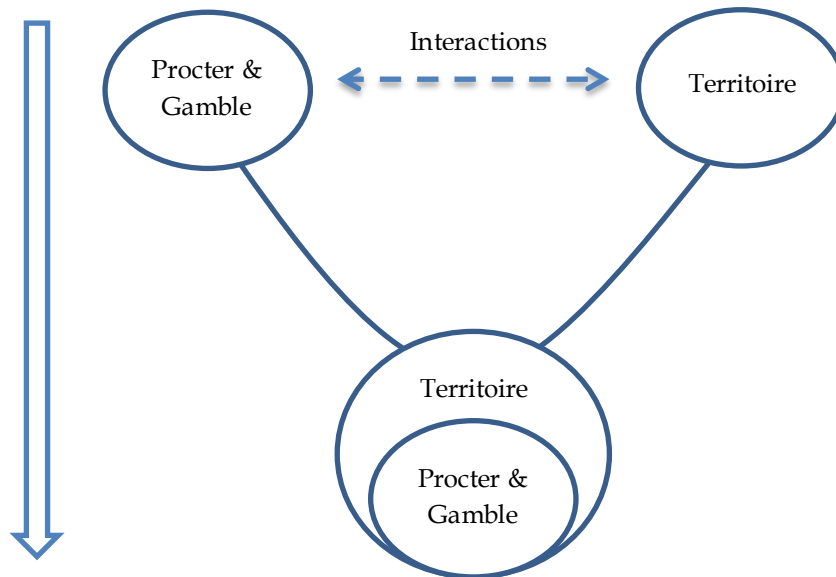


Figure 33. Schéma de la stratégie fictive de l'entreprise

Au niveau opérationnel de l'entreprise, la réalisation de cette étude a été confiée au directeur développement durable. Il est également chargé de présenter les résultats auprès des administrateurs lors du CA de février 2016. Pour réaliser cette étude, il décide de constituer un groupe de travail dans lequel se trouve le directeur de la chaîne d'approvisionnement de l'entreprise, un représentant des collectivités territoriales et un expert environnement. Lors de la réunion de septembre 2015, le groupe de travail a fait des choix techniques pour mener cette étude. Parmi ces choix, il a été décidé d'évaluer les impacts environnementaux de trois alternatives au système de produit actuel. Pour cela, le groupe de travail a décidé de s'appuyer sur la méthode d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) sur trois critères environnementaux : changement climatique, eutrophisation et acidification.

Aujourd'hui, le groupe de travail se réunit et le directeur développement durable présente les résultats de l'étude auprès des membres du groupe de travail, appuyé par l'expert environnement. Ensemble, ils discutent des résultats et classent les alternatives à proposer au CA de février 2016 de la plus pertinente à la moins pertinente.

6 Déroulement du test

Les groupes disposaient de 30 minutes pour discuter des éléments contenus dans un dossier pour évaluer les alternatives. Ce dossier inclut une description des alternatives à un produit lessiviel. Ensuite, il contenait une description de la méthode utilisée pour évaluer les impacts environnementaux des trois alternatives. L'information était disponible sur trois indicateurs d'impact.

A chaque acteur était remis un dossier rassemblant les éléments (Annexe 2) et un papier décrivant son rôle (Annexe 3). Le directeur développement durable est chargé d'animer la réunion et de gérer le temps. Il rappelle le contexte et l'objectif de la réunion. Ensuite, il présente les résultats de la méthode d'ACV et en discute avec les membres de la réunion pour avoir leur avis. A la fin de la réunion, il classe les alternatives avec les membres de la réunion. Un deuxième rôle, l'élu représentant les collectivités doit s'assurer que l'activité industrielle de l'entreprise ait peu d'impacts environnementaux sur son territoire. Ensuite, le directeur approvisionnement de l'entreprise est en charge de la chaîne d'approvisionnement. Il doit s'assurer que le classement des alternatives n'augmente pas les coûts de production, de stockage des matières et ne change pas l'organisation de la chaîne d'approvisionnement. Quant à l'expert environnement qui a réalisé l'évaluation des impacts environnementaux des alternatives, il aide les décideurs à interpréter les résultats de la méthode d'ACV et les conseille dans leur choix.

Lorsque les groupes ne sont pas soumis à la variable indépendante, ils disposent d'une information sur les impacts environnementaux des alternatives avec des indicateurs d'ACV traditionnels.

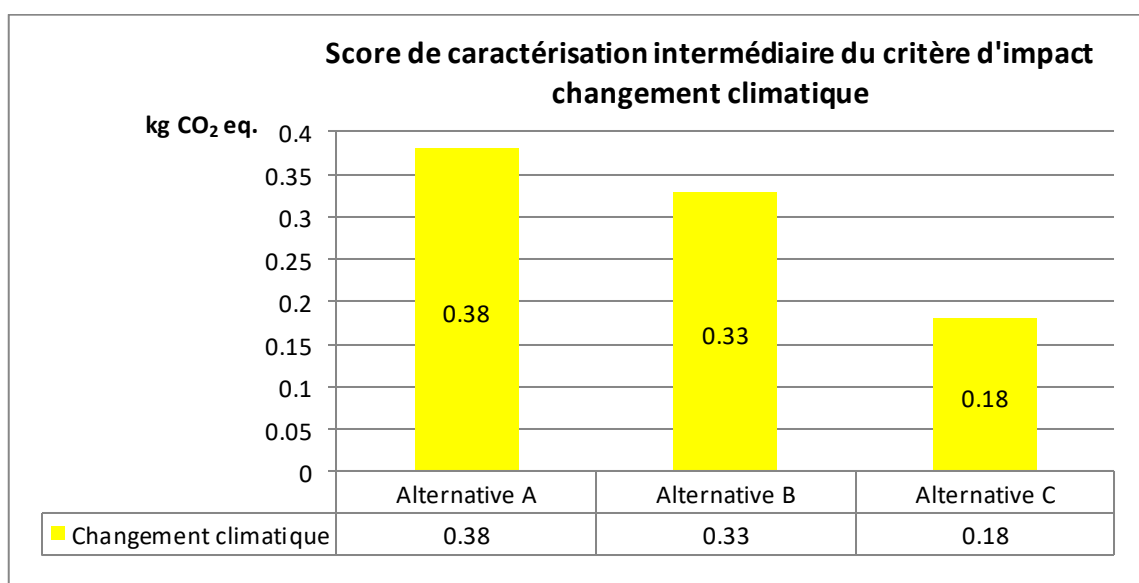


Figure 34. Exemple d'un indicateur d'impact environnemental d'ACV traditionnel fourni

Lorsqu'ils sont soumis à la variable, ils disposent d'une information monétaire des changements dans la fourniture de services écosystémiques.

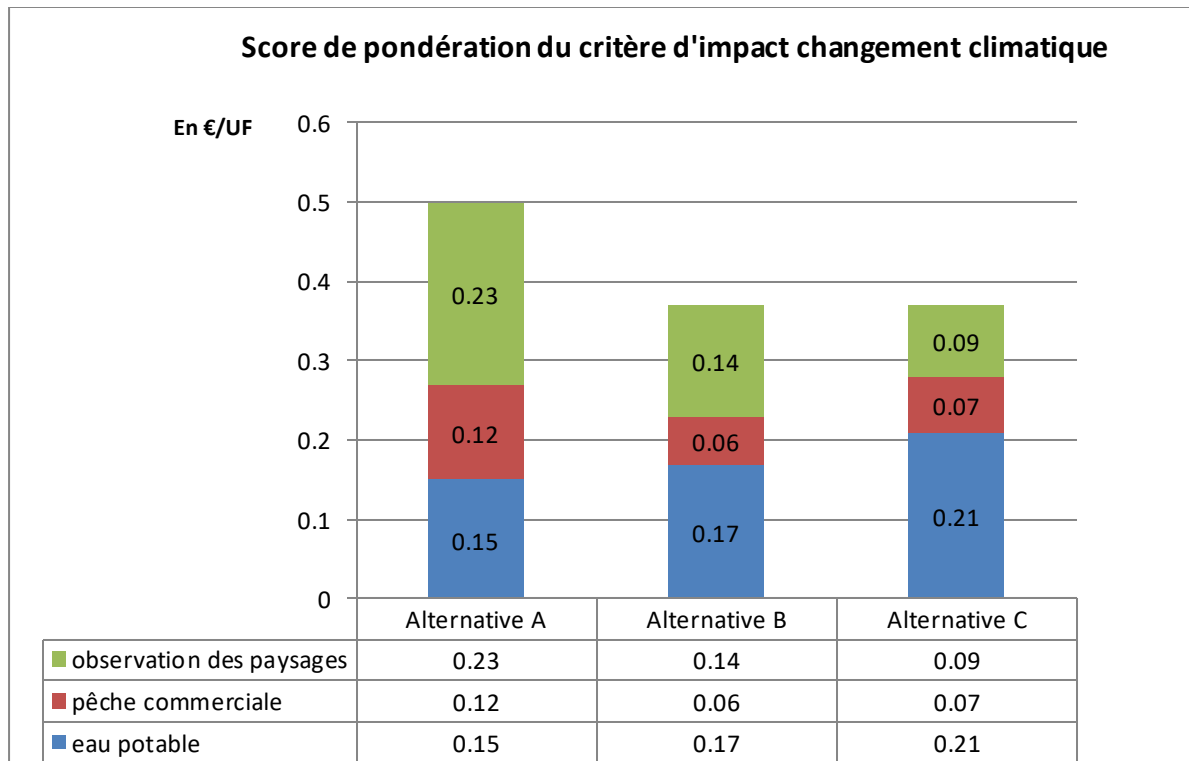


Figure 35. Exemple d'un indicateur d'impact non classique fourni

7 Traitement des données

Le questionnaire nous a permis de collecter des données que nous avons traitées dans une application Excel (Annexe 4). Par un système d'attribution de points à chaque réponse aux questions, nous avons traités les données (Annexe 5). Grâce à ce traitement, il nous est possible d'interpréter les résultats obtenus par comparaison des groupes témoins et expérimentaux.

Le type de manipulation choisi amène chacun des groupes à être un groupe expérimental et témoin. Ce type de manipulation nous permet d'obtenir plus de données au cas où un groupe venait à ne pas comprendre l'exercice. Voici la manière dont nous avons comparé les groupes (sachant que le groupe 3 ne s'est pas présenté à l'exercice) :

- Groupe 1 témoin à groupe 2 expérimental
- Groupe 2 témoin à groupe 1 expérimental
- Groupe 1 témoin à groupe 1 expérimental

- Groupe 2 expérimental à groupe 2 témoin
- Groupe 4 témoin à groupe 4 expérimental

Tableau 10. Comparaison des groupes témoin et expérimentaux

| Première session | |
|-------------------|----------------|
| Groupe 1 X_140 | Groupe 2 X_111 |
| Groupe 3 X_140bis | Groupe 4 X_103 |
| Deuxième session | |
| Groupe 2 X_140 | Groupe 1 X_111 |
| Groupe 4 X_140bis | Groupe 3 X_103 |

8 Interprétation des résultats

La question 1 portait sur la compréhension du scénario du jeu de rôle. Les réponses des participants nous permettent d'affirmer qu'en moyenne l'ensemble des participants ont compris ce qu'il leur était demandé de faire. Ils ont dans la majorité répondu qu'ils avaient « bien » compris le scénario de l'exercice.

1.9.1 Comparaison du groupe 1 témoin et groupe 2 expérimental

La deuxième et la troisième question portaient respectivement sur les interactions entre le système de produit et le territoire puis les enjeux environnementaux. Les légendes se lisent de la manière suivante : T1SG1 correspond au groupe 1 témoin à la première session et E1SG2 correspond au groupe 2 expérimental à la première session. Quant à l'échelle en ordonnée, elle correspond au nombre de points obtenu à chaque question posée.

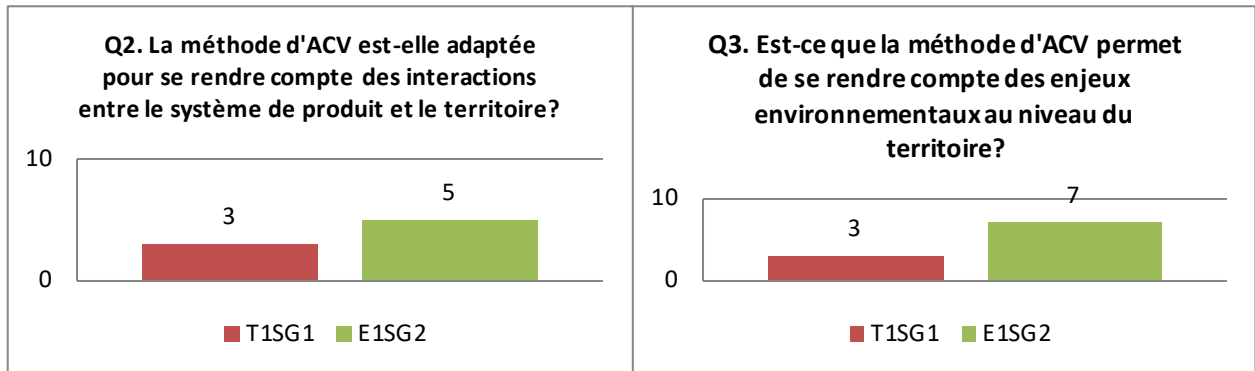


Figure 36. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 1 témoin et 2 expérimental

La comparaison de ces groupes montre très nettement que la méthode « Externality » est plus adaptée que la méthode traditionnelle d'ACV pour se rendre compte des interactions entre le système de produit et le territoire ainsi que des enjeux environnementaux du territoire.

Les deux questions suivantes portaient sur la compréhension des résultats d'ACV et la comparaison des alternatives selon les critères environnementaux.

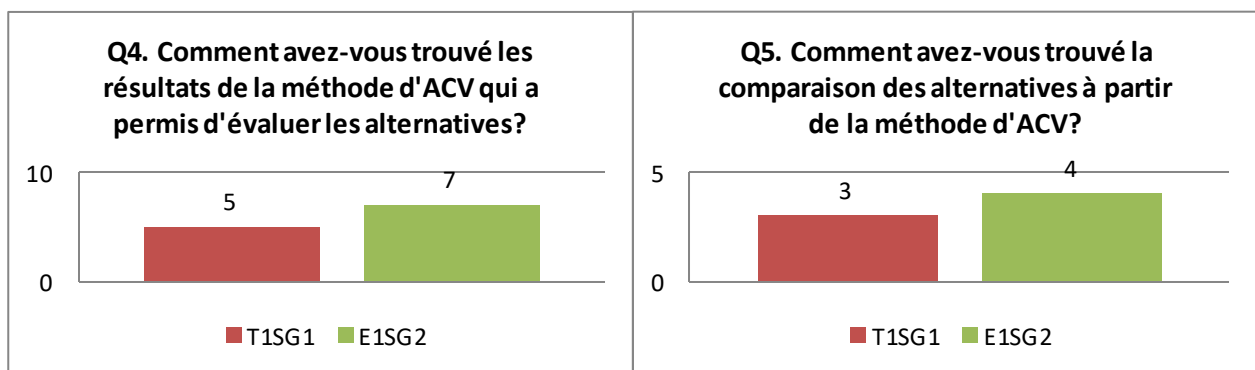


Figure 37. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 1 témoin et 2 expérimental

Au vu des histogrammes, il s'avère que les résultats de la méthode d'ACV « Externality » sont plus faciles à comprendre que les résultats d'une ACV classique. Quant à la cinquième question, la comparaison des alternatives ne semble pas si évidente que cela du fait du faible score dans chacun des groupes. Toutefois, le groupe expérimental se différencie d'un point comparé au groupe témoin.

La question 6 demandait aux participants si les résultats ont suscité des discussions au sein des groupes. Les participants avaient le choix de répondre par :

- Beaucoup de discussions
- Des discussions
- Peu de discussions
- Très peu de discussions

Quant à la question 7, les participants devaient répondre par oui ou par non à la question « est-ce que les résultats de la méthode d'ACV ont suscité des débats ? ».

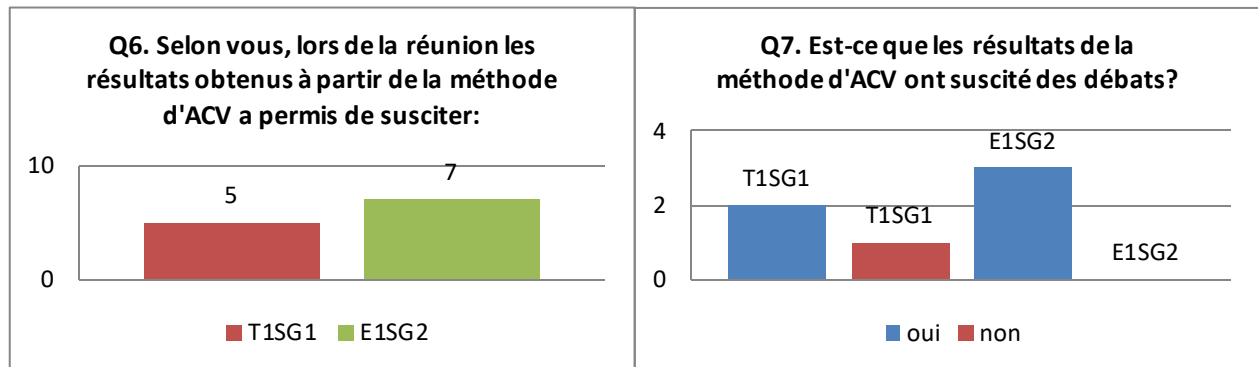


Figure 39. Réponses aux questions 6 et 7 du groupe 1 témoin et 2 expérimental

Les discussions ont été plus importantes dans le groupe expérimental que dans le groupe témoin. Des débats ont eu lieu dans les deux groupes mais ne sachant pas sur quel sujet, il est difficile d'interpréter si ces débats portaient sur les résultats obtenus à partir des méthodes ou sur un autre élément. Pour cela, il est nécessaire d'aller plus loin dans l'analyse en établissant un schéma de codage et en traitant les données obtenues avec l'enregistrement audio.

1.9.2 Comparaison du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental

Le groupe 2 a déjà été soumis à la variable lors de la première session alors que le groupe 1 est soumis à la variable lors de la deuxième session. L'objectif est de comparer les résultats avec ceux obtenus à la comparaison précédente pour identifier des similarités entre les deux qui viendraient corroborer l'hypothèse.

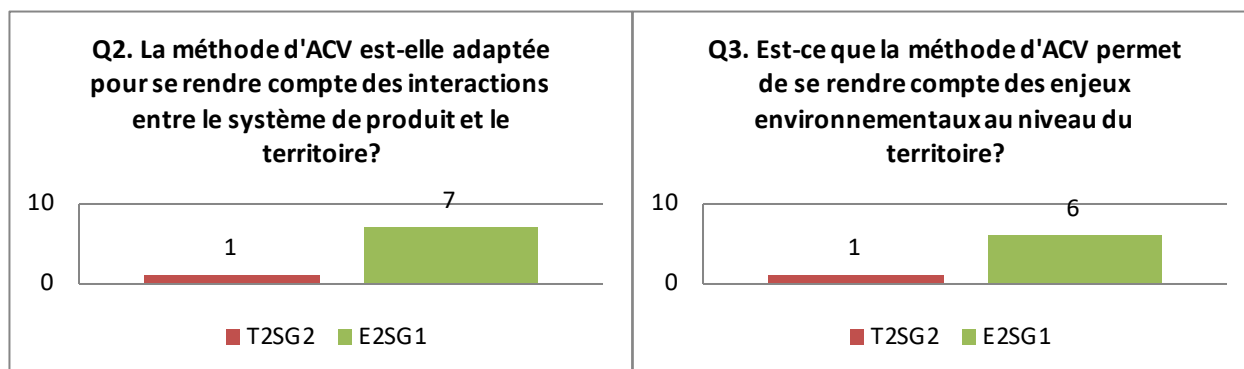


Figure 40. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental

Les résultats obtenus aux questions 2 et 3 sont marquants et viennent appuyer l'hypothèse de départ. Les résultats de l'ACV traditionnelle montre bien que cette méthode ne permet pas de se rendre compte des interactions avec le territoire alors que la méthode « Externality » dans le groupe expérimental montre le contraire.

Concernant les questions sur la compréhension des résultats et la comparaison des alternatives, le groupe témoin semble avoir bien compris les résultats d'ACV traditionnelle alors que le groupe expérimental a eu plus de mal à comprendre. La comparaison des alternatives semble être plus facile avec la méthode d'ACV « Externality ».

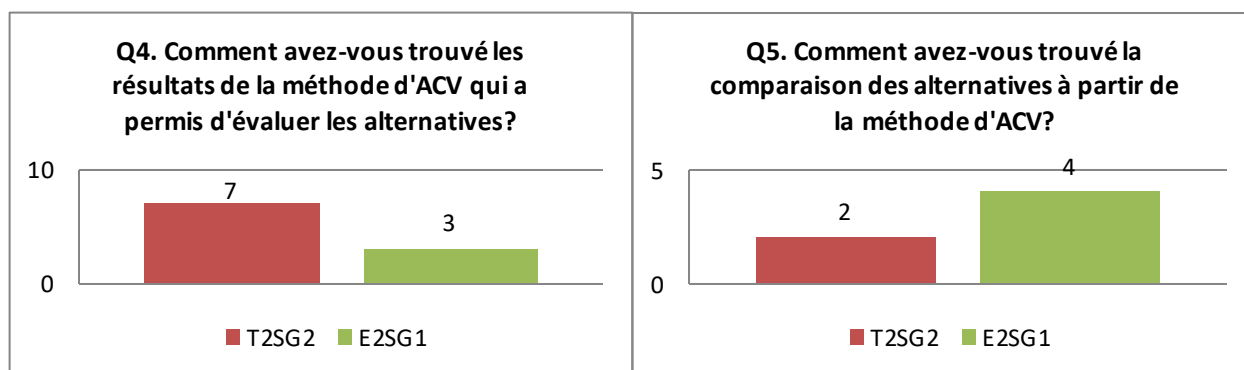


Figure 41. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental

Les réponses aux autres questions sont difficiles à interpréter. Sauf pour la question 9 où il ressort que le groupe expérimental trouve qu'il a atteint une bonne décision en comparaison avec le groupe témoin qui ne semble pas satisfait de la décision qu'il a prise.

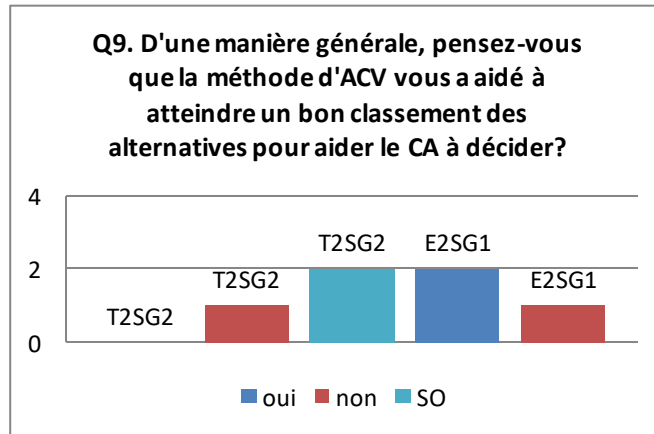


Figure 42. Réponse à la question 9 du groupe 2 témoin et groupe 1 expérimental

1.9.3 Comparaison du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental

L'objectif de cette comparaison est de voir de quelle manière le groupe 1 a réagi à l'introduction de la variable indépendante lors de la deuxième session.

Les résultats aux questions 2 et 3 montrent très nettement que le groupe 1 se rend mieux compte des interactions entre le système de produit et le territoire. La méthode d'ACV « Externality » l'aide également à se rendre compte des enjeux environnementaux au niveau du territoire contrairement à la méthode d'ACV traditionnelle.

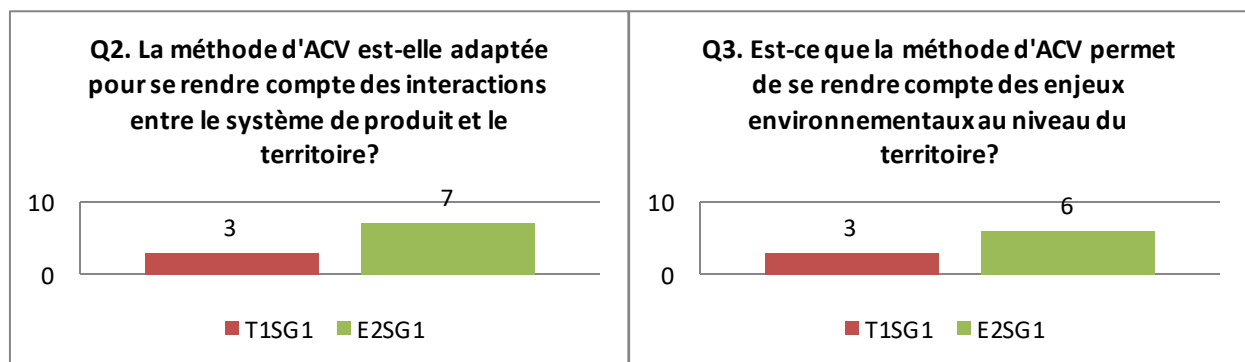


Figure 43. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental

Le groupe 1 a trouvé qu'il était plus facile de comprendre les résultats d'ACV traditionnelle qu'avec la méthode « Externality ». Il serait intéressant de traiter les données audio pour en savoir plus sur ce qui a empêché la bonne compréhension de

ces résultats. Au niveau de la comparaison, il est difficile d'interpréter les résultats comme les scores sont assez faibles et se différencient d'un seul point.

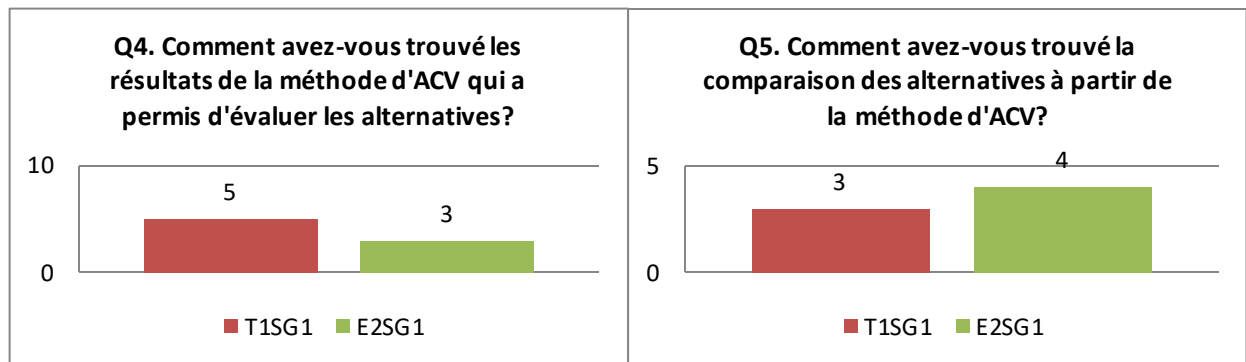


Figure 44. Réponses aux questions 4 et 5 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental

Dans ce groupe, la méthode « Externality » a suscité davantage de discussions qu'avec la méthode d'ACV traditionnelle en ayant respectivement 8 points et 5 points. Les réponses aux autres questions ne permettent pas d'interpréter les résultats.

1.9.4 Comparaison du groupe 2 témoin et groupe 2 expérimental

Le groupe 2 a tout d'abord été soumis à la variable indépendante dans la première session. Les résultats aux questionnaires 2 et 3 montre une fois encore que la méthode « Externality » est mieux adaptée que la méthode traditionnelle d'ACV pour se rendre compte des interactions avec le territoire et les enjeux environnementaux.

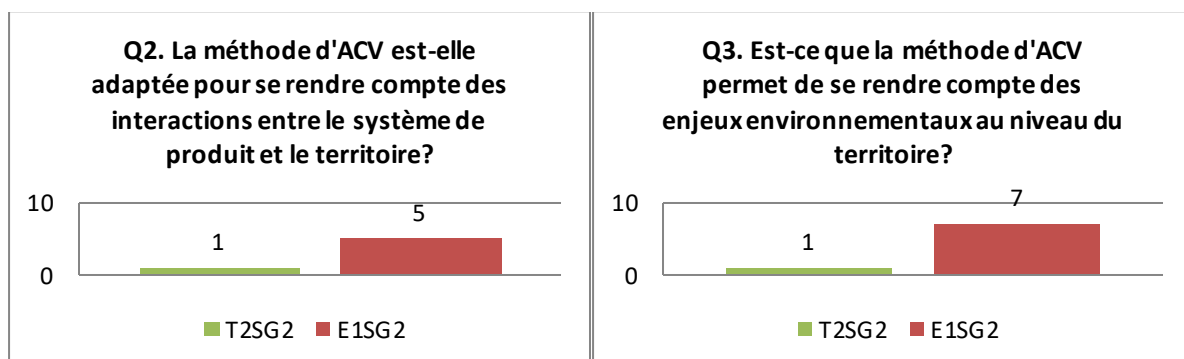


Figure 45. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental

Les réponses aux questions 4 et 6 sont à égalité et ne permettent pas d'interpréter les résultats. Par contre, les résultats de la question 5 montrent nettement que ce groupe a eu plus de facilités à comparer les alternatives avec la méthode « Externality » qu'avec la méthode d'ACV traditionnelle avec respectivement 4 et 2 points.

Les réponses à la question 9 montrent que le groupe est plus confiant dans l'atteinte d'une bonne décision que dans la deuxième session.

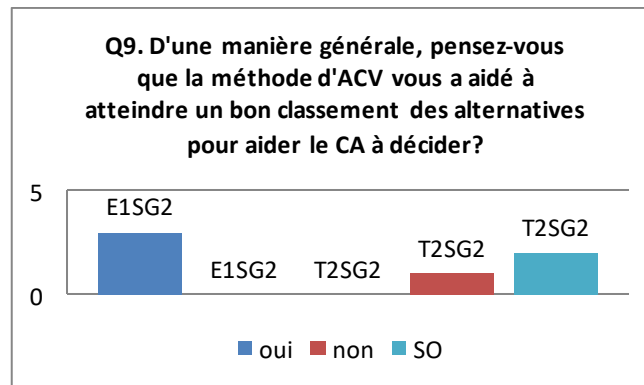


Figure 46. Réponses à la question 9 du groupe 1 témoin et groupe 1 expérimental

1.9.5 Comparaison du groupe 4 témoin et groupe 4 expérimental

Ce groupe a été soumis à la variable indépendante lors de la deuxième session. Les résultats obtenus aux questions 2 et 3 sont assez étonnants dans le sens où ils sont très différents des résultats obtenus dans les autres groupes. En effet, le groupe 4 trouve que l'ACV traditionnelle permet mieux de se rendre compte des interactions entre système de produit et le territoire ainsi que des enjeux environnementaux que la méthode d'ACV « Externality ». Sur ces deux questions, deux membres sur trois ont répondu, à chaque session un membre a souhaité répondre « sans opinion ». Ceci peut être interprété comme une mauvaise compréhension des questions.

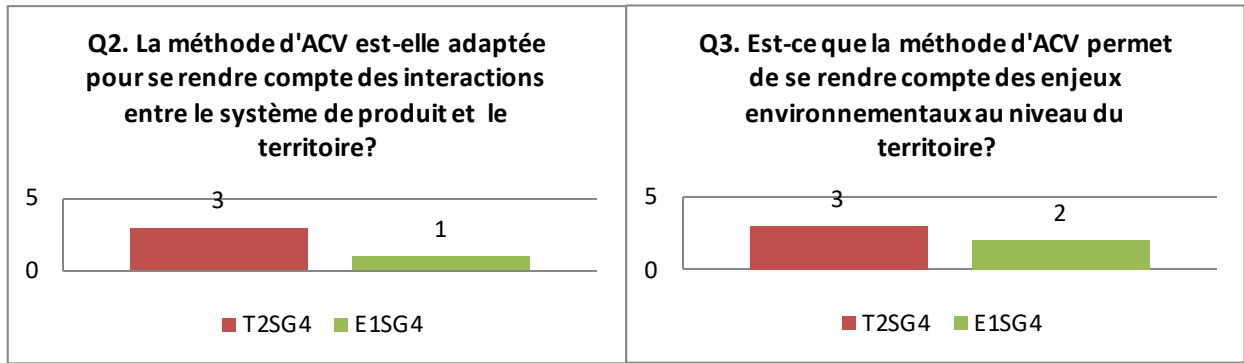


Figure 47. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe 4 témoin et 4 expérimental

Les réponses à la question 5 sont également différentes des autres groupes. Les participants considèrent que la méthode « Externality » permet plus facilement de comparer les alternatives que la méthode traditionnelle d'ACV de façon assez nette.

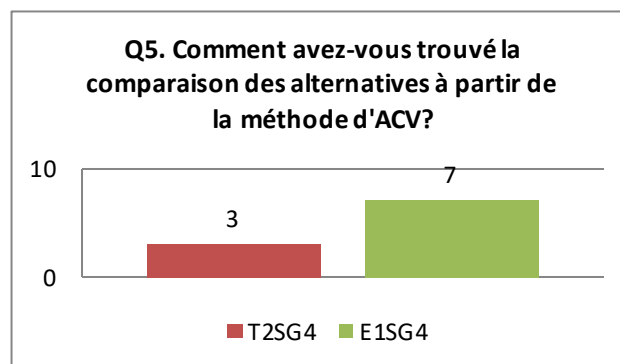


Figure 48. Réponses à la question 5 du groupe 4 témoin et 4 expérimental

Sur les questions 6 et 7, le groupe 4 trouve que la méthode d'ACV « Externality » a suscité légèrement plus de discussions mais surtout plus de débats que l'autre méthode. Toutefois sans savoir sur quel sujet portaient les débats.

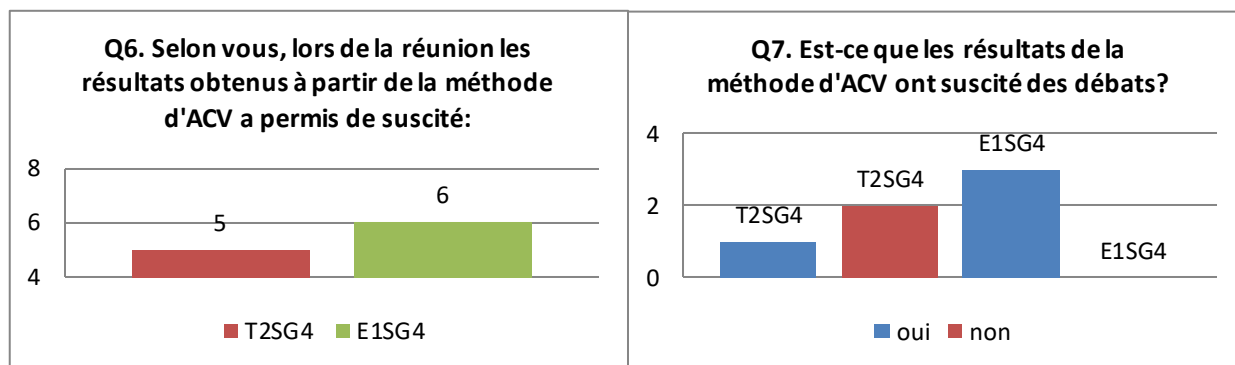


Figure 49. Réponses aux questions 6 et 7 du groupe 6 témoin et 7 expérimental

A la question 9 en donnant aucune voie au « oui » lors de la deuxième session, le groupe ne semble pas avoir atteint une bonne décision et est partagé sur la première session un « oui », un « non » et un « sans opinion ».

1.9.6 Limites du test

La première limite que l'on attribue à ce genre de test est que le « laboratoire » où se déroule ce test, ici le laboratoire d'idées et le living lab de l'UTT, ne reproduisent pas la complexité du monde réel, il n'en est qu'une simplification. D'autre part, la comparaison d'un groupe témoin et d'un groupe expérimental nécessite d'avoir des groupes homogènes. Ainsi il est nécessaire que toute caractéristique pouvant devenir une variable indépendante soit semblable dans les deux groupes. Pour respecter cette contrainte, nous avons demandé aux participants de répondre à un questionnaire profil afin de les répartir dans les groupes de façon homogène. Toutefois, la similitude est rarement et difficilement assurée dans ce genre de test. Les trois dernières comparaisons peuvent être biaisées par le fait que les groupes sont soit soumis à la variable indépendante à la première session ou à la deuxième. Le grand désavantage de cette manipulation est que les participants peuvent avoir de meilleurs résultats lors de la deuxième session non pas en raison de l'effet de la variable indépendante mais parce qu'ils ont compris l'enjeu du test et appris en faisant un premier test.

1.9.7 Conclusion du test

Le tableau ci-dessous permet de récapituler les résultats obtenus par les groupes témoin et les groupes expérimentaux et de tirer des conclusions.

Tableau 11. Synthèse des résultats de l'expérimentation

| | Témoin | | Expérimental | |
|----|---------|------------|--------------|------------|
| | Moyenne | Ecart-type | Moyenne | Ecart-type |
| Q1 | 6,33 | 0,58 | 6,33 | 1,53 |
| Q2 | 2,33 | 1,15 | 4,33 | 3,06 |
| Q3 | 2,33 | 1,15 | 5 | 2,65 |
| Q4 | 6,33 | 1,15 | 4,33 | 2,08 |
| Q5 | 2,67 | 0,58 | 5 | 1,73 |
| Q6 | 5,67 | 1,15 | 7 | 1 |
| Q7 | - | - | - | - |
| Q8 | - | - | - | - |
| Q9 | - | - | - | - |

Au niveau des questions 2 et 3, on peut observer une tendance à travers les résultats de l'ensemble des groupes sauf pour le groupe 4. La majorité des groupes ont trouvé que la méthode d'ACV « Externality » permet de bien se rendre compte des interactions entre le système de produit et le territoire ainsi que des enjeux environnementaux. Toutefois, les résultats sont à relativiser étant donné l'écart type élevé pour ces deux questions. A la question 4, les groupes témoins ont trouvé que les résultats de la méthode d'ACV traditionnelle étaient plus faciles à comprendre comparé à la méthode d'ACV traditionnelle. On observe également une autre tendance à la question 5 sur la comparaison des alternatives. La méthode d'ACV « Externality » se dégage de la méthode d'ACV traditionnelle et permet de comparer plus facilement les alternatives. A la question 6, l'ensemble des groupes trouve que la méthode d'ACV « Externality » suscite davantage de discussions que l'autre méthode. Pour savoir si les discussions portent sur des problèmes de compréhension, de méthode ou sur les résultats de la méthode, il serait intéressant d'établir un schéma de codage et de traiter les enregistrements audio de chacun des groupes. Ce travail peut être réalisé après la thèse.

2. Deuxième test : prise de décision dans une démarche d'écoconception

2.1 Objectif du test et précision des variables

Dans ce deuxième test, il s'agit de tester l'hypothèse dans un processus de prise de décision lors d'une démarche d'écoconception. Ici on teste l'information sur les liens entre les systèmes industriels et les services écosystémiques lors de l'évaluation environnementale du produit tout au long du cycle de vie.

L'hypothèse principale de recherche formulée dans ces travaux se trouve ci-dessous :

Des indicateurs sur les externalités environnementales tirés des interactions entre le cycle de vie du produit et les services écosystémiques aide à la décision dans les processus d'écoconception.

On peut décomposer cette hypothèse en deux variables, à savoir la variable indépendante (cause/explicative) :

Des indicateurs sur les externalités environnementales tirés des interactions entre le cycle de vie du produit et les services écosystémiques...

Et la variable dépendante (effet/explicée) :

...aide à la décision dans les processus d'écoconception.

L'influence de la variable indépendante sur la variable dépendante est mesurée de manière empirique. S'il s'avère qu'il y a influence, l'hypothèse de recherche est corroborée par ce test. Si ce n'est pas le cas, elle est réfutée.

2.2 Instrument de mesure

Les instruments mobilisés comprennent à la fois un questionnaire et des fiches distribués dans les groupes. Les fiches sont distribuées tout au long du processus d'écoconception et permettent de réaliser les évaluations environnementales et de hiérarchiser les impacts environnementaux, les écosystèmes et services écosystémiques puis les processus. En fin de test, un questionnaire est distribué à

chaque participant pour recueillir leur impression sur les évaluations environnementales (Annexe 6).

2.3 Matériel nécessaire au test

Nous n'avons pas eu recours à du matériel spécifique pour ce test. Les groupes étaient disposés dans une salle de cours qui était équipée d'un tableau avec écran blanc et vidéo projecteur.

2.4 Constitution des groupes

Dans ce test les groupes d'étudiants sont déjà constitués au moment où nous entreprenons de faire le test. Ces étudiants suivent l'Unité de Valeur (UV) CS21 à l'UTT, intitulée « conception de systèmes mécaniques complexes ». Ils n'ont auparavant jamais suivi de cours en écoconception. Ils sont 27 étudiants répartis en trois groupes projet avec un produit différent. Le premier groupe dispose d'un automate de Noël, le deuxième d'un nettoyeur de filtre pour piscine et le troisième d'un stylo cintreur type stylo 3D.

2.5 Protocole

Le protocole mis en place lors de ce test est de type « avant-après ». Ce type de protocole consiste à observer en laboratoire un ou plusieurs groupes avant et après la manipulation de la variable indépendante. Dans ce test il n'y a pas de groupe de contrôle et la variable indépendante est introduite après. L'introduction de la variable indépendante a été faite dans la même séance de cours pour éviter que des facteurs viennent fausser les résultats.

Pour mesurer l'effet de la variable, les groupes sont amenés à remplir un questionnaire à la fin de la manipulation.

2.6 Contexte du test

Les groupes d'étudiants sont plongés dans une démarche d'écoconception (Fig. 49). Dans un premier temps il leur est demandé de caractériser les phases du cycle de vie de leur produit, d'identifier les processus dans chacune des phases et de faire un inventaire qualitatif du cycle de vie du produit. Pour chaque processus, ils sont amenés à identifier les flux entrants et les flux sortants.

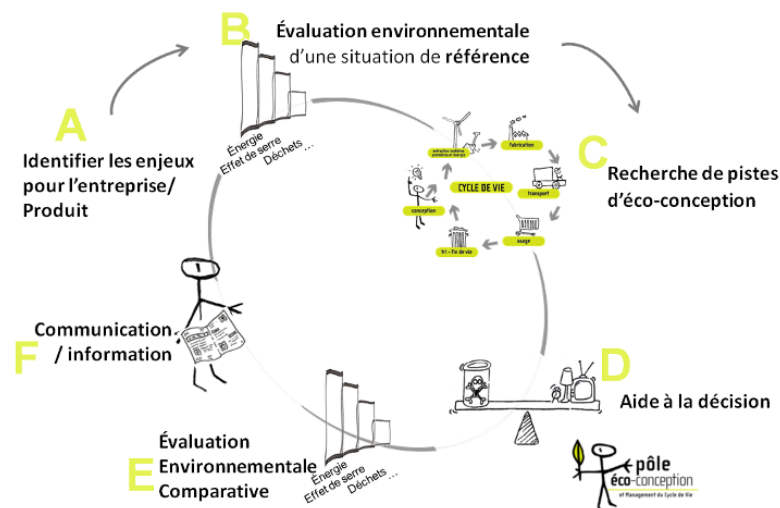


Figure 50. Démarche d'écoconception (source : Pôle écoconception)

Ensuite, les groupes ont été amenés à faire une évaluation environnementale de leur produit pour obtenir une situation de référence ou initiale. Pour chaque processus, les étudiants étaient amenés à faire le lien avec l'environnement et l'écologie.

A partir de cette situation de référence, ils ont été amenés à rechercher des pistes d'écoconception pertinentes à adapter à leur produit. Une fois la piste d'écoconception choisie, les groupes ont réalisé une évaluation environnementale comparative avec la situation de référence pour identifier les éventuels transferts de pollution et s'assurer que le produit soit plus performant sur le point environnemental.

2.7 Déroulement du test

Le test s'est déroulé sur quatre cours de 2 heures chacun. La première heure de chaque cours portait sur la transmission de connaissances et de concepts propres à l'écoconception et la deuxième heure permettait d'appliquer les connaissances et les concepts (Annexe 7). Pour les parties applications, des fiches spécifiques ont été réalisées pour le test. Le tableau 12 présente l'organisation des séances de cours et leur descriptif.

Tableau 12. Organisation des séances de cours

| N° séance | Durée | Contenu de la séance | Supports et instrument de mesure |
|-----------|-------|--|--|
| 1 | 2h | Formation générale à l'écoconception | |
| | | Caractérisation du cycle de vie du produit | |
| 2 | 2h | Formation générale à l'écoconception | Fiche d'identification des flux entrants/sortants |
| | | Identification des flux entrants/sortants des processus | |
| 3 | 2h | Formation à l'évaluation environnementale via les impacts environnementaux | Grille d'évaluation via les impacts environnementaux + fiche hiérarchisation |
| | | Evaluation environnementale initiale | |
| | | Formation à l'évaluation environnementale via les services écosystémiques | Grille d'évaluation via les services écosystémiques + fiche hiérarchisation |
| | | Evaluation environnementale initiale | |
| 4 | 2h | Formation aux pistes d'écoconception et transferts de pollution | Choix entre l'une des deux grilles ci-dessus |
| | | Evaluation environnementale comparative | |
| | | | Distribution d'un questionnaire |

2.7.1 Caractérisation du cycle de vie

Dans la première séance les groupes sont amenés à caractériser l'approche cycle de vie de leur produit (Annexe 8). Ils doivent identifier chacune des phases de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie du produit. Ci-dessous, la figure 50 présente le cycle de vie du produit nettoyeur de filtre proposé par les étudiants.

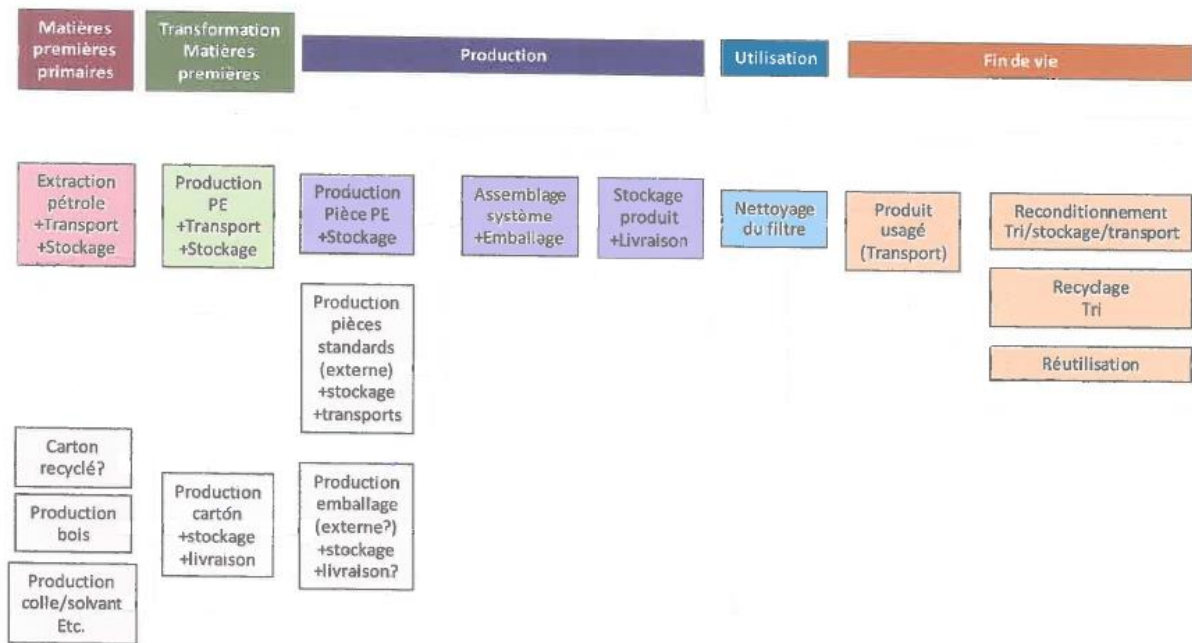


Figure 51. Cycle de vie du produit nettoyeur de filtre

2.7.2 Identification des flux (inventaire du cycle de vie)

La deuxième séance a permis d'identifier les flux entrants et les flux sortants à partir des processus dans chaque phase du cycle de vie. Les groupes devaient à la fois identifier les flux de matière et d'énergie mais également les flux liés aux coproduits, sous-produits connectés à d'autres processus ainsi que les émissions et les déchets rejetés dans l'environnement (Annexe 9). La figure ci-dessous illustre l'exemple de la cintreuse.

①

Type de produit :
Cintreuse

Fiche inventaire de cycle de vie

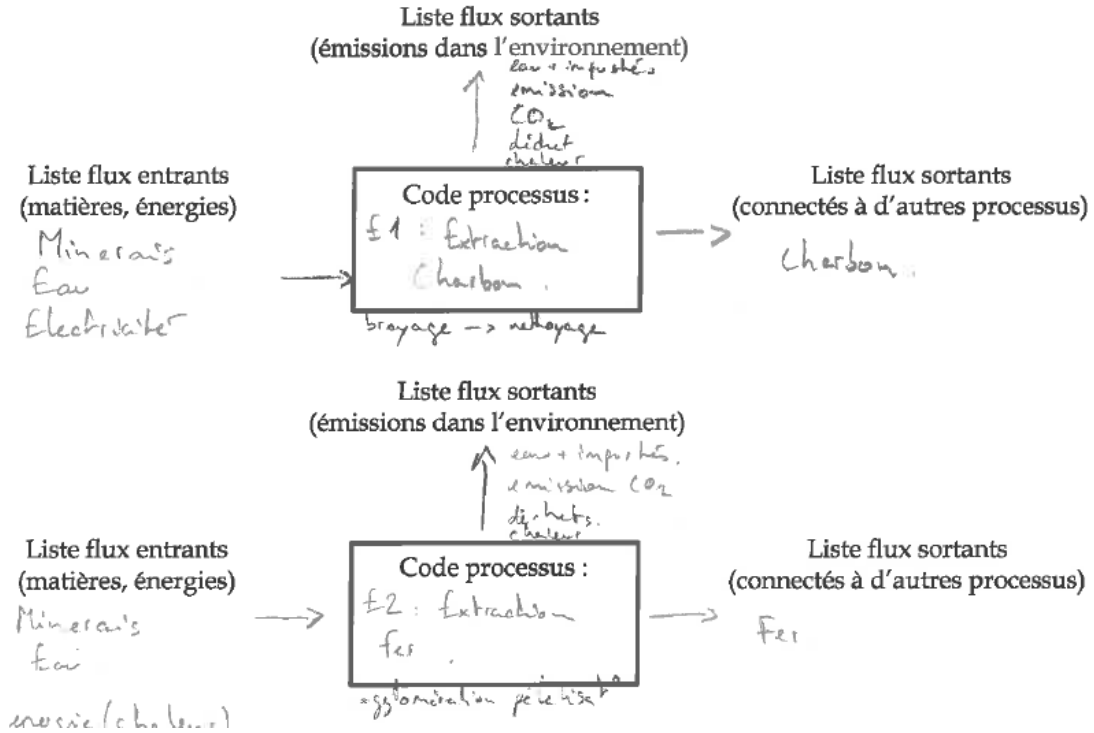


Figure 52. Extraction d'une partie de l'inventaire de cycle de vie du produit cintreuse

2.7.3 Evaluation environnementale initiale

Cette troisième séance est divisée en deux parties. Dans la première partie les groupes disposaient d'un outil d'ACV qualitatif avec les impacts environnementaux traditionnels de l'ACV.

Pour ce faire, les groupes disposaient d'une fiche avec différents impacts environnementaux (ex : changement climatique, eutrophisation, destruction de la couche d'ozone...) et les différents processus et devaient donner un score en fonction de la contribution des processus aux impacts environnementaux (Annexe 10). Le score se décompose de la manière suivante :

- 0 : pas d'influence du processus X à l'impact environnemental Y
- 1 : faible influence du processus X à l'impact environnemental Y
- 2 : forte influence du processus X à l'impact environnemental Y

Tableau 13. Tableau croisé processus/impact environnemental du nettoyeur de filtre

| Code processus | Changement climatique | Eutrophisation | Acidification | Destruction de l'ozone stratosphérique | Formation d'agent photo-oxydant | Epuisement des ressources naturelles | Impact éco toxicologique | Utilisation des terres | |
|----------------|-----------------------|----------------|---------------|--|---------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|------------------------|---|
| M1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 8 |
| M2 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 8 |
| M3 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 5 |
| M4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 5 |
| M5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 8 |
| F1 | 2 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 9 |
| F2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| P1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| P2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 6 |
| P3 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 4 |
| P4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 8 |
| D1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 7 |
| | 15 | 3 | 10 | 6 | 8 | 12 | 9 | 8 | |
| | 21 | 4 | 14 | 6 | 15 | 19 | 19 | 11 | |

Une fois la fiche remplie, une deuxième était distribuée pour hiérarchiser les impacts environnementaux et les processus (Annexe 11). C'est à partir de cette fiche que les pistes d'écoconception devaient émaner en se focalisant sur les processus et les impacts les plus importants.

Tableau 14. Hiérarchisation des impacts environnementaux et processus du nettoyeur de filtre

Type de produit : Nettoyeur Filtre Piscine

| Classement | Type d'impact environnemental | Score |
|------------|--------------------------------------|-------|
| 1 | Changement climatique | 21 |
| 2 | Epuisement des ressources naturelles | 19 |
| 3 | Formation d'agent photo-oxydant | 15 |
| 4 | Acidification | 14 |
| 5 | Impact éco toxicologique | 14 |
| 6 | Utilisation des terres | 11 |
| 7 | Destruction de l'ozone | 6 |
| 8 | Eutrophisation | 4 |

| Classement | Processus | Score |
|------------|------------------------|-------|
| 1 | F1 : Prod. PF | 9 |
| 2 | M1 : Extrac. pétrole | 8 |
| 3 | M2 : Raffinage pétrole | 8 |
| 4 | P3 : prod. boite | 8 |
| 5 | M3 : prod. colle | 8 |
| 6 | F3 | 7 |
| 7 | D1 | 7 |
| 8 | U1 | 7 |
| 9 | F2 | 7 |
| 10 | P1 | 6 |
| 11 | M3 | 5 |
| 12 | M4 | 5 |
| 13 | F1 | 5 |
| 14 | F4 | 4 |
| 15 | P2 | 4 |
| 16 | F2 | 3 |
| 17 | F2 | 2 |
| 18 | P4 | 1 |

Produit initial (référence)

Dans une deuxième partie de séance, la variable indépendante est introduite. L'idée est de faire le même exercice mais cette fois-ci avec l'objectif d'identifier les liens entre les flux entrant sortant des processus avec les services écosystémiques (Annexe 12).

Tableau 15. Tableau croisé processus/services écosystémiques de la cindreuse

| Code processus | Impact Qualité de l'eau douce | Habitat naturel | Pollinisation | Disponibilité en eau douce | Purification de l'eau | Régulation des inondations | |
|----------------|----------------------------------|-----------------|---------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|---|
| E1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 |
| F2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 |
| F3 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 |
| E4 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 |
| F5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 |
| E6 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 |
| P1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| P2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| P3 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| P6 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 6 |
| P5 | 2 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 | 7 |
| P11 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Ensuite, une deuxième fiche a permis de hiérarchiser les processus qui interagissent avec les services écosystémiques pour identifier ceux avec lesquels il y a le plus de liens (Annexe 13).

Tableau 16. Hiérarchisation des services écosystémiques et processus de la cintreuse

Type de produit :

| Classement | Type de service écosystémique | Score |
|------------|-------------------------------|-------|
| 1 | Habitat naturel | 27 |
| 2 | qualité eau douce | 26 |
| 3 | purification eau | 21 |
| 4 | disponibilité eau douce | 16 |
| 5 | Pollinisation | 13 |
| 6 | Régulation climatique | 6 |
| 7 | | |
| 8 | | |
| 9 | | |
| 10 | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

| Classement | Processus | Score |
|------------|-----------|-------|
| 1 | P16 | 9 |
| 2 | E1 | 8 |
| 3 | E2 | 8 |
| 4 | E3 | 8 |
| 5 | E4 | 8 |
| 6 | E6 | 7 |
| 7 | P5 | 7 |
| 8 | E5 | 6 |
| 9 | P2 | 6 |
| 10 | P17 | 5 |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

Produit initial (référence)

2.7.4 Pistes d'écoconception et évaluation environnementale comparative

La dernière séance a porté sur les pistes d'écoconception et l'évaluation environnementale comparative de leur solution. Les étudiants étaient libres de choisir entre la ou les pistes d'écoconception qu'ils trouvaient les plus pertinentes à adapter à leur produit.

Lorsque les pistes d'écoconception étaient choisies, les groupes étaient amenés à implémenter ces pistes sur leur produit initial en listant les pistes ou en faisant un schéma de la ou des solutions à mettre en place.

Le groupe « automate » a par exemple proposé cinq points (Fig. 52).

- Remplacer la « bourre » actuellement en fibre PET par de la fibre naturelle type laine ou autres qui sera biodégradable.
- Remplacer la peluche classique par une peluche issue de produits recyclés (bouteilles)
- S'assurer que les métaux utilisés proviennent d'un cycle fermé (de recyclage)
- Ne plus faire de cycle long et continu mais des séquences => économie d'énergie et du matériel => durée de vie plus longue.
- Penser à utiliser le plus de composants du même matériau pour recycler en diminuant le nombre d'étape et le temps.

Figure 53. Pistes d'écoconception pour l'automate

Le groupe cintreuse a proposé deux pistes d'écoconception. Une première piste sur l'optimisation de la matière en réduisant la forme du plateau et en lui donnant une forme plus profilée. Cela permet de réduire la quantité de matière utilisée et par conséquent la masse du produit qui peut permettre de diminuer les émissions de CO₂ lors des phases de transport.

La deuxième piste d'écoconception proposée par le groupe est de changer le moteur 2 par une poignée actionnant le mécanisme de cintrage. Ceci réduit la consommation d'énergie lors de la phase d'utilisation de la cintreuse.

Conception initiale

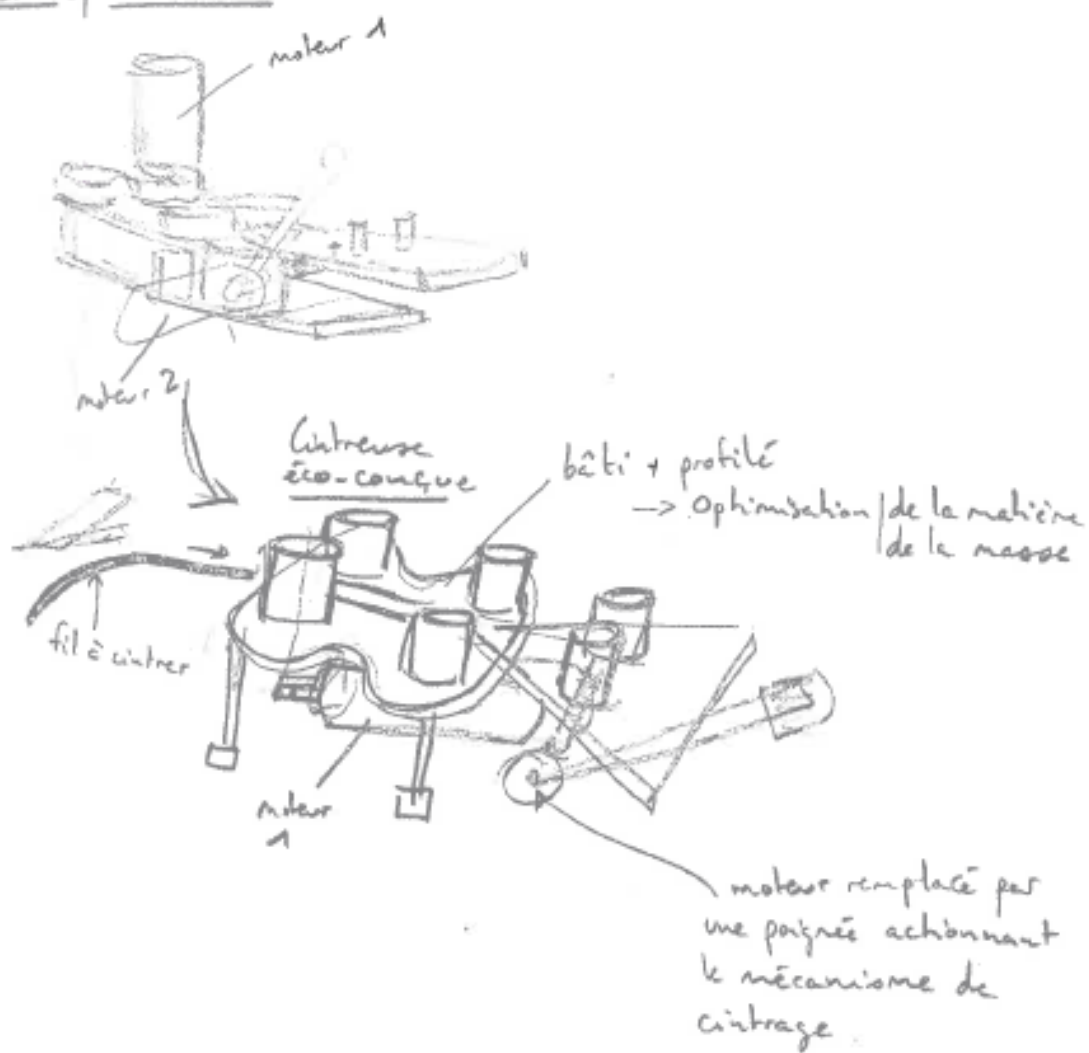


Figure 54. Proposition d'une cintreuse éco conçue

Le groupe nettoyeur de filtre propose deux solutions à mettre en place à son produit initial. Tout d'abord de réduire la matière sur une pièce du nettoyeur de filtre afin d'alléger le produit (figure 54).

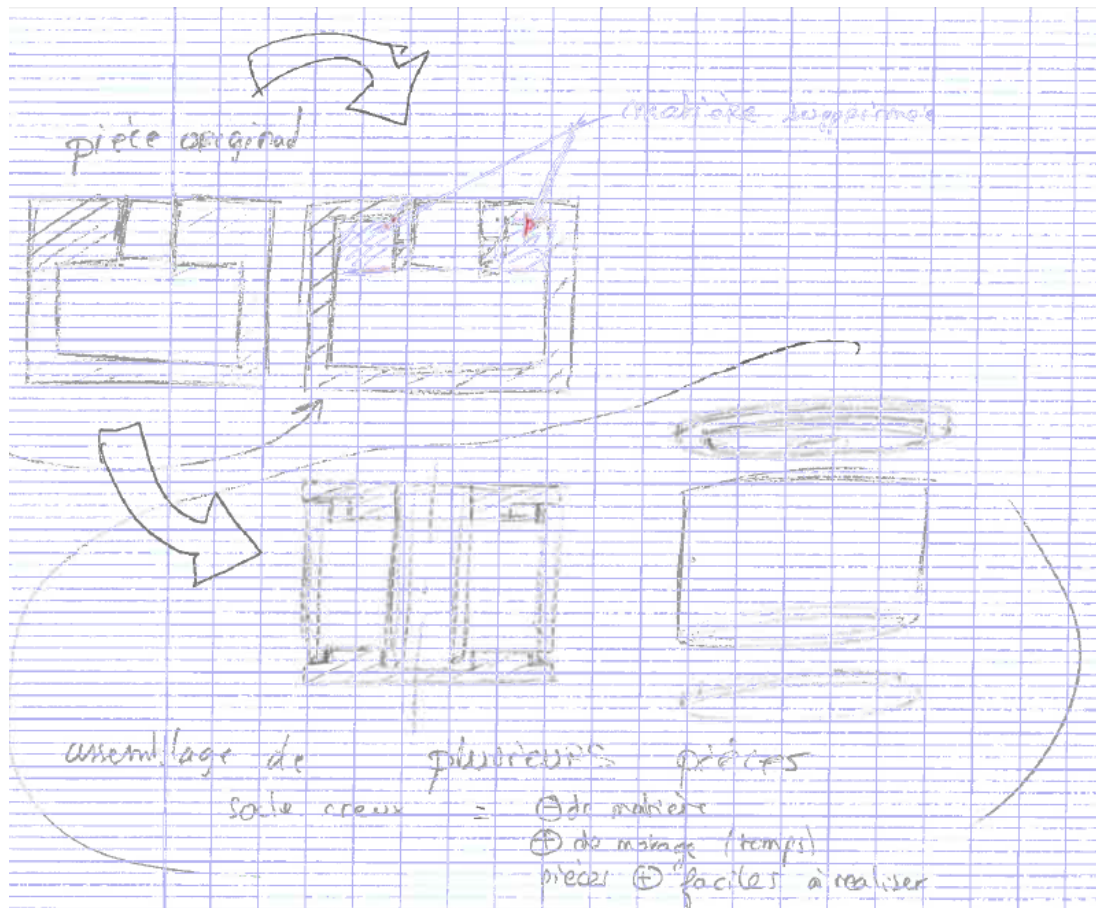


Figure 55. Proposition d'un nettoyeur de filtre éco conçu (1)

La deuxième solution consiste à changer la cloche rigide de protection par une protection flexible de type bâche. Cette solution permet aussi d'alléger le produit (figure 55).

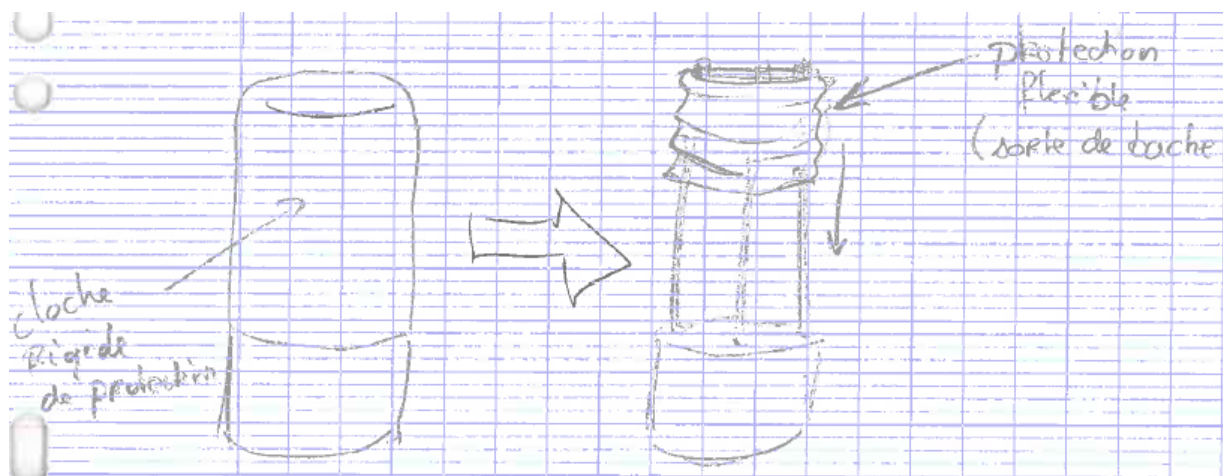


Figure 56. Proposition d'un nettoyeur de filtre éco conçu (2)

Afin de s'assurer que les solutions proposées pour l'écoconception soient meilleures que la situation initiale, une évaluation comparative est effectuée. Dans le cadre du test, une fiche « impacts environnementaux et services écosystémiques » ont été distribuées à chacun des groupes. Libre à eux de choisir la fiche qu'ils préféreraient pour réaliser leur évaluation environnementale comparative. Le choix de la fiche est déterminant et révélait quelle est l'indicateur avec lequel ils se sentent à l'aise pour décider ou non que leur produit éco conçu est mieux que le produit initial.

Et enfin, à la fin de la séance, un questionnaire était distribué à tous les participants pour recueillir leur impression sur les différentes évaluations environnementales. Ce questionnaire avait pour but de collecter des données qui permettent de valider ou non si la variable indépendante a une influence sur la variable dépendante.

2.8 Traitement des données

Les données recueillies lors de ce test l'ont été par l'intermédiaire du questionnaire distribué à la dernière séance. Le choix de la fiche pour réaliser l'évaluation environnementale comparative est également une donnée importante à traiter.

Une liste de quatre questions a été posée à chacun des membres des trois groupes avec un choix de réponse. Le traitement des réponses a été réalisé à l'aide d'un système d'attribution de points pour chaque réponse.

2.9 Interprétation des résultats

A la question sur la compréhension de la consigne, les trois groupes ont obtenu un score reflétant qu'ils ont relativement bien compris ce qu'il leur était demandé. Les groupes travaillant sur l'automate et le nettoyeur de filtre ont obtenu un score de 8 points sur un maximum de 12. L'autre groupe a obtenu un score de 12 sur un maximum de 15 points.

Les deux questions suivantes portaient sur la compréhension des approches proposées aux trois groupes pour réaliser une évaluation environnementale initiale. La deuxième question portait sur la compréhension de l'approche par les impacts environnementaux et la troisième sur l'approche par les écosystèmes et les services écosystémiques.

A la question 2, le groupe automate a reçu 9 points alors qu'il en a reçu que 5 à la question 3. Ceci ne permet pas de conclure très nettement mais permet tout de même

de dire que l'approche par les impacts environnementaux a été mieux comprise que l'approche par les écosystèmes et services écosystémiques.

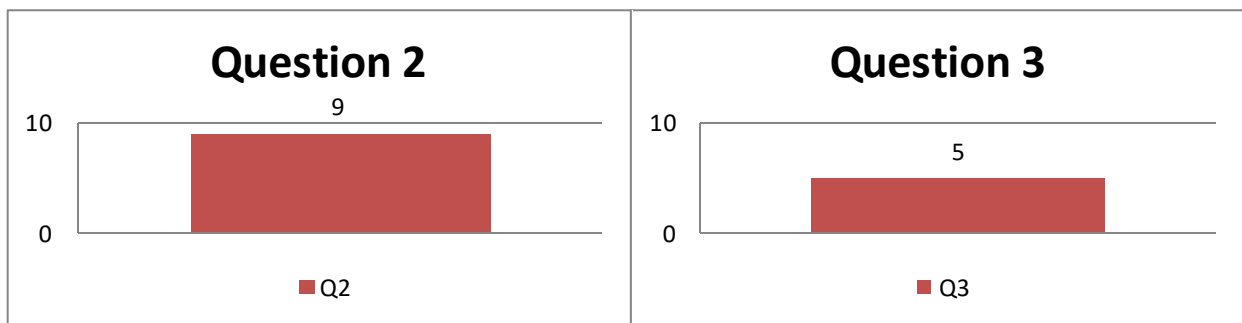


Figure 57. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe automate

Aux mêmes questions, le groupe cintreuse semble avoir compris les deux approches avec respectivement 12 points à la question 2 et 10 points à la question 3. Toutefois, l'approche par les impacts environnementaux devance celle par les écosystèmes et les services écosystémiques de quelques points.

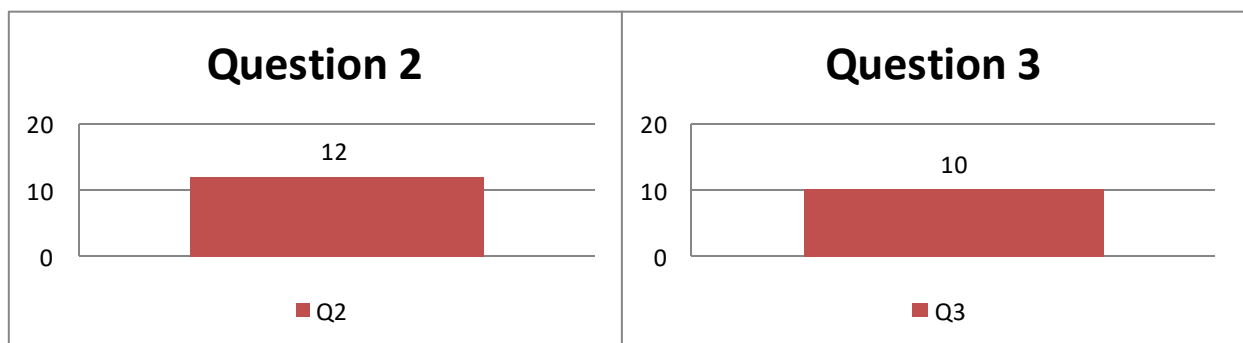


Figure 58. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe cintreuse

Quant aux groupes nettoyeur de filtre, il a obtenu le même score à chacune des questions que le groupe automate avec un score de 9 points à la question 2 et un score de 5 points à la question 3.

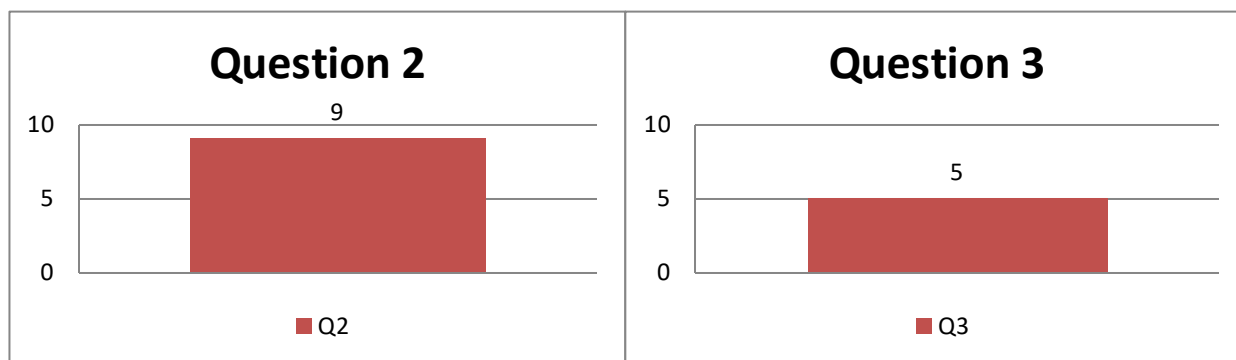


Figure 59. Réponses aux questions 2 et 3 du groupe nettoyeur de filtre

A la question 4, chaque groupe a répondu différemment. Il s'avère difficile de pouvoir interpréter les résultats.

2.10 Limites du test

Le niveau de connaissance environnementale des étudiants peut venir biaiser ce test. En effet, il aurait été intéressant d'évaluer leur niveau de connaissance environnementale avant le test pour s'assurer qu'il n'y est pas d'influence pour une approche plutôt qu'une autre. Les supports de cours peuvent être aussi un facteur influençant le test. Il est possible que la présentation par l'approche des impacts environnementaux ait été plus simple à comprendre, plus limpide que la présentation sur les écosystèmes et les services écosystémiques. Pour le savoir, une question aurait pu être ajoutée au questionnaire.

Quant au questionnaire, c'est un instrument de mesure intéressant assez facile à mettre en œuvre mais il ne permet pas d'aller en profondeur. En effet, les résultats obtenus avec les réponses des étudiants donnent envie d'aller plus loin. Cela pourrait être réalisé en effectuant des entrevues avec chacun des étudiants pour explorer ce qui les a amenés à choisir telle ou telle réponse. Ces entrevues peuvent également permettre d'explorer au-delà de la vision du chercheur qui a préparé le questionnaire. Le questionnaire est le reflet de la vision du chercheur qui n'est pas universel. Par l'intermédiaire de l'entrevue, il est possible d'aller au-delà du questionnaire en explorant la vision d'autres sujets.

2.11 Conclusion

Dans ce test, l'idée était de tester si la variable indépendante a une influence sur la variable dépendante. Suite aux résultats obtenus, nous pouvons conclure que la variable indépendante n'a pas d'influence sur la variable dépendante. Ceci s'explique

soit par une mauvaise compréhension du concept de service écosystémique par les étudiants jugé trop complexe ou encore peu adapté à un processus d'écoconception. Pour la suite, il serait intéressant de réaliser à nouveau ce test cette fois-ci avec des personnes utilisant l'écoconception au quotidien pour avoir leur retour sur cette nouvelle approche.

Conclusion et perspectives

Ce travail de thèse avait pour objectif de proposer un indicateur d'impact des systèmes industriels sur les services écosystémiques au niveau local et de tester si cet indicateur aide les décideurs à prendre en compte les externalités environnementales dans les processus de décisions. Pour cela, le travail de recherche s'est orienté vers la prise en compte des services écosystémiques dans la méthodologie d'ACV pour développer une approche d'aide à la décision à destination des décideurs privés et publics.

5.1 Synthèse

La revue de littérature a porté dans un premier temps sur le concept d'Écologie Industrielle (EI) et la prise de décisions. A travers la revue de la littérature il est apparu que la théorie de l'EI est principalement issue des sciences naturelles et de l'ingénieur. Ainsi l'information apportée aux décideurs dans les processus de décisions est principalement focalisée sur l'étude physique des flux de matière et d'énergie. Nous considérons que l'information semble peu pertinente pour interpeler des décideurs en entreprise et politique publique.

Par conséquent, nous nous sommes intéressés aux travaux qui ouvrent les « frontières » de l'EI et vont au-delà de son champ disciplinaire historique. La revue de la littérature s'est tournée vers des travaux faisant intervenir les sciences économiques. Par la suite, nous avons trouvé des travaux faisant le lien entre l'EI et l'économie écologique. Le caractère original du rapprochement entre ces deux concepts nous a donné envie de positionner nos travaux à l'intersection entre ces domaines de recherche.

Le concept d'externalité environnementale a constitué un point de convergence original entre les champs de l'EI et l'économie écologique. Certains travaux nous ont orientés vers les liens entre les externalités environnementales et la prise de décisions. C'est le cas des travaux de Hond (2000) et O'Rourke, Connelly, and Koshland (1996) dans le champ de l'EI et ceux de van den Bergh (2012) et Bithas (2011) dans le champ de l'économie écologique. Les travaux de ces chercheurs soulignent que les décideurs, les développeurs de produits et les consommateurs prendraient différentes décisions s'ils avaient l'information leur permettant d'évaluer les conséquences environnementales de leurs choix et s'ils avaient à payer les prix

correspondant aux valeurs monétaires des externalités liés à l'utilisation de l'énergie et de la matière.

A partir de ce constat, la revue de la littérature a porté sur l'ACV et les travaux qui ont été développés pour évaluer les externalités environnementales. L'ensemble de ces travaux se positionnent dans l'ACV traditionnelle dans le sens où ils calculent des impacts potentiels généralisables. Pour pouvoir obtenir une information sur les conséquences environnementales et les valeurs monétaires des externalités, nous avons focalisé l'état de l'art sur l'ACV et le concept de service écosystémique. Nous avons référencé les travaux prenant en compte les services écosystémiques dans l'ACV. A travers la comparaison de ces travaux, selon plusieurs critères, nous avons pu dégager notre proposition. Cette proposition porte sur la prise en compte des services écosystémiques dans l'ACV au niveau local.

Cette proposition a été développée et illustrée sur un cas d'étude industriel pour démontrer sa faisabilité. L'objectif de cette illustration a été de comparer les externalités environnementales générées par la phase de formulation de deux détergents dont un avec une formulation traditionnelle et l'autre avec une formulation éco-conçue. Ce cas d'étude repose sur l'hypothèse que les étapes de la formulation des détergents ont lieu sur un même territoire. La modélisation des conséquences environnementales et des externalités générées par les phases de formulation du produit ont nécessité le développement de deux modèles bioéconomiques de service écosystémique au niveau d'un écosystème aquatique.

Dans une dernière étape, les hypothèses de la thèse ont été soumises à un processus de validation expérimentale dans deux contextes différents de prise de décisions. Dans le premier contexte, il s'agissait de tester la proposition dans un processus de décisions au niveau opérationnel et multi acteur avec des groupes de doctorants et des étudiants du master IMEDD de l'UTT. Sous forme d'un jeu d'acteurs, ce test avait pour objectif de tester la pertinence des indicateurs issue de deux évaluations environnementales dans le choix des décideurs. La première évaluation était issue d'une ACV traditionnelle et l'autre de notre proposition. Les évaluations environnementales portaient sur trois alternatives à un produit initial d'une entreprise.

Le deuxième contexte de prise de décisions se situait dans un contexte de développement d'un produit avec des groupes d'étudiants en cursus de branche à l'UTT issus de la conception mécanique. Ce test avait pour objectif de tester la proposition dans une démarche d'éco conception. Pour cela à l'étape d'évaluation environnementale initiale du produit, les groupes d'étudiants ont testé deux

approches différentes. Une première approche avec une ACV traditionnelle qualitative et une deuxième approche avec une ACV qualitative issue de notre proposition. Après avoir fait une évaluation environnementale de leur produit initiale, chacun des groupes devait choisir des pistes d'éco conception et faire une évaluation environnementale comparative en choisissant une des deux approches. A la fin des deux expérimentations un questionnaire était distribué pour mesurer l'influence de la variable indépendante sur la variable dépendante.

5.2 Apport/contribution de la recherche

Cette thèse s'est intéressée en particulier à la prise en compte des externalités environnementales dans les processus de décision. Nous avons cherché à mieux comprendre quelles sont les interactions entre le cycle de vie d'un produit et les services écosystémiques au niveau local au moyen de la méthodologie d'Analyse de cycle de vie. Cette recherche contribue ainsi à l'apport de nouveaux indicateurs d'ACV sur les externalités environnementales. Contrairement aux approches existantes que l'on peut qualifier de globales, notre approche propose des indicateurs d'impact des systèmes industriels sur les services écosystémiques au niveau local. Ces indicateurs sont également basés sur l'idée que la biodiversité n'est pas indépendante des services écosystémiques.

A partir de l'hypothèse de départ, nous avons cherché à comprendre l'utilité de ces indicateurs dans les processus décisionnels. Nous avons constaté que dans la première validation expérimentale, ces indicateurs étaient plus pertinents pour la décision comparé à des indicateurs d'ACV traditionnelle. Quant à la deuxième validation expérimentale, nous avons constaté que ces indicateurs étaient moins pertinents que les indicateurs d'ACV traditionnelle.

5.3 Limites de la recherche

L'approche développée prend en compte les services écosystémiques dans l'ACV au niveau local. Ceci nécessite de développer des modèles qui prennent en compte les caractéristiques biophysiques d'un écosystème mais également les aspects monétaires de ces changements biophysiques à l'aide d'une modélisation microéconomique. Jusqu'à présent ce type de modèle est encore très peu développé pour différents types de perturbation et écosystème. De plus, la modélisation à ce niveau spatial est très complexe et nécessite de comprendre les modifications dans les cycles biogéochimiques, les services écosystémiques et les avantages associés. L'échelle temporelle est également un paramètre important à prendre en compte

dans la modélisation. Ici, l'aspect temporel se résume au niveau d'une année alors qu'il serait plus réaliste d'avoir un degré temporel plus petit.

Au niveau de la validation expérimentale, deux tests ont été réalisés pour corroborer ou réfuter l'hypothèse de départ. Ces tests se sont appuyés sur deux types d'expérimentation. Le premier type a consisté à manipuler la variable indépendante de manière à mesurer son influence sur la variable dépendante. Plusieurs groupes ont été observés en laboratoire. Ces groupes ont été à la fois de contrôle et groupe expérimental réparti en deux sessions. Par conséquent dans certains cas la variable était introduite avant et dans d'autres cas après. Dans certains cas, les groupes pouvaient avoir de meilleurs résultats car ils avaient déjà effectué le test une fois et connaissait son déroulement. De plus, l'instrument de mesure utilisé dans ces expérimentations était le questionnaire fermé. Ce type de questionnaire a des limites. L'une des premières est qu'il ne peut pas aller en profondeur et se contente d'obtenir des réponses plutôt superficielles. Le degré de liberté de l'enquêteur est restreint puisqu'il se contente de remettre le questionnaire à l'enquêté. Quant au degré de liberté de l'enquêté, il se limite aux choix de réponse du questionnaire.

5.4 Perspectives de la recherche

L'approche développée dans ces travaux de thèse n'a pour le moment été testée sur un cas d'étude industriel illustratif. Il pourrait être envisageable de tester cette approche avec des cas d'étude industriels réels. De plus, il peut être envisagé de tester la généralité de l'approche en l'appliquant sur des cas d'étude agricoles.

5.4.1 *Modèles bioéconomiques*

L'approche s'appuie sur des modèles bioéconomiques de service écosystémique au niveau d'un écosystème ou groupe d'écosystème. Dans cette thèse, deux modèles ont été développés pour illustrer l'approche et démontrer sa faisabilité. Des développements supplémentaires de modèles bioéconomiques de service écosystémique sont nécessaires pour connaître les compromis entre les différents services écosystémiques. Le développement de ce type de modèle peut nécessiter des projets de thèses avec des profils de doctorants interdisciplinaires. En effet, le développement de ce type de modèle nécessite des connaissances en écologie, en économie et en modélisation.

5.4.2 Prolongement des travaux

L'information sur les externalités environnementales obtenue à partir de cette approche pourrait être testée pour vérifier si ce type d'information peut favoriser l'adoption plus large des services écosystémiques dans les processus de décisions. L'idée peut être de comparer plusieurs outils à partir d'une ou plusieurs études de cas et d'apporter ces différentes informations dans un processus de décisions avec des groupes de décideurs. Dans le cadre de la thèse, l'information sur les externalités environnementales n'a pas été testée auprès de consommateurs. Cette voie peut être explorée dans le cadre d'un projet de thèse avec un panel de consommateurs.

5.4.3 Déploiement des travaux

A partir des démonstrateurs développés pour illustrer et démontrer la faisabilité de la proposition, il peut être envisagé de lancer le développement d'un outil d'aide à la décision. Cet outil d'aide à la décision peut être adapté pour l'utilisation en entreprise, dans des collectivités territoriales ou par des Organisations Non Gouvernementales (ONG). Cet outil pourrait être à la fois qualitatif et quantitatif. Un outil qualitatif peut permettre dans un premier temps de sensibiliser et faire prendre conscience les décideurs du lien de leurs activités de production avec les services écosystémiques. Dans un deuxième temps, un outil quantitatif peut être développé pour des entreprises qui souhaitent aller plus loin dans la démarche et se munir d'un système d'information en interne. Il pourrait ainsi éclairer les décideurs dans leur choix de conception, d'approvisionnement et de technologies encourageant la préservation des services écosystémiques et limitant les externalités environnementales sur les territoires avec lesquels elles sont en interaction.

5.4.4 Remise en cause des travaux

Une autre idée qui n'a pas été exploitée est de tester si des indicateurs géographiques des systèmes industriels sur les services écosystémiques au niveau local obtenus à partir de l'ACV peuvent aider à la décision. Ceci nécessite d'utiliser des modèles géographiques de services écosystémiques au niveau local. Ce type de modèle existe mais n'a pour le moment pas été connecté avec l'ACV. Ce travail peut être envisagé dans la suite de la thèse. Parmi ce type de modèle on peut citer InVEST qui est développé dans le cadre du Natural Capital Project.

Références

- Ahlroth, Sofia et al. 2011. "Weighting and Valuation in Selected Environmental Systems Analysis Tools - Suggestions for Further Developments." *Journal of Cleaner Production* 19: 145-56.
- Allen, David. 2000. "A Set of Core Principles and Tools?" *Journal of Industrial Ecology* 4(4): 1-2.
- Allenby, Braden R. 1999. "Culture and Industrial Ecology." *Journal of Industrial Ecology* 3(1): 2-4.
- — —. 2006. "The Ontologies of Industrial Ecology?" *Progress in Industrial Ecology* 3(1-2): 28-40.
- Andrews, Clinton J. 2001. "Building a Micro Foundation for Industrial Ecology." *Journal of Industrial Ecology* 4(3): 35-51.
- Anthony, Robert N, and Jean-Loup Ardoin. 1993. *La Fonction Contrôle de Gestion*. Publi-Union.
- Arbault, Damien et al. 2013. "Integrated Earth System Dynamic Modeling for Life Cycle Impact Assessment of Ecosystem Services." *Science of the total environment* 472: 262-72.
- Aronson, J et al. 1995. "Restauration et Réhabilitation Des Écosystèmes Dégradés En Zones Arides et Semi-Arides. Le Vocabulaire et Les Concepts." In *L'homme Peut-Il Refaire Ce Qu'il a Défait?*, eds. R Pontanier et al. Paris: John Libbey Eurotext, 11-29.
- Arrows, K. 1976. *Les Limites de L'organisation*.
- Ash, Neville et al. 2010. *Human Well-Being Ecosystems and Human Well-Being: A Manual for Assessment Practitioners*.
- Ayres, Robert U, and Leslie W Ayres. 2002. *A Handbook of Industrial Ecology*. ed. Edward Elgar.
- Ayres, Robert U, and Allen V Kneese. 1969. "Production, Consumption, and Externalities." *American Economic Review* 59(3): 282-97.
- Bare, J, P Hofstetter, DW Pennington, and HA Udo de Haes. 2000. "Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits." *International Journal of Life Cycle Assessment* 5(6): 319-26. <http://link.springer.com/article/10.1007/BF02978665> (November 21, 2014).
- Bare, Jane C., and Thomas P. Gloria. 2008. "Environmental Impact Assessment Taxonomy Providing Comprehensive Coverage of Midpoints, Endpoints, Damages, and Areas of Protection." *Journal of Cleaner Production* 16(10): 1021-35.

- Bare, Jane C., Patrick Hofstetter, David W. Pennington, and Helias A. Udo de Haes. 2000. "Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5(6): 319–26.
- Bateman, Ian J. et al. 2011. "Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments." *Environmental and Resource Economics* 48(2): 177–218.
- Beck, Tabea et al. 2011. *9 Cycle Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report*. Fraunhofer, Stuttgart, Germany.
- Benyus, Janine M. 1997. *Biomimicry*. William Morrow New York.
- van den Bergh, J. 2007. "Sustainable Development in Ecological Economics." *Handbook of sustainable development*: 63.
- — —. 2010. "Externality or Sustainability Economics?" *Ecological Economics* 69(11): 2047–52.
- — —. 2012. "What Is Wrong with 'externality'?" *Ecological Economics* 74: 1–2.
- — —. 2013. "Robert Ayres, Ecological Economics and Industrial Ecology." *Environmental Innovation and Societal Transitions* 9: 1–7.
- van den Bergh, J, and Marco Janssen. 2004. *Economics of Industrial Ecology: Materials, Structural Change, and Spatial Scales*. Cambridge: MIT Press.
- van Berkel, René, Esther Willems, and Marije Lafleur. 1997. "Development of an Industrial Ecology Toolbox for the Introduction of Industrial Ecology in Enterprises." *Journal of Cleaner Production* 5(1): 11–25.
- Bithas, Kostas. 2011. "Sustainability and Externalities: Is the Internalization of Externalities a Sufficient Condition for Sustainability?" *Ecological Economics* 70(10): 1703–6.
- Boardman, Anthony E, David H Greenberg, Aidan R Vining, and David L Weimer. 2006. "Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice."
- Bommelaer, Olivier, and Jérémy Devaux. 2011. "Coûts Des Principales Pollutions Agricoles de L'eau." *Études & documents CGDD* 52: 34.
- Boons, F.A.A., and L.W. Baas. 1997. "Types of Industrial Ecology: The Problem of Coordination." *Journal of Cleaner Production* 5(1-2): 79–86.
- Boumans, Roelof et al. 2002. "Modeling the Dynamics of the Integrated Earth System and the Value of Global Ecosystem Services Using the GUMBO Model." *Ecological Economics* 41(3): 529–60.
- Boyd, James, and Spencer Banzhaf. 2007. "What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units." *Ecological Economics* 63(2-3): 616–26.
- Brandão, Miguel, and Llorenç Milà Canals. 2013. "Global Characterisation Factors to Assess Land Use Impacts on Biotic Production." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(6): 1243–52. <http://link.springer.com/10.1007/s11367-012-0381-3> (January 10, 2014).
- Bruel, Aurélien, Nadège Troussier, Bertrand Guillaume, and Natalia Sirina. 2016.

- "Considering Ecosystem Services in Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Externalities." In *Procedia CIRP*, Elsevier B.V., 382–87.
- Brunner, Paul H. 2002. "Beyond Materials Flow Analysis." *Journal of Industrial Ecology* 5(1): 3–5.
- Cao, Viêt, Manuele Margni, Basil D. Favis, and Louise Deschênes. 2015. "Aggregated Indicator to Assess Land Use Impacts in LCA Based on the Economic Value of Ecosystem Services." *Journal of Cleaner Production* 94: 56–66.
- Carpenter, Stephen R et al. 2009. "Science for Managing Ecosystem Services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(5): 1305–12.
- CGDD. 2014. *E&D Les Coûts Écologiques Non Payés Relatifs Aux Émissions Dans L'air*.
- Chertow, Marian R. 2000. "Industrial Symbiosis: Literature and Taxonomy." *Annual review of energy and the environment* 25(1): 313–37.
- Cleveland, Cutler J. 1999. *Biophysical Economics: From Physiocracy to Ecological Economics and Industrial Ecology*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Compton, Jana E et al. 2011. "Ecosystem Services Altered by Human Changes in the Nitrogen Cycle: A New Perspective for US Decision Making." *Ecology letters* 14(8): 804–15.
- Costanza, Robert. 1989. "What Is Ecological Economics?" *Ecological Economics* 1(1): 1–7.
- — —. 1991. "Ecological Economics: A Research Agenda." *Structural Change and Economic Dynamics* 2(2): 335–57.
- — —. 1997. "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital." *Nature* 387(6630): 253–60.
- Daily, Gretchen. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press.
- Daily, Gretchen C, and Pamela a Matson. 2008. "Ecosystem Services: From Theory to Implementation." In *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, , 9455–56.
- Le Dain, Marie-Anne, Eric Blanco, and Joshua David Summers. 2013. "Assessing Design Research Quality : Investigating Verification and Validation Criteria." *ICED13: 19th International Conference on Engineering Design* (August): 1–10.
- Dekoninck, Elies A et al. 2016. "Defining the Challenges for Ecodesign Implementation in Companies: Development and Consolidation of a Framework." *Journal of Cleaner Production* 135: 410–25.
- Dewaele, Joost, Rana Pant, and Diederik Schowanek. 2006. Comparing the environmental burdens of home laundry detergent products and laundry habits in France 1998-2006 *Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of Ariel "Actif À Froid" (2006), a Laundry Detergent That Allows to Wash at Colder Wash Temperatures, with Previous Ariel Laundry Detergents (1998, 2001)*.

- Duchin, Faye, and Edgar Hertwich. 2003. "Industrial Ecology." *Online Encyclopaedia of Ecological Economics* (Watanabe 1972): 1-12. www.ecoeco.org/publica/encyc.htm (February 26, 2015).
- Ehrenfeld, John, and Nicholas Gertler. 1997. "Industrial Ecology in Practice: The Evolution of Interdependence at Kalundborg." *Journal of Industrial Ecology* 1(1): 67-79.
- Ehrenfeld, John R. 1997. "Industrial Ecology: A Framework for Product and Process Design." *Journal of Cleaner Production* 5(1-2): 87-95.
- Ehrlich, P. R., and AH. Ehrlich. 1981. "Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species."
- Ellen MacArthur Foundation. 2012. "Towards the Circular Economy: An Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition." : 4-8. <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-a-circular-economy-business-rationale-for-an-accelerated-transition> (May 6, 2015).
- — —. 2013. "Towards the Circular Economy: Opportunities for the Consumer Goods Sector." : 1-112. <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-the-circular-economy-vol-2-opportunities-for-the-consumer-goods-sector> (May 6, 2015).
- — —. 2014. "Towards the Circular Economy: Accelerating the Scale-up across Global Supply Chains." <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-the-circular-economy-vol-3-accelerating-the-scale-up-across-global-supply-chains> (May 6, 2015).
- Erkman, Suren. 2004. 1999 *Biofutur Vers Une Écologie Industrielle*.
- European Commission. 2015. 398 COM (2015) *Closing the Loop - An EU Action Plan for the Circular Economy*.
- Finnveden, Goran et al. 2002. "Normalization, Grouping and Weighting in Life Cycle Impact Assessment." *Life-cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practise*. SETAC Press, Pensacola, FL: 177-208.
- Finnveden, Göran et al. 2009. "Recent Developments in Life Cycle Assessment." *Journal of environmental management* 91(1): 1-21.
- Fischhoff, Barush, and Mitchell J Small. 2000. "Human Behavior in Industrial Ecology Modeling." *Journal of Industrial Ecology* 3(2).
- Fisher, Brendan, R. Kerry Turner, and Paul Morling. 2009. "Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making." *Ecological Economics* 68(3): 643-53.
- Folke, Carl et al. 2002. "Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations." *Ambio* 31(5): 437-40.
- — —. 2004. "Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1): 557-81.
- Frosch, RA, and NE Gallopoulos. 1989. "Strategies for Manufacturing." *Scientific*

American: 144–52.

- Gallopín, G.C. 1997. "Indicators and Their Use: Information for Decision-Making." In *Sustainability Indicators. A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*, eds. B Moldan and S Bilharz. Chichester: Wiley, 13–27.
- Gasparatos, Alexandros, Mohamed El-Haram, and Malcolm Horner. 2008. "A Critical Review of Reductionist Approaches for Assessing the Progress towards Sustainability." *Environmental Impact Assessment Review* 28(4-5): 286–311.
- Van Gigch, John P. 1986. "Decision Making about Decision Making: Metamodels and Metasystems."
- Gondran, Natacha. 2013. "Système de Diffusion D'information Pour Encourager Les PME-PMI À Améliorer Leurs Performances Environnementales."
- Graedel, T E, and Braden R Allenby. 1995. *Industrial Ecology*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Graedel, T.E., B.R. Allenby, and P.B. Linhart. 1993. "Implementing Industrial Ecology." *IEEE Technology and Society Magazine* 12.
- Grawitz, Madeleine. 2001. *Méthodes Des Sciences Sociales*. Dalloz. Paris.
- Grazilhon, Sophie. 2015. "Méthode D'aide À La Décision Pour La Qualité Des Effluents Industriels, Une Approche Territoriale Orientée Sur Les Besoins vis-à-vis Des Services Écosystémiques Produits Par Les Milieux Récepteurs."
- Gruber, Tom. 2005. "What Is an Ontology?" : 1–11. www.ksl.stanford.edu/kst/what-is-an-ontology.html (February 4, 2014).
- Guarino, Nicola, Daniel Oberle, and Steffen Staab. 2009. "What Is an Ontology?" In *Handbook on Ontologies*, eds. S Staab and R Struder. Berlin: Springer-Verlag, 1–17.
- Halappa Gowda, T. P. 1983. "Modelling Nitrification Effects on the Dissolved Oxygen Regime of the Speed River." *Water Research* 17(12): 1917–27.
- Hanley, Nick, and Jason F Shogren. 2002. *Awkward Choices: Economics and Nature Conservation*. ed. Ethics and Environmental Policy: Contested Choices Economics. Blackwell Publishing, Oxford.
- Hau, Jorge L, and Bhavik R Bakshi. 2004. "Expanding Exergy Analysis to Account for Ecosystem Products and Services." *Environmental science & technology* 38(13): 3768–77.
- Hauschild, Michael, and José Potting. 2005. "Background for Spatial Differentiation in LCA Impact Assessment - The EDIP2003 Methodology." *Environmental news* (996).
- Hauschild, Michael Z. 2005. "Assessing Environmental Impacts in a Life-Cycle Perspective." *Environmental science & technology* 39: 81A – 88A.
- Hein, Lars, Kris van Koppen, Rudolf S. de Groot, and Ekko C. van Ierland. 2006. "Spatial Scales, Stakeholders and the Valuation of Ecosystem Services." *Ecological Economics* 57(2): 209–28.
- Holling, C S. 1973. "Resilience and Stability of Ecological Systems." *Annual Review of*

- Ecology and Systematics* 4(1973): 1-23.
- Hond, F Den. 2000. "Industrial Ecology: A Review." *Regional Environmental Change* 1(2): 60-69.
- Howarth, Richard B. 1996. "Status Effects and Environmental Externalities." *Ecological Economics* 16: 25-34.
- i Canals, Llorenç Milà et al. 2009. "Assessing Freshwater Use Impacts in LCA: Part I—inventory Modelling and Characterisation Factors for the Main Impact Pathways." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14(1): 28-42.
- Isenmann, Ralf. 2003. "Further Efforts to Clarify Industrial Ecology's Hidden Philosophy of Nature." *Journal of Industrial Ecology* 6(3-4): 27-48.
- — —. 2008. "Setting the Boundaries and Highlighting the Scientific Profile of Industrial Ecology." *Information technologies in environmental engineering* 1: 32-39.
- ISO. 2006a. *SS-EN ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*.
- — —. 2006b. *SS-EN ISO 14044: Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines*. International Organization for Standardization, Geneva.
- Itsubo, N, M Sakagami, and T Washida. 2004. "Weighting across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis." ... *International Journal of ...* 9(3): 196-205. <http://link.springer.com/article/10.1007/BF02994194> (March 14, 2014).
- Jelinski, L W et al. 1992. "Industrial Ecology: Concepts and Approaches." 89(February): 793-97.
- Jolliet, Olivier, Myriam Saadé, Pierre Crettaz, and Shanna Shaked. 2010. *23 Analyse Du Cycle de Vie: Comprendre et Réaliser Un Écobilan*. PPUR Presses polytechniques.
- Keeler, Bonnie L et al. 2012. "Linking Water Quality and Well-Being for Improved Assessment and Valuation of Ecosystem Services." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(45): 18619-24.
- Koellner, Thomas et al. 2013. "UNEP-SETAC Guideline on Global Land Use Impact Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services in LCA." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(6): 1188-1202.
- Koenig, Herman E, and John E Cantlon. 1999. "Quantitative Industrial Ecology and Ecological Economics." *Journal of Industrial Ecology* 3(2): 63-83.
- Korhonen, Jouni. 2004. "Industrial Ecology in the Strategic Sustainable Development Model: Strategic Applications of Industrial Ecology." *Journal of Cleaner Production* 12(8-10): 809-23.
- Korhonen, Jouni, and Juha Pekka Snäkin. 2005. "Analysing the Evolution of Industrial Ecosystems: Concepts and Application." *Ecological Economics* 52: 169-86.
- Korhonen, Jouni, and Peter a. Strachan. 2004. "Editorial: Towards Progress in

- Industrial Ecology." *Progress in Industrial Ecology* 1(1-3): 1-23.
- Kronenberg, Jakub. 2006. "Industrial Ecology and Ecological Economics." *Progress in Industrial Ecology* 3(1-2): 95-113.
- — —. 2007. "Making Consumption 'reasonable.'" *Journal of Cleaner Production* 15(6): 557-66.
- Kronenberg, Jakub, and Ralph Winkler. 2009. "Wasted Waste: An Evolutionary Perspective on Industrial by-Products." *Ecological Economics* 68(12): 3026-33.
- Kytzia, Susanne, and Carsten Nathani. 2004. "Bridging the Gap to Economic Analysis: Economic Tools for Industrial Ecology." *Progress in Industrial Ecology* 1: 143-64.
- Lifset, Reid. 1998. "Setting the Boundaries?" *Journal of Industrial Ecology* 2(2): 1-2.
- Lifset, Reid, and Thomas E Graedel. 2002. "Industrial Ecology: Goals and Definitions." In *A Handbook of Industrial Ecology*, eds. Robert U Ayres and Leslie W Ayres. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 3-15.
- Lindeijer, Erwin, R Müller-Wenk, and Bengt Steen. 2002. "Impact Assessment of Resources and Land Use." *Udo de Haes et al. Life cycle impact assessment: Striving towards best practice. SETAC, Pensacola, Florida.*
- LOI n° 2015-992. "Loi Française de Transition Énergétique Pour La Croissance Verte."
- Maes, J et al. 2013. *Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020.*
- March, James Gardner, Marie Waquet, and Alain-Charles Martinet. 1991. *Décisions et Organisations.* Les Ed. d'Organisation.
- Marshall, A. 1850. "Principes D'économie Politique, Traduction F." *Sauvoaire-Jourdan pour les éditions Giard et Brière.*
- McDonough, William, and Michael Braungart. 2010. *Cradle to Cradle: Remaking the Way We Make Things.* MacMillan.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.* Washington, DC: Island Press. <http://www.who.int/entity/globalchange/ecosystems/ecosys.pdf> (November 22, 2013).
- Merkhofer, Miley W, and Lynn C Maxwell. 1999. "Assessment, Refinement, and Narrowing of Options." In *Tools to Aid Environmental Decision Making*, Springer, 231-84.
- Milà i Canals, Llorenç, Joan Romanyà, and Sarah J. Cowell. 2007. "Method for Assessing Impacts on Life Support Functions (LSF) Related to the Use of 'fertile Land' in Life Cycle Assessment (LCA)." *Journal of Cleaner Production* 15(15): 1426-40.
- Le Moigne, Jean-Louis. 1973. *Les Systèmes D'information Dans Les Organisations.* Presses universitaires de France.

- Mooney, Harold A, and Paul Ehrlich. 1997. "Ecosystem Services: A Fragmentary History." *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*: 11-19.
- Müller-Wenk, Ruedi, and Miguel Brandão. 2010. "Climatic Impact of Land Use in LCA—carbon Transfers between Vegetation/soil and Air." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15(2): 172-82.
- Muradian, R. 2001. "Ecological Thresholds: A Survey." *Ecological Economics* 38: 7-24.
- Murray, Alan, Keith Skene, and Kathryn Haynes. 2015. "The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context." *Journal of Business Ethics*: 1-12.
- O'Rourke, Dara, Lloyd Connelly, and Catherine Koshland. 1996. "Industrial Ecology: A Critical Review." *International Journal of Environment and Pollution* 6: 89-112.
- Odum, H T. 1996. "Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making." In New York: John Wiley and Sons.
- Olsthoorn, Xander, Daniel Tyteca, Walter Wehrmeyer, and Marcus Wagner. 2001. "Environmental Indicators for Business: A Review of the Literature and Standardisation Methods." *Journal of Cleaner Production* 9: 453-63.
- Pauli, Gunter A. 2010. *The Blue Economy: 10 Years, 100 Innovations, 100 Million Jobs*. Paradigm Publications.
- Pearce, David, Giles Atkinson, and Susana Mourato. 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. Organisation for Economic Co-operation and development.
- Pigou, Arthur C. 1920. "The Economics of Welfare, 1920." *McMillan & Co., London*.
- Pizzol, Massimo, Bo Weidema, Miguel Brandão, and Philippe Osset. 2015. "Monetary Valuation in Life Cycle Assessment: A Review." *Journal of Cleaner Production* 86: 170-79.
- Polasky, Stephen, Heather Tallis, and Belinda Reyers. 2015. "Setting the Bar: Standards for Ecosystem Services." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(24): 7356-61.
- Randall, Alan. 2002. *Benefit Cost Considerations Should Be Decisive When There Is Nothing More Important at Stake*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Raymond, G, E Piatyszek, and V Laforest. 2010. "Diagnostic Des Impacts Des Pratiques de Production plus Propre et plus Sûre" To Cite This Version :"
- Rebitzer, G et al. 2004. "Life Cycle Assessment Part 1: Framework, Goal and Scope Definition, Inventory Analysis, and Applications." *Environment international* 30(5): 701-20.
- Rockström, Johan et al. 2009. "A Safe Operating Space for Humanity." *Nature* 461(7263): 472-75.
- Røpke, Inge. 2005. "Trends in the Development of Ecological Economics from the Late 1980s to the Early 2000s." *Ecological Economics* 55(2): 262-90.
- Ruth, M. 1998. "Mensch and Mesh." *Journal of Industrial Ecology* 2(2): 13-22.

- Saad, Rosie, Thomas Koellner, and Manuele Margni. 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): 1253–64.
- Sauvé, Sébastien, Sophie Bernard, and Pamela Sloan. 2016. "Environmental Sciences, Sustainable Development and Circular Economy: Alternative Concepts for Trans-Disciplinary Research." *Environmental Development* 17: 48–56.
- Simon, Herbert A. 1955. "A Behavioral Model of Rational Choice." *The quarterly journal of economics*: 99–118.
- Smith, Val H. 1998. "Cultural Eutrophication of Inland, Estuarine, and Coastal Waters." In *Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science*, Springer, 7–49.
- Spangenberg, J., and J. Settele. 2010. "Precisely Incorrect? Monetising the Value of Ecosystem Services." *Ecological Complexity* 7(3): 327–37.
- Stahel, Walter. 1994. "The Utilization-Focused Service Economy: Resource Efficiency and Product-Life Extension." *The greening of industrial ecosystems*: 178–90.
- Su, Biwei, Almas Heshmati, Yong Geng, and Xiaoman Yu. 2013. "A Review of the Circular Economy in China: Moving from Rhetoric to Implementation." *Journal of Cleaner Production* 42: 215–27.
- TEEB. 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundation*. Earthscan. Cambridge.
- — —. 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise*. ed. Joshua Bishop. London and New York: Earthscan.
- Thi, Thu Lan Nguyen, Bertrand Laratte, Bertrand Guillaume, and Anthony Hua. 2016. "Quantifying Environmental Externalities with a View to Internalizing Them in the Price of Products, Using Different Monetization Models." *Resources, Conservation and Recycling* 109: 13–23.
- Tibbs, H.B.C. 1992. "Industrial Ecology: An Environmental Agenda for Industry." *Whole Earth Review*: 4–19.
- Turner, R Kerry. 2000. "The Place of Economic Values in Environmental Valuation." *Valuing environmental preferences*: 17–41.
- Turner, R. Kerry, David Pearce, and Ian Bateman. 1993. *Environmental Economics, an Elementary Introduction*.
- Ukidwe, Nandan U., and Bhavik R. Bakshi. 2004. "Thermodynamic Accounting of Ecosystem Contribution to Economic Sectors with Application to 1992 U.S. Economy." *Environmental Science & Technology* 38(18): 4810–27.
- Ullman, D.G. 2002. "The Ideal Engineering Decision Support System." Retrieved March 10: 2009.
- Ullman, David G. 2001. "Robust Decision-Making for Engineering Design." *Journal of Engineering Design* 12(1): 3–13.

- Wainger, Lisa A, and James W Boyd. 2009. "Valuing Ecosystem Services." *Ecosystem-based management for the oceans*: 92-114.
- Walker, Brian, C S Holling, Stephen R Carpenter, and Ann Kinzig. 2004. "Resilience , Adaptability and Transformability in Social - Ecological Systems." 9(2).
- Walker, Brian, and Jacqueline a. Meyers. 2004. "Thresholds in Ecological and Social-Ecological Systems: A Developing Database." *Ecology and Society* 9(2).
- Walker, W.E. et al. 2003. "Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support." *Integrated Assessment* 4(1): 5-17.
- WBCSD. 2011. *Guide to Corporate Ecosystem Valuation : A Framework for Improving Corporate Decision-Making*. www.wbcds.org/web/cev.htm.
- Weithman, A Stephen, and Mark A Haas. 1984. "Effects of Dissolved-Oxygen Depletion on the Rainbow Trout Fishery in Lake Taneycomo, Missouri." *Transactions of the American Fisheries Society* 113(2): 109-24.
- Von Winterfeldt, Detlof, and Ward Edwards. 1993. "Decision Analysis and Behavioral Research."
- Yuan, Zengwei, Jun Bi, and Yuichi Moriguichi. 2006. "The Circular Economy, a New Development Strategy in China." *Journal of Industrial Ecology* 10(1): 4-8.
- Zhang, Yi, Anil Baral, and Bhavik R Bakshi. 2010. "Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment , Part II : Toward an Ecologically Based LCA." *Environmental Science & Technology* 44(7): 2624-31.
- Zuindeau, Bertrand. 1999. "L'analyse Des Externalités Environnementales : Un Essai Régulationiste." : 1-20.

Annexes

- Annexe 1 : questionnaire profil
- Annexe 2 : document de travail en support à la réunion
- Annexe 3 : rôle des acteurs
- Annexe 4 : réponses au questionnaire profil
- Annexe 5 : traitement des données du questionnaire profil
- Annexe 6 : questionnaire de validation
- Annexe 7 : supports de cours
- Annexe 8 : caractérisation du cycle de vie des produits
- Annexe 9 : extraction de l'inventaire de cycle de vie des produits
- Annexe 10 : tableau croisé processus/ impact environnemental
- Annexe 11 : tableau de hiérarchisation des impacts environnementaux et processus
- Annexe 12 : tableau croisé processus/ service écosystémique
- Annexe 13 : tableau de hiérarchisation des services écosystémiques et processus

Annexe 1 : questionnaire profil

Jeu de rôle dans un contexte de décision multi acteurs

Ce questionnaire a pour but de définir des groupes homogènes pour la réalisation du jeu de rôle. Seules les personnes intéressées à participer à ce jeu de rôle sont invitées à le remplir. Il ne vous prendra pas plus de deux minutes, merci à vous.

Nom*

Prénom*

Age*

Sexe*

- Homme
 Femme

Quel est le domaine de la formation que vous avez suivie avant le master IMEDD?*

Avez-vous de l'expérience dans l'animation de groupe de travail ou de réunion?*

- Je suis très expérimenté(e)
 J'ai au moins une expérience
 Je suis en apprentissage
 Non

Avez-vous déjà participé à un processus de prise de décisions?*

- J'ai participé à plusieurs processus de prise de décisions
 J'ai participé à au moins un processus de prise de décisions
 Je n'ai jamais participé à un processus de prise de décisions
 Je ne sais pas

Avez-vous de l'expérience dans l'interprétation des résultats d'une étude d'Analyse de Cycle de Vie (j)   

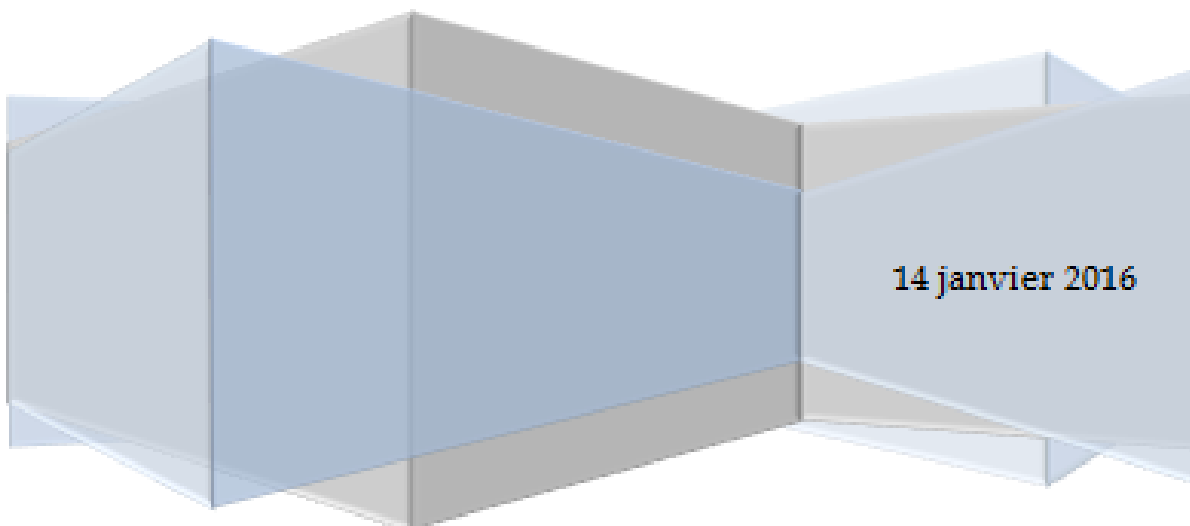
- Je suis très expérimenté(e)
 J'ai au moins une expérience
 Je suis en apprentissage
 Non

Annexe 2 : document de travail en support à la réunion

Procter & Gamble



Document de travail en support à la réunion



T_X140_19_G1



Alternatives au système de produit actuel

L'évaluation des impacts environnementaux est réalisée avec la méthode sur chacune des alternatives.

Alternative A : utilisation de conditions de réactions alternatives, impliquant des températures et pressions plus basses.

Alternative B : utilisation de voies de synthèse alternatives impliquant la biocatalyse, les processus naturels, tels que la photochimie, et des matières premières plus inoffensives et renouvelables.

Alternative C : utilisation de solvants avec peu d'impacts environnementaux, tels que les solvants à bases aqueuses.

Description de la méthode d'ACV « Recipe »

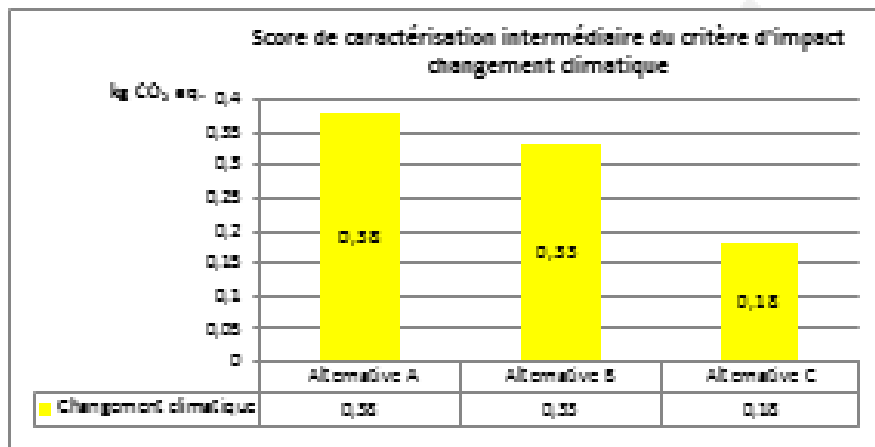
La méthode « Recipe » est une méthode « orientée problème ». Elle évalue de façon générique les impacts environnementaux du système de produit. Les résultats sont présentés dans une unité spécifique à chaque critère d'impact. Par exemple, pour le changement climatique, les résultats sont présentés en kilogramme de CO₂ équivalents, notée kg CO₂ eq.



Résultats obtenus avec la méthode d'ACV « Recipe »

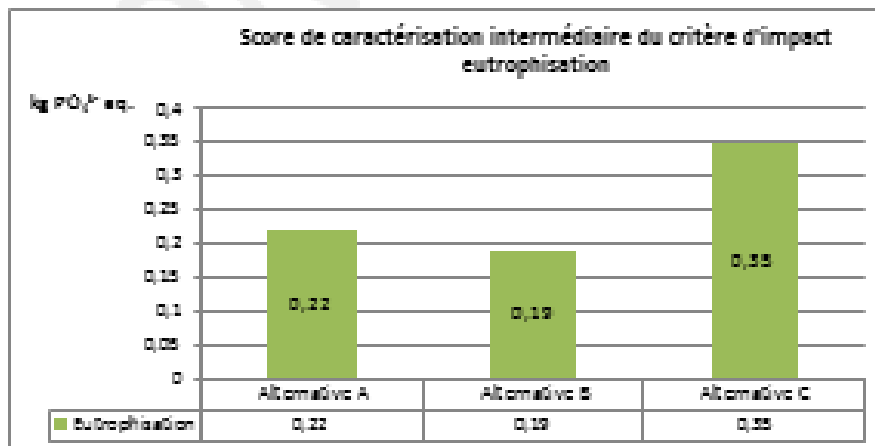
Critère 1 : changement climatique

Le critère d'impact changement climatique utilise les facteurs d'équivalence CO₂ de différentes substances publiés dans le rapport IPCC 2007.



Critère 2 : eutrophisation

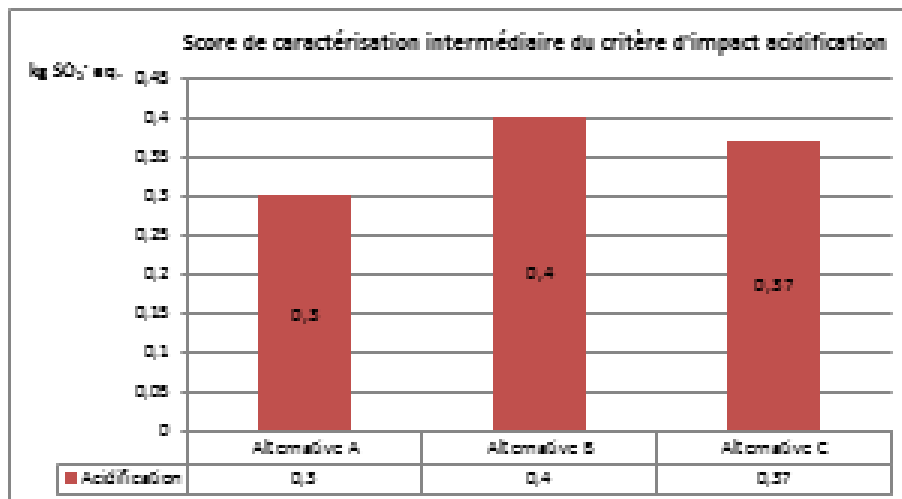
Le critère d'impact eutrophisation prend en compte les substances eutrophisantes contenant de l'azote et du phosphore.





Critère 3 : acidification

Le critère d'impact acidification prend en compte les substances acidifiantes telles que les sulfates, les nitrates et les phosphates.



Annexe 3 : rôle des acteurs

Distribution des rôles dans chacun des groupes

| |
|--|
| Directeur développement durable |
|--|

| |
|---|
| Le directeur développement durable est chargé d'animer la réunion et de gérer le temps. Il en rappelle le contexte et l'objectif. Ensuite, il présente les résultats de la méthode d'ACV et en discute avec les membres de la réunion pour avoir leur avis. A la fin de la réunion, il classe les alternatives avec les membres de la réunion. Il doit s'assurer que le classement a été bien construit pour le présenter lors du Conseil d'Administration de février 2016. |
|---|

| |
|---|
| Elu représentant des collectivités territoriales |
|---|

| |
|--|
| L'élu représente les collectivités territoriales et par conséquent les habitants des collectivités qu'il représente. Lors de cette réunion, il discute les résultats de la méthode d'ACV avec les autres membres de la réunion. Il doit s'assurer que l'activité industrielle de l'entreprise ait très peu d'impacts environnementaux sur son territoire. A la fin de la réunion, il souhaite que le classement des alternatives soient en faveur de celles avec le moins d'impact environnementaux sur le territoire. |
|--|

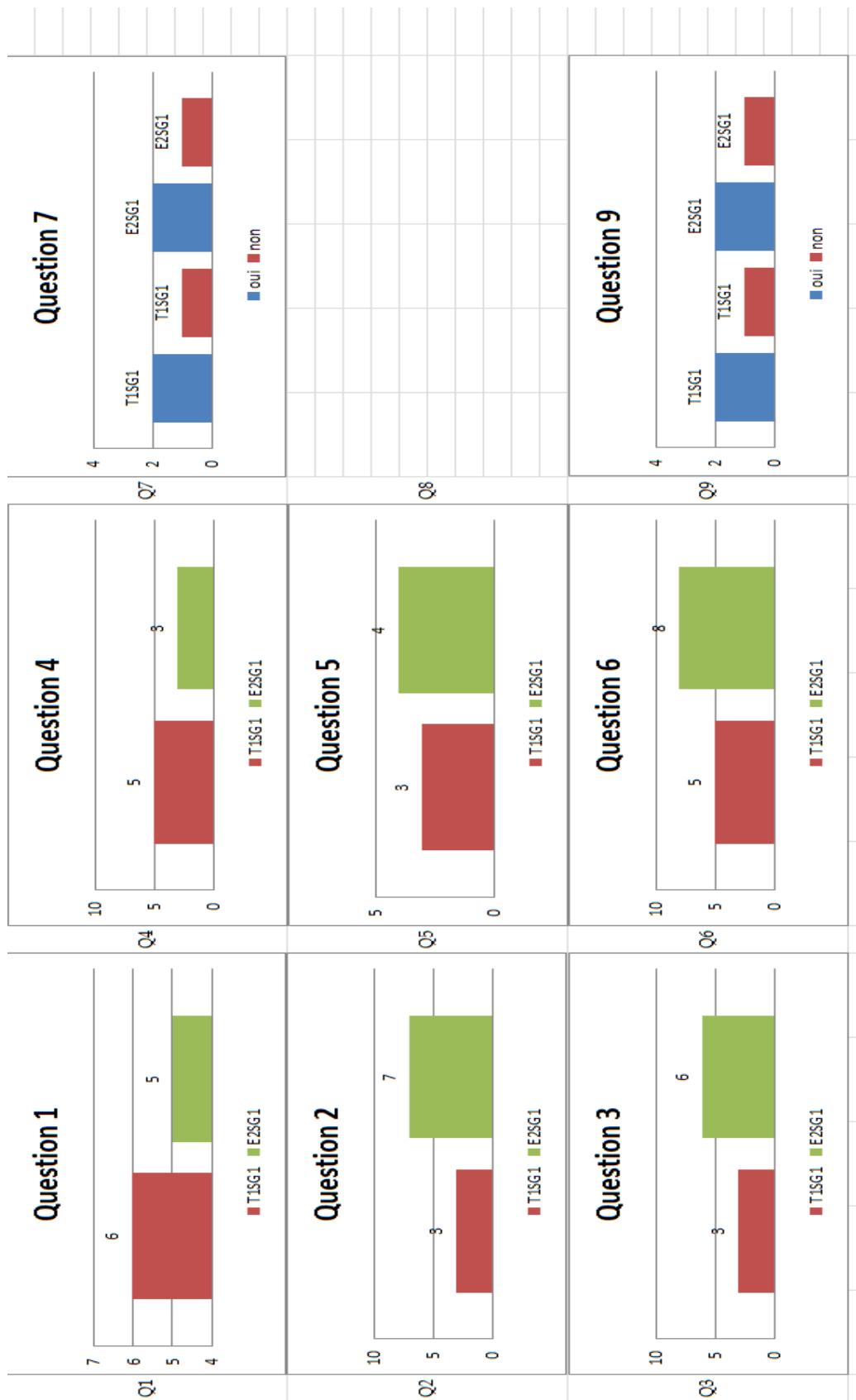
| |
|------------------------------------|
| Directeur approvisionnement |
|------------------------------------|

| |
|---|
| Le directeur approvisionnement de l'entreprise gère la chaîne d'approvisionnement (planification, achat, processus de fabrication, distribution des produits). Lors de cette réunion, il discute les résultats de la méthode d'ACV avec les autres membres de la réunion. A la fin de la réunion, il doit s'assurer que le classement des alternatives n'augmente pas les coûts de production, de stockage des matières et ne change pas l'organisation de la chaîne d'approvisionnement (ex : fournisseurs, délais de livraison...). |
|---|

| |
|-----------------------------|
| Expert environnement |
|-----------------------------|

| |
|---|
| L'expert environnement a réalisé l'évaluation environnementale de l'étude, c'est lui qui aide les décideurs à interpréter les résultats de la méthode d'ACV et les conseille dans leur choix. |
|---|

Annexe 4 : Réponses au questionnaire profil



Annexe 5 : traitement des données du questionnaire profil

| CQ | CR | Pts | 1 | 2 | 3 | | | | | 1 | 2 | 3 | | | | | | |
|----|----|-----|---|---|---|---|----|---|--|-----|-----|---|----|---|--|--|--|--|
| | | 1.1 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 1.2 | 2 | x | x | 0 | | | | 5.1 | 0 | 2 | 0 | | | | | |
| | | 1.3 | 1 | | | 3 | 6 | | | 5.2 | 1 | 0 | 0 | | | | | |
| Q1 | | 1.4 | 0 | | | 0 | 0 | 6 | | 5.3 | 2 | 0 | 0 | 3 | | | | |
| | | 1.5 | - | | | 0 | ## | | | 5.4 | 3 | 1 | 3 | | | | | |
| | | | | | | 0 | ## | | | 5.5 | - | 0 | ## | | | | | |
| | | 2.1 | 3 | | | 0 | 0 | | | 6.1 | 3 | 0 | 0 | | | | | |
| | | 2.2 | 2 | | x | 1 | 2 | | | 6.2 | 2 | 2 | 4 | 5 | | | | |
| Q2 | | 2.3 | 1 | x | | 1 | 1 | 3 | | 6.3 | 1 | 1 | 1 | | | | | |
| | | 2.4 | 0 | | x | 1 | 0 | | | 6.4 | 0 | 0 | 0 | | | | | |
| | | 2.5 | - | | | 0 | ## | | | | | | | | | | | |
| | | 3.1 | 3 | | | 0 | 0 | | | 7.1 | oui | 2 | 2 | | | | | |
| | | 3.2 | 2 | | x | 1 | 2 | | | 7.2 | non | 1 | 1 | | | | | |
| | | 3.3 | 1 | | | 1 | 1 | 3 | | 7.3 | SO | 0 | 0 | | | | | |
| Q3 | | 3.4 | 0 | | x | 1 | 0 | | | 8.1 | | 3 | 3 | | | | | |
| | | 3.5 | - | | | 0 | ## | | | 8.2 | | 2 | 2 | | | | | |
| | | | | | | 0 | ## | | | 8.3 | | 1 | 1 | | | | | |
| | | 4.1 | 3 | x | | 1 | 3 | | | | | | | | | | | |
| | | 4.2 | 2 | | | 0 | 0 | | | 9.1 | oui | 2 | 2 | | | | | |
| Q4 | | 4.3 | 1 | | x | 2 | 2 | 5 | | 9.2 | non | x | 1 | | | | | |
| | | 4.4 | 0 | | | 0 | 0 | | | 9.3 | SO | 0 | 0 | | | | | |
| | | 4.5 | - | | | 0 | ## | | | | | | | | | | | |

Annexe 6 : questionnaire de validation

Questionnaire

De quelle manière avez-vous compris le scénario dans lequel se trouve la réunion ?

- Très bien
- Bien
- Pas très bien
- Pas bien du tout
- Sans opinion

1. La méthode d'ACV est-elle adaptée pour se rendre compte des interactions entre le système de produit et le territoire ?

- Très bien adapté
- Bien adapté
- Peu adapté
- Pas du tout adapté
- Sans opinion

2. Est-ce que la méthode d'ACV permet de se rendre compte des enjeux environnementaux au niveau du territoire ?

- Très bien
- Bien
- Pas très bien
- Pas bien du tout
- Sans opinion

3. Comment avez-vous trouvé les résultats de la méthode d'ACV qui a permis d'évaluer les alternatives ?

- Facile à comprendre
- Assez facile à comprendre
- Assez difficile à comprendre
- Difficile à comprendre
- Sans opinion

6. Comment avez-vous trouvé la comparaison des alternatives à partir de la méthode d'ACV ?

- Difficile
- Assez difficile
- Assez facile
- Facile
- Sans opinion

4. Selon vous, lors de la réunion les résultats obtenus à partir de la méthode d'ACV ont permis de susciter :

- Beaucoup de discussions entre les différents membres
- Des discussions entre les différents membres
- Peu de discussions entre les différents membres
- Très peu de discussions entre les différents membres

5. Est-ce que les résultats de la méthode d'ACV ont suscité des débats ?

- Oui
- Non
- Sans opinion

7. Pouvez-vous classer de 1 à 3 les alternatives au système de produit actuel de la plus pertinente à la moins pertinente ? (sachant que 3 : très pertinente, 2 : pertinente et 1 : moyennement pertinente).

- Alternative A
- Alternative B
- Alternative C

8. D'une manière générale, pensez-vous que l'information environnementale vous a aidé à atteindre une « bonne » décision ?

- Oui
- Non
- Sans opinion

Annexe 7 : supports de cours

utt **Environnement**

Milieu dans lequel un organisme fonctionne, incluant l'air, l'eau, la terre, les ressources naturelles, la flore, la faune, les êtres humains et leurs interrelations



utt **Impact environnemental**

Toute modification de l'environnement, négative ou bénéfique, résultant totalement ou partiellement des activités, produits ou services d'un organisme

utt **Types d'impacts environnementaux**

Rechauffement de la planète 
 Destruction de l'ozone stratosphérique 
 Formation d'aérosols photo-oxydants (smog) 
 Acidification 
 Eutrophication 

CIRAIG

utt **Impacts environnementaux négatifs**

Impact toxicologique chez les humains 
 Impact écotoxicologique 
 Utilisation des ressources abiotiques 
 Ressources biotiques 
 Utilisation des terres 

CIRAIG

utt **Impacts environnementaux et pollutions associées**

▪ Appauvrissement de la couche d'ozone

La couche d'ozone



Polluants
 Les CFC (chlorofluorocarbures) et les HCFC (hydrochlorofluorocarbures) ont été interdits en vertu de la Convention de Vienne sur la protection de la couche d'ozone.

utt **Impacts environnementaux et pollutions associées**

▪ Changement climatique

L'effet de serre



Les gaz à effet de serre (GES) sont des gaz qui retiennent la chaleur dans l'atmosphère.

Impacts environnementaux et pollutions associées

ÉMISSION DE GAZ À EFFET DE SERRE

Les principales responsables du réchauffement climatique

Quels sont les principaux GES ?

| | | |
|--------------------------|------|---|
| Protoxyde d'azote | 1 | Quatre fois plus nocif que le CO ₂ |
| Méthane | 25 | Quarante fois plus nocif que le CO ₂ |
| Protonyle d'eau | 3300 | Cinq fois plus nocif que le CO ₂ |

Quels secteurs émettent le plus de GES ?

Qu'en est-il en matière de GES ?

| | |
|--------------------------|-------|
| 1 kg de viande de bœuf | 28 kg |
| 1 kg de viande de porc | 18 kg |
| 1 kg de viande de poulet | 9 kg |
| 1 kg de saumon | 6 kg |
| 1 kg de poisson blanc | 4 kg |
| 1 kg de soja | 2 kg |
| 1 kg de maïs | 1 kg |
| 1 kg de riz | 1 kg |

Les produits à faible empreinte carbone sont les légumes secs, les céréales, les fruits secs et les noix.

Le PNL (Produit Net Longévité) est un indicateur de la responsabilité sociale des entreprises.

Pas de supplémentaires à moins que vous n'avez pas les données.

Impacts environnementaux et pollutions associées

Eutrophisation

Oléoptique

- ↳ Eau claire
- ↳ Eau fraîche
- ↳ Peu de végétaux aquatiques
- ↳ Eau bien oxygénée
- ↳ Fond de sable, graviers, cailloux
- ↳ Remontée fréquente d'eau froide en surface

Eutrophe

- ↳ Eau peu oxygénée
- ↳ Eau chaude
- ↳ Beaucoup de végétaux aquatiques
- ↳ Eau peu oxygénée
- ↳ Fond d'algues
- ↳ Peu d'entraînements de couches profondes d'eau froide

Processus d'eutrophisation : l'asphyxie du milieu aquatique

Impacts environnementaux et pollutions associées

Acidification

Les pluies acides et le milieu aquatique

Acidification du milieu aquatique

Les pluies acides sont causées par les émissions de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote. Ces gaz réagissent avec l'eau de l'atmosphère pour former des acides sulfurique et nitrique. Ces acides tombent sur le sol et les surfaces d'eau, ce qui entraîne une acidification du milieu aquatique. Cela provoque une diminution du pH et une augmentation de la concentration en ions d'ammonium, ce qui peut entraîner la mort de nombreux organismes aquatiques.

Impacts environnementaux et pollutions associées

Epaissement des ressources naturelles (énergie et matière)

Liens flux entrants/sortants et impacts environnementaux

| Code processus | Changement climatique | Santé humaine | Acidification | Oxydation de l'eau atmosphérique | Fumées (gazs et particules) | Émission de gaz à effet de serre | Impacts environnementaux | Impact des sites |
|----------------|-----------------------|---------------|---------------|----------------------------------|-----------------------------|----------------------------------|--------------------------|------------------|
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |

Ecosystème

Un écosystème est un ensemble vivant formé par un groupement de différentes espèces en interrelations (nutrition, reproduction, prédation...), entre elles et avec leur environnement (sol, air, eau), sur une échelle spatiale donnée.

Ecosystèmes terrestres

- Ecosystèmes terrestres
 - Ecosystèmes urbains
 - Agroécosystèmes (terres cultivées et prairies)
 - Prairie
 - Bois et forêts
 - Bruyères et arbustes
 - Terres peu ou non végétalisées
 - Zones humides inférieures

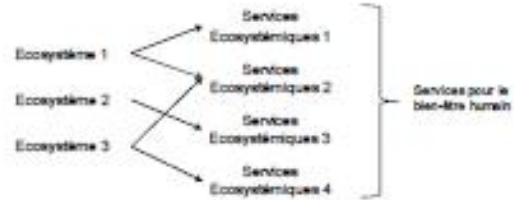


Ecosystèmes aquatiques

- Ecosystèmes d'eau douce
 - Rivières et lacs
- Ecosystèmes marins
 - Entrées maritimes et eaux de transition
 - Zones côtières
 - Fonds marins



Lien entre les écosystèmes et les services écosystémiques

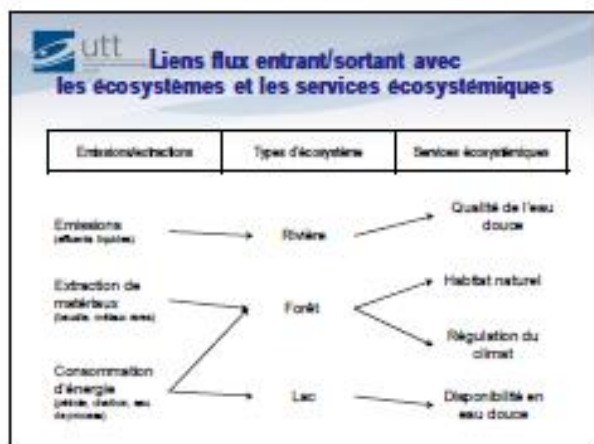


Services écosystémiques

| | |
|---------------------------------------|--|
| Services d'approvisionnement | <ul style="list-style-type: none"> - Production directe des produits des écosystèmes qui sont utilisés directement ou indirectement comme denrées alimentaires - Services de bois, fibre, résine pour processus industriels - Énergie |
| Services de régulation et atténuation | <ul style="list-style-type: none"> - Atténuation des effets négatifs et autres nuisances (pollution ou dilution de substances et conséquences climatiques humaines) - Atténuation des effets négatifs (pollution, masses solides) ou autres des services des zones régionales et le maintien des terres, de l'assise de neige, protection contre les conditions météorologiques - Atténuation des conditions climatiques, chimiques et physiques des écosystèmes face aux conditions climatiques changeantes, comprises formation des nuages, régulation du climat, le contrôle de l'acidité et l'azote, fonctions de purification et régulation de la qualité de l'air |
| Services culturels | <ul style="list-style-type: none"> - Valeurs récréatives, esthétiques, spirituelles, écosystémiques et paysagères - Valeurs symboliques et spirituelles, services écosystémiques et paysagères |

Exemple

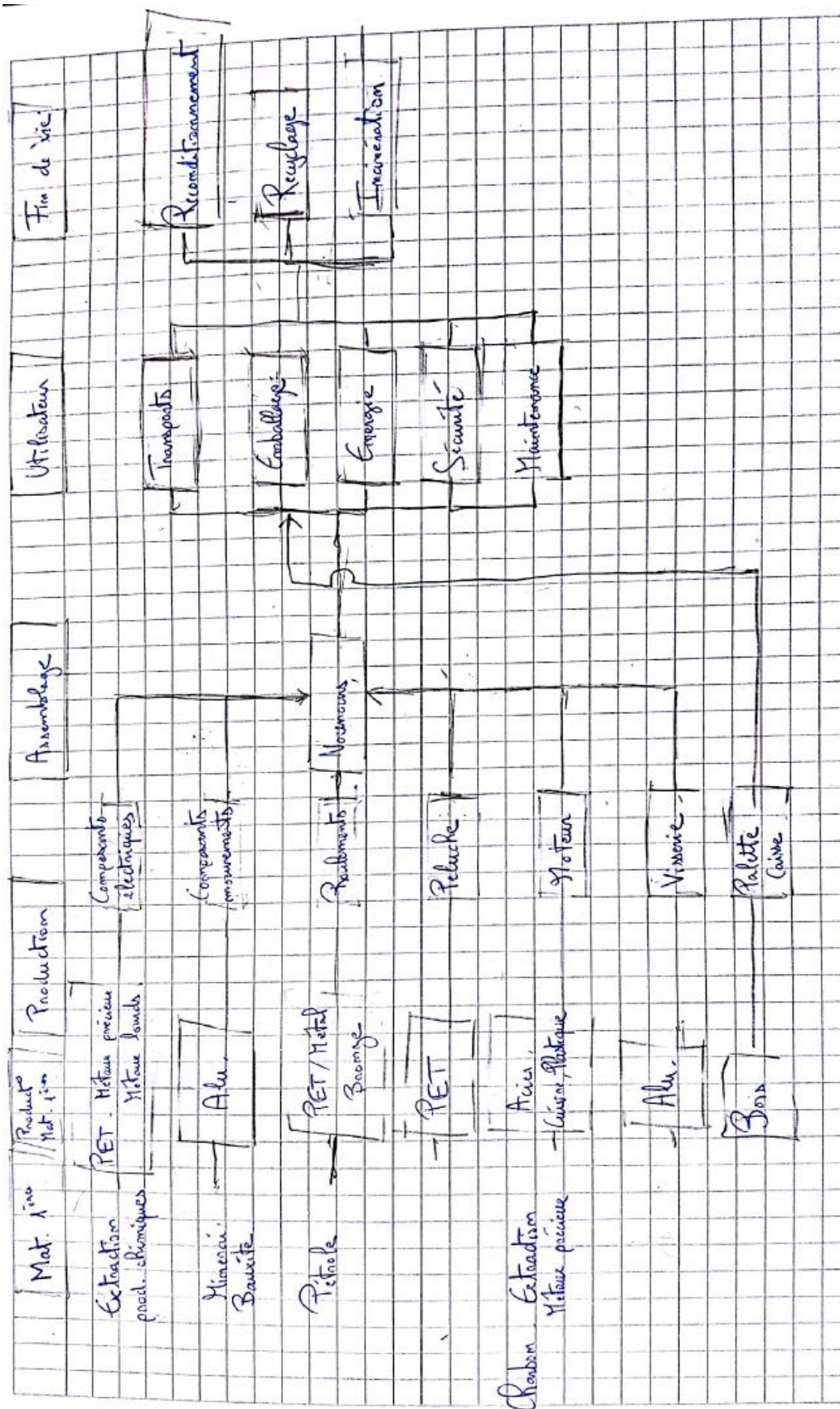


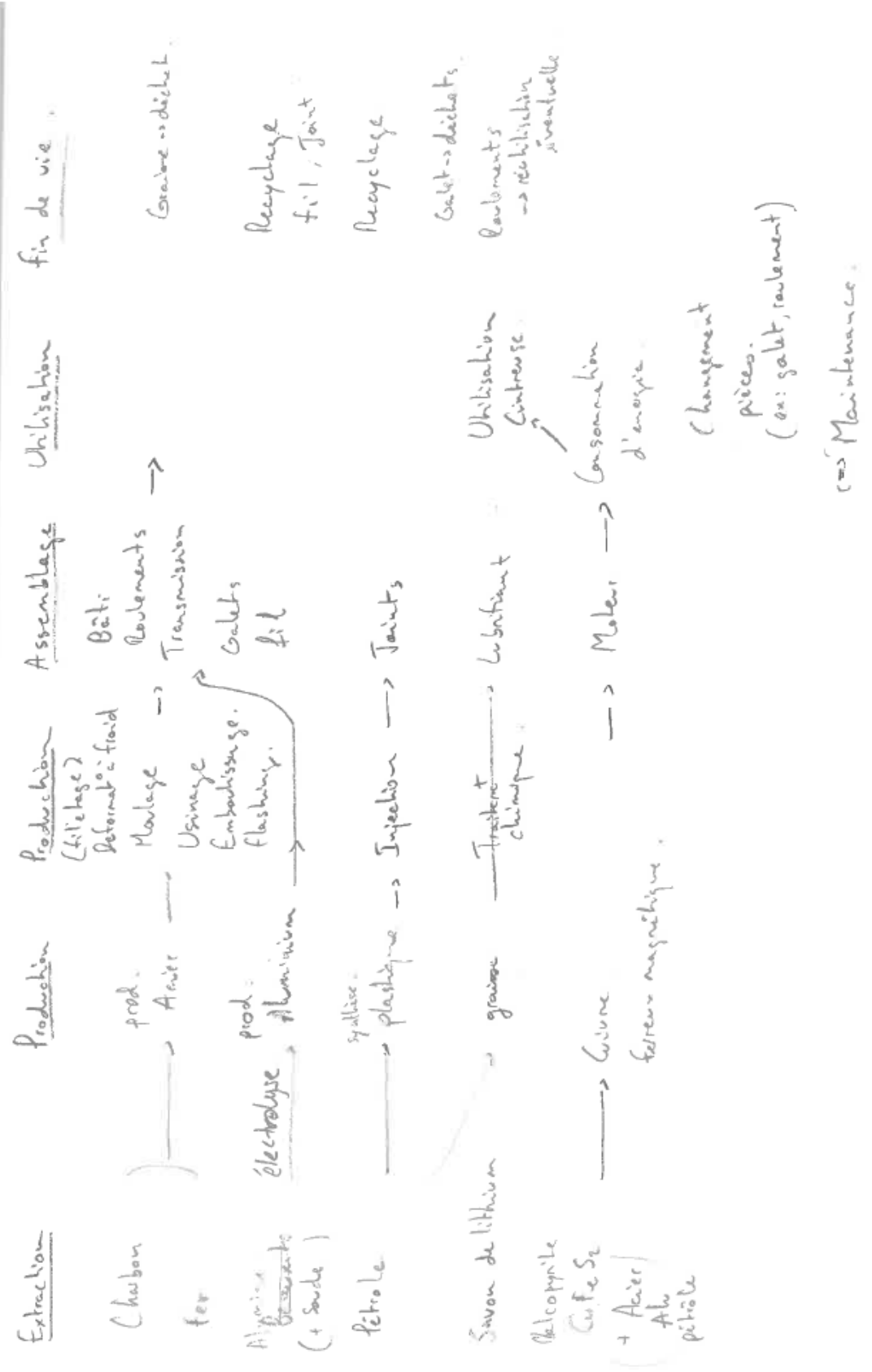


utt **Liens flux entrant/sortant avec les écosystèmes et les services écosystémiques**

| Colonne 1 | SE 1 | SE 2 | SE 3 | SE 4 | SE 5 | SE 6 |
|-----------|------|------|------|------|------|------|
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |
| | | | | | | |

Annexe 8 : caractérisation du cycle de vie des produits

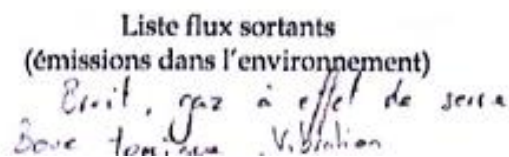
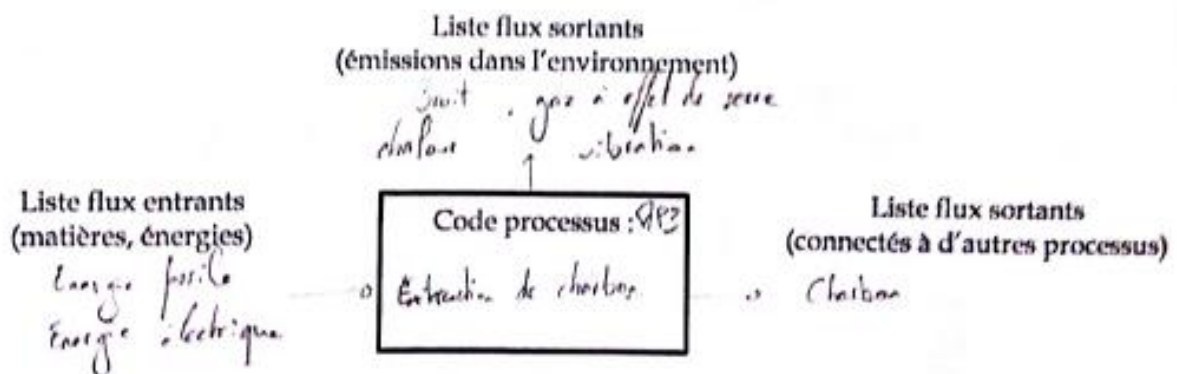
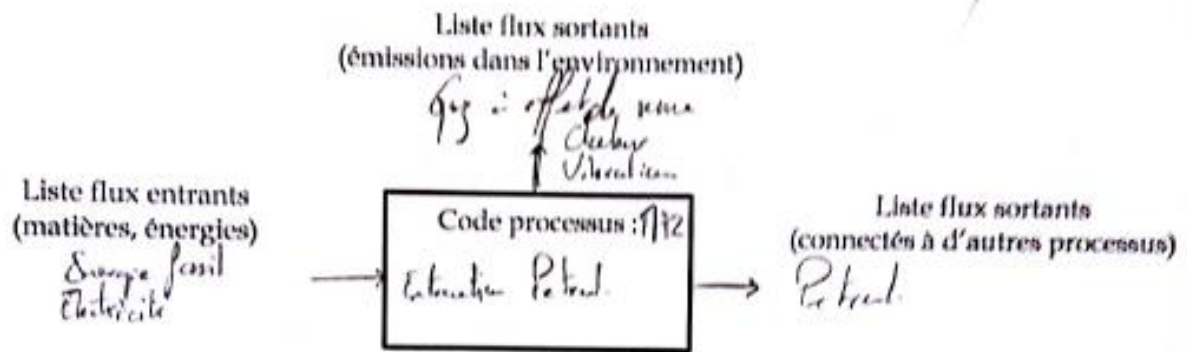
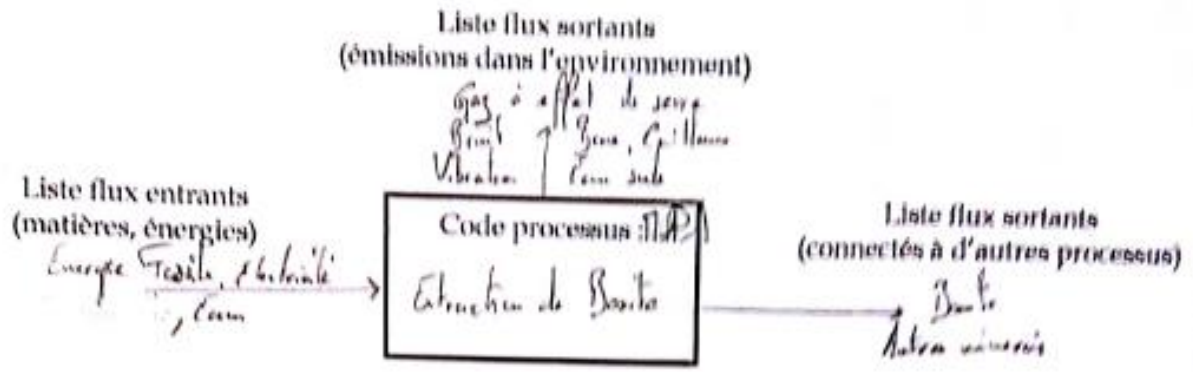




Annexe 9 : extrait de l'inventaire du cycle de vie de l'automate et du filtre piscine

Type de produit :
Automate

Fiche inventaire de cycle de vie



Type de produit:

Fiche inventaire de cycle de vie

Liste flux sortants
(émissions dans l'environnement)
- CO₂

Liste flux entrants
(matières, énergies)
- Systèmes usagés
- essence

Code processus :
F₁

Liste flux sortants
(connectés à d'autres processus)
- Systèmes à recycler
- Systèmes à reconditionner

Liste flux sortants
(émissions dans l'environnement)
- CO₂
- pièce usagée

Liste flux entrants
(matières, énergies)
Système à reconditionner
essence
électricité

Code processus : F₂

Liste flux sortants
(connectés à d'autres processus)
- Pièces PE réutilisable

Liste flux sortants
(émissions dans l'environnement)
- CO₂

Liste flux entrants
(matières, énergies)
pièce usagée
électricité

Code processus : F₃

Liste flux sortants
(connectés à d'autres processus)
PE recyclé

Liste flux sortants
(émissions dans l'environnement)
- € \$ £ ¥

Liste flux entrants
(matières, énergies)
filtre

Code processus : F₄

Liste flux sortants
(connectés à d'autres processus)
filtre rendu

Annexe 10 : tableau croisé processus/impact environnemental

| Code processus | Changement climatique | Eutrophisation | Acidification | Destruction de l'ozone stratosphérique | Formation d'agent photo-oxydant | Epuisement des ressources naturelles | Impact éco toxicologique | Utilisation des terres |
|----------------|-----------------------|----------------|---------------|--|---------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|------------------------|
| PP1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| PP2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| PP3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| PP4 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| PP11 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| PP12 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 0 | 2 |
| PP13 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 |
| PP14 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 |
| | 19 | 10 | 7 | 6 | 13 | 11 | 8 | 15 |
| | 9 | 0 | 5 | 4 | 7 | 7 | 10 | 2 |
| | 11 | 10 | 14 | 10 | 20 | 19 | 18 | 15 |

| Code processus | Changement climatique | Eutrophisation | Acidification | Destruction de l'ozone stratosphérique | Formation d'agent photo-oxydant | Epuisement des ressources naturelles | Impact éco toxicologique | Utilisation des terres |
|----------------|-----------------------|----------------|---------------|--|---------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|------------------------|
| M1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| M2 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| M3 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| M4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| M5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 |
| T1 | 2 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 |
| T2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| P1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| P2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| P3 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| P4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| D1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| | 15 | 3 | 10 | 6 | 8 | 12 | 9 | 8 |
| | 21 | 4 | 14 | 6 | 15 | 19 | 14 | 11 |

8 8 5 5 8 9 2 6 4 8 7 7

Annexe 11 : tableau de hiérarchisation des impacts environnementaux et processus

Type de produit : Centreuse

| Classement | Type d'impact environnemental | Score |
|------------|--|-------|
| 1 | Chgt climatique | 26 |
| 2 | Utilisat° terres | 26 |
| 3 | Epuisement resour | 20 |
| 4 | Impact acoustique | 20 |
| 5 | Acidification | 18 |
| 6 | Eutrophication | 12 |
| 7 | Formation aérosols particules fines | 3 |
| 8 | Destruction ozone stratosphérique | 0 |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

| Classement | Processus | Score |
|------------|-------------------------------|-------|
| 1 | E4: Peche | 11 |
| 2 | P17: chimique | 9 |
| 3 | E1: Charbon | 8 |
| 4 | E2: Fer | 8 |
| 5 | P4: plastique | 8 |
| 6 | E3: Alumine | 9 |
| 7 | E5: Lithium | 7 |
| 8 | P3: Aluminium | 7 |
| 9 | P5: epaisse | 7 |
| 10 | P1: Cuivre | 6 |
| 11 | P2: Acier | 6 |
| 12 | F1: PVC maisse | 6 |
| 13 | P13: Orange | 5 |
| 14 | E6: Chalcopyrite | 6 |
| 15 | P11: Matériau de plastique | 4 |
| 16 | P12: Montage | 4 |
| 17 | P16: Injection | 6 |

not initial (référence)

Type de produit :

| Classement | Type d'impact environnemental | Score |
|------------|-------------------------------|-------|
| 1 | Chgt climatique | 21 |
| 2 | Faunt° d'ogt-forçat | 10 |
| 3 | Spinn° ds resour | 19 |
| 4 | Impat biomécologique | 18 |
| 5 | Utilizat° ds terres | 15 |
| 6 | Acidificat° | 12 |
| 7 | Eutrophiant° | 10 |
| 8 | Destruict° de l'O | 10 |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

| Classement | Processus | Score |
|------------|-----------|-------|
| 1 | PP1 | 13 |
| 2 | PP2 | 12 |
| 3 | Log 2 | 11 |
| 4 | PP1 | 11 |
| 5 | PP2 | 11 |
| 6 | PP3 | 10 |
| 7 | PP3 | 6 |
| 8 | PP1 | 7 |
| 9 | PP3 | 7 |
| 10 | PP1 | 7 |
| 11 | PP1 | 7 |
| 12 | PP2 | 7 |
| 13 | PP3 | 4 |
| 14 | PP6 | 4 |
| 15 | PP1 | 2 |
| 16 | PP7 | 0 |
| 16 | Log 1 | 0 |

Annexe 12 : tableau croisé processus/service écosystémique

| Code processus | Qualité de l'eau douce | Habitat naturel | Pollinisation | Disponibilité en eau douce | Furification de l'eau |
|----------------|------------------------|-----------------|---------------|----------------------------|-----------------------|
| MP1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 0 |
| MP2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| MP3 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 |
| MP4 | 1 | 2 | 2 | 1 | 0 |

| Code processus | Qualité de l'eau douce | Habitat naturel | Pollimisation | Disponibilité en eau douce | Purification de l'eau | Régulation des inondations |
|----------------|------------------------|-----------------|---------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|
| M1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 |
| M2 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 |
| M3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| M4 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| M5 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| T1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| T2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| P1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| P2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| P3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| P4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| D1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |

11 7 7 7 6 7 5 6 5 5 5 0 3

40 11 13 13 9 8 5
 74 13 16 13 10 6

Fiche liens entre flux entrants/sortants et les services écosystémiques

| Code processus | Qualité de l'eau douce | Habitat naturel | Pollinisation | Disponibilité en eau douce | Purification de l'eau | Régulation des inondations |
|----------------|------------------------|-----------------|---------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|
| V1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 |
| F1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| F2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| F3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| F4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| F5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | 4 | 2 | 3 | 4 | 2 | 1 |

5 7 4 5 0 1

Annexe 13 : tableau de hiérarchisation des services écosystémiques et processus

Type de produit :

| Classement | Type de service écosystémique | Score |
|------------|-------------------------------|-------|
| 1 | Pollinisation | 16 |
| 2 | Qualité de l'eau douce | 14 |
| 3 | Habitat naturel | 13 |
| 4 | Disponibilité en | 13 |
| 5 | Régulation de l'eau | 10 |
| 6 | Régulation des températures | 6 |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

| Classement | Processus | Score |
|------------|-----------|-------|
| 1 | M1 | 11 |
| 2 | M2 | 7 |
| 3 | M4 | 6 |
| 4 | T2 | 6 |
| 5 | T1 | 5 |
| 6 | P1 | 5 |
| 7 | P2 | 5 |
| 8 | P3 | 5 |
| 9 | U1 | 5 |
| 10 | F3 | 5 |
| 11 | F2 | 4 |
| 12 | D1 | 3 |
| 13 | M3 | 1 |
| 14 | M5 | 1 |
| 15 | F1 | 1 |
| 16 | F5 | 1 |
| 17 | P4 | 0 |
| 18 | F4 | 0 |

Produit : initial (cf. liste)

Type de produit :

| Classement | Type de service écosystémique | Score |
|------------|-------------------------------|-------|
| 1 | Habitat naturel | 27 |
| 2 | qualité eau terre | 26 |
| 3 | purification eau | 21 |
| 4 | des pesticides eau douce | 14 |
| 5 | Pollinisation | 13 |
| 6 | Régulation climatique | 6 |
| 7 | | |
| 8 | | |
| 9 | | |
| 10 | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

| Classement | Processus | Score |
|------------|-----------|-------|
| 1 | P16 | 9 |
| 2 | E1 | 8 |
| 3 | E2 | 8 |
| 4 | E1 | 8 |
| 5 | E4 | 8 |
| 6 | E6 | 7 |
| 7 | P5 | 7 |
| 8 | E5 | 6 |
| 9 | P2 | 6 |
| 10 | P13 | 5 |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

Produit initial (références)

Aurélien Bruel

Doctorat : Ingénierie Sociotechnique des Connaissances, des Réseaux et du Développement Durable

Année 2016

Proposition d'indicateurs des externalités environnementales basés sur l'ACV et les services écosystémiques

Dans notre société actuelle, il s'avère difficile de déployer l'Écologie industrielle. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'information à destination des décideurs est principalement issue des sciences naturelles et de l'ingénieur. Ainsi l'information apportée dans les processus de décision est focalisée sur l'étude physique des flux de matière et d'énergie. Elle semble peu pertinente pour interpeller les décideurs industriel et public. Pour cela, ce travail de thèse a pour objectif de mieux comprendre quels indicateurs utiliser pour mieux intégrer les impacts environnementaux dans les processus de décision industriel et public. Il s'intéresse en particulier à la prise en compte des externalités environnementales dans les processus de décision. Il cherche ainsi à mieux comprendre quelles sont les interactions entre le cycle de vie d'un produit et les services écosystémiques au niveau local au moyen de la méthodologie d'analyse du cycle de vie. Cette proposition est mise à l'épreuve en la développant sur un cas d'étude illustratif modélisant deux services écosystémiques liés au phénomène d'eutrophisation. Ensuite, des indicateurs des systèmes industriels sur les services écosystémiques sont testés dans un processus de validation expérimentale dans deux contextes de prise de décisions différents.

Mots clés : développement durable - écologie industrielle - prise de décision - analyse du cycle de vie - services écosystémiques.

Proposition of Environmental Externality Indicators based on LCA and Ecosystem Services

In today's society, it is difficult to spread the Industrial ecology. This can be explained by the fact that information for decision makers is mainly outcome from the natural and engineering sciences. Thus, information provided in the decision process is focused on the physical study of material and energy flows. It seems irrelevant to challenge the industrial and public decision makers. For this, this thesis aims to understand which indicators to use to better integrate environmental impacts in the process of industrial and public decision. It is particularly interested in the integration of environmental externalities in the decision process. It seeks to understand what are the interactions between the life cycle of a product and ecosystem services of a territory by using the methodology of Life cycle assessment. This proposal was put to the test by developing an illustrative case study by modeling two ecosystem services related to eutrophication. Then indicators of industrial systems on ecosystem services are tested in an experimental validation process in two different contexts of decision making.

Keywords: sustainable development - industrial ecology - decision making - life cycle assessment - ecosystem services.

Thèse réalisée en partenariat entre :

