ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE
DE MONTPELLIER

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE DE MONTPELLIER

Discipline : Génie des Procédés

École Doctorale : Sciences des Procédés et Sciences des Aliments

Soutenue le 29 mars 2013 par

Juliette LANGLOIS

Représentation dans l'Analyse de Cycle de Vie des impacts environnementaux des usages de l'espace marin – illustration sur les activités de pêche et d'algoculture

JURY

M. Bernard CUQ, Professeur, Montpellier SupAgro	**Examinateur**
M. Jean-Philippe DELGENES, Directeur de recherches, INRA Narbonne	**Directeur de thèse**
M. Pierre FRÉON, Directeur de Recherches, IRD	**Examinateur**
M. Arnaud HÉLIAS, Maître de conférences, Montpellier SupAgro	**Examinateur**
M. Martial LAURANS, Chargé de recherches, Ifremer Brest	**Membre invité**
M. Frédéric MÉNARD, Directeur de Recherches, IRD	**Rapporteur**
M. Ralph ROSENBAUM, Professeur, Université Technique du Danemark	**Rapporteur**

ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE
DE MONTPELLIER

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE DE MONTPELLIER

Discipline : Génie des Procédés

École Doctorale : Sciences des Procédés et Sciences des Aliments

Soutenue le 29 mars 2013 par

Juliette LANGLOIS

Représentation dans l'Analyse de Cycle de Vie des impacts environnementaux des usages de l'espace marin – illustration sur les activités de pêche et d'algoculture

JURY

M. Bernard CUQ, Professeur, Montpellier SupAgro	**Examinateur**
M. Jean-Philippe DELGENES, Directeur de recherches, INRA Narbonne	**Directeur de thèse**
M. Pierre FRÉON, Directeur de Recherches, IRD	**Examinateur**
M. Arnaud HÉLIAS, Maître de conférences, Montpellier SupAgro	**Examinateur**
M. Martial LAURANS, Chargé de recherches, Ifremer Brest	**Membre invité**
M. Frédéric MÉNARD, Directeur de Recherches, IRD	**Rapporteur**
M. Ralph ROSENBAUM, Professeur, Université Technique du Danemark	**Rapporteur**

Résumé

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est un outil d'évaluation des impacts environnementaux. Il s'agit d'un outil robuste, souvent utilisé en éco-conception. Il prend en compte des impacts globaux, à toutes les étapes du cycle de vie d'un produit, « du berceau à la tombe ». Actuellement, cette méthode ne permet pas la prise en compte des impacts de l'occupation et de la transformation de l'espace par l'homme en milieu marin. Ce travail de thèse est le développement d'une nouvelle catégorie d'impacts en ACV pour pallier ce manque : le "sea use". Le cadre méthodologique de cette nouvelle catégorie d'impacts a dû être clairement posé et défini. Il a été construit sur le modèle du *land use* et intégre les avancées méthodologiques propres à l'ACV des produits de la mer. Ainsi, un travail de revue détaillé a été mené sur le thème du *land use* et des ACV de pêcherie et d'aquaculture. Les chaînes de causalité reliant les interventions humaines et leurs impacts potentiels sur l'environnement ont également été définies. Certaines ont été étudiées en particulier, avec la volonté de construire une méthode opérationnelle d'évaluation des impacts de l'occupation et de la transformation de l'espace marin sur les fonctions de support de vie des écosystèmes et sur les ressources nautrelles. Du fait de l'importance des impacts de l'extraction de ressources biotiques en mer, la méthode a d'abord été appliquée à la pêche. Elle a ensuite été appliquée au cas des macroalgues, dans le cadre de l'éco-conception d'une filière de production de biométhane algal. Ainsi, cette thèse propose une méthode d'évaluation des impacts de l'usage de l'espace en mer opérationnelle et applicable à des cas concrets.

Mots clés : Analyse de Cycle de Vie (ACV), Analyse d'Impact de Cycle de Vie (AICV), usage de l'espace maritime, usage des sols, services écosystémiques, production primaire nette, raréfaction des ressources biotiques, pêche, macroalgues, biocarburants, bioproduits.

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a robust tool often used for eco-design. It allows the assessment of environmental impacts, at a global scale, accounting for all stage of a product life cycle, "from cradle to grave". There is a methodological gap in this method to account for occupation and transformation impacts in marine ecosystems due to human activities. The task accomplished during this PhD is the development of a methodological framework for a new impact category in LCA to overcome this lack: the sea use. The general framework for sea use had to be defined. It has been built following the example of land use and integrating the new methods developed for LCA of seafood. Thus, a bibliographic work has been performed on the topic of land use and of LCA of fisheries and aquaculture. Cause-effect chains, linking human interventions to the potential impacts they can induce on their environment, were precisely defined. We focused on one of these cause-effect chains in particular, with the aim to build an operational impact assessment method. The method has then been made operational for the assessment of occupation and transformation impacts on the ecosystem life support functions. Because impacts of biotic biomass removal are an essential concern in marine ecosystems, the method has first been applied to fisheries. It was also exemplified on the case of offshore cultivated seaweed, as a case-study of ecodesign using LCA for seafood. Thus, a new operational methd of sea use impact assessment is proposed and can be applied to case-studies.

Key words: Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Impact Assessment (LCIA), sea use, land use, ecosystem services, Net Primary Production (NPP), biotic resources depletion, fishing, seaweed, biofuel, bioproduct.

Remerciements

La liste des personnes à remercier est longue… Je dois un grand merci à tous ceux qui m'ont accompagnée, de près ou de loin, au cours de ces trois années de thèse.

En particulier, un grand merci à l'équipe du Génie Rural à SupAgro pour leur accueil chaleureux. Et de même pour l'équipe du LBE à Narbonne, qui a su me faire me sentir chez moi parmi elle malgré la distance. Merci entre autres aux organisateurs de sorties canoë, pour leur bonne humeur, leur patience face aux « medusa » et leurs parties initiatiques au Doble. Merci également à celles et ceux qui m'ont hébergée généreusement lors de mes déplacements et m'ont fait partagé un peu de leur vie narbonnaise.

Un grand merci à toute l'équipe ELSA, pour sa bonne humeur au quotidien, son soutien, son attention, ses parties de tarot et ses bonnes blagues ! Mais également pour l'attention portée à mes travaux, et pour ses précieux conseils, explications et enseignements qui m'ont été fournis tout au long de ces trois années (et plus particulièrement à Ophélie Negri, pour son aide sur le traitement de données SIG).
Un grand merci également aux personnes avec qui j'ai interagi autour du projet WinSeaFuel, pour leur temps passé à répondre à mes questions, pour la bonne humeur avec laquelle ils m'ont initiée à leurs sujets d'étude, et pour m'avoir fait goûter et apprécier les algues ! Merci également à tous mes co-auteurs pour le temps qu'ils m'ont consacré au travers de relectures d'articles, ainsi qu'aux personnes ayant participé à mes comités de thèse, à Guilhem Coves pour ses illustrations, et bien sûr aussi à tous les membres du jury (en particulier à Ralph Rosenbaum et à Frédéric Ménard, qui ont accepté les rôles de rapporteurs de cette thèse).

Un très grand merci également à mon encadrant Arnaud Hélias, qui a su me supporter jusqu'au bout de ces trois années (!) et me guider tout au long de mes travaux. Et bien sûr à mon directeur de thèse Jean-Philippe Delgenes, qui m'a apporté son soutien malgré la distance depuis Narbonne. Et enfin un merci bien particulier pour Pierre Fréon, qui m'a consacré énormément de son temps et de son énergie. Il a eu la patience de m'éclairer sur des thématiques que je connaissais peu, et m'a guidé tout au long de mes travaux. Je lui dois une grande partie de ma thèse, et garderai en modèle ce bel exemple de collaboration.

Table des matières

PRÉAMBULE 19

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION 23

1.1 LA MER, UN IMPORTANT GISEMENT DE RESSOURCES 27
1.2 LA MER ET SES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX 30
1.3 L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE 32
1.4 PROBLÉMATIQUE DE LA THÈSE ET DÉMARCHE SCIENTIFIQUE 33

CHAPITRE 2 : INTRODUCTION À L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV), APPROCHE GLOBALE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX 35

2.1 HISTORIQUE 39
2.2 DÉFINITION DE L'ACV 40
2.3 DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ÉTUDE 41
2.3.1 UNITÉ FONCTIONNELLE 42
2.3.2 RÈGLES D'ALLOCATION 43
2.3.3 DÉFINITION ET LIMITES DU SYSTÈME 43
2.4 RÉALISATION DE L'INVENTAIRE 44
2.5 ANALYSE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX 45
2.6 INTERPRÉTATION 49
2.7 CONCLUSION DU CHAPITRE 50

CHAPITRE 3 : UTILISATION DES ESPACES CONTINENTAUX ET MARINS EN ACV 51

3.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 55
3.2 REVIEW ON LAND USE CONSIDERATIONS IN LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA): METHODOLOGICAL PERSPECTIVES FOR MARINE ECOSYSTEMS 57
3.2.1 INTRODUCTION 57
3.2.2 OVERVIEW OF LAND USE IMPACT CATEGORY IN LCA 58
3.2.2.1 Definition of the land use 58
3.2.2.2 Framework: land use as a support of ecosystem services 59
3.2.2.3 Choice of impact pathways and corresponding indicators 60
3.2.2.4 Main methods of impact assessment for land use 61
3.2.3 IS THE IMPACT CATEGORY LAND USE APPLICABLE TO THE SEA? 62
3.2.3.1 Typology of the main marine activities 63
3.2.3.2 Sea use impacts based on water layers classes 64
3.2.3.3 Review for sea use in LCA and perspectives 65

3.2.4 CONCLUSION 67

3.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 68

CHAPITRE 4 : CADRE MÉTHODOLOGIQUE DU « SEA USE » EN ACV 73

4.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 77
4.2 SEA USE IMPACT CATEGORY IN LIFE CYCLE ASSESSMENT: GENERAL FRAMEWORK 78
4.2.1 INTRODUCTION 79

4.2.2 PERIMETER FOR A SEA USE IMPACT CATEGORY 81

4.2.2.1 Existing LCA indicators for seafood and products from aquaculture 81

4.2.2.2 Causes for sea use impacts 84

4.2.3 FRAMEWORK FOR THE SEA USE IMPACT ASSESSMENT 88

4.2.3.1 Impact pathways 88

4.2.3.2 Biotic natural resource depletion impact assessment 89

4.2.3.3 The sea use impact assessment: biodiversity damage potential 91

4.2.3.4 Sea use impact category and other ecosystem services 93

4.2.3.5 Perspectives 96

4.2.4 CONCLUSION 98

4.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 99

CHAPITRE 5 : CARACTÉRISATION DES IMPACTS SUR LES SERVICES ÉCOSYSTÈMIQUES 103

5.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 107
5.2 SEA USE IMPACT CATEGORY IN LIFE CYCLE ASSESSMENT: CHARACTERIZATION FACTOR CALCULATION CONSIDERING LIFE SUPPORT FUNCTIONS 108
5.2.1 INTRODUCTION 108

5.2.2 METHODS 109

5.2.2.1 Framework for life support functions impact assessment 110

5.2.2.2 Impacts of biomass removal on LSF 112

5.2.2.3 Impacts of shading on LSF 113

5.2.2.4 Impacts of seafloor destruction on LSF 114

5.2.3 RESULTS AND DISCUSSION 118

5.2.3.1 Characterization factors (CF) for sea use impact assessment on LSF 118

5.2.3.2 Limits and perspectives 120

5.2.3.3 Links and differences with the surrounding impact categories 122

5.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVE DU CHAPITRE 125
5.3.1 CONCLUSION DE L'ARTICLE 125

5.3.2 DISCUSSION SUR LES FACTEURS LIMITANTS EN MILIEU MARIN 126

CHAPITRE 6 : CARACTÉRISATION DE LA RARÉFACTION DES RESSOURCES BIOTIQUES DANS LE CAS DE LA PÊCHE 129

6.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 133
6.2 BIOTIC RESOURCES EXTRACTION IMPACT ASSESSMENT IN LCA OF FISHERIES 134
6.2.1 INTRODUCTION 134
6.2.2 METHODS 135
6.2.2.1 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment at the species scale 136
6.2.2.2 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment at the ecosystem scale 138
6.2.3 RESULTS 140
6.2.4 DISCUSSION 144
6.2.5 CONCLUSION 146
6.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 147

CHAPITRE 7 : ANLYSE DU CYCLE DE VIE D'UN PRODUIT ISSU DE L'ALGOCULTURE 151

7.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 155
7.2 LIFE CYCLE ASSESSMENT OF BIOMETHANE FROM OFFSHORE-CULTIVATED SEAWEED 158
7.2.1 INTRODUCTION 159
7.2.2 SYSTEM DEFINITION AND INVENTORY 161
7.2.2.1 Goal and scope 161
7.2.2.2 Process inventory of the initial scenario 163
Plantlet production onshore 166
Open ocean cultivation and harvesting 167
Extraction of macroalgal high value biomolecules: alginate 169
Biomethane and fertilizer production by anaerobic digestion 170
Biomethane distribution and use 172
7.2.3 MAIN RESULTS OF LCA APPLIED TO MACROALGAL BIOMETHANE PRODUCTION AND DISCUSSION 172
7.2.3.1 Contribution analysis in the initial scenario 172
7.2.3.2 Accounting for high-value coproducts in scenario (B) 176
7.2.3.3 Efficiency of the anaerobic digestion process and seasonality 176
7.2.3.4 Data collection from pilot-scale to industrial scale 177
7.2.4 UPGRADING SCENARIOS AND COMPARATIVE STUDY 178
7.2.4.1 Influence of ecodesign and technical improvements on environmental performance 178
7.2.4.2 Improvement hypotheses tested 179
7.2.4.3 Results of improvement solutions for macroalgal biomethane production 180
7.2.4.4 Comparison between the three production scenarios after improvement 183

7.2.5 CONCLUSION 184

7.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 185

7.3.1 L'ACV « CLASSIQUE » DU BIOMÉTHANE ALGAL 185

7.3.2 L'ACV DE BIOCARBURANT ALGAL ET LE SEA USE 188

CHAPITRE 8 : DISCUSSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES 191

8.1 APPORTS MÉTHODOLOGIQUES 193

8.2 LIENS POSSIBLES ENTRE *SEA USE* ET *LAND USE* ET PERSPECTIVES DE PRISE EN COMPTE DU *SEA USE* AU NIVEAU *ENDPOINT* 195

8.3 PERSPECTIVES D'APPROFONDISSEMENT DE LA MÉTHODE 196

8.3.1 AMÉLIORATION DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION CALCULÉS 196

8.3.1.1 Cas de l'ombrage 197

8.3.1.2 Cas de la destruction des fonds 198

8.3.1.3 Cas de la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle des stocks 198

8.3.1.4 Cas de la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle des écosystèmes 198

8.3.2 PERSPECTIVES DE MISE À DISPOSITION DE LA MÉTHODE 199

CHAPITRE 9 : CONCLUSION 201

BIBLIOGRAPHI 205

ANNEXES 223

Liste des figures

Figure1 : Poster de présentation du projet WinSeaFuel. 20
Figure 1-1 : Production mondiale des pêcheries et de l'aquaculture en mer 27
Figure 2-1: Cadre méthodologique de l'ACV, d'après la norme (ISO 14040 2006). 41
Figure 2-2: Arbre des processus pour le transport d'une personne sur un km en voiture roulant au diesel 44
Figure 2-3: Structure de l'analyse d'impact du cycle de vie et application à la combustion de carburant 45
Figure 2-4: Principe de la caractérisation dans l'analyse d'impact en ACV appliquée au changement climatique, l'acidification et l'eutrophisation 47
Figure 2-5 : Démarche de l'évaluation des impacts sur l'exemple du changement climatique, d'après la norme (ISO 14044 2006). 48
Figure 3-1 : Representation of land use impacts due to transformation and occupation processes 59
Figure 3-2: Illustration simplifiée des impacts de transformation (TI) et d'occupation (OI). 69
Figure 3-3 : Chaînes de causalité des impacts du land use sur la biodiversité et les services écosystémiques 71
Figure 4-1: Main impact pathways related to sea use (occupation and transformation) 89
Figure 4-2: Graphical presentation of sea use impacts on life support functions 95
Figure 5-1 : Impact pathways for life support functions and their location in the global cause-effect chain of sea use. 109
Figure 5-2 : Graphic representation of sea use impacts. 110
Figure 5-3 : Representation of sea use impacts on life support functions due to a) biomass removal, b) shading at the sea surface c) anchored constructions and d) seafloor destruction due to fishing gears. 112
Figure 5-4 : World map of the characterization factors for impacts of sea use on LSF due to shading 119
Figure 6-1 : Impact pathways for biotic natural resource depletion due to biomass removal from the sea and their location in the global cause-effect chain of sea use. 136
Figure 6-2 : Trends in catches evolution according to fishing effort (in cases of equilibrium states) 136
Figure 6-3 : Worldwide map of total Net Primary Production per year in marine provinces 141
Figure 7-1: Overview of the biomethane production system (A) from whole seaweeds cultivated in the open ocean and (B) from residues of alginate extractionn 162
Figure 7-2: Schematic representation of a longline raft 168
Figure 7-3: Environmental impacts of biomethane production from (A) untransformed macroalgae and (B) macroalgal residues from alginate production 173
Figure 7-4: Influence of parameters on the environmental performance of macroalgal biomethane 181
Figure 7-5: Comparison of the environmental impacts of biomethane from (A) untransformed algae, (B) macroalgal extraction residues and (C) natural gas used to drive a passenger car for 1 km. 183
Figure 8-1: Périmètre d'étude de la thèse 193

Liste des tableaux

Table 1-1: Répartition du potentiel de production d'énergie renouvelable marine par type d'énergie..... 29

Table 3-1: Impacts of marine activities on marine ecosystem layers..... 65

Table 4-1: Examples of additional fishery-related impact categories used for LCA of seafood products 81

Table 4-2: Synthesis of the marine activities impacts due to occupation and transformation of marine ecosystems 85

Table 5-1: Characterization Factors for impacts of sea use on LSF (CF_{LSF}) due to biomass removal 118

Table 5-2: Characterization factors for seafloor destruction due to constructions and to fishing gears 120

Table 6-1: Data used for characterisation factors calculation and results obtained 141

Table 6-2: Total Net Primary Production per coastal and deep-sea provinces 142

Table 7-1: Hypotheses used for the financial allocation 163

Table 7-2: Matter and energy consumption for macroalgal biomethane production 165

Table 7-3: Macroalgal biomass characteristics, anaerobic digestion performance and sizing of the biomethane production plant..... 171

Table 7-4: Données d'inventaire et facteurs de caractérisation pour le calcul de l'impact de l'usage de l'espace généré par le biométhane-carburant à partir de macroalgues pour parcourir 1 km..... 189

Acronymes et abréviations

Abréviations et sigles anglais/français	Signification anglaise	Signification française
A	occcupied or transformed Area	Superficie d'occupation ou de transformation
ADEME	-	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
$A_{ecozone}$	total Area of the ecozone	Superficie totale de l'écozone
ALO	Agricultural Land Occupation	Occupation d'Espaces Agricoles
aNPP	appropriation of Net Primary Production	appropriation de Production Primaire Nette
ANR	-	Agence Nationale pour la Recherche
AoP	Area of Protection	Aire de Protection
$B_{benthic,x}$	Benthic biomass characterizing the seafloor use x	Biomasse benthique caractéristique de l'usage du fond x
B_{MSY}	Biomass in the stock at the Maximum Sustainable Yield level	Biomasse du stock au niveau du Taux de captures Maximal Soutenable
BNR	Biotic Natural Resources	Ressources Biotiques Naturelles
BNRD	Biotic Natural Resource Depletion	Raréfaction des Ressources Naturelles Biotiques
BPP	Biotic Production Potential	Potentiel de Production Biotique
B_t	Biomass in the stock at year t	Biomasse du stock à l'année t
CC	Climate Change	Changement Climatique
C_{eq}	Carbon in primary carbon equivalent	Carbone en carbone primaire équivalent
CF	Characterisation Factor	Facteur de Caractérisation
$CF_{BNR,eco}$	Characterisation Factors for impacts on Biotic Natural Resources at the ecosystem scale	Facteurs de Caractérisation des impacts sur les Ressources Naturelles Biotiques à l'échelle des écosystèmes
$CF_{BNR,sp}$	Characterisation Factors for impacts on Biotic Natural Resources at the species	Facteurs de Caractérisation des impacts sur les Ressources Naturelles Biotiques à

	scale	l'échelle des espèces
CF_{LSF}	Characterisation Factor for impacts on Life Support Functions	Facteur de Caractérisation des impacts sur les Fonctions de Support de Vie
$CF_{LSF_seafloor}$	Characterisation Factor for impacts on Life Support Functions due to anchored constructions	Facteur de Caractérisation des impacts sur les Fonctions de Support de Vie dus à des constructions ancrées
CF_{LSF_trawl}	Characterisation Factor for impacts on Life Support Functions due to fishing gears	Facteur de Caractérisation des impacts sur les Fonctions de Support de Vie dus aux engins de pêche
cod	chemical oxygen demand	demande organique en oxygène
COD	Dissolved Organic Carbon	Carbone Organique Dissous
C_{org}	Organic carbon	Carbone organique
C_t	Catches for year t	Prises de l'année t
CVA	-	Charge Volumique Appliquée
D	Mass of the Discards	Masse des Rejets en mer
ΔNPP_{eq}	Variation of Net Primary Production in primary biomass equivalent	Variation de la Production Primaire Nette en équivalent biomasse primaire
ΔNPP_{eq}	Variation of Net Primary Production in primary biomass equivalent	Variation de la Production Primaire Nette en équivalent biomasse primaire
dm	dry matter	matière sèche
E	fishing Effort	Effort de pêche
E_{MSY}	fishing Effort at the Maximum Sustainable Yield level	Effort de pêche lorsque le Taux de capture Maximal Soutenable est atteint
ESDP	Ecosystem Services Damage Potential	Potentiel de Dommages sur les Services Écosystémiques
FAO	Food and Agriculture Organization	Organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture
FD	Fossil Depletion	Raréfaction des ressources Fossiles
FE	Freshwater Ecotoxicity	Écotoxicité d'Eau douce
F-EU	Freshwater EUtrophication	EUtrophisation d'Eau douce
FiB	Fishing in Balance	
FII	Fishing Intensity Index	Index d'Intensité de Pêche

fm	fresh matter	matière fraîche
fNPP	free Net Primary Production	Production Primaire Nette disponible
$fNPP_{eq}$	free Net Primary Production in primary biomass equivalent	Production Primaire Nette disponible en équivalent biomasse primaire
GHG/GES	GreenHouse Gases	Gaz à Effet de Serre
GIS / SIG	Geographic Information Système	Système d'Information Géographique
GOODS	Global Open Oceans and Deep Seabeds	Océans Ouverts du Monde et Fonds marins Profonds
HANPP	Human Appropriation of Net Primary Production	Appropriation Humaine de la Production Primaire Nette
HT	Human Toxicity	Toxicité Humaine
$I_{BNR,eco}$	Impacts on Biotic Natural Resources at the ecosystem scale	Impacts sur les Ressources Naturelles Biotiques à l'échelle des écosystèmes
$I_{BNR,sp}$	Impacts on Biotic Natural Resources at the species scale	Impacts sur les Ressources Naturelles Biotiques à l'échelle des espèces
Ifremer	-	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
ILCD	International reference Life Cycle Data system	-
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	Groupement Intergouvernemental d'Experts pour l'évolution du Climat
IR	Ionizing Radiation	Radiations Ionisantes
ISO	International Standard Organization	Organisation Internationale de Normalisation
I_z	Photosynthetically Active Radiation at depth z	Radiation Photosynthétiquement Active à la profondeur z
k_{par}	-	Coefficient d'atténuation
LANCA	LANd use indicator CAlculation tool	
LBE	-	Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement
LCA/ACV	Life Cycle Assessment	Analyse de Cycle de Vie
LCIA	Life Cycle Impact Assessment	Analyse d'Impact du Cycle de Vie

LC-Impact	Life Cycle Impact assessment Methods for imProved sustAinability Characterisation of Technologies	-
LSF	Life Support Functions	Fonctions de Support de Vie
LU	Land Use	Usage du Sol
m	mass of the biomass uptake	masse de biomasse prélevée
MarLIN	Marine Life Information Network	Réseau d'Information sur la Vie Marine
MD	Metal Depletion	Raréfaction des ressources Métalliques
MEA	Millenium Ecosystem Assessment	Bilan du Millénaire pour l'Evaluation des Ecosystèmes
MEOW	Marine Ecoregions Of the World	Ecorégions Marines Du Monde
M-EU	Marine EUtrophication	EUtrophisation Marine
MSY	Maximum Sustainable Yield	Taux de capture Maximal Soutenable
NLT	Natural Land Transformation	Transformation d'Espaces Naturels
NPP	Net Primary Production	Production Primaire Nette
$NPP_{benthic,x}$	Benthic Net Primary Production characterizing the seafloor use x	Production Primaire Nette benthique caractéristique de l'usage du fond x
$NPP_{ecozone}$	total Net Primary Production in the ecozone	Production Primaire Nette totale dans l'écozone
NPP_{eq}	Net Primary Production in primary biomass equivalent	Production Primaire Nette en équivalent biomasse primaire
NPP_{local}	NPP characterizing a given place	NPP en un point donné
NPP_{use}	Net Primary Production use	utilisation de Production Primaire Nette
OI / IO	Occupation Impact	Impact d'occupation
OI_{LSF}	Occupation Impact on the Life Support Functions of marine ecosystems	Impacts de l'Occupation sur les Fonctions de Support de Vie des écosystèmes marins
$OI_{LSF,rev}$	Reversible Occupation Impact on the Life Support Functions of marine ecosystems	Impacts Réversibles de l'Occupation sur les Fonctions de Support de Vie des écosystèmes marins
$OI_{LSF,shade}$	Occupation Impact on the Life Support Functions of marine ecosystems due to shading	Impacts de l'Occupation sur les Fonctions de Support de Vie des écosystèmes marins dus à l'ombrage

omd	organic matter degraded	matière organique dégradée
omi	organic matter introduced	matière organique introduite
OZ	OZone depletion	destruction de la couche d'OZone
PAR	Photosynthetically Active Radiation	Rayonnement Photosynthétiquement Actif
POF	Photochemical Oxidant Formation	Formation de molécules Photochimiques Oxydantes
Q	Quality index	index de Qualité
Q_e	Inflow	Débit entrant
SAR	Species-Area Relationship	Relation Superficie-Surface
SETAC	Society for Environmental Toxicology And Chemistry	Société de Toxicologie et de Chimie de l'Environnement
SI	Impact on the Stock of biomass in the ecosystem	Impact sur le Stock de biomasse présent dans l'écosystème
$SI_{LSF,discard}$	Impact on the Stock of biomass in the ecosystem due to discards	Impact sur le Stock de biomasse présent dans l'écosystème du fait des rejets de biomasse en mer
$SI_{LSF,remov}$	Impact on the Stock of biomass in the ecosystem due to biomass removal	Impact sur le Stock de biomasse présent dans l'écosystème du fait d'un prélèvement de biomasse
$SI_{LSF,seafloor}$	Impact on the Stock of biomass in the ecosystem due to constructions anchored on the seafloor	Impact sur le Stock de biomasse présent dans l'écosystème dû à des constructions ancrées
$SI_{LSF,seafloor_trawl}$	Impact on the Stock of biomass in the ecosystem due to fishing gears	Impact sur le Stock de biomasse présent dans l'écosystème dû aux engins de pêche
SR	Species Richness	Richesse Spécifique
SSB	Spawning Stock Biomass	Biomasse du Stock de Reproducteurs
SSB_{MSY}	Spawning Stock Biomass at the Maximum Sustainable Yield level	Biomasse du Stock de Reproducteurs au niveau du Taux de captures Maximal Soutenable
TA	Terrestrial Acidification	Acidification Terrestre
t_{destr}	Destruction time	Temps de destruction
TE	Transfer Efficiency	Efficacité de Transfert
TEc	Terrestrial Ecotoxicity	Écotoxicité Terrestre

TI / IT	Transformation Impact	Impact de Transformation
TI_{LSF}	Transformation Impact on the Life Support Functions of marine ecosystems	Impacts de Transformation sur les Fonctions de Support de Vie des écosystèmes marins
$TI_{LSF,irrev}$	Irreversible Transformation Impact on the Life Support Functions of marine ecosystems	Impacts irréversibles de Transformation sur les Fonctions de Support de Vie des écosystèmes marins
$TI_{LSF,rev}$	Reversible Transformation Impact on the Life Support Functions of marine ecosystems	Impacts réversibles de Transformation sur les Fonctions de Support de Vie des écosystèmes marins
$TI_{ref \rightarrow LUx}$	Transformation Impact from the reference to the land use type x	Impact de Transformation de la référence à l'usage du sol x
TI_x	Transformation Impact with a time modeling of x years	Impacts de Transformation à horizon de temps de x années
TL	Trophic Level	Niveau Trophique
ULO	Urban Land Occupation	Occupation d'Espaces Urbains
UNEP/PNUE	United Nations Environmental Programme	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
vm/MV	volatile matter	Matière Volatile
VR	-	Volume du Réacteur
WD	Water Depletion	Raréfaction des ressources en Eau

Préambule

Contexte et enjeux et de ce travail de thèse

Ce travail de recherche s'inscrit dans un projet ANR (Agence Nationale pour la Recherche) intitulé « WinSeaFuel », regroupant trois laboratoires de recherche et trois entreprises. Une présentation synthétique du projet est fournie Figure 1 (le présent travail de thèse y est abordé en tant que tâche numéro 4). Cette thèse a débuté en février 2010, avec le début effectif du projet. Elle s'est déroulée à Montpellier SupAgro, avec des partenariats étroits avec le Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (LBE) situé à Narbonne. Il s'agit d'un travail d'**éco-conception** d'une filière de production d'énergie à partir de macroalgues cultivées en pleine mer.

Au cours des dix dernières années, la raréfaction des ressources pétrolières et le changement climatique ont mené de nombreux groupes de recherche et d'industriels à l'utilisation de la biomasse pour la production d'énergie. Parmi ces biocarburants, ceux produits à partir d'huiles végétales ou de bioéthanol ont l'avantage majeur de reposer sur des circuits de distribution existants et des technologies actuelles. Cependant, ils peuvent aussi induire des dommages sur l'environnement, causés par l'utilisation de pesticides et de fertilisants ou par l'utilisation de terres arables (impliquant une concurrence avec les cultures vivrières et éventuellement une raréfaction des espaces naturels en lien avec le défrichage d'espaces vierges). Par conséquent, leur utilisation est sujette à controverse. Les algues représentent une solution alternative intéressante pour deux raisons essentielles :

- leur haut rendement photosynthétique permet une production de biomasse élevée,
- elles n'entrent pas en compétition avec les cultures alimentaires conventionnelles.

Cette thèse s'inscrit dans une problématique générale de **développement de nouvelles sources d'énergie** issues de la biomasse. Cependant, il convient de s'assurer que cette filière innovante de production de bioénergie est effectivement plus respectueuse de l'**environnement** que les filières existantes. Il s'agit de l'enjeu majeur de cette thèse, avec un accent particulier sur l'usage de l'espace en mer et ses conséquences sur l'environnement.

Figure1 : Poster de présentation du projet WinSeaFuel.

(Colloque Bioénergie 2010, rédigé par G. Jard avec la collaboration de l'ensemble des partenaires du projet WinSeaFuel)

Le travail de thèse au sein du projet WinSeaFuel

Pour mener à bien l'éco-conception de cette nouvelle filière de production, la méthode choisie a été l'**Analyse de Cycle de Vie (ACV)**. Il s'agit d'une méthode normalisée par l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO), qui donne un cadre clairement défini pour quantifier les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie (« du berceau à la tombe »). Elle se base sur la réalisation d'un inventaire (recueil de données sur les émissions de polluants vers l'environnement et les diverses consommations de ressources). Ceci permet de quantifier l'impact de l'activité sur l'environnement dans son ensemble, en limitant au maximum les possibilités de transfert de pollution, mais aussi d'identifier les étapes du procédé les plus impactantes sur l'environnement et qu'il convient d'améliorer.

Ce travail d'éco-conception a ouvert le champ à plusieurs questionnements scientifiques, et deux axes de recherche ont été étudiés dans la thèse. Le premier axe est **applicatif** et consiste à utiliser l'ACV pour optimiser la configuration du système WinSeaFuel, pour arriver à une meilleure efficience énergétique et environnementale de la production d'énergie à partir d'algues.

L'autre objectif majeur de cette thèse est la prise en compte des impacts de l'utilisation de l'espace en mer en ACV (baptisée « sea use »). Il s'agit de prendre en compte d'un point de vue **méthodologique** les impacts liés à la fois à l'occupation et à la transformation de l'espace marin, de même que cela est déjà fait dans le cas des espaces continentaux. En effet, la forte utilisation d'espaces associée à la production de biocarburants à partir de biomasse est un enjeu majeur. L'occupation et la transformation des espaces continentaux constituent l'un des principaux points noirs dans la production de biocarburants. Il s'agit donc d'une problématique de première importance. La prise en compte de ce type d'impacts est encore en cours d'amélioration dans la méthodologie ACV pour les espaces continentaux et n'a été abordée que dans le cadre de la pêche pour le milieu marin. Cette thèse a permis de l'appréhender dans son ensemble, au-delà de la pêche.

Chapitre 1 : Introduction

« C'est pas l'homme qui prend la mer »

Renaud Séchan

SOMMAIRE

1.1 LA MER, UN IMPORTANT GISEMENT DE RESSOURCES 27
1.2 LA MER ET SES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX 30
1.3 L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE 32
1.4 PROBLEMATIQUE DE LA THESE ET DEMARCHE SCIENTIFIQUE 33

Dans ce chapitre est présentée l'importance de la mer, tant du point de vue de ses ressources, que d'un point de vue environnemental. Les enjeux environnementaux pour la préservation des océans, et la place de l'ACV pour l'évaluation de ces enjeux est ensuite abordée, afin d'introduire la problématique du présent travail de thèse.

1.1 La mer, un important gisement de ressources

Aujourd'hui, la mer constitue un réservoir important de richesses pouvant être utilisées par l'homme. Elle représente une source importante de protéine animale, avec 100 millions de tonnes de poissons provenant de pêche ou d'aquaculture en mer en 2009, selon les estimations de la « Food and Agriculture Organization » (FAO 2010). Les valeurs de la production mondiale de biomasse animale issue de la mer sont fournies en Figure 1-1.

Malgré un récent déclin des captures en mer, en lien avec un épuisement certain de nombreux stocks exploités par l'homme (FAO 2010), la biomasse animale marine représente une part importante des ressources alimentaires mondiales. Le poisson représente 6,1% des protéines (et 15,7% des protéines animales) consommées dans le monde (FAO 2010). Il constitue une source unique ou principale de protéines animales pour plus d'un milliard d'individus dans le monde (Pauly et al. 2005), notamment dans les pays en voie de développement. L'aquaculture en mer est quant à elle en plein essor, avec une augmentation de 20% de la production entre 2004 et 2009 (FAO 2010).

Figure 1-1 : Production mondiale des pêcheries et de l'aquaculture en mer en millions de tonnes (FAO 2010).

Les mers et océans recèlent également d'immenses réserves d'énergies à l'échelle de la planète :

- énergie cinétique, à travers les vagues de houle, les marées, les courants ou les vents, pouvant être récupérée respectivement grâce à des centrales houlomotrices, marémotrices, des hydroliennes ou des éoliennes offshore,
- énergie thermique, à travers le gradient de température existant entre les eaux océaniques de surface et les eaux océaniques profondes, pouvant être récupérée grâce à des échangeurs thermiques après pompage des eaux profondes et des eaux de surface,
- énergie solaire ou radiative, à travers les photons reçus du rayonnement solaire, pouvant être interceptés par des panneaux photovoltaïques ou par de la biomasse photosynthétique. Cette biomasse peut être secondairement convertie en bioénergie par l'homme s'il s'agit de biomasse fraîche (Van Iersel and Flammini 2010), ou servir directement d'hydrocarbures à raffiner s'il s'agit de biomasse fossile. Selon l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer), les réserves de pétrole et de gaz offshore sont estimées respectivement à 22 et 37% des réserves mondiales (Ifremer 2012). Les réserves de gaz non conventionnels, composées d'hydrate de méthane (ou clathrate), représentent également un gisement important, avec une réserve comprise entre 500 et 2 500 Gt de carbone sous forme de méthane (Milkov 2004).
- énergie osmotique, à travers les gradients de salinité existant aux embouchures de fleuves, entre l'eau douce et l'eau salée : il s'agit d'un processus d'osmose naturelle, créant un potentiel de pression hydraulique, du fait de la tendance des eaux douces à se mélanger aux eaux salées pour atténuer les différences de concentration en sels.

Parmi toutes les formes possibles d'énergies renouvelables marines, peu sont encore véritablement exploitées : selon le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE, « United Nations Environmental Programme » (UNEP)), elles représentent moins de 1% des énergies renouvelables produites dans le monde (UNEP 2012), avec une production cumulée de 300 MW en 2009 (Edenhofer et al. 2012). En effet, ce sont les récentes augmentations du coût des énergies fossiles qui ont favorisé le lancement de ces filières (en

lien également avec de fortes volontés politiques). Leur développement n'en est donc qu'à ses débuts.

Pourtant, selon l'« Intergovernmental Panel on Climate Change » (IPCC), ces formes d'énergie représentent une source potentielle estimée entre 2×10^3 et $2\,056\times10^3$ TWh par an, sans compter l'éolien offshore (Edenhofer et al. 2012). La répartition de ce potentiel par type d'énergie est fourni Table 1-1. À titre de comparaison, la consommation mondiale actuelle d'électricité s'élève à 18 000 TWh par an (UNEP 2012).

Table 1-1: Répartition du potentiel de production d'énergie renouvelable marine par type d'énergie (UNEP 2012).

Type d'énergie	Énergie potentielle disponible ($TWh.an^{-1}$)
Gradients thermiques	10 000
Éoliennes offshore (scénario minimaliste)	4 000
Gradients de salinité	2 000
Courants marins	800
Marées	300

En plus de ces ressources énergétiques, tant fossiles que renouvelables, la mer constitue une réserve importante d'espace, avec 70,8 % des surfaces terrestres recouvertes par des eaux océaniques (Pauly et al. 2005), représentant près de 99% des volumes habitables par des organismes vivants à l'échelle du globe (Diaz et al. 2005). Parmi ces espaces, certains sont encore très peu connus. On y trouve d'ailleurs d'importantes réserves de minéraux, sous-forme de nodules polymétalliques à la surface des sédiments des grands fonds, non encore exploitables à l'heure actuelle, et des réserves de sulfures hydrothermaux, également riches en métaux (Ifremer 2012).

Du fait de toutes ces ressources, la mer constitue une source de bénéfices économiques majeure (Pauly et al. 2005), ainsi qu'une importante source de services culturels, à travers les loisirs et le tourisme, et 40% de la population mondiale vit à moins de 80 km des côtes (Agardy and Alder 2005).

1.2 La mer et ses enjeux environnementaux

D'un point de vue environnemental, la mer joue également un rôle majeur dans de nombreux mécanismes de régulation à l'échelle mondiale (Pauly et al. 2005), dont :

- le cycle géochimique de l'eau. L'eau salée liquide des océans constitue le plus important réservoir d'eau pouvant s'évaporer sous l'effet du rayonnement solaire. La vapeur d'eau ainsi formée rejoint alors l'atmosphère, puis participe à la formation d'eau douce sur les continents par condensation puis précipitation. L'eau de mer joue donc un rôle prépondérant dans le cycle hydrologique.
- la régulation climatique. L'océan représente un réservoir important de carbone, à travers notamment l'acide carbonique en solution dans les eaux et les carbonates de calcium piégés dans les sédiments. Il participe donc à tamponner les émissions de CO_2 liées aux activités humaines, et joue un rôle pour limiter les dérèglements climatiques.
- le maintien de la biodiversité. Bien qu'assez méconnus, les écosystèmes marins abriteraient un total de 10 millions d'espèces de macrofaune (Agardy and Alder 2005). Les franges intertidales (zones de balancement des marées), les récifs rocheux, biologiques ou coralliens, les mangroves, les estuaires, ainsi que dans une moindre mesure les marais, lagons, herbiers et champs d'algues, constituent des habitats particuliers riches en biodiversité. Par ailleurs, ils sont des barrières à la dispersion des individus entre continents.

Les espaces marins ont été très largement dégradés par l'homme (Halpern et al. 2008), et ce malgré (mais aussi en lien avec) leur importance économique, sociologique et environnementale. Ces dégradations sont liées aux diverses activités menées en mer par l'homme, notamment la pêche, les constructions littorales et l'exploitation pétrolière. En effet, la pêche à échelle industrielle a induit des problèmes de surexploitation pour de nombreux stocks : un quart des stocks d'intérêt économique sont ou ont été surexploités par le passé, et près de la moitié sont exploités au maximum de leur capacité (FAO 2010). On estime que 75% des plateaux continentaux sont chalutés au moins une fois par an (Kaiser et al. 2002), induisant des problèmes de destruction des fonds marins.

La dégradation des espaces marins est aussi le fait d'activités polluantes à terre (Pauly et al. 2005). En effet, la mer est le réceptacle final de nombreuses pollutions transportées par les eaux continentales ou provenant d'apports terrigènes : 77% des polluants mesurés dans les écosystèmes côtiers sont d'origine continentale (Agardy and Alder 2005). Ainsi sont apparus au cours des dernières décennies de nombreux problèmes :

- d'eutrophisation (Rabalais et al. 2009), du fait de l'utilisation massive de fertilisants azotés et phosphorés ou de l'épandage non raisonné de déjections animales. Cette pollution est à mettre en regard avec les activités agricoles intensives qui se sont développées depuis les années 1960, afin de répondre à une demande croissante pour la sécurité alimentaire (UNEP 2012).
- d'écotoxicité marine, du fait de la libération dans l'environnement de molécules toxiques organiques ou minérales, à durée de vie plus ou moins longues, tels que pesticides agricoles ou effluents industriels (Halpern et al. 2008).

Par ailleurs, il existe encore des incertitudes quant à l'impact environnemental d'activités récentes, notamment l'exploitation des énergies marines renouvelables (Inger et al. 2009), ou la décharge de déchets radioactifs en mer (Pauly et al. 2005). Ainsi, d'autres types de pollutions pourraient être identifiés dans les années à venir.

D'après le bilan du millénaire relatif aux écosystèmes, ou « Millenium Ecosystem Assessment » (MEA), les zones côtières sont celles subissant le plus de dégâts, notamment des changements environnementaux majeurs à un rythme soutenu. Elles figurent parmi les écosystèmes les plus menacés (MEA 2005). Pourtant il s'agit d'espaces dont le maintien en bon état est primordial : ce sont eux qui délivrent le plus de services écosystémiques à l'homme. Ainsi, on estime que les espaces côtiers comptent à eux seuls 25% de la production primaire totale, 90 à 95% des prises de pêche en mer, 80% de la production de carbonate, 50% de la dénitrification mondiale et 90% de la minéralisation de sédiments (Agardy and Alder 2005). Leur niveau de dégradation s'explique d'une part par leur fragilité et leur vulnérabilité. Ils sont soumis à l'élévation du niveau des mers, à l'érosion et à des événements climatiques exceptionnels, en plus de problèmes globaux tels que le changement climatique. Ainsi, les écosystèmes les plus fragiles, tels que récifs coralliens, herbiers ou encore mangroves sont en net déclin (Agardy and Alder 2005). D'autre part, il s'agit d'espaces rares, comparés au reste des océans. Ainsi, de nombreux conflits d'usage ont lieu en zones côtières, et la plupart de ces zones sont très largement exploitées, voire surexploitées.

1.3 L'évaluation environnementale

Du fait de besoins en ressources croissants (liés à la démographie et à des besoins individuels de plus en plus élevés), les impacts négatifs sur l'environnement sont de plus en plus criants, et les activités humaines sont de plus en plus pointées du doigt, à la fois en ce qui concerne le milieu marin (Halpern et al. 2008) ou plus généralement pour l'ensemble des écosystèmes, y compris continentaux (MEA 2005). Afin de limiter ces impacts, différentes méthodes d'évaluation environnementale (c'est-à-dire des méthodes permettant de quantifier les atteintes portées à l'environnement : quantification des pollutions et/ou de l'épuisement des ressources) ont vu le jour. Parmi ces méthodes, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est particulièrement développée. Elle est largement utilisée à l'échelle industrielle pour de l'éco-conception en interne ou pour de l'éco-étiquetage en externe, ou pour orienter des choix politiques aux échelles locales, nationales ou internationales. Cette méthode est normalisée par l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) pour l'évaluation des impacts d'un produit ou d'un service sur l'environnement (ISO 14040 2006; ISO 14044 2006).

Cette méthode se veut exhaustive, c'est-à-dire que les impacts générés tout au long du cycle de vie du produit doivent être quantifiés, depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement des déchets (« du berceau à la tombe » selon la formule consacrée). De plus, cette méthode a pour but de couvrir l'ensemble des pollutions et épuisements de ressources causés par le produit. Ainsi, elle permet de prendre en compte des impacts aussi variés que le réchauffement climatique, la destruction de la couche d'ozone, l'émission de substances toxiques pour l'homme, pour les écosystèmes d'eau douce, d'eau de mer et terrestres, l'oxydation photochimique (plus communément appelée *smog*), l'acidification (conduisant aux phénomènes de pluies acides), l'épuisement des ressources fossiles et métalliques, la compétition pour l'usage des sols, l'émission de radiations ionisantes (radioactivité ou rayonnements électromagnétiques) ou l'eutrophisation (Guinée et al. 2001a). D'autres types d'impacts ont été ajoutés récemment dans la méthode, tels que la formation de matières particulaires, notamment liée à la combustion dans les moteurs automobiles (Goedkoop et al. 2009).

Cette vision globale des filières de production permet d'identifier les étapes et les procédés générant le plus d'impacts sur l'environnement. Utilisée pour des comparaisons, cette méthode permet également d'identifier d'éventuels transferts de pollution (d'une étape de la filière vers une autre ou d'un type d'impacts sur l'environnement vers un autre).

Devant l'importance des produits et services issus du milieu marin (pour la production de biomasse, d'énergie et l'occupation de l'espace, comme souligné précédemment), il convient que l'ACV puisse prendre aussi en compte les impacts de l'usage de l'espace pour leur production. Le but de cette thèse a été d'améliorer la méthode ACV pour prendre en compte spécifiquement les impacts sur l'environnement des produits utilisant de l'espace en mer (les impacts liés à l'eutrophisation et au rejet de substances toxiques dans la mer sont quant à eux déjà intégrés dans la méthode).

1.4 Problématique de la thèse et démarche scientifique

Les impacts de l'usage de l'espace en mer sont pour le moment mal pris en compte en ACV, et le cadre global de cette éventuelle nouvelle catégorie d'impacts n'a encore jamais été formalisé. Ceci offre une opportunité pour la mise en œuvre d'une nouvelle méthode. Ce document de thèse a pour objectif de présenter le développement d'une méthode permettant de prendre en compte les impacts de l'usage de l'espace en mer, puis de l'appliquer sur deux types de produits de la mer, présentant des problématiques environnementales bien distinctes : produits de la pêche et produits de l'algoculture.

Cette thèse propose une méthode permettant de prendre en compte l'occupation et la transformation de l'espace en mer dans la phase d'analyse d'impact de l'ACV. Elle repose sur la mise en place d'un cadre méthodologique, détaillant précisément les chaînes de causalité conduisant d'une utilisation de l'espace par l'homme à une transformation de son environnement. Dans le cas de l'usage de la mer, diverses modifications peuvent avoir lieu. De nombreuses activités influent sur la quantité de biomasse disponible dans l'écosystème, et pouvant être mobilisée pour son bon fonctionnement. Ainsi, le prélèvement de biomasse (pour la pêche ou l'aquaculture), la destruction des fonds marins ou l'ombrage privent les écosystèmes d'une certaine quantité de biomasse, habituellement présente et utilisée pour le maintien des chaînes trophiques. La quantité de biomasse disponible est déterminante pour assurer le maintien de la fonction de support de vie des écosystèmes marins. Nous avons donc cherché à mettre en lien les différentes activités menées en mer et leur impact sur la capacité à produire des écosystèmes ainsi que sur la raréfaction des ressources biotiques. Cette prise en compte des impacts de l'usage de l'espace en mer sur les fonctions de support de vie des écosystèmes marins a été menée de façon générique pour différents types d'activités en mer et pour différents types d'écosystèmes.

Le **chapitre 2** décrit les principales étapes de la méthodologie ACV, et plus précisément l'étape de l'analyse d'impact, le reste du document constituant une amélioration de cette étape, par le développement d'une nouvelle catégorie d'impacts.

Dans le **chapitre 3,** un premier aperçu du manque méthodologique existant pour la prise en compte des impacts des produits de la mer est dressé. Il s'agit d'une part d'une présentation succincte des méthodes d'évaluation de l'usage de l'espace continental en ACV, appelées « land use ». D'autre part, nous avons exposé dans ce chapitre les besoins pour une nouvelle catégorie d'impacts, qui permette d'évaluer les impacts de l'occupation et la transformation de l'espace en milieu marin. Il s'agit d'une introduction à la notion de « sea use ».

En réponse à ce manque méthodologique, le **chapitre 4** dresse le cadre méthodologique de la nouvelle catégorie d'impacts *sea use*. Pour cela, une revue exhaustive des ACV de produits de la mer introduisant de nouveaux indicateurs spécifiques a été réalisée. Dans un second temps, les chaînes de causalité reliant les différentes interventions humaines en mer aux impacts et aux dommages sur la qualité des écosystèmes et sur les ressources disponibles ont été détaillées. Enfin ont été identifiées les différentes méthodes issues de la méthodologie du *land use* qui pourraient être appliquées au cas particulier de l'usage de l'espace en mer.

La méthode identifiée comme la plus pertinente dans le chapitre 4, permettant l'évaluation des impacts des activités en mer sur les fonctions de support de vie des écosystèmes marins, a été mise en œuvre dans le **chapitre 5**. Le déroulement de cette méthode a été détaillé et a abouti à la production de facteurs de caractérisation, rendant la méthode opérationnelle.

Des facteurs de caractérisation spécifiques au prélèvement de biomasse ont été développés dans le **chapitre 6**, sur l'exemple de deux pêcheries, permettant d'évaluer dans l'ACV les impacts de la raréfaction des ressources biotiques.

Enfin, le **chapitre 7** présente une application de la méthodologie du *sea use* sur l'exemple d'un produit de l'algoculture. Il s'agit de l'ACV de la production de biométhane à partir de macroalgues cultivées en pleine mer.

Les chapitres 3 à 7 sont articulés autour d'articles scientifiques réalisés au cours de ce travail de doctorat. Ils sont précédés d'une introduction et suivis d'une discussion pour les replacer dans le contexte du présent travail de thèse. La liste des publications et conférences réalisées est disponible en annexe A. Le « nouveau chapitre de la thèse », permettant de resituer la thèse dans une démarche d'insertion professionnelle est disponible en annexe B.

Chapitre 2 : Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), approche globale des impacts environnementaux

« If you cannot measure it, you cannot improve it »

Lord Kelvin

SOMMAIRE

2.1 HISTORIQUE 39
2.2 DÉFINITION DE L'ACV 40
2.3 DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ÉTUDE 41
2.3.1 UNITÉ FONCTIONNELLE 42
2.3.2 RÈGLES D'ALLOCATION 43
2.3.3 DÉFINITION ET LIMITES DU SYSTÈME 43
2.4 RÉALISATION DE L'INVENTAIRE 44
2.5 ANALYSE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX 45
2.6 INTERPRÉTATION 49
2.7 CONCLUSION DU CHAPITRE 50

Dans ce chapitre est présentée l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), méthode d'évaluation des impacts sur l'environnement d'un produit ou d'un service. Y sont définies les principales étapes de l'ACV : définition des objectifs et du champ d'étude, réalisation de l'inventaire, évaluation des impacts et interprétation. Il s'agit d'une démarche cyclique et itérative, avec de nombreux retours à chacune des étapes permettant d'affiner avec pertinence les hypothèses qui le nécessitent. La portée globale de la méthode et son exhaustivité en font une méthode d'évaluation environnementale de premier choix. Tout ceci ne peut se faire qu'en contrepartie d'importantes simplifications, notamment au cours de la transformation des données d'inventaire en impacts et en dommages. Étant au cœur de cette thèse, cette étape sera particulièrement détaillée.

2.1 Historique

L'intérêt porté par la société pour les problématiques environnementales, afin de limiter les impacts liés à l'activité humaine, est de plus en plus important. L'hypothèse d'une croissance infinie basée sur l'utilisation de ressources finies est largement remise en cause depuis plusieurs décennies (Meadows et al. 1972). Le maintien d'un mode de vie consumériste et non basé sur l'optimisation des procédés de production et de retraitement fait aujourd'hui face à l'épuisement des ressources et à une capacité limitée de l'environnement à absorber les effets de l'activité humaine.

Différents types de méthodes d'évaluation environnementale existent. Les premiers constats de dégradation de l'environnement avaient conduit à mettre au point des politiques de remédiation, focalisées sur chaque site d'activité, par exemple sur une usine. On pouvait alors parler « d'approche orientée processus » (*processus-oriented*), telles que le sont les analyses de risque. Les politiques orientées processus ont permis la résorption des situations à risque, notamment sur les sites industriels, mais pas de l'ensemble des pollutions. En effet, ce type de démarche ne permet pas d'identifier d'éventuels transferts de pollution, ni d'un site à un autre ni d'une étape à une autre. Des approches complémentaires ont donc vu le jour, dites « approches orientées produit » (*product-oriented*), prenant en compte l'intégralité du cycle de vie d'un produit ou d'un service, « du berceau à la tombe » (c'est-à-dire considérant l'intégralité des étapes liées à la production, l'utilisation et la fin de vie d'un produit). L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) fait partie de ces dernières méthodes (en anglais « Life Cycle Assessment » (LCA)).

L'ACV trouve ses origines à la fin des années 60 dans le développement par des chercheurs américains, suisses et suédois, de modèles associant utilisation de matériaux bruts et consommation d'énergie avec la production d'un produit. Le développement de ces modèles s'est ensuite accéléré avec la mise en évidence lors de la fondation du Club de Rome en 1972 d'une limite au développement sociétal basée sur des prédictions de disponibilité restreinte des ressources. Parallèlement, l'envie de procéder à des évaluations multicritères, prenant en compte les émissions vers l'eau, l'air et le sol, s'est rapidement fait sentir.

En 1973, le premier choc pétrolier a lieu. Les approches dites « bilan » se généralisent, mais en se focalisant particulièrement sur les aspects énergétiques, et en délaissant la prise en compte d'autres facteurs environnementaux. Au milieu des années 80, l'approche multicritère revient sur le devant de la scène, notamment dans l'analyse des déchets solides. Étant une

méthode qui se veut exhaustive sur la nature des pollutions et atteintes à l'environnement qui sont évaluées, l'ACV permet d'éviter toute forme de transfert de pollution. Cependant, pour les ACV développées durant cette période, l'absence d'harmonisation entre les différentes méthodes employées rend difficile l'interprétation des résultats.

En 1991, la « Society for Environmental Toxicology And Chemistry » (SETAC) publie un premier rapport définissant le cadre méthodologique de l'ACV (Fava et al. 1991). Ce document a permis l'émergence de lignes directrices essentielles à la réalisation d'une ACV. Depuis lors, la SETAC participe activement au développement de l'ACV, en partenariat avec deux autres organisations majeures, l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) et le PNUE. Une première norme ISO (ISO 14 040) datant de 1997 a défini le cadre méthodologique de l'ACV, et elle a été suivie par les normes ISO 14 041, 14 042 et 14 043 décrivant respectivement les étapes d'inventaire, d'évaluation des impacts et d'interprétation des résultats. Ces quatre normes ont été révisées en 2006, et fusionnées en deux normes : l'ISO 14040 (2006), exposant les principes généraux de l'ACV, et l'(ISO 14044 2006) regroupant le contenu technique destiné aux praticiens.

Actuellement, l'ACV est reconnue internationalement comme une des méthodes de référence pour l'évaluation des impacts environnementaux. À l'échelle de la France, elle a d'ailleurs été retenue pour réaliser l'affichage environnemental (ou éco-étiquetage) des biens de grande consommation, prévu par la loi du Grenelle de l'environnement. C'est une approche également souvent utilisée pour déterminer les priorités d'action à mener pour diminuer les impacts liés au cycle de vie d'un produit dans le cadre de l'éco-conception.

2.2 Définition de l'ACV

Le cadre conceptuel de l'ACV est décrit dans la série des normes ISO 14040-14044. La norme définit l'ACV comme étant « un outil d'évaluation des impacts sur l'environnement d'un système incluant l'ensemble des activités liées à un produit ou à un service depuis l'extraction des matières premières jusqu'au dépôt et traitement des déchets ». L'ACV se veut une approche globale : elle est multi-étapes (l'ensemble du cycle de vie associé à la fonction étudiée est considéré), et multi-critères (plusieurs catégories d'impact sur l'environnement sont regardées).

Selon les normes éditées par l'ISO et les recommandations de la SETAC, une ACV se déroule en quatre phases. La première étape est la définition des objectifs et du champ d'étude. La

deuxième étape est l'inventaire des émissions et des extractions. Elle consiste à quantifier les émissions polluantes et les extractions de matières premières en lien avec la fonction étudiée. La troisième étape permet d'évaluer les impacts environnementaux des émissions et des extractions inventoriées précédemment. Enfin l'interprétation des résultats est réalisée dans un dernier temps. La démarche mise en œuvre se veut cyclique et itérative, avec de nombreux retours à chacune des étapes pour affiner les différentes hypothèses en fonction de leur importance sur les résultats de l'étude. La Figure 2-1 illustre le cadre méthodologique de l'ACV en mettant en évidence son caractère cyclique et itératif.

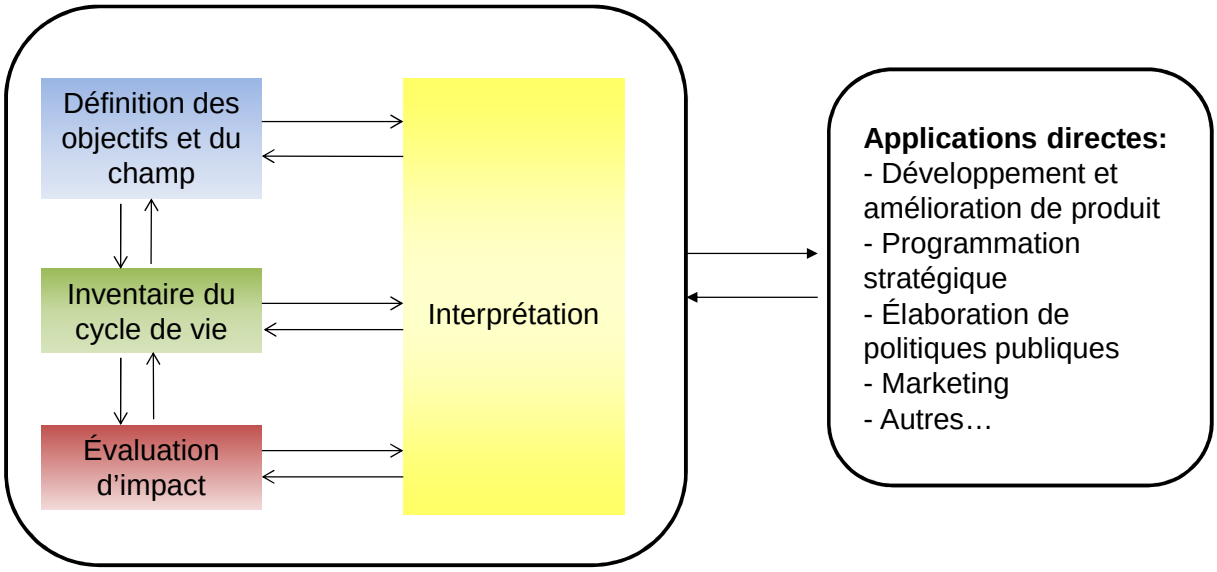

Figure 2-1: Cadre méthodologique de l'ACV, d'après la norme (ISO 14040 2006).

L'ACV se focalise uniquement sur les impacts environnementaux, et ne répond donc qu'au pilier environnemental du développement durable. Les deux autres piliers (social et économique) ne sont pas intégrés dans cet outil et la prise de décision faisant suite à une ACV doit donc être faite à la lumière d'analyses économiques et sociales complémentaires.

2.3 Définition des objectifs et du champ d'étude

Il est d'usage de dire qu'un problème bien posé est déjà à moitié résolu. Ainsi, la phase de définition des objectifs et du champ d'étude est essentielle dans l'ACV. Doivent y être détaillés les objectifs de l'étude, le public concerné, les frontières du système étudié, le produit ou plus généralement la fonction du produit, l'unité fonctionnelle ainsi que la ou les méthodes choisies pour l'évaluation des impacts. L'ACV a vocation à répondre aussi bien à des besoins internes (aide à l'éco-conception, comparaison inter-sites…) qu'à des besoins

externes (communication environnementale, rapports d'activité…). Les objectifs potentiels d'une ACV peuvent donc être très variables, incluant :

- donner des informations sur les impacts environnementaux d'un produit existant,
- évaluer un produit par rapport à une référence (réglementation existante, standard),
- comparer plusieurs alternatives de production,
- améliorer un produit en identifiant et en perfectionnant les étapes du processus de fabrication les plus impactantes.

2.3.1 Unité fonctionnelle

Le champ d'étude d'une ACV doit impérativement comprendre les fonctions du système étudié. L'unité de mesure de cette fonction est appelée unité fonctionnelle (ISO 14040 2006). Il s'agit d'une étape fondamentale, car l'évaluation porte sur la fonction des produits ou services étudiés et non sur les produits ou services en eux-mêmes. Ainsi, à titre d'exemple, il ne serait pas judicieux de comparer un train entier à une voiture directement sur la base des matériaux qui les constituent pour comparer l'impact de ces deux modes de transport. Il convient de se baser sur leur fonction, dont la principale est le déplacement d'un certain nombre d'individus sur une distance donnée. L'unité fonctionnelle est la mesure quantitative de la fonction étudiée, sur la base de laquelle on calcule les impacts. Ainsi, l'unité fonctionnelle permettant de comparer un transport en train à un transport en voiture pourrait être, par exemple : le déplacement d'un individu sur 100 km, en train ou en voiture.

Bien qu'essentielle dans une ACV, la comparaison d'alternatives différentes sur la base d'une même fonction n'est pas toujours évidente. Pour reprendre l'exemple des transports, comparer un nombre d'individus transportés sur une distance donnée peut présenter des limites. Ainsi, si l'on souhaite comparer l'avion et la voiture, d'autres fonctions que cette dernière vont entrer en jeu, incluant des notions de temps nécessaires pour réaliser le trajet, ou des limitations techniques (on ne peut pas traverser les océans en voiture) et éventuellement un certain prestige social à se déplacer en avion. Ainsi, l'unité fonctionnelle devra être définie de sorte que l'on compare des choses comparables, par exemple le déplacement d'un individu sur 100 km, en avion ou en voiture, sans limitations de temps et hors trajets transocéaniques.

L'unité fonctionnelle doit aussi être choisie en fonction des objectifs visés et du public concerné. Par ailleurs, elle doit impérativement être quantitative et additive, afin de pouvoir comparer différents systèmes entre eux, et traduire au mieux la fonction étudiée. À partir de

cette unité fonctionnelle, on peut mesurer pour chaque scénario les flux de référence, c'est-à-dire les quantités de produits nécessaires pour remplir cette fonction. Sur la base de ce flux de référence, il devient alors possible de réaliser l'inventaire des flux entrants (consommation de ressources) et des flux sortants (émissions vers l'environnement) (Jolliet et al. 2005).

2.3.2 Règles d'allocation

De nombreux systèmes conduisent à la formation de plusieurs produits, remplissant généralement des fonctions différentes. Par exemple, la production de biodiesel à partir de colza est associée à celle d'un coproduit riche en protéines et valorisable sur le marché de l'alimentation animale. Ainsi, l'ensemble des pollutions et consommations de ressources générées par cette filière doit être réparti entre le biodiesel et le résidu protéique. Il serait possible de les répartir en fonction de paramètres physiques, tels que leur masse ou leur contenu énergétique relatifs, ou bien en fonction de paramètres économiques, sur la base de leur prix de vente ou des bénéfices qu'ils génèrent. Dans ces cas de production multiples, des règles d'allocation régissent la part des flux de matière et d'énergie, et des substances émises, à attribuer à la réalisation de la fonction principale et des fonctions des coproduits.

Ainsi, dans le cadre d'études ACV sur les biocarburants menées en France, l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) préconise une allocation énergétique (ADEME 2010). Les travaux de (Luo et al. 2009) ont souligné la dépendance des résultats à ces règles d'allocation pour les filières de production de biocarburants. Il s'agit donc d'un point de méthodologie de première importance pour lequel plusieurs études proposent des démarches à adopter (Azapagic and Clift 1999; Ekvall and Finnveden 2001; Heijungs and Frischknecht 1998).

2.3.3 Définition et limites du système

Le système comprend l'ensemble des processus impliqués dans la réalisation de la fonction étudiée (Jolliet et al. 2005). Il est souvent représenté sous la forme d'un arbre des processus. Puisqu'il faut de l'énergie et de la matière pour construire des infrastructures, elles-mêmes nécessaires pour la construction d'autres infrastructures, l'arbre des processus est quasiment infini. La norme ISO 14044 (2006) indique les critères pour l'inclusion des processus dans le système étudié, sur la base de leur contribution en masse, énergie ou impact environnemental, soulignant encore une fois le caractère itératif de l'approche. À titre d'exemple, l'arbre des processus pour le transport d'une personne sur 1 km est présenté Figure 2-2.

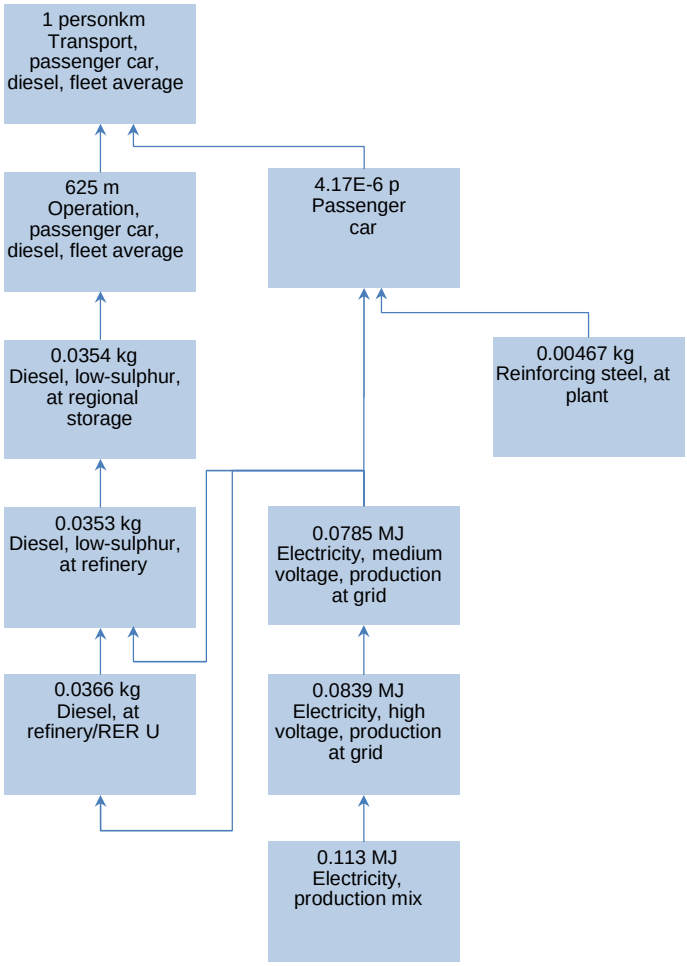

Figure 2-2: Arbre des processus pour le transport d'une personne sur un km en voiture roulant au diesel (d'après la base de données EcoInvent, (Frischknecht and Rebitzer 2005)).

Le champ d'étude de l'ACV est défini en fonction des domaines d'application et des motivations des commanditaires et des destinataires du travail. Selon Guinée et al. (2001a), il doit préciser quelles sont les couvertures temporelles, géographiques et technologiques de l'analyse. Il doit aussi clairement définir les limites du système, l'inventaire des émissions et extractions et les impacts considérés. Cette étape spécifie de manière claire l'ensemble des flux entrants et sortants du système.

2.4 Réalisation de l'inventaire

Sur la base de l'arbre des processus retenu, la phase d'inventaire consiste à quantifier de manière systématique toutes les consommations de matières premières et d'énergies (les intrants) et toutes les émissions vers l'environnement (les extrants). Il peut être basé sur des données mesurées, des sorties de modèles et/ou des dires d'experts. Il s'agit généralement d'une phase très gourmande en temps, selon le niveau de finesse des données recherchées,

mais ne posant pas de problème méthodologique majeur. L'élément central de cette phase est l'attention portée à la qualité des données recueillies, puisque cette dernière influe directement sur celle des résultats que l'on obtiendra. Plusieurs bases de données ont été constituées au cours des dernières années, notamment EcoInvent (Frischknecht and Rebitzer 2005), très bien documentée et comptant 4 396 procédés. La totalité des flux de ressources consommées et de substances émises est additionnée sur l'ensemble du cycle de vie du produit.

2.5 Analyse des impacts environnementaux

A la fin de la phase d'inventaire, le praticien a recueilli l'ensemble des extractions de ressources et d'émissions vers l'environnement associées à la réalisation de l'unité fonctionnelle. Lors de l'analyse des impacts environnementaux (« Life Cycle Impact Assessment » an anglais (LCIA), ces flux, dont le nombre peut atteindre plusieurs milliers, sont convertis en un nombre restreint d'indicateurs traduisant les impacts de l'unité fonctionnelle sur l'environnement (schématisés Figure 2-3 sur l'exemple de la combustion de carburant). Cette étape permet de rendre lisible les résultats d'inventaire et de les traduire dans des grandeurs exprimant des modifications potentielles de l'environnement.

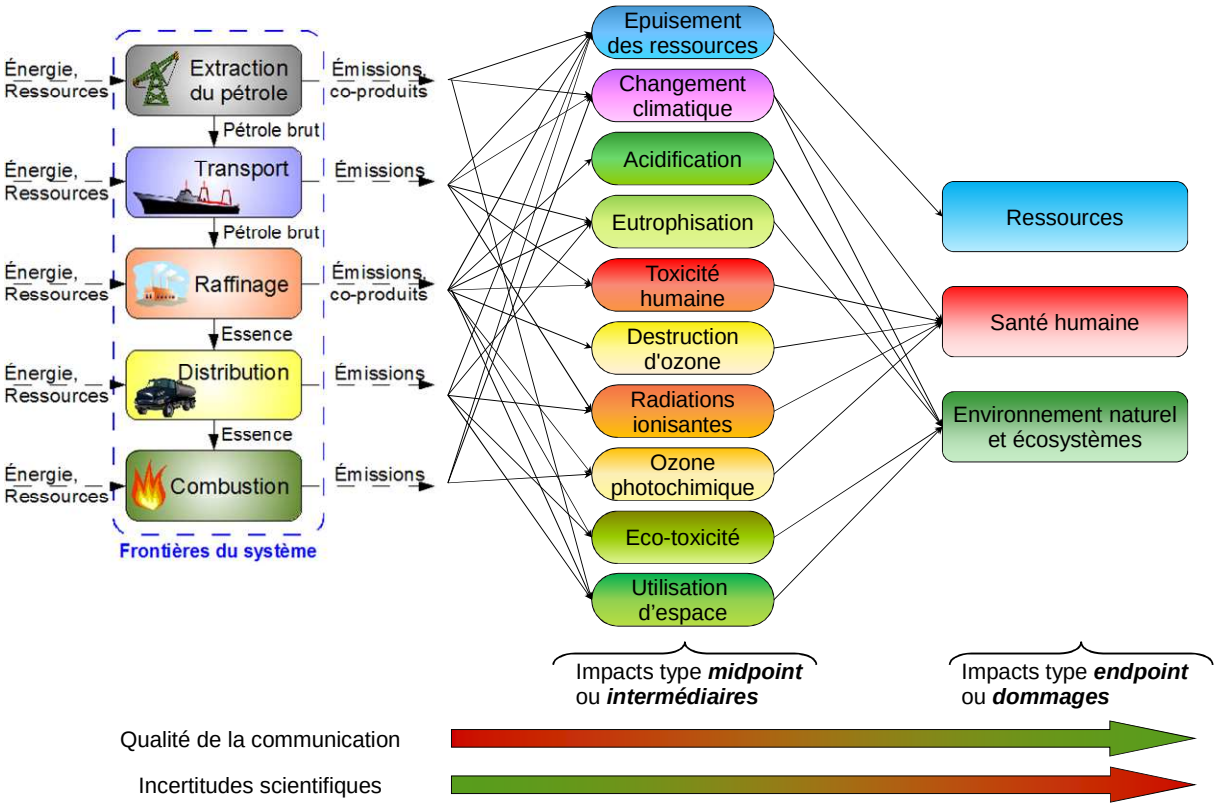

Figure 2-3: Structure de l'analyse d'impact du cycle de vie et application à la combustion de carburant (illustration d'A. Benoist, inspirée de Jolliet et al. (2005)).

Les grandes aires de protection environnementales couvertes par l'ACV sont l'environnement naturel, la santé humaine et les ressources naturelles, auxquelles peut éventuellement être ajouté l'environnement anthropique ou *man-made environment* (Udo de Haes et al. 1999). D'après le cadre méthodologique défini par les normes ISO, trois étapes sont essentielles dans l'analyse d'impact. Lorsque les résultats d'une ACV sont fournis à l'échelle de ces aires de protection, leur communication est grandement facilitée par un nombre restreint d'indicateurs (contrairement à la communication de résultats détaillant chaque catégorie d'impacts intermédiaires). Ceci est contrebalancée par davantages d'incertitudes, du fait de l'aggrégation des résultats des catégorie d'impacts vers les aires de protection.

La première est le choix des catégories d'impact et des indicateurs associés. D'après la norme (ISO 14044 2006), les principaux critères de sélection sont :

- la complétude : l'ensemble des impacts environnementaux pertinents vis à vis du système étudié doit être pris en compte.
- la non-redondance : les catégories d'impacts se doivent d'être les plus indépendantes possibles.
- la validité : les modèles de caractérisation des impacts doivent être acceptés et reconnus scientifiquement.

Une fois les catégories d'impact choisies, une deuxième étape consiste à catégoriser chaque donnée d'inventaire par catégories d'impacts. Par exemple, le méthane a des effets à la fois sur le changement climatique et sur la formation de molécules photo-oxydantes. Il faut donc tenir compte de l'ensemble de ces effets.

Enfin, une dernière étape a lieu : la caractérisation intermédiaire (dite *midpoint*). Au cours de cette étape, les émissions et extractions sont pondérées au sein de chaque catégorie intermédiaire auxquelles elles contribuent, grâce à des facteurs de caractérisation intermédiaires. Ces facteurs expriment l'importance relative des émissions (ou de l'extraction) de telle substance dans le contexte d'une catégorie intermédiaire spécifique d'impacts environnementaux. Ces facteurs sont modélisés d'une façon scientifiquement valide. Les quantités émises ou extraites sont multipliées par ces facteurs puis sommées dans chaque catégorie intermédiaire pour fournir un score d'impact intermédiaire :

Eq. 2-1 $$SI_i = \sum_s FI_{s,i} \times M_S$$

avec SI_i le score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i, $Fi_{s,i}$ le facteur de caractérisation intermédiaire de la substance s dans la catégorie intermédiaire i, M_s la masse émise ou extraite de la substance s (Jolliet et al. 2005). Par exemple, toutes les émissions de gaz à effet de serre peuvent être converties en une émission équivalente de CO_2, grâce à des facteurs de caractérisation tenant compte du pouvoir radiatif de chacune des substances participant à l'effet de serre. Cet exemple est illustré Figure 2-4, ainsi que sur l'acidification et l'eutrophisation (avec des pouvoirs acidifiant et eutrophisant exprimés respectivement en équivalent SO_2 et PO_4).

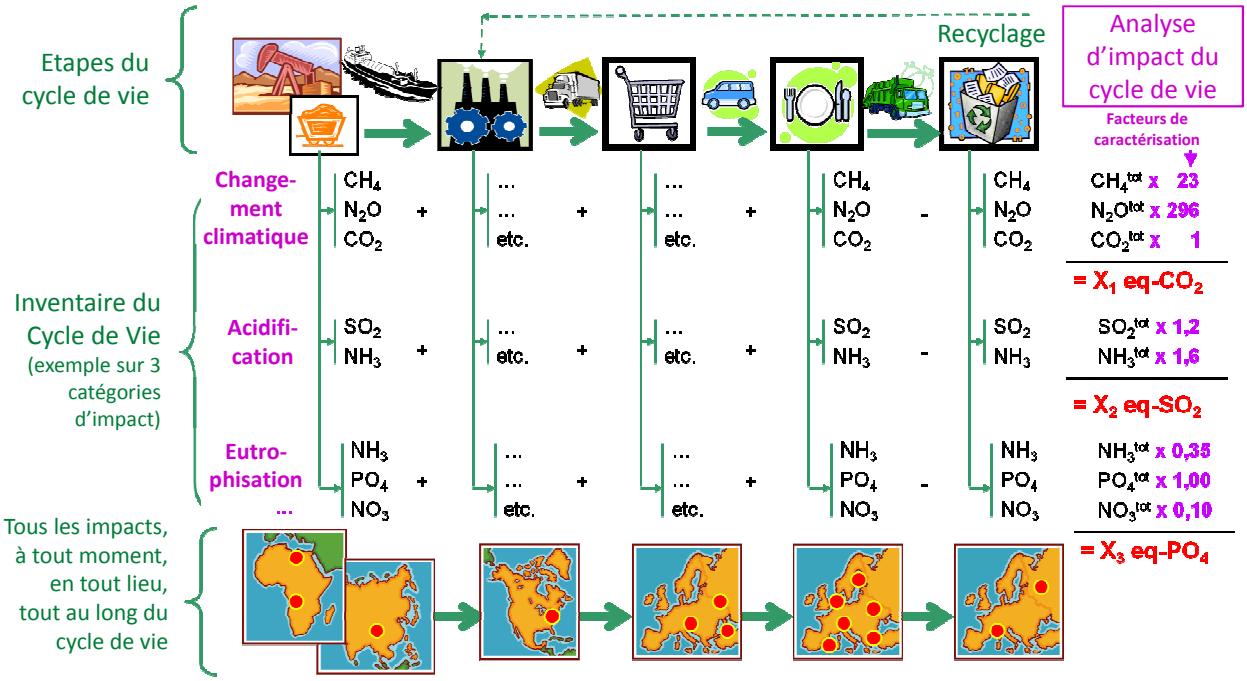

Figure 2-4: Principe de la caractérisation dans l'analyse d'impact en ACV appliquée au changement climatique, l'acidification et l'eutrophisation

(illustration de P. Roux, inspirée de Jolliet et al. (2005)).

Dans certaines méthodes d'évaluation des impacts, comme ReCiPe (Goedkoop et al. 2009), une étape supplémentaire, schématisée sur la Figure 2-3, associe les catégories d'impacts (*midpoint*) à des catégories de dommages (*endpoint*). La caractérisation des dommages permet d'évaluer la contribution des catégories intermédiaires à une ou plusieurs catégories de dommages sur un sujet à protéger. Ceci permet de simplifier l'information fournie par les résultats de l'étude : au lieu de connaître les impacts du produit ou du service sur plus d'une dizaine de catégories, on connaît alors les impacts sur les trois aires de protection de l'ACV (santé humaine, qualité des écosystèmes et ressources naturelles). Pour cela, on quantifie les

dommages engendrés par unité des différentes substances de référence (facteurs de caractérisation des dommages) et on les multiplie par les scores d'impacts intermédiaires. On obtient alors par somme le score de caractérisation de dommages dans chaque catégorie de dommages :

$$\text{Eq. 2-2} \qquad SD_d = \sum_i FD_{i,d} \times SI_i$$

avec SD_d le score de caractérisation de dommages pour la catégorie *d*, $FD_{i,d}$ facteur de caractérisation de dommages reliant la catégorie intermédiaire *i* à la catégorie de dommages *d* (Jolliet et al. 2005).

Un indicateur *midpoint* peut intervenir dans plusieurs indicateurs *endpoint*. Pour reprendre l'exemple du changement climatique, il intervient au niveau *endpoint* sur les aires de protection de la santé humaine et de la qualité des écosystèmes. La démarche suivie pour l'analyse de cet impact est schématisée Figure 2-5. On note que plus la chaîne d'effets est grande (*i.e* plus on se rapproche des catégories *endpoint*), plus la modélisation des effets sur l'environnement d'une émission ou d'une extraction comporte d'incertitudes.

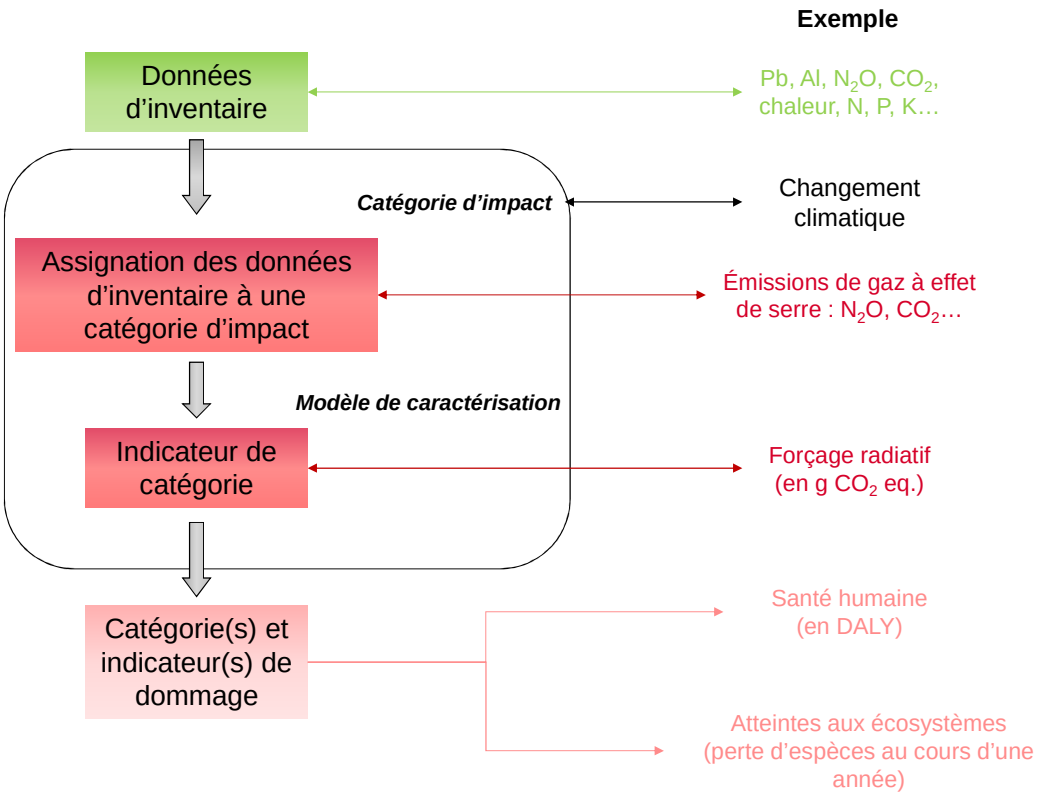

Figure 2-5 : Démarche de l'évaluation des impacts sur l'exemple du changement climatique, d'après la norme (ISO 14044 2006).

A l'issue de la caractérisation des impacts, la norme prévoit une étape facultative de normalisation, où les résultats sont comparés à des valeurs d'impact de référence pour l'ensemble des activités d'une population. La normalisation permet ainsi de comparer les contributions respectives, pour chaque catégorie d'impacts, du produit étudié, aux impacts totaux à l'échelle d'un pays, d'un continent ou du monde sur un an (Jolliet et al. 2005). La normalisation peut ainsi être utile pour l'interprétation et la hiérarchisation des résultats d'une ACV.

Dans la pratique, il existe plusieurs méthodes opérationnelles fournissant des valeurs déjà calculées de facteurs de caractérisation et la plupart de ces méthodes peuvent être mises en œuvre à l'aide de logiciels dédiés à la réalisation d'ACV. Concrètement, les praticiens réalisant des ACV n'ont besoin que de choisir les catégories d'impact qu'ils vont évaluer et la méthode d'évaluation qui soit la plus pertinente pour leur cas d'étude. Les phases de détermination des facteurs de caractérisation sont de l'ordre du développement méthodologique et non de la mise en œuvre de l'ACV. Parmi les principales méthodes utilisées en Europe, on peut citer par ordre chronologique les méthodes CML (Guinée et al. 2001a), EcoIndicator99 (Goedkoop and Spriensma 2001), Impact2002+ (Jolliet et al. 2003). Plus récemment, des méthodes plus consensuelles ont vu le jour, telles que la méthode ReCiPe (Goedkoop et al. 2009), la méthode proposée par l'équipe de la commission européenne en charge de développer l'ACV (« International reference Life Cycle Data system », (ILCD 2011)) et LC-Impact (acronyme de « Life Cycle Impact assessment Methods for imProved sustAinability Characterisation of Technologies », méthode en cours d'élaboration dans le cadre d'un projet européen se déroulant de 2009 à 2013).

2.6 Interprétation

La dernière phase de l'ACV est l'interprétation des résultats, permettant d'évaluer les résultats obtenus et les conclusions qui en découlent. L'interprétation est structurée autour de trois grands axes : l'identification des enjeux significatifs, la vérification de l'étude et l'établissement des conclusions et des recommandations. On y estime aussi la robustesse, la qualité et l'incertitude des données utilisées et des résultats obtenus. Il ne s'agit pas uniquement de la phase finale d'interprétation et de discussion des résultats de l'évaluation. Elle intervient également à chacune des étapes de l'ACV, du fait du caractère itératif de cette méthode.

2.7 Conclusion du chapitre

Ce premier chapitre établit les éléments de connaissance indispensables à la compréhension de la méthode d'ACV. Elle s'articule autour de quatre grandes étapes, faisant chacune appel à différents champs disciplinaires :

- La définition des objectifs et du champ d'étude permet de fixer les éléments du système à inclure et à exclure de l'étude, et de déterminer l'unité fonctionnelle la plus pertinente. Cette étape repose sur la consultation des différents acteurs (consommateurs, décisionnaires, scientifiques…) du système analysé.
- La réalisation de l'inventaire détermine la qualité des données et les éventuelles affectations des flux aux différents produits. Cette phase se base sur des théories d'analyse de systèmes et sur le génie des procédés.
- L'évaluation des impacts se fait après sélection des indicateurs de l'étude, des modèles de calculs de ces indicateurs, ainsi que des références de normalisation et des facteurs de pondération. Les champs disciplinaires principaux intervenant lors de cette phase sont les sciences environnementales pour la conversion des extractions et émissions en impacts, et les sciences sociales pour la détermination des facteurs de pondération.
- L'interprétation du cycle de vie permet de vérifier les données de l'étude et d'établir des conclusions et des recommandations.

Ce travail de synthèse a fait ressortir le caractère holistique de la méthodologie de l'ACV. Il s'agit d'une méthode qui se veut globale et surtout exhaustive, notamment parce que l'un des objectifs de cette méthode est l'identification d'éventuels transferts de pollution.

Bien que de nombreuses catégories intermédiaires existent déjà dans les méthodes opérationnelles, il existe encore des manques, et notamment en ce qui concerne les impacts de l'usage de l'espace et des ressources en mer (Pelletier et al. 2007). L'objectif de cette thèse est d'y remédier par la création d'une nouvelle catégorie d'impacts appelée *sea use*. Les chapitres suivants sont le fruit de ce travail, allant de l'identification des besoins pour une catégorie d'impacts *sea use* (chapitre 3) et de la définition de son cadre méthodologique général (chapitre 4), à la mise en œuvre de la méthode par le calcul de facteurs de caractérisation des impacts sur les fonctions de support de vie des écosystèmes (chapitre 5), et la raréfaction des ressources biotiques dans le cas de la pêche (chapitre 6). La méthode est enfin appliquée à l'algoculture pour l'éco-conception de la production de biométhane algal (chapitre 7).

Chapitre 3 : Utilisation des espaces continentaux et marins en ACV

Présentation et discussion de l'article :

"Review on land use considerations in Life Cycle Assessment (LCA): methodological perspectives for marine ecosystems"

Publié dans le chapitre de livre *Towards Life Cycle Sustainability Management* (2011), 85-96. Springer. Matthias Finkbeiner ed.

Actes de conférence publiés à l'occasion d'une présentation orale à la conférence LCM Berlin 2011, puis sélectionnés pour le livre dédié à ce colloque

Juliette Langlois, Arnaud Hélias, Jean-Philippe Delgenès and Jean-Philippe Steyer

« Une nation qui détruit son sol se détruit elle-même. »

Franklin D. Roosevelt

SOMMAIRE

3.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 55
3.2 REVIEW ON LAND USE CONSIDERATIONS IN LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA): METHODOLOGICAL PERSPECTIVES FOR MARINE ECOSYSTEMS 57
3.2.1 INTRODUCTION 57
3.2.2 OVERVIEW OF LAND USE IMPACT CATEGORY IN LCA 58
3.2.2.1 Definition of the land use 58
3.2.2.2 Framework: land use as a support of ecosystem services 59
3.2.2.3 Choice of impact pathways and corresponding indicators 60
3.2.2.4 Main methods of impact assessment for land use 61
3.2.3 IS THE IMPACT CATEGORY LAND USE APPLICABLE TO THE SEA? 62
3.2.3.1 Typology of the main marine activities 63
3.2.3.2 Sea use impacts based on water layers classes 64
3.2.3.3 Review for sea use in LCA and perspectives 65
3.2.4 CONCLUSION 67
3.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 68

Les impacts sur l'environnement causés par l'usage des sols et de la mer relèvent de la même problématique. Les impacts dus à l'occupation et à la transformation des sols sont un enjeu environnemental majeur, en lien avec une urbanisation croissante et un usage important de l'espace dédié à l'agriculture. Seuls les impacts de l'usage des sols savent être pris en compte en ACV (à l'exception du cas de la pêche pour le milieu marin). Une revue bibliographique a donc été réalisée sur cette thématique du land use, *afin de bien comprendre le fonctionnement de cette catégorie d'impacts, dans la perspective d'une application future au cas des impacts de l'usage de l'espace en mer.*

3.1 Présentation de l'article

Afin de bien comprendre l'utilité de la création d'une catégorie d'impacts quantifiant les atteintes portées à l'environnement par l'usage de l'espace en mer, il convient de rappeler l'importance de la catégorie équivalente utilisée en ACV, qui existe pour l'usage de l'espace à terre : le *land use*. À travers cette catégorie, on cherche à quantifier les impacts de l'usage des sols, du fait de leur transformation ou de leur occupation par l'homme. Par exemple, on peut mesurer une perte de biodiversité ayant lieu :

- lorsqu'un espace naturel, tel qu'une forêt primaire, est transformé en espace urbain ou en espace agricole (c'est ce qu'on appelle l'impact de transformation),
- ou lorsqu'un espace déjà transformé est maintenu dans un état plus ou moins dégradé, par exemple lorsqu'un site urbanisé est maintenu tel quel, sans renaturalisation, ou lorsqu'un champ cultivé de manière intensive est maintenu en cet état pendant plusieurs années (c'est ce qu'on appelle l'impact d'occupation).

Les produits agricoles permettent de bien illustrer cette problématique, dans la mesure où d'immenses surfaces continentales sont utilisées par l'homme pour l'agriculture, constituant l'un des facteurs majeurs de perte de biodiversité (MEA 2005). En effet, on estime entre 24% (MEA 2005) et 38% (FAO 2009) les surfaces continentales dédiées à l'agriculture. Parmi les terres dégradées du fait d'activités agricoles dans le monde, 35% ont subi des dégradations dites sévères (Bot et al. 2000). Ainsi, on sait aujourd'hui que la réduction des impacts de l'usage de l'espace est un enjeu majeur pour des productions telles que les biocarburants (Schmidt et al. 2009) ou les produits carnés (De Vries and De Boer 2010), du fait de leurs forts besoins en terres agricoles. L'homme consacre 1% des terres cultivées dans le monde aux biocarburants (Goldemberg and Guardabassi 2009). Concernant l'élevage, 25,7 % des terres cultivées sont dédiées aux prairies et pâturages permanents (FAO 2009) et dans les pays développés, près de 70% de la production de céréales sont destinées à l'alimentation animale (Tilman et al. 2001).

La croissance démographique et l'augmentation des besoins individuels entraînent entre autres des consommations de ressources vivantes et d'espaces (pour l'habitat, les produits alimentaires, l'énergie…) de plus élevées. Malgré de possibles améliorations des rendements et réorientations vers des consommations plus sobres en énergie et en matière, les récentes crises alimentaires, déclenchées par le développement des biocarburants, ont montré le caractère limité de ces ressources (Guillou and Matheron 2011). De plus, des préoccupations

environnementales croissantes poussent à limiter l'accroissement des surfaces utilisées par l'homme, notamment en limitant la déforestation et la perte d'espaces vierges qui y est associée (MEA 2005). Ainsi, la FAO prévoit que la déforestation devrait ralentir dans les années à venir (Bruinsma 2003). Dans ce contexte, de plus en plus de moyens sont fournis pour trouver des sources alternatives de ressources. Ainsi, la recherche se tourne vers des voies de production de biomasse algale, à partir de microalgues sur des terres non arables (Benemann 1997) ou bien à partir de macroalgues en pleine mer (Jensen 1993), vers les énergies marines (Inger et al. 2009). Enfin, la consommation de produits de la mer pour l'alimentation au cours de ces dernières années est au plus haut (FAO 2010).

Dans la mesure où la mer est de plus en plus fréquemment utilisée pour compenser les limites à l'utilisation d'espaces à la surface des continents, il devient urgent de pouvoir évaluer correctement les impacts des produits d'origine marine en ACV. À titre d'exemple, il paraît indispensable de pouvoir comparer les impacts environnementaux de la consommation d'un kilogramme de viande à celle d'un kilogramme de poisson. Les méthodes actuelles de caractérisation en ACV permettent de prendre en compte les dégâts occasionnés par l'usage de l'espace pour la viande :

- transformation d'espaces naturels, notamment pour la production d'aliments pour le bétail, venant pour beaucoup de pays émergents tels que le Brésil, gros exportateur de soja (Garnett 2009),
- occupation d'espaces dédiés là encore à la production d'aliments du bétail, mais aussi au bétail lui-même.

Du fait de la volonté de faire des parallèles entre des productions continentales et des productions marines, l'article présenté dans ce chapitre part d'un état des lieux des méthodes d'ACV de prise en compte des impacts du *land use*. Les contraintes spécifiques au milieu marin n'y sont abordées qu'en seconde partie, à partir d'un état des lieux des impacts causés par les activités humaines utilisant de l'espace en mer. La nécessité d'une nouvelle catégorie d'impacts spécifique des activités en mer avait déjà été soulevée par (Pelletier et al. 2007), mais dans le cadre plus spécifique de la pêche. Nous montrons qu'elle pourrait être tout aussi pertinente étendue à d'autres activités en mer.

3.2 Review on land use considerations in Life Cycle Assessment (LCA): methodological perspectives for marine ecosystems

Abstract. *Land use within the Life Cycle Assessment (LCA) methodology deals with the impacts on the environment of occupation and transformation of a piece of land for human activities. Land quality can be altered in its ability to ensure ecosystem services. The present article reviews the different methods used to assess land use impacts on ecosystem quality during Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Details are provided on the choice of the reference state, areas of protection, indicators and methods which can be used for the assessment. Then the study focuses on the different methodological aspects which need to be investigated to take into account impacts on marine ecosystems of marine use in LCA, based on the terrestrial methodological framework previously detailed.*

3.2.1 Introduction

With the decreasing of fertile land availability, linked to the population pressure, use of marine ecosystems for human purposes is increasing for shipping, waste disposal, military and security uses, recreation, aquaculture and even habitation (Agardy and Alder 2005). The sector of marine renewable energy is still to its infancy, but is growing fast too (Inger et al. 2009). Coastal and marine ecosystems belong both to the most productive and the most threatened systems in the world: they are particularly sensitive to changes of use and are experiencing some of the most rapid environmental change (Agardy and Alder 2005). In this context, pollution transfers from terrestrial to marine ecosystems due to habitat change and offshore occupation could increase. In the current state of Life Cycle Assessment (LCA) no characterization factors allow the assessment of this kind of impacts.

The goal of this study is to determine if the method developed to assess terrestrial land use impacts could be applied to marine ecosystems and to identify perspectives of development. Thus a review is first performed, dealing with land use impact assessment during Life Cycle Impact Assessment (LCIA). It focuses on land use, considering land as a support of ecosystem services, whose quality can be altered. It gives details on several methodological assumptions needed to: (1) define a framework and choose a reference state as a baseline, (2) define ecosystem services and corresponding areas of protection and indicators, (3) perform

the impact assessment at a midpoint and/or endpoint level. Secondly perspectives for a marine application of land use are developed. Using the methodological framework defined in the first part of the study, details are provided on (1) types of human activities which could be assessed within a “sea use” impact category, (2) classification of the impacts due to marine activities identified, (3) existing methods to assess impacts of marine activities during LCIA and their possible development.

3.2.2 Overview of land use impact category in LCA

3.2.2.1 Definition of the land use

Traditionally, land use consists in producing, changing or maintaining a certain land cover type for human purposes (FAO 1999). It is also a possible impact category within the Life Cycle Assessment (LCA) methodology.

On the one hand, land can be considered as a resource, with a competition for its use. Three points of view are possible (Heijungs et al. 1997). (1) In the simplest form of assessment, every pieces of land are equivalent and land use impacts depending neither on the initial state nor on land characteristics. This approach, used in CML method (Guinée et al. 2001b) has the advantage to be applicable worldwide for any type of use. (2) Distinction of land categories can be introduced. It is performed in ReCiPe midpoint method, distinguishing agricultural, urban and natural land (Goedkoop et al. 2009). (3) Another possibility is to consider land use as a resource whose stock can be reduced (Heijungs et al. 1997).

On the other hand land can be considered as a support of ecosystem services, whose quality can be altered. This has been the most developed approach in the LCA community. Then assessing land use impacts consists in quantifying the qualitative state of an ecosystem, *i.e.* its ability to perform ecosystem services (Müller-Wenk 1998). In this case, land use includes impacts of occupation and transformation (Goedkoop et al. 2009). It takes into account physical disturbances induced by land use, with consequences on physical and biological properties of ecosystems (Weidema and Lindeijer 2001). Consequences of chemical emissions are excluded (Müller-Wenk 1998) as part of the inventory under other impact categories. This last proposal is detailed in the rest of this review, to define a general framework which could be applied for marine ecosystems.

3.2.2.2 Framework: land use as a support of ecosystem services

Consensuses exist to define a framework for land use impact assessment (Bare 2010; Mila i Canals et al. 2007a; Schmidt 2008), but are still under construction. We consider an area transformed from a land use type *I* to another land use type *II* at t_1 and is then occupied during t_{occ}. This second land use creates an amount of impacts on the environment due to land transformation *TI* and due to land occupation *OI*. Its current quality level before transformation $Q_{I,ref}$ is degraded (or enhanced) to an altered (or better) state Q_{II}. When land occupation *II* stops at t_2, the area recovers a quality level of reference Q_{rest} after a period of restoration t_{rest}. No consensus exists for the choice of this reference. Then differences exist within the methods. Land use impacts can be represented as shown in Figure 3-1. On this graph, the *x* axis represents the time, the *y* axis is the quality index and the *z* axis is the area concerned by the use.

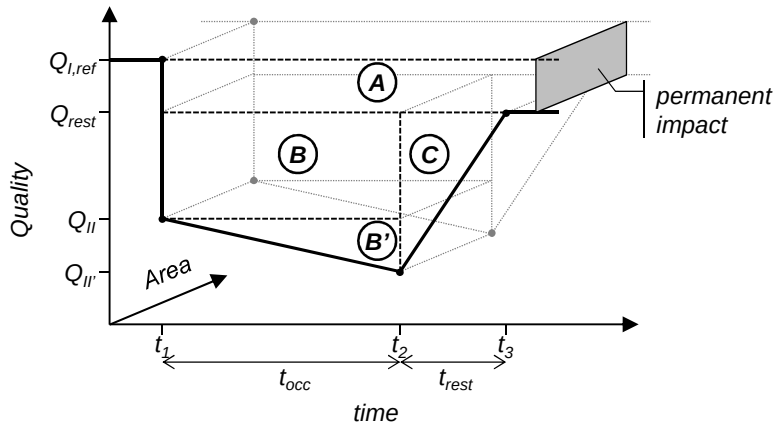

Figure 3-1 : Representation of land use impacts due to transformation and occupation processes adapted from (Mila i Canals et al. 2007b)

I_{transf} can be represented by the section *a* of the volume *A* (corresponding to the permanent or irreversible impacts) and I_{occ} by the volumes *B*, *B'* and *C* (Mila i Canals et al. 2007b). Many variations exist: (1) by neglecting the initial state $Q_{I,ref}$ (Weidema and Lindeijer 2001), and thus neglecting permanent impacts and considering volumes *B* and *B'* as *OI* and *C* as *TI*, (2) by neglecting quality changes *B'* during the occupation phase (then occupation can be approximated as a simple postponement of the recovery phase).

As shown on Figure 3-1, impacts strongly depend on the choice of the reference state. When considering the initial land use type *I* as the reference, then impacts due to previous activities

are neglected. When considering the reference as a conceptual initial state without any human influence (Blonk et al. 1997; Brentrup et al. 2002), with $Q_{I,ref}$ higher than Q_{rest}, then permanent impacts are assessed. This last conservative choice of reference causes problems of allocation within the successive previous activities. When considering a geographical average as a reference (Goedkoop and Spriensma 2001; Koellner 2000; Müller-Wenk and Brandao 2010), then no permanent impacts can be defined within land use impacts. It could also be a historical reference (Müller-Wenk 1998). This choice of reference is depending on data availability but is also subjective.

Quality index calculation is depending on the functions of land use assessed in the method considered. Many different functions and corresponding indicators exist.

3.2.2.3 Choice of impact pathways and corresponding indicators

Quality index *Q* depends on which ecosystem functions (or ecosystem services from an anthropocentric point of view) the author focuses on (Bare 2010). Many ecosystem services exist (Agardy and Alder 2005) and corresponding impact pathways can be assessed during LCIA (biodiversity, life support or environmental regulations support functions). A variety of indicators can be used for the assessment. They have to be sensitive (to highlight differences between a variety of land occupations and transformations), site-specific, but applicable anywhere on the globe (Bare 2010; Mila i Canals et al. 2007a).

The most common is to assess the biodiversity support function within LCA, because biodiversity has positive effects on the main land ecosystem services (Agardy and Alder 2005). Furthermore habitat change, loss or degradation is one of the main anthropogenic drivers of biodiversity loss (Agardy and Alder 2005). Definition of biodiversity is very large (UNEP 1993), with more than 70 possible biodiversity indicators (Curran et al. 2011). Species Richness (SR) is the most commonly used in LCA, for vascular plants (Geyer et al. 2010; Goedkoop and Spriensma 2001; Koellner 2000; Lindeijer 2000; Schmidt 2008; Weidema and Lindeijer 2001) or other taxons (Koellner and Scholz 2008). SR is a debatable indicator, not giving a particular value to indigenous, endemic, invasive alien, rare, endangered or key species. The proportion of threatened species have sometimes been taken into account in LCA (Jeanneret et al. 2008; Koellner and Scholz 2008; Müller-Wenk 1998), through the red lists, as well as the percent coverage of invasive species in protected areas (Schenck 2001). Nevertheless the lack of data availability for every land use types and for every bio-geographical regions limits its use.

Scarcity and vulnerability of an ecosystem are part of its biodiversity value too (Cowell 1998; Müller-Wenk 1998; Weidema and Lindeijer 2001). Indicators can be the relative areas used within a certain ecosystem (Michelsen 2007) or the use of a Species-Area Relationship (SAR), expressing non-linearity of biodiversity within space (Koellner 2000).

It is also possible to assess the life support function of land, by measuring its biological production capacity. Free Net Production Potential (fNPP) (Blonk et al. 1997; Lindeijer 2000), or Net Production Potential (NPP) can be used (Weidema and Lindeijer 2001). NPP is the net carbon uptake of the ecosystem (fixation through photosynthesis minus respiration). fNPP represents the NPP minus the amount of carbon sequestered for human use.

It is also possible to assess environmental regulations support functions of land. Soil quality can be assessed (Müller-Wenk 1998), using indicators as surplus energy needed to restore soil quality, deficit of soil organic matter (Mila i Canals et al. 2007b) or cationic exchange capacity. At a more global scale, climatic regulation function can be assessed using carbon storage in soil and vegetation (Müller-Wenk and Brandao 2010).

Land quality can also be assessed thanks to the hemeroby concept using naturalness (Brentrup et al. 2002), to thermodynamic concepts using thermal parameters, or to ecosystem fragmentation. No operational esthetic and cultural assessment has been built, each case being a particularity.

Depending on the choice of the functions we want to focus on and on the indicators chosen to reflect impacts of land use on this function, different types of assessments are possible. The main methods are detailed in the next section.

3.2.2.4 Main methods of impact assessment for land use

Theoretically, each type of land use could constitute a new separate impact category (Müller-Wenk 1998), but for more practicality they are aggregated into one or a few impact categories. As impacts depend both on the type of land use (type of coverage and intensity of use) and on bio-geographical conditions (Mila i Canals et al. 2007a) (type of biome), characterization factors should be calculated for all these cases (Goedkoop et al. 2009; Goedkoop and Spriensma 2001; Koellner 2000). As seen previously (see sections 3.2.2.2 and 3.2.2.3), these factors depend on the type of damage assessed. Furthermore methods are developed either at midpoint or endpoint level (*e.g.* biodiversity can be either an indicator for species composition of ecosystems, midpoint for many impact chains, and as an endpoint

itself (Weidema and Lindeijer 2001)). Thus it becomes hard to build a consensual methodology at that point.

With the recent development of endpoint damage categories in the last ten years, land use has been significantly improved. EcoIndicator99 (Goedkoop and Spriensma 2001) and ReCiPe-endpoint (Goedkoop et al. 2009) blong to the main methods of land use impact assessment used in LCA at the endpoint level. The ecological damages of land use activities on biodiversity have been quantitatively analyzed thanks to cause-effect chains modeling (Koellner 2000). A meta-analysis was performed, allowing the calculation of a log-log SAR for each land use type assessed. Local damages (reflecting the impacts on species occurrence) and regional damages (expressing the vulnerability of land) were aggregated (Koellner 2000). Several operational methods are based on this method for land occupation impact assessment: Ecological scarcity 2006, impact 2002+. Some other authors (Jeanneret et al. 2008; Michelsen 2007), used expert knowledge to score levels of impact on biodiversity, but it is generally limited to a precise region (respectively Norwegian forests and Swiss agricultural lands). Methods considering impact pathway for biodiversity have been recently reviewed (Curran et al. 2011). The global current trend is to use sets of indicator and/or to couple it with Geographic Information System (GIS), to ensure more exhaustive and accurate assessments (Geyer et al. 2010).

This review shows that many questions remain to assess impacts of land use within LCA. Nevertheless it highlights which methodological framework need to be defined to apply it to other types of ecosystems: choice of a reference state, distinction of occupation and transformation impacts, availability of indicators reflecting the quality index reached by the ecosystem at performing its ecosystem services, and choice of assessment method. These methodological points are studied for marine ecosystems in the next section.

3.2.3 Is the impact category land use applicable to the sea?

Because marine activities become more and more important (Agardy and Alder 2005), there is a need for a tool able to assess global environmental impacts of these activities. After defining specificities of the seas in terms of types of activities, nature of their impacts, some proposals of development within the LCA framework are provided to take this concern of marine use into account.

3.2.3.1 Typology of the main marine activities

Drivers of human impacts on marine ecosystem include (Halpern et al. 2008) (1) effects of land-based activities, (2) climate change, (3) ocean pollutions, (4) invasive species, (5) benthic structures (as oil rigs), (6) commercial and artisanal fishing, (7) commercial activities (shipping lanes). Within these drivers, leading to consistent impacts, only (5), (6) and (7) could be assessed under a "sea use" impact category. In land use impact assessment, effects of activities which occur outside from the area studied are not part of the assessment. Thus (1) is not relevant. Climate change as well as chemical emissions in seawater are already assessed, thus (2) and (3) are not relevant neither. Increase in invasive species (4) is rather an indicator of biodiversity (see section 3.2.2.3) thus it is not included within sea use neither.

For the remaining categories, some parallels with terrestrial ecosystems can be done. The benthic structures (5) are constructions dedicated to oil extraction. In the LCA framework, this category could rather be separated in two categories. First category would be a generic construction, and then oil extraction itself would constitute another category (whose impacts sometimes belong to other impact categories). This separation could allow an extension to all kinds of constructions. Other specific effects of the structure (as petroleum emissions for oil rigs (Halpern et al. 2008), impacts on birds for wind turbines (Inger et al. 2009) and so on) are not studied in this paper.

Fishing activities (6) consist in a biotic resource extraction, which is considered out from the land use framework in terrestrial assessment. Nevertheless they can be incorporated within sea use by considering some subcategories detailing the types of ecosystem (*e.g.* "commercial fishing in fishy area" or "commercial fishing area in non-fishy area"). It allows a distinction between the resource extraction itself and the impacts linked with cropping or picking practices (*e.g.* habitat degradation because of trawls).

Shipping lanes (7) can also be included within sea use classification, and extent to every type of ship (either fishing or recreational ship).

Besides these activities, aquaculture of fish, mollusks or algae can be added, considering only impacts of their practices on the environment, because substructures impacts will be taken into account in the category "construction", and resource extraction in "biotic resource extraction".

Thus in the framework of a LCIA, sea uses can be categorized by their (1) use of space for constructions or navigation (2) extraction of biotic resources through picking or cultivation.

In the reality, an activity can be a mix of these categories (*e.g.* commercial fishing using trawls consists in a mix of “navigation” and “destructive fishing” within sea use and of “extraction of biotic resources”). Because impacts due to these activities need to be further aggregated, using common indicators, it is important to provide as precise classification of the nature of their impacts.

3.2.3.2 Sea use impacts based on water layers classes

This section is dedicated to the sea use impacts themselves. The goal is to identify the nature of these impacts. Contrary to terrestrial ecosystems, defined by the area they cover, marine ecosystems are defined both by their area and their depth, covering volumes instead of areas. Then impacts will be strongly depending on the zone where the activity occurs, because biological (biomass quantity and quality) and physical properties (light availability) of marine ecosystems vary with their depth (Halpern et al. 2008).

Marine environment can be divided into two zones: pelagic and benthic zones (respectively the water column and the seafloor). From a biotic point of view, species distribution is strongly depending on this light in marine ecosystem. Light only reaches the shallowest compartments, called euphotic or photic zones. As plant species need light to perform photosynthesis, there is not any form of vegetal life out of this photic zone. Animals are living both in the photic zone and in the depths. The rest of the pelagic zone (meso-, bathy-, abysso- and remaining epipelagic zones) are not detailed and rather considered as a unique water column (Halpern et al. 2008). The same distinction between photic and euphotic benthic zone is considered. We focus on effects on flora due to lighting modifications, and on fauna due to surface and/or volume of habitats occupation and transformation. Impacts of noise, sedimentation rates are not included. Considering human activities selected in section 3.2.3.1, impacts can be classified as described in Table 3-1.

Table 3-1 highlights that construction impacts are highly variable depending on the localization. There is no impact of transformation due to constructions in the pelagic zone because space is occupied but without any destruction (reversible change in the ecosystem quality, by displacement). When located above water layers usually highlighted they also create some shadow, as can do any floating structure. It is also important to note that marine constructions have not only negative effects on the ecosystems: they constitute artificial reefs, and/or fish aggregation devices, increasing the fauna density around them (Inger et al. 2009).

Thus an impact category “sea use” should distinguish characterization factors for sea bottom use, euphotic water column use and non-euphotic water column use, on top of the biogeographical characteristics on the ecosystem and of the marine activities.

Table 3-1: Impacts of marine activities on marine ecosystem layers

Activity \ Zone	Photic benthic	Aphotic benthic	Photic pelagic	Aphotic pelagic
Construction anchored on the sea floor	$Seafloor_{destr}$ - Art. Reef - Postponement - Relaxation $Habitat_{surface}$		-	-
Construction floating in aphotic pelagic zone	-	-	-	Art. reef $Habitat_{volume}$
Construction floating in photic pelagic zone	Shading	-	Shading Art. reef $Habitat_{volume}$	-
Navigation	Shading	-	Shading	-
Destructive fishing (trawls)	$Seafloor_{destr}$ Relaxation	-	-	-
Non-destructive fishing	-	-	-	-
Aquaculture	Shading	-	Shading (Art. Reef)	-
Oil and geophysical industries	Noise	Noise	Noise	Noise

$Seafloor_{destr}$ = transformation impact due to destruction of the seafloor
Art. reef = occupation impact due to creation of artificial reef
Postponement = occupation impact due to postponement of the relaxation phase
Relaxation = occupation impact due to the relaxation phase after destruction
Shading = occupation impact due to light depletion
$Habitat_{surface}$, $Habitat_{volume}$ = change in the surface or volume of habitat

3.2.3.3 Review for sea use in LCA and perspectives

Within all marine activities, only fishing has been assessed through LCIA. Small size ratio, landed by-catch, discarded by-catch (Ziegler et al. 2011), seafloor impacts (due to the trawls) (Nilsson and Ziegler 2007; Ziegler et al. 2011) and appropriation of NPP (aNPP, based on carbon content and trophic level of the species harvested) (Pelletier et al. 2007) categories have been added to classical LCA. Effects on the seafloor are assessed based on marine habitat recoverability using a Fishing Intensity Index (FII) (Nilsson and Ziegler 2007). It has been calculated using GIS and coupled with a classification of the seafloor habitats (Nilsson and Ziegler 2007), showing that fishing pressure is different between habitats (sand and gravels being potentially less affected than rocky and muddy habitats). The percentage of

each habitat considered not to recover between fishing events could then be used as an indicator for the seafloor impact category within LCA. The first three indicators give information on the renewability of the biotic extracted resource. Thus it belongs rather to the "biotic resource extraction" impact category.

The indicator reflecting seafloor impacts is much more interesting to assess impacts of other marine activities. Negative impacts of constructions on the seafloor could be assessed through a high FII, and positive effects of artificial reefs could be assessed through a negative FII. Because efficiency of an artificial reef is not necessarily the same depending on its apparent area, different values of FII could be attributed in function of this parameter. aNPP has been built for fisheries activities, and is then directly applicable for aquaculture. As any horizontal surface stops penetration of light within euphotic zones or floating constructions, aNPP could be approximated a certain amount of the maximal NPP in the area for floating constructions, depending on their depth.

In 2000, SR-based LCA methods could not be applied to the sea by lack of data (Lindeijer 2000). In marine and coastal ecosystems, biodiversity is a lot less known than it is in terrestrial ecosystems (Agardy and Alder 2005). Knowledge on threatened species exists only for chondrichtyan species (Agardy and Alder 2005). Fragmentation would not be relevant neither. At the current state of knowledge marine use impacts on biodiversity could only be assessed at the ecosystem scale, with scarcity and vulnerability.

There is no consensus on how to classify marine ecosystems (Halpern et al. 2008). It could be limiting to build typology of uses and characterization factors, as impacts are highly depending on bio-geographical conditions. For the reference state, regional average data would not be relevant, as marine ecosystems are already strongly altered by human activities (Halpern et al. 2008). Thanks to the development of protected areas data could be available through this way, using protected areas as reference.

To conclude, it could be possible to assess marine use impacts of constructions, shipping, fisheries and aquaculture at a midpoint level using the framework developed for terrestrial ecosystems, using FII and/or aNPP. Inventory data would be more important, reflecting the complexity of an environment in three dimensions: horizontal area occupied in euphotic pelagic zone and depth of occupation, apparent area occupied in euphotic and aphotic zones, volume occupied in pelagic zone, area of occupied and transformed benthic zones, time of occupation and time of relaxation.

3.2.4 Conclusion

The review on land use impacts highlights that there is no consensual framework within the LCA community. As it exists at its current stage, land use impact category could theoretically be applied to marine ecosystems. After defining the types of marine activities and of impact which could be assessed within a sea use impact category, it appears that some indicators (fishing intensity index or appropriation NPP) could be used as generic indicators. Only a lack of data to build the characterization factors could limit perspectives of development.

3.3 Conclusion et perspectives du chapitre

Le premier objectif de cet article était de dresser un panorama exhaustif de ce qui se pratique dans le cadre de l'évaluation des impacts environnementaux de l'occupation et de la transformation de l'espace continental. Ainsi, il a permis de montrer que de nombreuses voies ont été explorées depuis les 10 dernières années, avec une volonté de prendre en compte de plus en plus d'impacts différents et de ne pas se limiter aux seuls dommages sur la biodiversité. Ceci a été rendu possible par une définition de plus en plus fine des chaînes de causalité reliant des interventions humaines dues à l'usage des sols vers les catégories d'impact de l'ACV. Ainsi, les dommages induits sur la capacité des écosystèmes à accomplir des services écosystémiques ont été de mieux en mieux pris en compte jusqu'à aujourd'hui : dommages dus à la dégradation des fonctions de support de vie des écosystèmes (du fait de l'érosion ou de la perte de matière organique des sols) et dommages dus au changement climatique (du fait des changements d'affectation des sols) peuvent désormais être évalués.
Le second objectif de cet article était d'identifier quelles perspectives pouvaient s'offrir *a priori* pour le développement d'une catégorie d'impacts dédiée au *sea use*. Il s'agissait donc d'une définition du problème, avec de premières esquisses de réflexion, portant notamment sur le type d'impacts devant être pris en compte (impacts de la destruction des fonds marins par des constructions benthiques ou du chalutage, impacts de l'ombrage, du bruit et de la création d'habitats artificiels). Ce premier aperçu a permis de confirmer que les mêmes problématiques d'occupation et de transformation de l'espace ont bien lieu en milieu marin, et que le cadre méthodologique du *land use* peut donc au moins en théorie être appliqué au cas de la mer.

Au moment de la publication de cet article en 2011 (correspondant au commencement de cette thèse), peu de consensus existaient sur la prise en compte des impacts liés au *land use*. Même si le cadre général fourni par Mila i Canals et al. (2007a) était souvent cité, d'autres méthodes avaient continué à être développées en parallèle. Ainsi, les recommandations de 2012 de la Commission Européenne sont restées assez précautionneuses sur ce sujet et n'ont permis de trancher pour cette méthode, appliquée à la teneur en matière organique des sols (Mila i Canals et al. 2007b), qu'en tant que méthode dite « intérimaire » (JRC 2012). Depuis, de nombreuses avancées ont eu lieu, notamment grâce à la publication d'un numéro spécial dans la revue *International Journal of Life Cycle Assessment*, entièrement dédié à la question du *land use* en ACV (*Global land use impacts on biodiversity and ecosystem services in LCA*,

sous presse). Ainsi, plusieurs articles clés ont été publiés depuis, avec une forte volonté de rassemblement des principaux auteurs ayant participé au développement méthodologique du *land use*. Ce rassemblement s'est produit à l'initiative de l'UNEP-SETAC, conduisant notamment aux articles de Koellner et al. (2012) et Koellner et al. (in press). Les lignes directrices fournies dans ces documents ayant suivi ce qui avait été proposé par Mila i Canals et al. (2007a), les conclusions du présent article quant aux méthodes d'évaluation du *land use* ne sont pas à remettre en cause. Au contraire, elles se voient consolidées par ces récentes avancées méthodologiques.

Ainsi, le schéma général pour l'évaluation des impacts du *land use* dans le cas d'activités successives peut se schématiser comme suit (Figure 3-2).

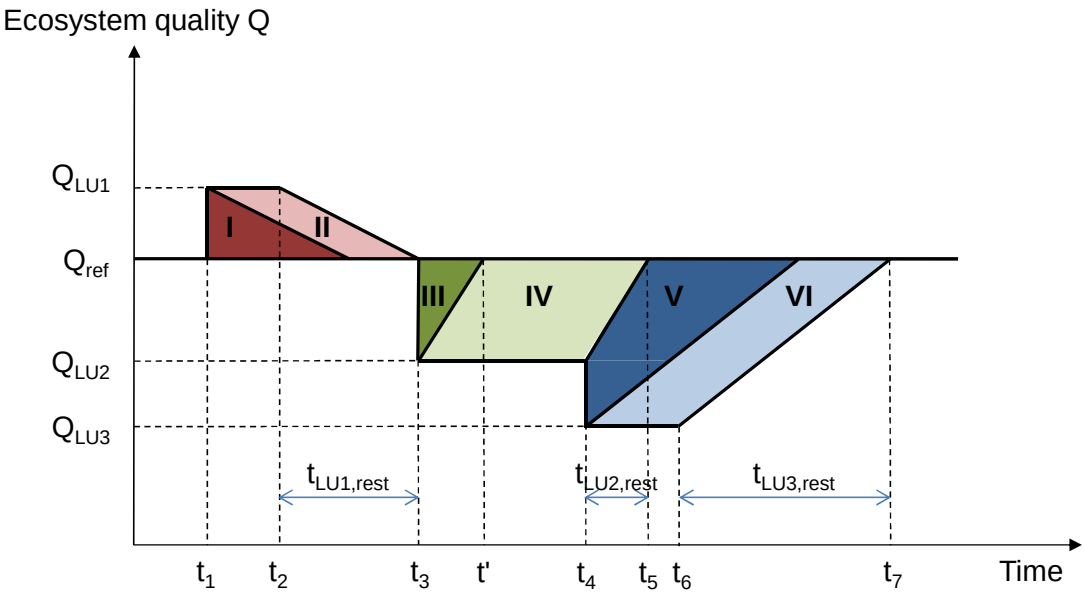

Figure 3-2: Illustration simplifiée des impacts de transformation (*TI*) et d'occupation (*OI*).

Adapté de (Koellner et al. in press)

La Figure 3-2 illustre trois exemples typiques d'interventions en lien avec le *land use*, et de leurs impacts sur la qualité des écosystèmes. Les trois types d'usage des sols sont associés à des taux de régénération différents ($t_{LU1,rest}$, $t_{LU1,rest}$ $t_{LU1,rest}$). La qualité de l'écosystème est ici représentée par la richesse spécifique en plantes vasculaires dans le milieu. Par simplicité, la superficie d'occupation ou de transformation *A*, qui devrait apparaître sur la troisième, dimension n'est pas représentée ici. Au temps t_1, le sol est transformé d'un état de référence (par exemple une forêt) à un état associé à l'usage LU_1 (par exemple une prairie sèche à forte biodiversité), de meilleure qualité en termes de biodiversité. Ce premier usage des sols apparaît en rouge sur la figure. Les impacts de transformation sont donnés par la différence de

qualité (Q_{ref}-Q_{LU1}) multiplié par le temps qu'il faudrait après abandon de LU_1 pour restaurer la référence. Les impacts de transformation (IT, surface *I* sur la figure) et d'occupation (IO, surface *II*) sont tous deux négatifs, ce qui traduit un bénéfice pour l'écosystème. Dans la seconde situation, au temps t_3, en vert sur la figure, le sol est transformé d'une référence (par exemple d'une forêt) à un état associé à l'usage LU_2 (par exemple une prairie intensive). Ici, la transformation (*III*) et l'occupation (*IV*) de l'espace entraînent une dégradation de l'environnement (et donc des valeurs de IT et IO positives). Dans la troisième situation, au temps t_4, en bleu sur la figure, le sol passe de l'usage LU_2 (une prairie intensive) à un usage LU_3 (une culture arable intensive par exemple). Les impacts d'occupation (surface *VI*) sont calculés de la même manière que dans les deux cas précédents. Les impacts de transformation (surface *V*) sont quant à eux calculés en soustrayant l'impact de transformation de la référence à l'usage LU_2 ($IT_{ref->LU2}$) aux impacts de transformation de la référence à l'usage LU_3 ($IT_{ref->LU3}$). Par ailleurs, il est important de noter que les temps de régénération des écosystèmes sont dépendants des types d'usage des sols ($t_{LU1,rest} \neq t_{LU2,rest} \neq t_{LU3,rest}$). Ainsi, les valeurs des impacts peuvent être calculées en appliquant les formules suivantes :

Eq. 3-1 $$IT_{ref \to LU_1} = 0.5 \times \left(Q_{ref} - Q_{LU_1}\right) \times \left(t_3 - t_2\right) \times A$$

Eq. 3-2 $$IO_{LU_1} = \left(Q_{ref} - Q_{LU_1}\right) \times \left(t_2 - t_1\right) \times A$$

Eq. 3-3 $$IT_{ref \to LU_2} = 0.5 \times \left(Q_{ref} - Q_{LU_2}\right) \times \left(t_5 - t_4\right) \times A$$

Eq. 3-4 $$IO_{LU_2} = \left(Q_{ref} - Q_{LU_2}\right) \times \left(t_4 - t_3\right) \times A$$

Eq. 3-5 $$IT_{LU_2 \to LU_3} = \left[0.5 \times \left(Q_{ref} - Q_{LU_3}\right) \times \left(t_7 - t_6\right) - TI_{ref \to LU_2}\right] \times A$$

Eq. 3-6 $$IO_{LU_3} = \left(Q_{ref} - Q_{LU_3}\right) \times \left(t_6 - t_4\right) \times A$$

Le fait que la même méthodologie ait été sélectionnée récemment par ce groupe d'experts constitue un point important, puisque le *land use* a été choisi comme point de départ à la réflexion sur le *sea use*.

Par ailleurs, ce même article fournit un schéma des chaînes de causalité (« pathways ») du *land use* prises en compte dans l'ACV, c'est-à-dire un schéma de l'ensemble des relations qui conduisent d'une intervention de l'homme sur son environnement à une modification de cet environnement (impact). Ce schéma a été repris Figure 3-3. Il permet de bien comprendre comment s'articulent les différentes voies d'évaluation du *land use*.

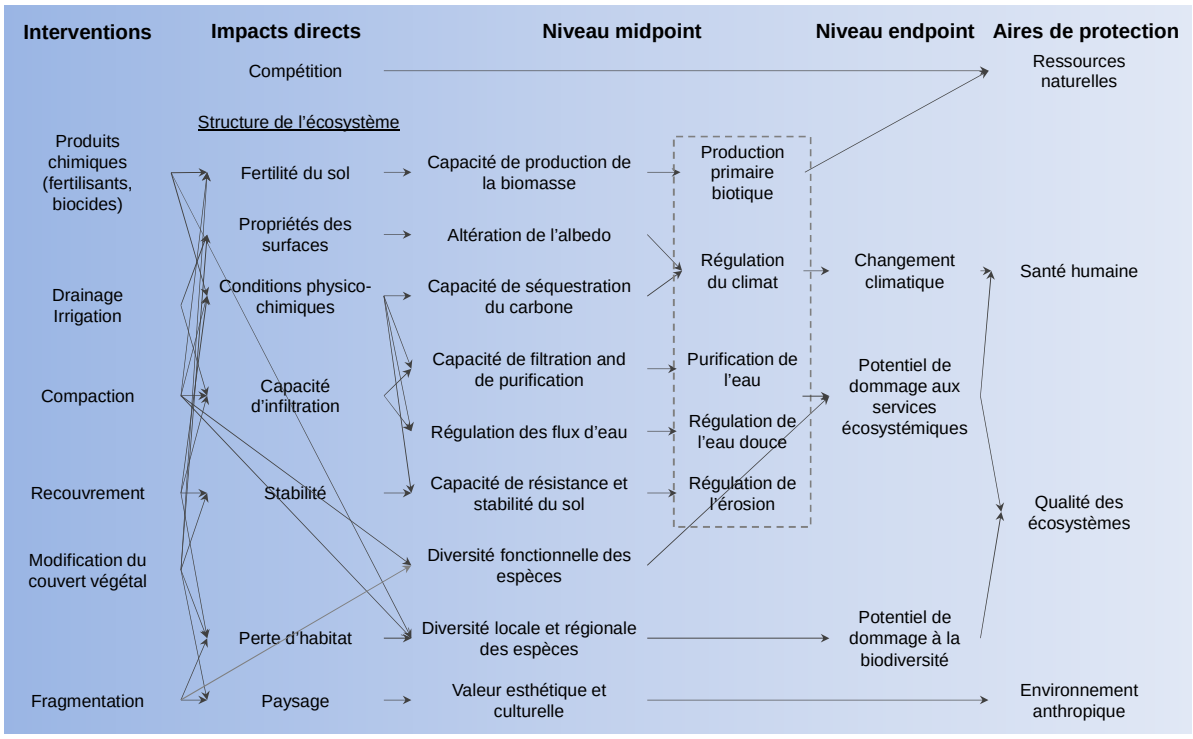

Figure 3-3 : Chaînes de causalité des impacts du *land use* sur la biodiversité et les services écosystémiques (d'après (Koellner et al. in press)

Ainsi, les différentes activités humaines ayant lieu sur les espaces continentaux induisent des interventions telles que l'épandage de produits chimiques, le drainage, l'irrigation, la compaction ou le recouvrement des sols, la modification du couvert végétal et la fragmentation des habitats. Ces interventions entraînent des modifications potentielles de la fertilité du sol, des propriétés des surfaces, des conditions physico-chimiques, de la capacité d'infiltration, de la stabilité des sols, des pertes d'habitat et des modifications du paysage. Au niveau *midpoint*, cela se traduit en ACV par des indicateurs d'impact relatifs à la production primaire biotique, la régulation du climat, la purification de l'eau, la régulation de l'eau douce et de l'érosion (ces impacts potentiels pouvant eux-mêmes être convertis en dommages potentiels sur les ressources naturelles, la santé humaine, la qualité des écosystèmes ou l'environnement anthropique).

Avant de pouvoir se lancer dans la construction de la nouvelle catégorie d'impacts *sea use*, il convient de définir son périmètre, de même que cela a été fait pour le *land use*, à travers la définition de ces chaînes de causalité. C'est ce point de méthode qui est détaillé dans le chapitre suivant.

Chapitre 4 : Cadre méthodologique du « Sea Use » en ACV

Présentation et discussion de l'article :

"Sea use impact category in life cycle assessment: general framework"

Soumis à International Journal of Life Cycle Assessment en décembre 2012.

Juliette Langlois, Pierre Fréon, Jean-Philippe Steyer, Jean-Philippe Delgenès and Arnaud Hélias

« Mais dis-moi Jamy, comment ça marche ??? »

C'est pas sorcier

SOMMAIRE

4.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 77
4.2 SEA USE IMPACT CATEGORY IN LIFE CYCLE ASSESSMENT: GENERAL FRAMEWORK 78
4.2.1 INTRODUCTION 79
4.2.2 PERIMETER FOR A SEA USE IMPACT CATEGORY 81
4.2.2.1 Existing LCA indicators for seafood and products from aquaculture 81
4.2.2.2 Causes for sea use impacts 84
4.2.3 FRAMEWORK FOR THE SEA USE IMPACT ASSESSMENT 88
4.2.3.1 Impact pathways 88
4.2.3.2 Biotic natural resource depletion impact assessment 89
4.2.3.3 The sea use impact assessment: biodiversity damage potential 91
4.2.3.4 Sea use impact category and other ecosystem services 93
4.2.3.5 Perspectives 96
4.2.4 CONCLUSION 98
4.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 99

Le chapitre 4 constitue le cadre méthodologique du sea use*, nouvelle catégorie d'impacts en ACV, inspirée des méthodes déjà existantes d'évaluation de l'impact de l'usage des sols. Ce chapitre a pour objectif de définir le périmètre et les chaînes de causalité conduisant à des impacts, causés par l'occupation et/ou la transformation par l'homme des espaces en mer (construction, pêche, aquaculture, navigation). A partir de ce qui a déjà été fait dans le cadre de l'ACV de produits de la mer et dans le cadre du* land use*, plusieurs possibilités méthodologiques d'évaluation des impacts du* sea use *ont été proposées, permettant d'identifier la plus pertinente et la plus réalisable : l'évaluation des dommages aux fonctions de support de vie des écosystèmes marins (dont la méthode sera présentée et illustrée dans les chapitres 5 et 6).*

4.1 Présentation de l'article

Au-delà des premières conclusions fournies dans le chapitre 3, montrant l'importance de la création d'une nouvelle catégorie d'impacts *sea use*, construite en parallèle de ce qui existe en ACV via le *land use*, de nombreux points restent à éclaircir pour poser les bases méthodologiques du *sea use*. Ainsi, il reste à :

- déterminer de manière exhaustive comment est traitée la question de l'usage de l'espace dans les ACV des produits de la mer, afin de pouvoir se baser de préférences sur des travaux existants,
- dresser une liste exhaustive des interventions humaines ayant des effets sur l'environnement marin et qui doivent être inclus dans le périmètre du *sea use*, en complément de ceux déjà abordés dans le chapitre précédent,
- traduire les effets de ces interventions en chaînes de causalité spécifiques de l'ACV, pour ordonner les interventions vers les catégories d'impact auxquelles elles se rapportent (en d'autres termes, il s'agit de poser comment les effets identifiés doivent être traduits en impacts et en dommages),
- identifier toutes les solutions méthodologiques envisageables pour la construction du *sea use*. Ces solutions doivent être basées d'une part sur les méthodes d'évaluation du *land use* en ACV, en tenant compte notamment des dernières avancées méthodologiques ayant eu lieu à l'initiative du groupe de travail de l'UNEP-SETAC détaillé dans le chapitre 3 et basées sur les travaux de Koellner et al. (in press). Elles sont basées d'autre part sur les méthodes d'évaluation des produits de la mer en ACV.
- discuter la cohérence de ces solutions, afin d'identifier la plus pertinente pour un développement méthodologique du *sea use*, avec notamment une discussion sur le choix d'un indicateur pertinent de qualité des écosystèmes.

Toutes ces questions sont abordées dans le présent chapitre, qui constitue le cadre méthodologique du *sea use*.

4.2 Sea use impact category in life cycle assessment: general framework

Abstract

The present study provides a framework for a new sea use impact category in Life Cycle Assessment (LCA), inspired from existing methods of land use. It aims at defining the impact pathways for occupation and transformation impacts on marine ecosystems, due to human activities (constructions, fishing, aquaculture, navigation).

To build the sea use framework, a review on additional fishery-related impact categories used in LCA of seafood has first been performed, to identify the main methodological lacks existing in LCA of seafood products. Then, the perimeter for the impact category has been defined, by detailing the human interventions leading to impacts on marine environment and which should be accounted for in sea use. From this, the possible impact pathways linking activities and interventions to impact categories at the endpoint and midpoint levels have been identified and detailed. This description is based on a review of the existing methods of land use, with proposal for some indicators, which could be available for every kind of marine activities and ecosystems.

This study highlights the needs to account for impacts of human activities due to sea use. Additional indicators are often added in LCA of seafood, to assess impacts of seafloor destruction and biomass removal. Extending the scope to other activities than fisheries, many interventions are leading to impacts on marine ecosystems: biomass removal and benthic destruction, and also invasive species release, shading, artificial habitat creation, noise, turbidity and changes in original habitat quantity. The impact pathway definition and the identification of the most relevant methods for sea use, highlighted the need to assess impacts on ecosystem services (life support functions, global materials cycling and detoxification of pollutants) and on biodiversity, at the midpoint and endpoint levels respectively, as well as biotic resource depletion.

A consensus for biotic resource depletion assessment needs to be found, despite recent new proposals. For the sea use impact assessment, methods using species-area relationship, as well as methods focusing on ecosystem services, appear particularly relevant. In a context of strong marine resources overexploitation, and because marine biodiversity data are limited, the lacks in biomass production capability (provisioning services) could be the first stage of sea use development.

4.2.1 Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) tends to be exhaustive for the impacts it allows to assess, in order to limit pollution transfers and resource depletion. However, as identified by Munkung and Gheewala (2007), Pelletier et al. (2007) and Thrane et al. (2009), there is a need of method development to specifically assess (i) the impacts of seafood products for comparisons between terrestrial and aquatic food products, (ii) fish stocks depletion and (iii) seafloor damage, among other objectives. These methodological lacks are already a problem for environmental assessment of aquatic products (Pelletier et al. 2007) and many authors had to add supplementary indicators to make their LCA of seafood products relevant (see Table 4-1 in next section). This weakness becomes damaging in a context of marine biotic resources overexploitation (FAO 2010) and of high disturbance of marine ecosystems due to human activities (Halpern et al. 2008). These trends should even get worse with the rapid development of new offshore activities (*e.g.* wind farms, as the most used technology to date, followed by wave and tidal energy devices, expected to increase worldwide in the near future), for which environmental impacts still need to be deepened (Inger et al. 2009).

For terrestrial ecosystems, the impacts of occupation and transformation of space for human activities are assessed through the land use impact category. A sea use impact category has been proposed (Langlois et al. 2011a), by analogy with land use, assessing transformation and occupation impacts of marine habitats. The framework for the land use impact assessment set up by Mila i Canals et al. (2007) could be applicable to marine habitats to take into account the impacts of constructions, fishing, navigation and aquaculture, as also mentioned in (Koellner et al. 2012). At the midpoint level, the amount of land used is the simplest index currently applied (Goedkoop et al. 2009; Guinée et al. 2001a). It consists in considering land as a whole resource, eventually with several categories of land (urban, agricultural or natural) to introduce a quality difference between different types of use (Goedkoop et al. 2009).

For the Area of Protection (AoP) dealing with resource depletion (endpoint level), depletion of soil has been proposed, combining the local soil reserves and the solar energy needed to regenerate the soil lost (Núñez et al. 2012). For the AoP dealing with “Ecosystem quality”, a loss of quality within terrestrial ecosystem is assessed and many ecosystem goods and services can be taken into account. In operational methods implemented in LCA software products, the quality index used to quantify the impacts of land use is often biodiversity, as an endpoint category (Bare 2002; Goedkoop et al. 2009; Goedkoop and Spriensma 2001). It is

first because biodiversity has a strong positive effect on the main land ecosystem services (which are growing concern since the Millennium Ecosystem Assessment established their importance in 2005), and secondly because habitat changes, loss or degradation are one of the main anthropogenic drivers of biodiversity loss (MEA 2005). According to the key framework for terrestrial land use impact assessment from Mila i Canals et al. (2007a), impacts on biodiversity and on three major ecosystem services should be integrated within land use: provisioning ecosystem services (Biotic Production Potential (BPP)), and supporting and regulating services (including carbon sequestration potential, freshwater regulation potential, water purification potential and erosion regulation potential). Apart from biodiversity, characterization factors have been calculated for other impact pathways: soil ecological functions have been regionally assessed by Saad et al. (2011) within a Canadian context, based on the Land Use Indicator Calculation Tool (LANCA) methodology, implemented in the GaBi software (Beck et al. 2010). Erosion regulation potential and BPP have also been recently assessed regionally and at the worldwide scale by Núñez et al. (2012) and Pfister et al. (2011) respectively, and expressed as Net Primary Production (NPP) depletion. Methods for carbon sequestration potential assessment have also been proposed by Müller-Wenk and Brandao (2010). All these recent enhancements for land use impact assessment start to seal the robust framework defined by Mila i Canals et al. (2007a), after many years of discussions for the choice of a quality index and of a relevant method of characterization factors calculation.

As for terrestrial ecosystems, the services provided by marine ecosystems to humans include global materials cycling, transformation and detoxification of pollutants and wastes, support of coastal recreation and tourism and support of world fisheries and aquatic ecosystems (Diaz et al. 2005). It would be hard to give priority to one of these services. For this reason, the possibility to assess marine use impacts through a proxy affecting all of these services, such as changes in marine biodiversity as in the first terrestrial land use impact assessment methods, is considered in this paper; as well as the possibilities to assess other impact pathways. The impacts on marine BPP, which is one of the most altered functions of the oceans today, will be particularly discussed.

The goal of this study is to provide a framework for a new sea use impact category, inspired from existing methods of land use impact assessment. To this aim, the first section of this paper defines the perimeter and the drivers of impact (or interventions) on marine

environment, which should be accounted for, based on a review on additional fishery-related impact categories used for LCA of seafood. The second section shows possible and relevant indicators, which could be available for every kind of marine activities and ecosystems, and identifies possible methods of assessment for sea use impact assessment. In the last section are discussed the identified solutions for a construction of the sea use impact category.

4.2.2 Perimeter for a sea use impact category

4.2.2.1 Existing LCA indicators for seafood and products from aquaculture

Regarding LCA of aquatic products, additional fishery-related categories are often added to conventional and generic impact categories. See Table 4-1 and Avadi and Fréon (2013) for a review. They are mainly focusing on seafloor damage and renewability of the biotic resources. Within them are included: small-size ratio (part of catch that contained undersized fish), landed by-catch, discarded by-catch, seafloor impacts and the quantity of Net Primary Production used along the whole food chain (NPP_{use}).

Table 4-1: Examples of additional fishery-related impact categories used for LCA of seafood products (excluding indicators of pollution or water depletion)

References	Activity	Seafloor destruction	Impacts on fish stocks and biomass availability
Ziegler et al. (2009) Ziegler et al. (2011)	Fishery	Surface trawled	Mean size of target catch Landed bycatch-ratio Discard ratio
Ziegler et al. (2003)	Fishery	Surface trawled (in and out oxygen-depleted areas)	Landed bycatch-ratio Avoided production due to discard (indirect effect)
Ziegler and Valentinsson (2008)	Fishery	Percent of areas affected by trawls	Mass of killed undersized catches
Aubin et al. (2006) Aubin et al. (2009) Efole Ewoukem et al. (2012) Jerbi et al. (2011) Papatryphon et al. (2004)	Aquaculture	-	Net Primary Production Use (NPP_{use})
Bosma et al. (2011)	Aquaculture	-	-
Ramos et al. (2011)	Fishery	Percent of areas affected by trawls	Discard rate Fisheries in Balance (FiB)

The impact of trawling and/or creeling on the seafloor was quantified in several studies (Ramos et al. 2011; Ziegler et al. 2011; Ziegler and Valentinsson 2008) using a methodology developed by Nilsson and Ziegler (2007) to spatially analyze demersal fishing effort data. It allowed the assessment of biological impacts on the benthic habitats due to fishing activities. The disturbance intensity was quantified according to the location of fishing activities (using GIS) and to the frequency at which the area was swept by fishing gears. These data were coupled with marine habitat recoverability data (from the MarLIN database (Marine Biological Association of the United Kingdom 2004)), mainly depending on the substratum types of the habitat. Then, the impact could be quantified for different fisheries, in proportion of the habitat type affected by trawls. In some other studies only the trawled surfaces in m² were quantified, without any damage assessment (Ellingsen and Aanondsen 2006; Ziegler et al. 2011; Ziegler et al. 2009). Some other authors made the distinction between seafloor trawled in oxygenated areas (*i.e.* corresponding to benthic communities in the photic zone) and seafloor trawled in oxygen-depleted areas (*i.e.* mainly corresponding to colonies of sulphur and nitrogen-reducing bacteria). Mila i Canals et al. (2007a), Munkung and Gheewala (2007), and Koellner et al. (2012) also underlined the necessity to take into account these physical impacts of fisheries on the seafloors, especially for continental shelves. In their key framework, Mila i Canals et al. (2007a) suggested that these physical impacts should be assessed from both “natural environment” and “resource” perspectives.

By using terrestrial or marine areas, humans can change the quantity of biomass in an ecosystem (Haberl and Weisz 2007), by:

- changing its Biotic Production Potential (BPP), measured as Net Primary Production (NPP, which are flows in kg $C.m^{-2}.yr^{-1}$)
- harvesting parts of the biomass produced, measured as NPP_{use} (quantities in kilogram of carbon). This indicator was used in LCA by Aubin et al. (2009) and Aubin et al. (2006). It is also named Primary Production Required to sustain the fishery by Libralato et al. (2008) and Pauly and Christensen (1995).

Some authors consider for the second case the Human Appropriation of NPP (HANPP, $kgC.m^{-2}.yr^{-1}$) to express flows instead of quantities (Haberl and Weisz 2007). This indicator is especially useful for LCA applied to aquaculture, where both terrestrial and aquatic feeds are used (Papatryphon et al. 2004). It allows expressing impacts on the availability of the biotic

resources and indirectly on biodiversity, by including direct mortality of wildlife. Biomass uptakes are mainly expressed in carbon equivalent (kg C_{eq}), taking into account trophic levels. This approach shows the mass of carbon of the required primary biomass, including losses occurring during trophic levels conversions. NPP has to include respiration, but it is not always clear if authors really consider it or simply gross primary production. In fisheries science studies, the indirect effects of the removal of the lower trophic levels on the higher ones can be accounted for (Libralato et al. 2008): if some herbivore fish are removed from the sea, then a certain amount of carnivore fish will not develop, and so on along the whole food chain. For simplicity, LCA in this field are restricted to direct NPP_{use} and do not include long-term effects on ecosystem NPP levels (Pelletier et al. 2007).

The discards were also quantified in LCA of seafood in kilograms of undersized catches or catches of non-commercial species, using discard mortality estimates according to fishing techniques (Ziegler and Valentinsson 2008), in discard rates (Ramos et al. 2011), or in quantity of avoided production due to discards (Ziegler et al. 2003) to account for the indirect effects of discards. The ratio of landed bycatch has also been used in several studies (Ziegler et al. 2011; Ziegler et al. 2009; Ziegler et al. 2003), to account for the indirect effect of fisheries. According to the key framework from Mila i Canals et al. (2007a), these discards and their associated mortality as well as the fishing mortality of target species should be assessed from a “resource” perspective, as a depletion of biotic resources. Quantifying direct NPP_{use} related to landings and discards is a first step for this depletion assessment.

To assess the impacts on the stocks, the mean size of target catch has been used by Ziegler et al. (2009) and Ziegler et al. (2011), in order to express the environmental impacts of growth overfishing. The use of the Fisheries in Balance (FiB) index has also been proposed by Ramos et al. (2011). It aims at identifying the “fishing down marine food webs” phenomenon, which suggests that when fish species at the top of the trophic chain are overexploited, the captures of species lower down in the trophic level increase (Pauly et al. 1998). This index is neither species-specific nor gear-specific, since it considers the total exploitation of the ecosystem by fisheries. Therefore it cannot be associated to a functional unit expressed in landings of individual species or even to total landings of a gear since a given ecosystem is usually exploited by several gears landing several species.

Local ecological impact categories have recently been proposed by Ford et al. (2012) to assess impacts of nutrient release and impacts on biodiversity. They proposed the number of escaped fishes, the number of disease outbreaks, the parasite abundance on farms and the

percent reduction in wild fish survival as indicators for the biodiversity aspects. These indicators are all specific from aquaculture, allowing the assessment for invasive species impacts.

To conclude, indicators quantifying biotic production and its sustainability for both biotic exploited resources and seafloor quality are under development for the environmental assessment of seafood and products from aquaculture. These approaches are in accordance with the recommendations proposed by Mila i Canals et al. (2007a), suggesting accounting for discards and physical impacts of seafloor destruction from a resource and/or natural environment perspective. Nevertheless, impact pathways for marine use or biotic resource depletion are not defined and cause-effect chains still need to be developed.

4.2.2.2 Causes for sea use impacts

The marine activities identified as the main anthropogenic drivers of quality decrease in marine ecosystems are fishing, benthic constructions (*i.e.* constructions anchored on the seafloor) and transport (Halpern et al. 2008). Aquaculture and floating structures have also been included in the present study. By analogy with land use, a sea use impact category should account for physical impacts due to occupation or transformation. The main interventions (*i.e.* drivers of impact, using the terminology from Koellner et al. (in press)) induced by human activities are summarized in Table 4-2 according to sea compartments.

They can affect both the pelagic and the benthic zones (*i.e.* the water column or the seafloor respectively). They are invasive species release, shading, biomass removal, benthic destruction, artificial habitat creation, noise, turbidity, sedimentation and changes of the surface or volume of original habitat. The emission of pollutants to the environment due to marine activities is already assessed through existing midpoint and endpoint impact categories and therefor excluded from Table 4.2. The same applies for abiotic resources extraction (sediments, polymetallic nodules, oil, *etc*…). Thus, the damage of greenhouse gas should typically be assessed using the pathway from the midpoint impact category “climate change” to the endpoint areas of protection “ecosystems” and “human health”, as performed for terrestrial ecosystems in the Recipe method (Goedkoop et al. 2009). Oceanic pollutions should be treated the same way, from the midpoint impact categories “ozone depletion”, “human toxicity”, “radiation”, “photochemical oxidant formation” and “particulate matter formation” to the area of protection “human health”, and from “marine ecotoxicity” and “marine eutrophication” to the area of protection “ecosystems”.

Table 4-2: Synthesis of the marine activities impacts due to occupation and transformation of marine ecosystems

Human activities	**Sea compartment**			
	Photic benthic	**Aphotic benthic**	**Photic pelagic**	**Aphotic pelagic**
Seafloor construction	Seafloor destruction – Artificial habitat creation – Noise – Virgin habitat loss		Noise	
Floating construction in aphotic zone	-	-	-	Artificial habitat creation Virgin habitat loss
Floating construction in photic zone	Shading	-	Shading Artificial habitat creation - Virgin habitat loss	-
Navigation	Invasive species - Noise			
	Shading	-	Shading	-
Destructive fishing (trawls)	Turbidity / Sedimentation		-	
	Seafloor destruction		-	
	Biotic resources uptake			
Non-destructive fishing	Biotic resources uptake			
Offshore aquaculture (animal without feeding and vegetal)	Invasive species			
	Sedimentation		Shading Artificial habitat creation - Biotic resources uptake - Virgin habitat loss	-.
	Shading Biotic resources uptake	-		
Offshore aquaculture (with feeding)	Shading Sedimentation (coverage) - Biotic resources uptake	Sedimentation	Shading. (Artificial habitat creation) - Virgin habitat loss	-
	Invasive species			
Land-based activities	Turbidity / Sedimentation Noise (due to heavy aerial or terrestrial transportation) Shading (due to wastes)			

Biotic resources uptake. One of the major interventions on marine ecosystems is the biotic resources uptake caused by fishing activities (Halpern et al. 2008; Pauly et al. 2005). It affects the ecosystems by direct effects on the species modifying the available stock, both in pelagic and benthic ecosystems (Pauly et al. 2005). Stocks are often under their regeneration threshold: one half is fully exploited, and one quarter is overexploited, depleted or recovering from depletion (FAO 2010). The overexploitation of fisheries leads also to indirect effects, with modification along the whole food chain: a decline of the average trophic level of global landings is observed, which implies that we are increasingly relying on fish that originate from the lower part of marine food webs (FAO 2010). Resources uptake also occurs for other activities: extensive aquaculture and natural picking of seaweed imply a reduction of the available nutrients, possibly leading to competition in oligotrophic areas. For offshore animal aquaculture, this uptake of nutrient for feed occurs to a certain degree according to the animal farmed and the type of aquaculture: it is high for plankton-filtering species like mussels and oyster, but nearly null for intensive aquaculture of carnivore fish species kept in cages, with external feeding.

Seafloor destruction. In addition to the biotic resources depletion, destructive fishing (using trawls or dredges) destroys the seafloor. Kaiser et al. (2002) estimated that about 75% of the shelf area is trawled worldwide every year. The placement of pipelines and associated structures on the seafloor can impact benthic habitats from physical occupation and conversion of the seafloor too. The installation of pipelines can impact shellfish beds, hard-bottomed habitats, and submerged aquatic vegetation (Johnson et al. 2008). Seafloor destruction also occurs when explosive are used in shallow water. If seafloor use is maintained (constructions), there is also a decrease in the quantity of virgin habitat available (but a creation of a new habitat, see below), linked with the occupation of the marine space, which lasts for a certain period of time. This decrease can either occur for surfaces (in benthic habitats) or for volumes (in pelagic habitats), depending on the construction's height and positioning. The local decrease of volume of the pelagic zone also occurs when floating constructions and any other activity using floating matter in the pelagic zone (like aquaculture or floating windpower installation) are settled.

Shading. Human activities can lead to shading: overwater structures create shade which reduces the light levels below the structure. It can reduce prey organism abundance and the complexity of the habitat by reducing aquatic vegetation and phytoplankton abundance (Johnson et al. 2008). This occurs due to any floating opaque construction installed within the photic zone or at its surface, by avoiding primary production by photosynthesis (in the benthic and/or pelagic zones), and also for aquaculture, especially for seaweed cultivation (Roesijadi et al. 2008).

Noise. There are many natural sounds in the ocean: from rain, wind, marine life, ice and seismic activity (McCarthy 2004). There is an increase of anthropogenic noises in the sea, coming from land-based activities (helicopters, airplanes), navigation, icebreaking activities, hovercraft, dredging, anchored constructions (*e.g.* tunnel boring, drilling and marine explosions) and several ultra or infrasounds emissions (McCarthy 2004). It is still hard to quantify precisely the effects of underwater noise on the marine life. They are estimated low for benthos (Pauly et al. 2005). However, sounds reduce growth and reproduction in a variety of marine organisms and possibly cause death of marine mammals, in case of powerful ultra-sonic or sonic emissions by long range sonars or air-gun seismic prospection (McCarthy 2004). Due to the ocean food chain, noise can adversely affect not only the health of individual animals, but the entire ecosystem.

Invasive species. Invasive species is one of the main drivers of biodiversity loss (Nelson 2005). It is one of the consequences of shipping lanes, mostly because of the ballast waters discharge from liquid-transportation ships, and also because of organisms stuck to the hull (Halpern et al. 2008). The International Convention for the Control and Management of ship's Ballast Water and Sediments was adopted in 2004, under the influence of the International Maritime Organization (IMO 2004). It is not yet in force but was ratified by 30 countries in 2005, assuming to represent 35% of the world merchant shipping tonnage (IMO 2011). It is assumed that this Convention can significantly reduce the risks of future ballast water mediated species introductions, but it is still considered not powerful enough (Gollasch et al. 2007). Unexpected escape of non native or genetically selected strains of cultivated species is also an issue (Halpern et al. 2008).

Turbidity and sedimentation. The resuspension of bottom sediments in coastal waters results from both naturally occurring (*e.g.* storms, waves, *etc*.) and anthropogenic forces (*e.g.* trawling, dredging, *etc*.). The last ones have become increasingly important in recent decades (Ruffin 1998). Turbidity and sedimentation may also result from discharge of terrestrial wastes, especially soil excavation, or from storm water discharge abnormally turbid and rich in suspended sediments, due to anthropogenic activities on land. Increased turbidity, due to suspended particles, may decrease light penetration in the water column, to the extent that submerged aquatic vegetation cannot photosynthesize. Although other effects, such as the saturation of filter-feeding animals, can be added above a certain threshold of particles density and size, turbidity can be approximated by the impacts of shading.

Artificial habitat creation. Marine activities can also lead to positive effects on their environment, by creation of artificial habitat (Inger et al. 2009). Artificial reefs are submerged structures deliberately placed on the seabed to mimic natural reefs (Baine 2001). Life in natural reefs is more diverse with more trophic levels than artificial ones. However, artificial reefs allow higher abundance, with intensity depending on the complexity of their structure, such as the quantity of holes contained in the reef (Hackradt et al. 2011). To a certain extent, we can assume that any submerged structure will play this role of artificial habitat creation, with a growing intensity when structures are highly convoluted. The gain of habitat will also depend on the original habitat, being higher in soft seabeds than in hard ones (Moura 2010).

To conclude, there are many interventions on the marine ecosystems due to transformation and occupation of the sea. They induce negative impacts on the ecosystems, but it can also play a positive role (as the creation of artificial habitats). These impacts can differ between the seafloor and the pelagic zone and some of them can be issued from land-based activities. The ways these different interventions can be accounted for in LCA are detailed in the next section.

4.2.3 Framework for the sea use impact assessment

4.2.3.1 Impact pathways

The goal of the current section is to identify and analyze the possible methods of LCIA that can be used to describe the impact pathways, linking the interventions described in the previous section to the midpoint and endpoint levels.

At the endpoint level, the first methods of land use impact assessment focused on biodiversity loss (as a proxy affecting each of the ecosystem services (Nelson 2005)). Nevertheless, as the recent tendency goes towards a more general coverage of land use impacts, including other ecosystem services, we will also detail how they could be assessed within the framework of sea use. According to this, pathways for sea use are described in , inspired by the terrestrial land use impact pathways from Koellner et al. (in press).

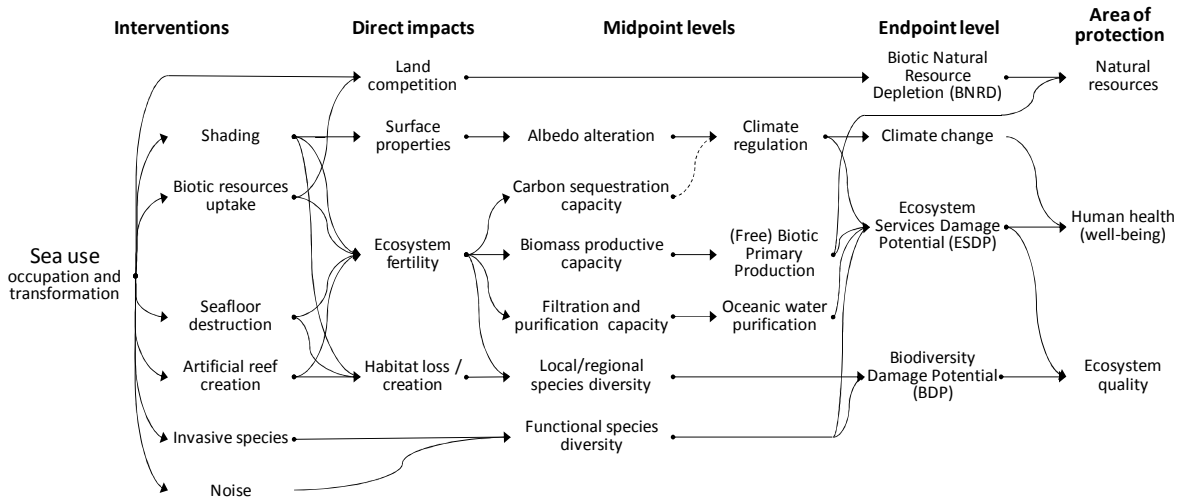

Figure 4-1: Main impact pathways related to sea use (occupation and transformation)

Marine ecosystem goods and services are (1) global material cycling, (2) transformation and detoxification of pollutants, (3) support of world fisheries and aquatic ecosystems (Diaz et al. 2005). (Koellner et al. in press) suggested accounting for every ecosystem services at the midpoint level and aggregating them at the endpoint one. Thus, impacts on (1) climate regulation, (2) oceanic water purification and (3) biotic primary production should also be included within the sea use impact pathways at the midpoint level. They will be detailed in this section, as well as the assessment of the biotic natural resource depletion and of the biodiversity impacts.

4.2.3.2 Biotic natural resource depletion impact assessment

Marine biotic resources that can be depleted are commercial fished or harvested biomass. Their availability for future generations can be assessed under the area of protection “natural resources”. In this area of protection, only abiotic resource depletion is accounted for in operational methods for the moment, expressed at the endpoint level as surplus energy needed to make the resource available at some point in the future in EcoIndicator99 (Goedkoop and

Spriensma 2001) and Impact2002+ (Jolliet et al. 2003) or in monetary units in ReCiPe (Goedkoop et al. 2009). There is no consensus yet for this impact assessment in the case of biotic resources and only recommendations have been formulated (Udo de Haes et al. 2002a).

From a global point of view, resource depletion is defined as “the decrease of availability of the total reserve of potential functions of resources, due to the use beyond their rate of replacement”, considering both non-renewable and renewable resources (ILCD 2010). Different options have been proposed, considering the depletion or the scarcity of resources as assumed in the definition (Guinée et al. 2001a), or according to an intrinsic property as exergy suggested by Wagendorp et al. (2006) and Dewulf et al. (2007). To assess the depletion of biotic resources according to their scarcity, several methods were identified (Heijungs et al. 1997): accounting either for the size of their population (or reserve), or for a restoration time, at the species- or ecosystem-scale. For the case of an intrinsic property, emergy and exergy could both be used for the biotic resource depletion impact assessment. They represent two complementary aspects of a system: the actual state and the past work needed to reach that state (Bastianoni 2002). Emergy analysis establishes a longer-term sustainability and a measure of environmental stress: if a bigger amount of labor is required to renew a good or a service, then it means that larger amount of space and/or time and/or energy is required and that it may become a limiting factor in the future. Thus, emergy seems to be an interesting unit to account for biotic resources depletion in LCA, as suggested by Muys and García Quijano (2002) and performed by Núñez et al. (2012).

In a context of severe overfishing, for one quarter of the stocks fished, it appears important to quantify these impacts in relation with the stock renewability. Some new proposals of Biotic Natural Resource Depletion (BNRD) assessment have been proposed by Emanuelson et al. (2012) and Langlois et al. (2012a). They are based on the Maximum Sustainable Yield (MSY), a commonly used reference for fish stock status assessment. This is the highest yield in fish production that can be sustained in the long term when stocks are exploited. It results from the assumptions that fish production can be increased up to a certain level by increasing the fishing effort. Beyond the MSY level, the renewal of the resource (by reproduction and body growth) cannot keep pace with the removal caused by fishing, and a further increase in exploitation level leads to a reduction in landings (Graham 1935; Schaefer 1954). The estimation of fishing rate that corresponds to that level has been widely debated for many years, because it is based on the assumption that production in the ecosystem can reach a maximum (Larkin 1977) and because single species stock assessment methods do not seem

suitable alone for a sustainable management of marine resources (Botsford et al. 1997). However, MSY and the associated reference points are still the most common values used to assess stocks and manage fisheries, even if not used by all management agencies (Ricard et al. 2011). The method proposed by Langlois et al. (2012a) allows the calculation of BNRD impact in potential time of regeneration, whereas Emanuelson et al. (2012) suggested a quantification of the biomass that will not be produced in the future due to the current overexploitation.

To conclude, there is a strong need for a consensus in the field of natural resources depletion assessment, especially as this is a major concern in marine ecosystems.

4.2.3.3 The sea use impact assessment: biodiversity damage potential

Biodiversity covers a very large perimeter, including genetic, species and ecosystem diversity (UNEP 1993). It has been widely studied in LCA (Curran et al. 2011), either as a proxy for the area of protection “ecosystem”, or more rarely at midpoint level (Jeanneret et al. 2008).

The Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station (ART) developed a method for the integration of biodiversity loss for agricultural production, called SALCA-Biodiversity. This is a scoring method of species damages based on expert knowledge and existing data (Jeanneret et al. 2008). This method can be very useful in complement of LCA approach but it does not allow assessment along the life cycle of the agricultural product (only the agricultural stage can be analyzed).

This type of scoring can also be found for environmental assessment of fishing activities, out from the scope of LCA. The Marine Stewardship Council provides a consumer guide, called SeaFood Watch consisting in an aggregation of scores (Wallace 2000). Indicators represent the quality of benthic habitats, the status of wild stocks for the fished species and by-catches, and the role of those species in the food chain. Their levels of disturbance are related with fishing practices and management effectiveness to obtain a final aggregated score. In contrast with SALCA-Biodiversity, the Seawood Watch final score is not directly linked to biodiversity, but more to the ecosystem functioning, but in both cases, results are obtained by scoring expert knowledge.

The choice of this kind of method for sea use impact assessment would imply to calculate characterization factors with high levels of expert knowledge requirements for each ecoregion and each commercial species of fish, in connection with the different fishing practices and to extend the method to other activities than fisheries. Moreover, species characteristics linked

with the renewability of the biomass are integrated in Seafood Watch. This type of methods should then be used carefully, due to redundancies with the biotic resource depletion impact assessment.

Biodiversity can also be directly assessed at the endpoint level as “Biodiversity Damage Potential” using species-area relationship (Goedkoop et al. 2009; Goedkoop and Spriensma 2001). It has been developed in many terrestrial LCA papers for European countries (Koellner et al. 2004; Koellner 2002; Koellner 2000; Koellner and Scholz 2008; Weidema and Lindeijer 2001), South-East Asian countries (Schmidt 2008), North-American countries (Geyer et al. 2010) and more recently at a broader scale (De Baan et al. 2012). This relationship expresses that larger areas are more likely to enclose more diverse types of habitat and therefore will include more species. Thus, it allows the quantification of a loss of biodiversity associated with a decrease of the available surface of an ecosystem (called regional damage on species richness). It also allows the measurement of local damage on species richness, due to a change in land cover. It is most of the time based on species richness of vascular plants. Other taxons could be used (Koellner and Scholz 2008), but implying data limitations. This type of assessment requires the collection of data for species-area relationship, specific from both the ecoregions and the types of use. Some studies focusing especially on species-area relationship in marine ecosystems exist (Neigel 2003). Nevertheless, according to the Millenium Ecosystem Assessment, marine diversity is not well known yet: at the species-scale only the class of Chondrychtians diversity is very well documented (Nelson 2005).

An assessment based on genetic diversity has never been developed in LCA, and does not seem relevant for the sea use impact assessment since it is almost unknown in marine ecosystems at a global scale (Nelson 2005). Contrarily, an assessment based on biodiversity at the ecosystem scale, expressing scarcity or vulnerability appears particularly relevant for marine ecosystems, where many activities are concentrated on coastal areas and now considered some of the most degraded and vulnerable ecosystems in the world (Agardy and Alder 2005). Classifications including biotopes can be used as ecosystem-level measurement of biodiversity (Costello 2009). For terrestrial ecosystems, it has been suggested directly expressing scarcity and vulnerability of the ecosystems (Michelsen et al. 2012; Michelsen 2007; Weidema and Lindeijer 2001) using this type of classifications. Another possibility is to

indirectly express scarcity and vulnerability, using the species-area relationship, because it expresses a loss of biodiversity due to a decrease in land availability. In the case of marine ecosystems, the use of ecoregion classifications would be particularly relevant, as species-area relationships are not well developed. It is worth noting that the boundary between biodiversity at the ecosystem-scale and the area of protection "natural resources" is quite hard to define. Scarcity at the ecosystem scale could rather be accounted for as natural resource depletion. This is why biotic primary production has been linked with both ecosystem services damage potential and biotic natural resource depletion in Figure 4-1.

4.2.3.4 Sea use impact category and other ecosystem services

The framework of terrestrial land use from Mila i Canals et al. (2007a) is generic and allows the assessment of all kinds of ecosystem services. It requires defining a quality index specific from the ecosystem service we want to assess, whose values could be compared from an activity to another. Those values might be significantly different from the state we want to make the comparison with, and vary among time to reach a new steady state after a certain time of restoration.

Biomass production capability. To assess impacts of transformation and occupation on the ecosystem life support functions, many possibilities exist for a quality index related to biomass production capability. In terrestrial ecosystems, the change in soil organic carbon relates to a range of soil properties responsible for soil resilience and fertility, making it a robust indicator of Biotic Production Potential (BPP) changes induced by land use (Brandão and Mila i Canals 2012). In marine ecosystems, life support functions are not always directly linked with the seafloor properties because most of NPP comes from the pelagic zone and not from the seafloor (Charpy-Roubaud and Sournia 1990)). Thus, an indicator describing the quality of the seafloor would not be fully relevant to assess BPP and it seems more relevant to choose an indicator in link with the production itself.

NPP is a growth-based indicator for various life support functions (potential for food production, biochemical substance and energy cycles). It expresses a biological production capacity, depending on the type of ecosystems (due to productivity variations with geographical characteristics, such as latitude, circulation, illumination…) and of activities (*e.g.* shadow floating structures, degraded seafloor for costal area). It is calculated as the total carbon fixed by photosynthesis minus respiration. Several authors suggested using this net

carbon uptake by the ecosystem as quality index for the terrestrial land use impact assessment (Blonk et al. 1997; Lindeijer 2000; Pfister et al. 2011; Weidema and Lindeijer 2001). One of the reasons for this choice is the data availability, as well as the objectivity of its measurement (Zhang et al. 2010). Values might be expressed in equivalent of the net primary production that was necessary to produce the final production (NPP_{eq}) to take into account the trophic level of the catches in the case of biomass removal due to fishing activities. Maps of NPP exist for pelagic ecosystems, using ocean color measured by remote sensing, and/or using general circulation models coupled with biogeochemical models (Carr et al. 2006). However, there are no maps of NPP_{eq}, which would account for the whole trophic chain. Thus, it would be necessary to use detailed trophic models (as Ecopath (Christensen and Pauly 1992)) for every type of ecozones. Moreover, because oceans are most of the time multi-use and are open and dispersive media, measures of NPP_{eq} per activity could not be measured.

Aside from this indicator, another possibility to express the life support capability of the ecosystems is to measure the free Net Primary Production (fNPP). It expresses how much biomass is left for nature's functioning and life support functions. Calculation of fNPP is the subtraction of the biomass uptake from humans to the total potential of productivity in the area considered (NPP minus HANPP).

Eq. 4-1 : $$fNPP = NPP - HANPP$$

Some authors suggested using fNPP as a quality index for terrestrial land use impact assessment (Ii et al. 2008; Lindeijer et al. 2002; Nakagawa et al. 2002). NPP addresses mainly the biomass available for human life, whereas fNPP is rather an indicator for non-human life support. fNPP can also be expressed in primary carbon equivalent ($fNPP_{eq}$). Because the sea is heavily used for the extraction of biomass from wild life, this indicator seems particularly relevant for the sea use impact assessment. The impact induced by a human activity using the framework of Mila i Canals et al. (2007a) with the free amount of biomass remaining within the ecosystem including all trophic levels $fNPP_{eq}$ as an indicator is detailed in Figure 4-2. It boils down to compare a resulting state due to a given activity to a situation without any human influence on a given area *A*. The difference between the two states is due to primary production removed by humans ($HANPP_{eq}$) and the variations of NPP_{eq} induced by human activities (ΔNPP_{eq}). ΔNPP_{eq} and $HANPP_{eq}$ can be calculated more easily than the average values of NPP_{eq} or $fNPP_{eq}$ characterizing a particular type of ecozone

and of activity. For example, for fishing activities the total impact can be easily calculated, being directly NPP_{use}.

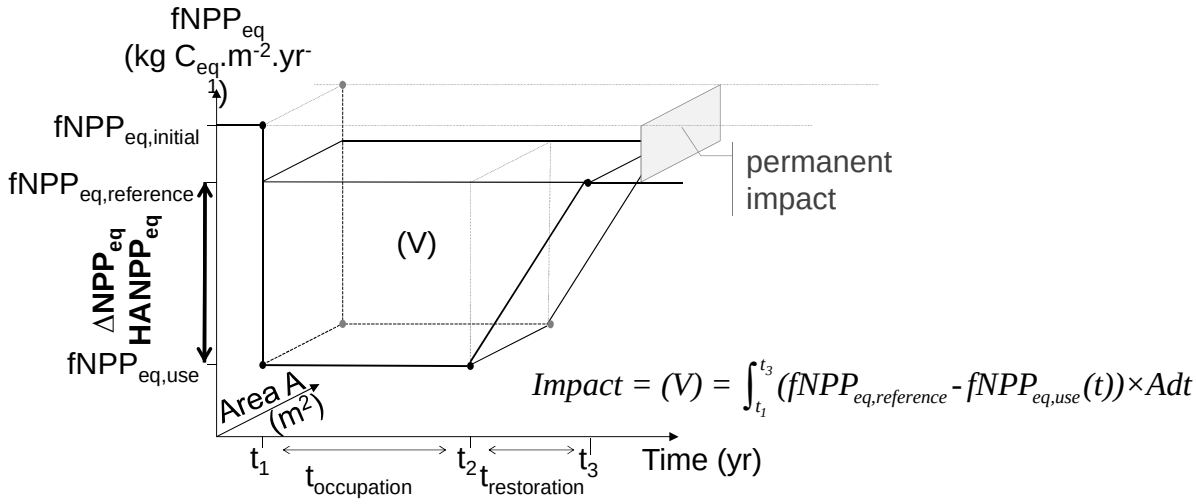

Figure 4-2: Graphical presentation of sea use impacts on life support functions inspired from Mila i Canals (2007a)

Quantifying ΔNPP_{eq} and $HANPP_{eq}$ within the framework developed by Mila i Canals et al. (2007a) allows the assessment of activities inducing variations in biotic production potential (shading, artificial habitat effect, benthic destruction including by some bottom fishing gears), as well as activities linked with biotic resource removal (some aquaculture activities and fishing). In the first case, these interventions need to be correlated to a quantity of avoided biomass, additional biomass or destroyed biomass according to the case, based on changes in the production. In the second case, the interventions need to be directly correlated to a quantity removed from the sea, adding *in situ* mortality when necessary. By the same token, any intervention could have its effects on ecosystems quantified in terms of quantity of biomass gained or lost. Moreover, both benthic and pelagic impacts can be expressed with the same unit, which is a solution to consider the three dimensions of the oceanic realms.

Carbon sequestration potential and filtration and purification potential. Impacts on marine ecosystem fertility imply consequences on the free biotic primary production, but also on other ecosystem services: carbon sequestration potential and filtration and purification potential. Marine carbon sequestration potential might be assessed at the midpoint level as climate regulation. First, organic carbon is sequestrated in the biomass (Falkowski et al. 1998). Nevertheless, this carbon sequestration can be compared with the one of agricultural

products of less than ten years. Specifications recommended not accounting for it because of its short time frame (BSI 2011). Second, NPP strongly influences the accumulation of organic carbon in the sediments (Calvert 1987)). For the accumulation of carbon in carbonates, the link is not so direct (carbonate dissolution or decrease in its rate of formation are mainly due to acidification). Climate regulation is also performed by the albedo, which could vary with the coverage of the sea surface (in link with the shading's intervention).

Water purification is also performed by the living organisms (Diaz et al. 2005). The marine microbial community provides critical detoxification services - filtering water, reducing effects of eutrophication, and degrading toxic hydrocarbons. Therefore, water purification can be linked with the marine productivity.

4.2.3.5 Perspectives

To conclude, there is still no consensus on the way to account for biotic resource depletion considering the actual knowledge, despite an important need for it. For the sea use impact assessment itself, it appears that expert knowledge using aggregating scores would be hardly applicable to every kind of activity. At the endpoint level, the methodology developed by Koellner and Scholz (2008) using species-area relationship appears particularly relevant in the case of sea use, especially because it is widely used for land use impact assessment. Thus, comparisons between terrestrial and marine ecosystem uses could be easily performed. Only a lack of data could limit the development of characterization factors using this method. At the midpoint level, the method developed by Mila i Canals et al. (2007a) to assess the impacts of transformation and occupation on ecosystem services is the most consensual one (ILCD 2011). In a context of strong overexploitation of the marine resources, it appears particularly relevant to express the lacks of biomass available for the ecosystem functioning (provisioning services). Because data on marine biodiversity are scarce, the methodology developed by Mila i Canals et al. (2007a) applied to provisioning services appears the most convenient in a first stage to assess impacts of sea use.

It appears that such indicator would be especially efficient to quantify the benefits of direct consumption of marine animal proteins compared with aquacultured products, and measurement of free BPP in the oceans in a context of overexploitation seems particularly relevant. Moreover, biodiversity and production are linked in marine ecosystems (Libralato et

al. 2008), which reinforces the idea that the impact pathway in link with production should be a priority for the next first calculations of sea use characterization factors. In a broader context than LCA, using production as an ecosystem functioning indicator is not new (Tilman et al. 1997) and has already been done by Libralato et al. (2008). HANPP was suggested as indicator for Materials and Energy Flow Analysis (Haberl and Weisz 2007) and for marine footprint in several studies (Parker and Tyedmers 2011). In the context of LCA, the review performed in the present paper on LCA applied to seafood products shows the interest of expressing the human uptake using NPP_{use}. It has also been suggested as one of the possible indicators of land use by Mattila et al. (2011) within the input-output method.

Defaults most commonly highlighted for indicators related to NPP in the literature for terrestrial ecosystems, are that productivity is not only influenced by the ecosystem (soil) quality, but also by fertilizers and pesticides use, climate or management (Weidema and Lindeijer 2001). In marine ecosystems, adding chemicals is only at experimental stage because oceans are highly dispersive, and management practices to physically modify the ecosystems are extremely limited. As management and climate can be classified through the typology of use and of ecozones respectively, it appears that the limitations existing in the terrestrial context do not occur for marine ecosystems. Another default for an indicator related to ecosystem production (such as fNPP) is that it could not always properly reflect imbalance within the trophic food chain (fishing “down the web”) for fish catches, with a possible drift towards overfishing of the lowest trophic levels. The way to avoid this could be to take into account the indirect effects of the biomass uptakes (Libralato et al. 2008).

Further development of characterization factors for sea use and biotic resources depletion have been recently performed by Langlois et al. (2012) on two examples of fisheries for BPP and BNRD, expressing these two impacts in potential time of regeneration. It has been extended to other marine activities (Langlois et al, in preparation, see chapter 5). The method is also regionalized, following the recommendations from a recent consensual publication, gathering many authors, and mentioning the need for a regionalization of land use impacts, including for coastal areas (Koellner et al. 2012). The further development of a sea use category should account for these recommendations too, in order to be compatible with the coming improvements of land use impact assessment.

4.2.4 Conclusion

The present study provides a framework for a new sea use impact category in Life Cycle Assessment (LCA), inspired from existing methods of land use impact assessment. Impact pathways have been defined for occupation and transformation impacts on marine ecosystems, due to human activities (constructions, fishing, aquaculture, navigation). This proposal was based on a review on marine impacts due to human activities and on Life Cycle Impact Assessment (LCIA) of seafood and land use.

The study highlights the needs to account for impacts of human activities due to sea use. Additional indicators are often added in LCA of seafood, to assess impacts of seafloor destruction and biomass removal. Extending the scope to other activities than fisheries, it appears that many interventions are leading to impacts on marine ecosystems: invasive species release, shading, biomass removal, benthic destruction, artificial habitat creation, noise, turbidity and changes in original habitat quantity. The impact pathway definition and the identification of the most relevant methods for sea use, highlight the need to assess impacts on ecosystem services (life support functions, global materials cycling and detoxification of pollutants) and on biodiversity, at the midpoint and endpoint levels respectively, as well as biotic resource depletion.

A consensus on the way to account for biotic resource depletion still needs to be found, despite recent new proposals on this topic. For the sea use impact assessment itself, it appears that expert knowledge using aggregating scores would be hardly applicable to every kind of activities. At the endpoint level, the methodology developed by Koellner and Scholz (2008) using species-area relationship appears particularly relevant in the case of sea use (despite present data limitation), as well as the method developed by Mila i Canals et al. (2007a) to assess the impacts of transformation and occupation on ecosystem services at the midpoint level. In a context of strong overexploitation of the marine resources, it appears particularly relevant to express the lacks of biomass available for the ecosystem functioning (provisioning services). Moreover, data on marine biodiversity are scarce, thus the methodology developed by Mila i Canals et al. (2007a) applied to provisioning services appears the most convenient, at least in a first stage to assess impacts of sea use.

4.3 Conclusion et perspectives du chapitre

Le présent chapitre a permis de clarifier les besoins méthodologiques pour une nouvelle catégorie d'impacts *sea use*. Ce travail a été rendu possible par une étude détaillée des méthodes utilisées dans l'évaluation des impacts de l'usage de l'espace sur les continents (*land use*) et pour l'évaluation des impacts de la pêche. En dehors du cadre de l'ACV, une revue des impacts générés par les activités humaines en lien avec l'usage de l'espace marin a également été menée.

Ce travail de revue bibliographique a permis d'identifier les principales interventions humaines en milieu marin conduisant à des impacts sur l'environnement, et devant faire partie du cadre méthodologique du *sea use* : relâchement d'espèces invasives, ombrage, prélèvement de ressources biotiques, destruction des habitats benthiques, création d'habitats artificiels, bruit, turbidité et pertes quantitatives d'habitat. Les chaînes de causalité entre ces interventions et les catégories d'impacts de l'ACV ont également été définies. Ceci a permis d'identifier des voies de développement méthodologique pertinentes pour le futur *sea use*. Notamment, l'évaluation de l'atteinte aux services de support de vie des écosystèmes marins a été jugée pertinente et réalisable.

La définition des chaînes de causalité du *sea use* se veut la pierre angulaire du cadre méthodologique de cette catégorie d'impacts. Ceci s'inscrit dans la démarche de représentation des relations de cause-conséquence conduisant aux différentes aires de protection. Ainsi, un complément à cet article pourrait être apporté quant à la manière dont ont été définies ces chaînes.

Les chaînes de causalité du *sea use* ont été définies en s'appuyant sur ce qui a été fait dans le cadre du *land use*, et notamment sur les récents travaux de Koellner et al. (in press), déjà présentés en détail dans le chapitre précédent. Parmi les trois aires de protection couvertes par l'ACV environnemental, on trouve la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources naturelles. Les impacts du *sea use* sont avant tout à mettre en regard avec les deux derniers : la qualité des écosystèmes et la raréfaction des ressources naturelles. Ces deux aires de protection ne sont pas totalement indépendantes dans le cas du *land use* (Heijungs et al. 1997; Udo de Haes et al. 2002a) puisque le sol est à la fois une ressource et à la fois une partie de l'écosystème dont la qualité peut être modifiée, et qui participe à son bon fonctionnement. Ces deux aires ne sont pas non plus indépendantes dans le cas du *sea use*. Ces liens sont

discutés plus en détails dans le chapitre 6, sur l'exemple de la pêche (qui illustre bien l'imbrication entre raréfaction des ressources et impacts de l'usage de l'espace sur la qualité des écosystèmes).

Si l'on revient sur les chaînes de causalité du *sea use* sur la qualité des écosystèmes, elles expriment à la fois les dommages sur la capacité des écosystèmes à nous rendre service et sur leur biodiversité. Les chaînes de causalité sont donc très anthropocentrées au travers de la notion de services écosystémiques. On les définit en tant que services procurés par les écosystèmes sans qu'une activité humaine ne soit nécessaire pour sa réalisation (Costanza et al. 1998; MEA 2005). Ces services que procurent les écosystèmes peuvent être classés de différentes façons (de Groot, 2002), mais l'approche la plus commune est celle qui a été adoptée par le bilan du millénaire relatif aux écosystèmes (MEA 2005). Dans le cas des écosystèmes marins, les services écosystémiques incluent les cycles biogéochimiques des matériaux, la transformation et la détoxification des polluants et des déchets, le support des fonctions de tourisme et de récréation, et le support des pêcheries et des écosystèmes marins à l'échelle du globe (Diaz et al. 2005). Il s'agit donc ici de donner de l'importance à ce qui est utile pour l'homme, à ce qui lui rend service.

La notion de service écosystémique (également appelé service environnemental ou service écologique) est apparue dans la littérature à la fin des années 1990, avec une augmentation très nette des publications à ce sujet à partir de 2005 (Jeanneaux et al. 2012). Cette augmentation correspond à la publication du bilan du millénaire relatif aux écosystèmes (MEA 2005), qui en a scellé les concepts. Elle a été introduite entre autres afin de pouvoir donner une valeur monétaire à des fonctions naturelles accomplies au sein des écosystèmes (Costanza et al. 1998), permettant de faire le lien entre les disciplines des sciences environnementales et de l'économie.

En ACV, certains auteurs ont suggéré d'utiliser ce type d'évaluation de la valeur monétaire des biens et services issus de la nature (monétarisation des impacts), mêlant sciences environnementales et sciences économiques et sociales (Vogtländer et al. 2004). Cette piste a été écartée dans le cadre de cette thèse, du fait d'une forte volonté de garder l'ACV en dehors de toute considération économique. En effet, des évaluations prenant en compte des paramètres économiques sont vouées à être modifiées selon des considérations d'ordre moral ou sociologique (la valeur que l'on donne aux choses dépend de nos valeurs culturelles et de la société dans laquelle on évolue), alors qu'une atteinte à l'environnement devrait pouvoir se mesurer par le biais d'une grandeur physique intrinsèque. Le fait d'avoir choisi d'évaluer les

dommages sur les services écosystémiques a été jugé suffisamment centré sur l'homme pour ne pas choisir en plus un indicateur de valeur entièrement lié à ce dernier.

L'évaluation de l'impact sur la biodiversité, qui constitue le second volet des chaînes de causalité sur la qualité des écosystèmes, permet d'attribuer un impact d'avantage basé sur la valeur intrinsèque des écosystèmes. La biodiversité est la diversité naturelle des organismes vivants. Elle s'apprécie en considérant la diversité des écosystèmes, des espèces, des populations et celle des gènes, dans l'espace et dans le temps, ainsi que l'organisation et la répartition des écosystèmes aux échelles biogéographiques.

Historiquement, la notion de biodiversité est assez récente. Il s'agit d'un néologisme, issu de la contraction de « diversité biologique », introduit en 1985 par Walter G. Rosen lors de la préparation du *National Forum on Biological Diversity*. Le concept lui-même de diversité biologique a été formalisé à partir des années 1960 ((Whittaker 1960), puis (Whittaker 1972)).

Une convention à ce sujet a été ratifiée en 1993, à l'initiative du PNUE lors du sommet de Rio. Elle y est définie comme :

> « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces ainsi que celle des écosystèmes. »

La biodiversité a été identifiée comme un facteur majeur de bon fonctionnement des écosystèmes (et de ce fait comme un facteur nécessaire pour permettre une bonne réalisation des services écosystémiques (MEA 2005)). Elle est donc en partie corrélée à la potentialité des écosystèmes d'accomplir des services écosystémiques, mais permet avant tout de caractériser l'état d'un écosystème. Il y a donc complémentarité entre l'évaluation des dommages aux services écosystémiques et l'évaluation des dommages à la biodiversité. C'est en partie pour cela qu'*in fine* la qualité des écosystèmes est exprimée en pertes de biodiversité au niveau *endpoint*.

Le concept de biodiversité n'est pas si simple à aborder qu'il n'y paraît. D'après la définition, et comme souligné dans l'article de ce chapitre, il existe différents niveaux à partir desquels on peut aborder la biodiversité : biodiversité génétique, spécifique (c'est-à-dire à l'échelle des espèces) ou écosystémique (c'est-à-dire à l'échelle des écosystèmes).

Par ailleurs, il existe trois types de biodiversité, que l'on nomme communément :

- biodiversité alpha, caractérisée par le nombre d'espèces qui coexistent dans un habitat uniforme,
- biodiversité bêta, caractérisée par le taux de remplacement des espèces le long d'un gradient topographique ou climatique dans une zone géographique donnée,
- biodiversité gamma, caractérisée par le taux d'addition de nouvelles espèces lorsqu'on échantillonne le même habitat à différents endroits, mesurée par chevauchement.

Ainsi, en comparant deux sites, on pourra trouver des valeurs de biodiversité contradictoires selon les niveaux de biodiversité qui seront évalués. Par exemple, si l'on compare l'importance d'un km² d'un écosystème désertique très rare à un km² de forêt primaire faisant partie d'un écosystème très vaste, on trouvera que la zone désertique est peu biodiverse à l'échelle des espèces (peu d'espèces présentes sur ce km² en valeur absolue par rapport à un écosystème prolifique et humide tel qu'une forêt primaire), alors qu'elle est au contraire très importante à l'échelle des écosystèmes. Il est donc très difficile de résumer la biodiversité à un indicateur unique et il a été montré que des sets d'indicateurs s'avèrent pertinents pour cette tâche (Jurasinski et al. 2009).

En plus des questions de disponibilité des données évoquées dans l'article, le volet des dommages à la biodiversité n'a pas été choisi pour être creusé dans cette thèse, en partie pour ces raisons d'ambiguïté des résultats en fonction de l'échelle de l'évaluation, et aussi parce qu'il nous semblait pertinent que la première brique posée pour le *sea use* reste au niveau des indicateurs *midpoint*.

L'évaluation des dommages aux fonctions de support de vie des écosystèmes lui a donc été préférée, à la fois pour des questions de pertinence (en effet, l'épuisement des ressources biotiques constitue un enjeu environnemental majeur dans les écosystèmes marins (FAO 2010)) et pour des questions de disponibilité des données. Une méthode d'évaluation de cette dernière problématique de fonctions de support de vie des écosystèmes marins est présentée dans le chapitre suivant.

Chapitre 5 : Caractérisation des impacts sur les services écosystèmiques

Présentation et discussion de l'article :

"Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factor calculation considering life support functions"

Soumission prévue en février à *Environmental Science and Technology*

Juliette Langlois, Pierre Fréon, Jean-Philippe Steyer, Jean-Philippe Delgenès and Arnaud Hélias

« Sa tête s'était allongée dans un seul sens et le cerveau ne suivait pas le mouvement; aussi, peu à peu, dans le vide ainsi formé, s'introduisait des corps étrangers, des pensées parasites, et, plus fluide, de la douleur en paillettes aiguës comme de l'acide borique taillé.

De temps en temps,[…]les corps étrangers venaient choquer durement la paroi de son crâne […]avec un crissement de sauterelles piétinées. Une bulle, çà et là, éclatait et de menues projections blanchâtres, molles comme l'intérieur d'une araignée, étoilaient la voûte osseuse, aussitôt emportées par les remous. »

Boris Vian – Les fourmis (extrait de la nouvelle « L'écrevisse »)

SOMMAIRE

5.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 107
5.2 SEA USE IMPACT CATEGORY IN LIFE CYCLE ASSESSMENT: CHARACTERIZATION FACTOR CALCULATION CONSIDERING LIFE SUPPORT FUNCTIONS 108
5.2.1 INTRODUCTION 108
5.2.2 METHODS 109
5.2.2.1 Framework for life support functions impact assessment 110
5.2.2.2 Impacts of biomass removal on LSF 112
5.2.2.3 Impacts of shading on LSF 113
5.2.2.4 Impacts of seafloor destruction on LSF 114
5.2.3 RESULTS AND DISCUSSION 118
5.2.3.1 Characterization factors (CF) for sea use impact assessment on LSF 118
5.2.3.2 Limits and perspectives 120
5.2.3.3 Links and differences with the surrounding impact categories 122
5.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVE DU CHAPITRE 125
5.3.1 CONCLUSION DE L'ARTICLE 125
5.3.2 DISCUSSION SUR LES FACTEURS LIMITANTS EN MILIEU MARIN 126
5.3.3 PESRPECTIVES D'AMÉLIORATION DE LA MÉTHODE 193

Le chapitre 5 constitue la mise en œuvre du sea use. *Il s'agit ici de quantifier l'atteinte aux fonctions de support de vie des écosystèmes en lien avec l'usage de l'espace en mer. Les facteurs de caractérisation sont calculés pour évaluer les effets de l'ombrage, des prélèvements de ressources biotiques, et de la destruction ou de la création d'habitat benthique. Le calcul de ces facteurs de caractérisation rend la méthode utilisable et opérationnelle pour les personnes chargées de réaliser des ACV de produits utilisant de l'espace en mer.*

5.1 Présentation de l'article

Nous avons montré au cours du chapitre précédent que l'évaluation des dommages de l'usage de l'espace sur les fonctions de support de vie des écosystèmes est particulièrement pertinente en mer. Ce choix se voit justifié d'une part du fait d'un contexte de forte surexploitation de la biomasse marine (FAO 2010), et d'autre part parce que les indicateurs permettant de prendre en compte ce type d'impacts et les données qui y sont associées sont assez aisément exploitables. Dans le présent chapitre, nous avons cherché à mettre en œuvre la méthode développée par Mila i Canals et al. (2007a) et reprise par Koellner et al. (in press) appliquée à l'un des services écosystémiques assurés par les écosystèmes marins : la fonction de support de vie des écosystèmes. Le flux de production disponible pour le fonctionnement des écosystèmes en équivalent primaire a été choisi comme indicateur de qualité ($fNPP_{eq}$).

Les facteurs de caractérisation pour l'évaluation de ces impacts doivent être calculés pour chacune des activités induisant de l'ombrage, des prélèvements de biomasse et de la destruction ou de la création de biomasse sur les fonds marins. Selon que les facteurs de caractérisation se rapportent à l'une ou l'autre de ces interventions, les formules de calcul à appliquer peuvent s'avérer différentes. C'est le cas lorsque les données nécessaires sont disponibles dans d'autres grandeurs que celles de la $fNPP_{eq}$, exprimée en masse de carbone organique équivalent primaire par unité de surface et de temps. Les données disponibles pour les prélèvements de biomasse sont généralement des masses, et les données disponibles pour la destruction d'habitat benthique sont généralement des masses par unité de surface. Il convient alors d'adapter les formules de calcul afin de pouvoir utiliser ces données pour le calcul de la quantité de carbone dont l'écosystème est privé. Les formules de calcul peuvent également s'avérer différentes selon qu'il y ait ou non des impacts liés à la transformation ou à l'occupation de l'espace et selon que l'on porte atteinte au potentiel de production ou bien à la quantité de stock de biomasse disponible. L'objectif du présent chapitre est :

- de présenter l'ensemble des formules de calcul nécessaires pour la détermination des facteurs de caractérisation, en détaillant également quelles sont les données disponibles pour effectuer ces calculs,
- et de fournir l'ensemble des facteurs de caractérisation ainsi calculés.

Il s'agit donc ici de rendre la méthode d'évaluation des impacts du *sea use* sur la fonction de support de vie des écosystèmes directement applicable par les personnes pratiquant l'ACV. Des informations complémentaires sont fournies en sus de l'article en Annexe C.

5.2 Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factor calculation considering life support functions

***Abstract**. Impacts of human activities due to the use of marine areas are not well addressed by the scope of Life Cycle Impact Assessment (LCIA). The aim of this study is to provide characterization factors to assess impacts of sea use on the life support functions of marine ecosystems. The consensual framework of land use for ecosystem services damage potential assessment was applied, according to the recent UNEP-SETAC guidelines, using the free Net Primary Production (fNPP) as a quality index of life support functions. Impacts of shading, biomass removal, seafloor destruction and artificial habitat creation on the available quantity of organic biomass for the ecosystem functioning were quantified in a common unit (kg of organic carbon). It included both effects of human interventions on the ecosystem production potential and on the biomass present as a stock within the ecosystem. This study provides an operational method of sea use impact assessment.*

5.2.1 Introduction

Environmental changes in marine ecosystems due to human activities are especially strong (Agardy and Alder 2005; Halpern et al. 2008; Pauly et al. 2005). Due to the recent development of marine bioenergies (Inger et al. 2009), and to the actual high rate of fishing, it appears important to be able to account for these environmental impacts. As Life Cycle Impact Assessment (LCIA) methods try to represent the whole environmental damages due to human activities, they should allow for the assessment of all these changes. (Pelletier et al. 2007) underlined the need for a sea use impact category focusing on fisheries activities. Langlois et al. (submitted) also underlined this need and suggested extending the scope of this new kind of category from fisheries to marine constructions, aquaculture and navigation (see Chapter 4). They summarized the different pathways that should be included within the sea use impact category, including cause-effect chains to: (1) biotic natural resource depletion; (2) climate change; (3) ecosystem services damage potential and 4) biodiversity damage potential (Figure 5-1). They suggested characterization factors related to biotic primary production, as an easily computed and relevant proxy for one of the ecosystem services: life support functions (LSF), *sensu* the Millennium Ecosystem Assessment (Diaz et al. 2005) of the

marine ecosystems. This approach is particularly suitable in a context of severe overfishing (FAO 2010) that diminishes the quantity of biomass available for ecosystem functioning. The present study aims at performing this assessment, by providing characterization factors (CF) for the impacts of sea use on LSF. The method of assessment might be applicable for every type of marine ecosystems and its related activities, including fishing, marine constructions, navigation and aquaculture. It might also express the impacts of their associated interventions such as shading, biomass removal, benthic destruction and artificial habitat creation as identified by Langlois et al. (submitted, see Chapter 4) in the case of LSF damage potential assessment.

In the present study, the methodology used for the characterization factors calculation corresponding to LSF damage potential assessment is first explained. The complete list of characterization factors is then presented. Consistency of the results is finally discussed, as well as limitations and perspectives resulting from this methodological framework.

5.2.2 Methods

The perimeter of the study is schematized in Figure 5-1, underlying the impact pathways for LSF treated in the present study (in red).

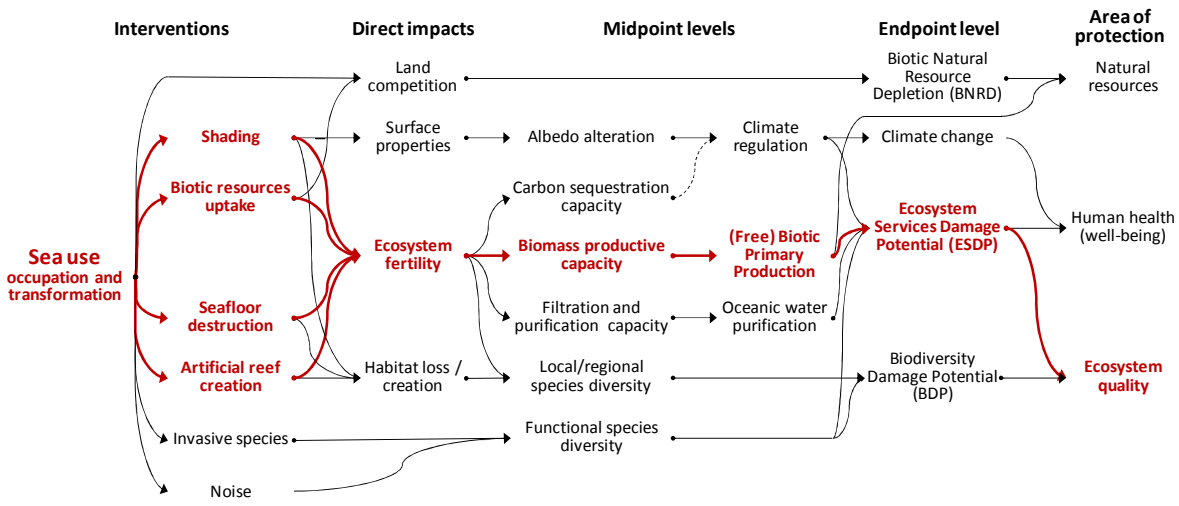

Figure 5-1 : Impact pathways for life support functions and their location in the global cause-effect chain of sea use. Impact pathways for life support functions are in bold and red (adapted from Figure 4-1).

5.2.2.1 Framework for life support functions impact assessment

Some recent developments in land use impact assessment sealed the framework of Mila i Canals et al. (2007a) thanks to a large cooperation of authors through the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Koellner et al. in press) Its graphical representation is provided in Figure 5-2. We applied this framework using the free Net Primary Production in primary carbon equivalent ($fNPP_{eq}$) as quality index, as recommended by Langlois et al. (submitted, see Chapter 4) for the impact assessment of LSF damage potential. $fNPP_{eq}$ is the flow of biotic production available for the ecosystem functioning, expressed in kg of organic carbon per m² per year (kg $C_{eq}.m^{-2}.yr^{-1}$). If a part of the potentially produced biomass is removed by humans, then this amount is not present in the ecosystem during a certain time, decreasing the life support functions performed by the ecosystem.

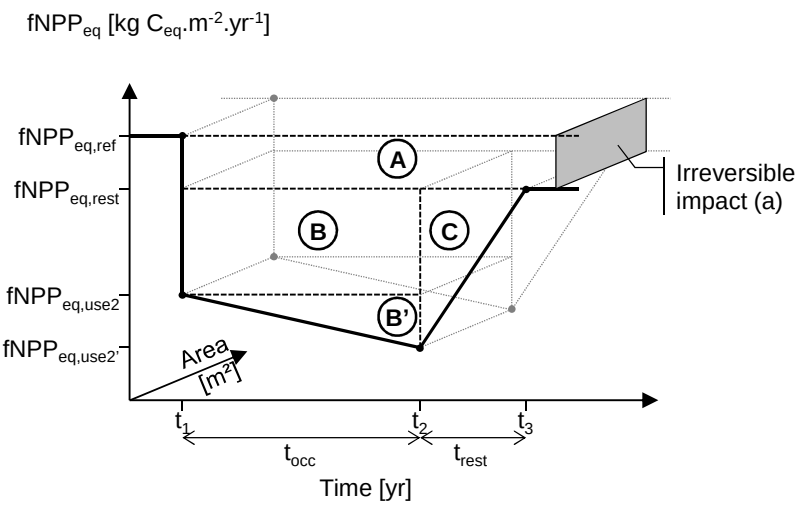

Figure 5-2 : Graphic representation of sea use impacts.

Adapted from the representation of the land use impact proposed by Mila i Canals et al. (2007b).

We consider an area transformed from a sea use type *1* to another sea use type *2* at t_1 and which is then occupied during a certain time of occupation t_{occ}. This second sea use creates an amount of impacts on the life support functions due to sea transformation (TI_{LSF}) and due to sea occupation (OI_{LSF}). Its current quality level before transformation $fNPP_{eq,ref}$ is degraded (or enhanced) to an altered (or better) state $fNPP_{eq,use2}$. When sea occupation *2* stops at t_2, the area recovers a quality level of reference $fNPP_{eq,rest}$ after a period of restoration t_{rest}. Irreversible impacts of transformation on LSF ($TI_{LSF,irrev}$) are represented by the section (*a*) of the volume *A* or by the volume *A* if a time horizon is considered, reversible impacts of

transformation on LSF ($TI_{LSF,rev}$) by the volume *C* and reversible impacts of occupation on LSF ($OI_{LSF,rev}$) by the volumes *B* and *B'*. *B* alone corresponds to cases where quality changes occurring during occupation can be neglected whereas *B+B'* represents a quality change during occupation. To simplify this explanation, a case without any initial activity was chosen as sea use type *1*. For terrestrial ecosystems, it was recommended by the UNEP-SETAC guidelines (Koellner et al. in press) to neglect the time of transformation in front of occupation and restoration times, as well as the quality changes occurring during occupation (*i.e.* $fNPP_{eq}(t_1)$ equals $fNPP_{eq}(t_2)$ and therefore *B'*=0).

Considering reversible changes and applying these hypotheses (transformation time and quality changes during occupation neglected), the corresponding equations for impact assessment remains:

Eq. 5-1 $$OI_{LSF,rev} = \left(fNPP_{eq,rest} - fNPP_{eq,use2} \right) \times A \times t_{occ}$$

Eq. 5-2 $$TI_{LSF,rev} = \frac{\left(fNPP_{eq,rest} - fNPP_{eq,use2} \right) \times A \times t_{rest}}{2}$$

These two equations can be used when there is no previous activity or if there are no transformation impacts in link with this previous activity. More details on how to account for transformation impacts of previous activities are provided in the UNEP-SETAC guidelines (Koellner et al. in press). Regarding the reference situation, these authors recommended the use of the natural vegetation potential (being roughly the case without any human influence).

The application of this framework to the particular cases of biomass removal (fishing and extensive or shellfish aquacultures), shading, seafloor destruction and artificial habitat creation is schematized Figure 5-3 and detailed in the following section. $fNPP_{eq}$ can be modified by two types of effects: changes in the available stock of exploited biomass (light-grey on the scheme) or changes in the production potential in the ecosystem (dark-grey on the scheme).

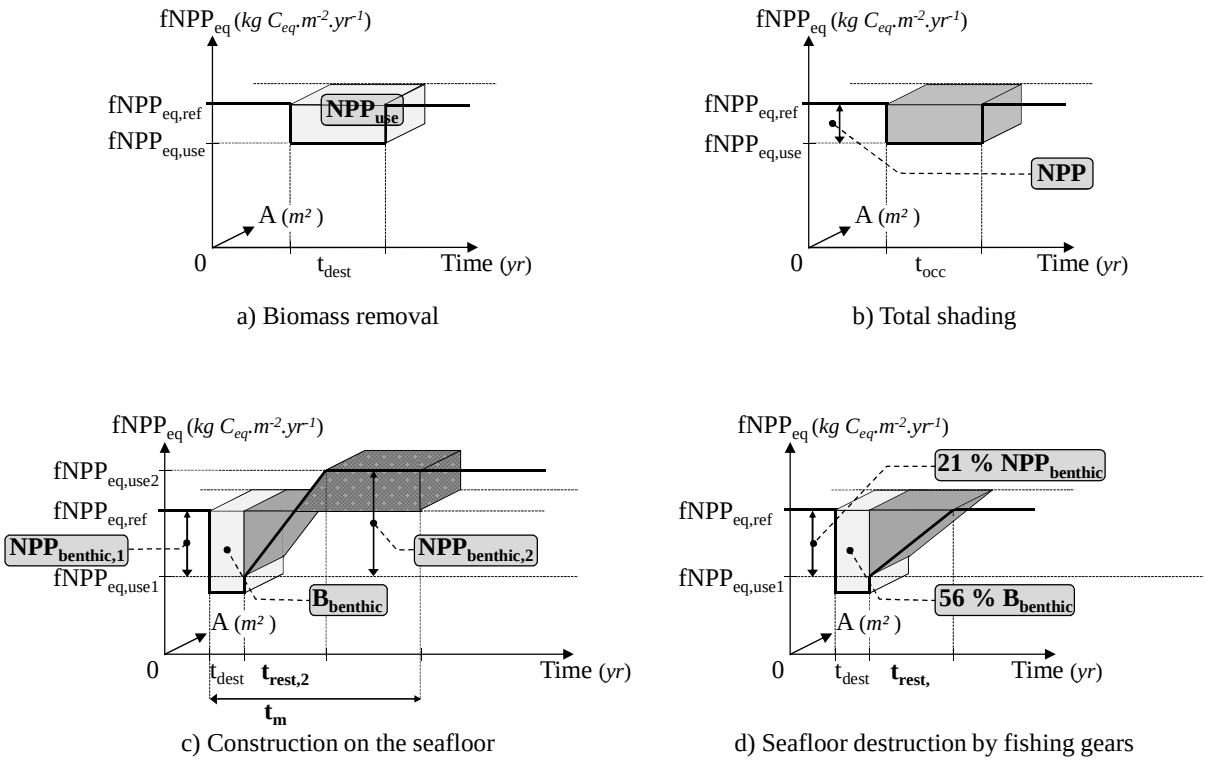

Figure 5-3 : Representation of sea use impacts on life support functions due to a) biomass removal, b) shading at the sea surface c) anchored constructions and d) seafloor destruction due to fishing gears.

Impacts due to stock changes appear in light-grey and those due to changes in NPP appear in dark-grey; mandatory data for the calculation appear in bold.

5.2.2.2 Impacts of biomass removal on LSF

In the case of fishing activities, the equivalence between a given fish mass and the primary carbon required to sustain its production can be easily calculated. This quantity is called Net Primary Production use (NPP_{use}), considering trophic levels (TL) of the catch and the transfer efficiency (TE) between two trophic levels. NPP_{use} for a mass of biomass uptake *m* in kg of wet weight can be calculated in kg of primary carbon equivalent (Pauly and Christensen 1995). It has already been used as indicator for LCIA of seafood (Aubin et al. 2009; Aubin et al. 2006; Efole Ewoukem et al. 2012; Jerbi et al. 2011; Papatryphon et al. 2004). Note that, in the case of biomass removal, NPP_{use} is directly the impact value ($SI_{LSF,remov}$, in *eq*. 5-3), being the carbon quantity the ecosystem is deprived of, due to the uptake of biomass within the available stock. Therefore there is no need to estimate the destruction duration t_{destr}, although for sake of clarity it is represented on Figure 5-3a (which allows the representation of NPP_{use} as a volume). Transformation impacts occur when the biomass leaves the ecosystem. The overall ecosystem productivity is not negatively affected and compensation processes will take place to replace part of the removed biomass, although the total biomass during

exploitation will remain always lower than the virgin one (Graham 1935; Schaefer 1954), but this issue of biomass depletion is accounted for under the area of protection of natural resources (Emanuelson et al. 2012; Langlois et al. 2012a), as a Biotic Natural Resource Depletion (BNRD).

Eq. 5-3 $$SI_{LSF,remov} = NPP_{use} = m \times \frac{TE^{TL-1}}{9}$$

In this formula, the mass *m* is an inventory data, characterizing the functional unit of the assessment. Sources of the data used for the CF calculation and discussion on their accuracy are provided in section 1 of the Annexe C. A removal of cultivated organisms should be accounted the same way, except for species whose feed is fully provided for by humans.

In the case of discards, biomass is not removed out from the ocean. The organic carbon physically contained within a mass of the discarded biomass *D* should not be accounted for as some primary matter the ecosystem is deprived of. The conservative ratio of 1:9 is still used here for the conversion of wet weight to carbon (Pauly and Christensen 1995). Thus, the impacts of discards on LSF are:

Eq. 5-4 $$SI_{LSF,discard} = NPP_{use} - \frac{D}{9} = D \times \left(\frac{TE^{TL-1} - 1}{9} \right)$$

In cases where part of the discard survives fishing operations, predator mortality during its return to its original habitat and additional mortality due to injury and stress, a correction factor (equal to the actual mortality rate) must be applied to the discarded biomass in the previous equation (*eq*. 5-4).

5.2.2.3 Impacts of shading on LSF

Shading can lead to a decrease in the phytoplankton biomass productive capacity, by reducing or preventing photosynthesis (Johnson et al. 2008). We considered the impacts of an opaque structure floating at the sea surface due to shading ($OI_{LSF,shade}$). The annual averaged value of NPP characterizing the place NPP_{local} was considered threatened, according to elapsed time of occupation, leading to:

Eq. 5-5 $$OI_{LSF,shade} = NPP_{local} \times A \times t_{occ}$$

where *A* is an inventory data for the section of the actual shading area. *A* can be estimated as the projected shadow of the structure a horizontal plan, integrated during the whole daytime period. Because production in the water column is avoided, without biomass destruction or

removal, nutrients remain available in the zone. Thus, primary production can instantaneously restart, as soon as the floating structure is removed. NPP values can be computed from satellite radiometer reflectance into measures of productivity, allowing a worldwide coverage. Ocean color satellite-borne sensors provide an estimate of light penetration in the water column through a relationship between the blue-to green reflectance ratio and of attenuation in the water column (Behrenfeld and Falkowski 1997). This approach is now routinely used in the open ocean where phytoplankton itself is the main contributor to attenuation (Gattuso et al. 2006).

World maps of monthly NPP values for 9 years, from 2003 to 2011, were used to calculate the annual marine productivity of the oceans (Oregon State University 2010). Details on how data were computed are provided in Annexe C.

5.2.2.4 Impacts of seafloor destruction on LSF

In coastal seas, the major sources of seabed disturbance are near-bed currents, wind-induced waves, and bottom trawling and dredging (Hiddink et al. 2006). The latter type of damage is shared with offshore mining by dredging, sucking and drilling. Even if less frequent, benthic constructions anchored on the seafloor are also disturbing marine ecosystems (Halpern et al. 2008).

In coastal and shallow environments, benthic primary production represents an important part of the NPP: the seafloor receives a significant amount of sunlight in shallow waters and can therefore sustain benthic primary production by seagrasses, macroalgae, microalgae and/or autotroph corals (Gattuso et al. 2006). It has been estimated that primary production of microbenthic algae (50 g $C.m^{-2}.yr^{-1}$) and macrobenthic algae (375 g $C.m^{-2}.yr^{-1}$) contribute for some 10% of the total primary production in the oceans (Charpy-Roubaud and Sournia 1990). We treated these two types of benthic producers in our assessment, except for particular types of ecosystems with specific values of biomass and production: seagrass meadows and mangroves (Mateo et al. 2006). For example, in addition to their local importance seagrass meadows are contributing for 1% of NPP at the global scale (Duarte and Chiscano 1999).

The case of seafloor destruction due to anchored constructions (corresponding to a total destruction of the standing biomass and of its production potential) is treated first, followed by the case of fishing gears (corresponding to a less intensive destruction).

Seafloor transformation (anchored constructions). Impacts due to anchored constructions are schematized on Figure 5-3c. These impacts on the free biotic production can be divided into two distinct parts:

(1) the present biomass is destroyed, covered by the hard structures anchored on the seafloor; it corresponds to an uptake of biomass within the standing stock, in light-grey on the scheme,

(2) benthic production is avoided because the biomass is not present anymore, and restarts progressively until reaching a new steady state after a certain time of restoration. It corresponds to transformation impacts, due to changes in the seafloor production potential until the ecosystem has recovered, in dark-grey. In the case of a hard structure anchored on a soft-bottom seafloor, having a poor production potential, there can be some positive effects due to transformation (the positive effects we can see in the second stage of recovering with crosses on Figure 5-3c). A hard structure (as concrete blocks or rocks) can be compared to a hard bottom-seafloor, playing the role of some artificial reef (Moura 2010).

Because recolonization occurs as soon as the occupation starts on hard structures in marine ecosystems, occupation impacts (*sensu* land use impact assessment) can be neglected.

The first type of impact (initial destruction) accounts for the destroyed biomass. This impact, due to destruction of the standing biomass on the seafloor ($SI_{LSF,seafloor}$), is the quantity of organic carbon the ecosystem is deprived of during this phase. Biomass still remains within the ecosystem; nevertheless, in most cases it is not available for the ecosystem functioning anymore, as it is flattened between the seafloor and the anchored construction (except if it is swept before construction and not removed from the ecosystem). The available data are not provided in the unit of ΔfNPP (we know the data in kg $C.m^{-2}$ instead of kg $C.m^{-2}.yr^{-1}$, therefore as for biomass removal t_{destr} is represented only for shake of clarity). It can be directly calculated using the following equation instead of the general formula of sea use framework (with $\Delta fNPP_{eq,transf}$ in *eq*. 5-1 and 5-2):

Eq. 5-6 $$SI_{LSF,seafloor} = A \times B_{benthic,1}$$

where A is the area destroyed (in m²). It is an inventory data. $B_{benthic}$ is the benthic biomass (including microphytobenthos (Cahoon 1999), macrophytobenthos (Charpy-Roubaud and Sournia 1990) and macrozoobenthos (Cusson and Bourget 2005; Ricciardi and Bourget 1999)

of the sediment column or global primary values for seagrasses (Green and Short 2003) and mangrove ecosystems (Mateo et al. 2006)), whose values depend on the ecosystem type where the transformation occurs (see Annexe C for more details).

After destruction, benthic production $NPP_{benthic}$ is avoided until the full restoration of the ecosystem. Right after construction, recolonization can happen and a new ecosystem appears. Thus, impacts due to transformation of the seafloor ($TI_{LSF,seafloor}$) can be expressed as:

Eq. 5-7 $$TI_{LSF,seafloor} = A \times \left(\frac{NPP_{benthic1} \times t_{rest2}}{2} + \left(NPP_{benthic1} - NPP_{benthic2} \right) \times t_M \right)$$

where A is the area transformed, being the same inventory data as in *eq*. 6. In the case of a construction, the second sea use type is approximated as a rocky habitat, thus $NPP_{benthic2}$ and t_{rest2} are values associated to rocky habitats in the studied biome. $NPP_{benthic1}$ is the value of the benthic NPP in the type of ecosystem where the construction is built. t_M is the modeling time of the study, allowing to account for irreversible impacts. In LCA, this time horizon usually depends on the perspective chosen for the assessment. It is usually chosen as 20, 100 or 500 years for individualist, hierarchist or egalitarian perspectives respectively (Guinée et al. 2001a).

This framework can be extended to any other seafloor transformation, including a transformation from a hard bottom to a soft bottom (for example if a construction, which was previously built on a soft bottom, is removed from the ocean). The two formulas provided (*eq*. 6 and 7) can still be used for these cases.

t_{rest} is the time needed after the disturbance for the seafloor to recover a new steady state, *i.e.* the time needed for the biomass to regenerate in the disturbed area. Average values of restoration time have been estimated by type of bottom substrate. The seafloor characteristics strongly influence the capacity for benthos to recover a steady state after disturbance. Initial responses and rates of recovery of the seabed are related to and can be predicted from the physical stability of the seabed (Dernie et al. 2003). For this reason, Nielsson and Ziegler built a method of assessment of destructive fishing impacts in LCA distinguishing sandy, rocky and muddy floors (Nilsson and Ziegler 2007). As secondary benthic organisms biomass also depends from the type of substrate, we used this classification too. These two types of data were merged to calculate t_{rest} (see Annexe C).

$NPP_{benthic}$ values included microphytobenthos (Cahoon 1999) and macrophytobenthos (Charpy-Roubaud and Sournia 1990) of the sediment or global primary values for seagrasses (Green and Short 2003) and mangrove ecosystems (Mateo et al. 2006). See Annexe C for more details.

Fishing gears. Seafloor destruction due to fishing activities is due to towed bottom-fishing gears. Potential impacts of fishing gears are specific with respect to fishing gear, disturbance regime, habitat and environment. A meta-analysis of their impacts have been performed for intertidal dredging, scallop dredging or trawling (Collie et al. 2000), highlighting a substantial need for some more data in this field. Hiddink et al. (2006) estimated that the bottom trawl fleet reduced benthic biomass and production by 56% and 21% respectively in average, compared with a situation without fishing activities. There are no occupation impacts, because fishing gears do not stay on the seafloor after their passage. Nevertheless, production is decreased, as the biomass is not fully present anymore to assume its role of production. This lack of production happens while biomass is recovering. Thus, it is part of the transformation impacts, considering that the nature of the seafloor is the same before and after disturbance. Impacts are schematized Figure 5-3d.

Thus, the impacts of seafloor destruction due to fishing gears on the benthic stock $SI_{LSF,seafloor_trawl}$ can be expressed as follow (based on *eq*. 5-6 with the same representation of unused t_{destr} on Figure 5-3d):

Eq. 5-8 $$SI_{LSF,seafloor_trawl} = A \times B_{benthic} \times 56\%$$

For the impact of transformation, the equation is based on equation 5-7:

Eq. 5-9 $$TI_{LSF,seafloor_trawl} = A \times \left(21\% \times NPP_{benthic} \times \frac{t_{rest}}{2} \right)$$

All the data on biomass, production or restoration times used for the assessment of seafloor destruction are summarized in the Annexe C, as well as all the impact assessment formulas on LSF.

5.2.3 Results and discussion

5.2.3.1 Characterization factors (CF) for sea use impact assessment on LSF

For biomass removal, characterization factors have been calculated by group of most commonly found species for different types of ecosystem. Values are provided in Table 5-1, as well as the data used for the calculation.

Table 5-1: Characterization Factors for impacts of sea use on LSF (CF_{LSF}) due to biomass removal

Ecosystem type	Groups of species	TL	TE	CF_{LSF}
Oceanic (gyre) systems	Tunas, bonitos, billfishes	4.2	12	315.6
	Krill	2.2	12	2.2
Upwelling systems	Anchovies, sardines	2.6	5	1.5
	Jacks	3.2	5	3.8
	Mackerels	3.3	5	4.5
	Squids	3.2	5	3.8
Tropical shelves	Small pelagics	2.8	10	7.0
	Misc. Teleosteans	3.5	10	35.1
	Jacks, mackerels	3.3	10	22.2
	Tunas, bonitos, billfishes	4	10	111.1
	Squids, cuttlefishes, octopuses	3.2	10	17.6
	Shrimps, prawns	2.7	10	5.6
	Lobster, crabs and other invertebrates	2.6	10	4.4
	Sharks, rays, chimaeras	3.6	10	44.2
Non-tropical shelves	Cods, hakes, haddocks	3.8	14	179.9
	Redfishes, basses, congers	3.4	14	62.6
	Miscellaneous marine fishes	3.2	14	36.9
	Jacks, mullets, sauries	3.8	14	179.9
	Herrings, sardines, anchovies	3.0	14	21.8
	Shrimps and other crustaceans	2.3	14	3.4
	Squids, cuttlefishes, octopuses	3.2	14	36.9
	Flounders, halibuts, soles	2.9	14	16.7
	Mackerels, cutlassfishes	3.4	14	62.6
	Diadromous fishes	2.4	14	4.5
	Sharks, rays, chimaeras	3.7	14	138.1
Coastal and coral reefs	Bivalves and other molluscs	2.1	13	1.9
	Miscellaneous marine fishes	2.8	13	11.2
	Herrings, sardines, anchovies	3.2	13	31.4
	Seaweeds	1.0	13	0.1

	Jacks, mackerels	3.3	13	40.5
	Diadromous fishes	2.8	13	11.2
	Shrimps, prawns	2.6	13	6.7
	Crustaceans and other invertebrates	2.4	13	4.0
	Turtles	2.4	13	4.0

CF_{LSF} range from 0.1 to 315.6 for seaweed and for tunas, bonitos and billfishes respectively, with a non-weighted average value of 42.15. These data are mostly driven by the trophic level of the organisms and to a lesser extent by the type of ecosystem.

The characterization factors for shading impacts are local values of NPP. They are provided in Figure 5-4 as a world map.

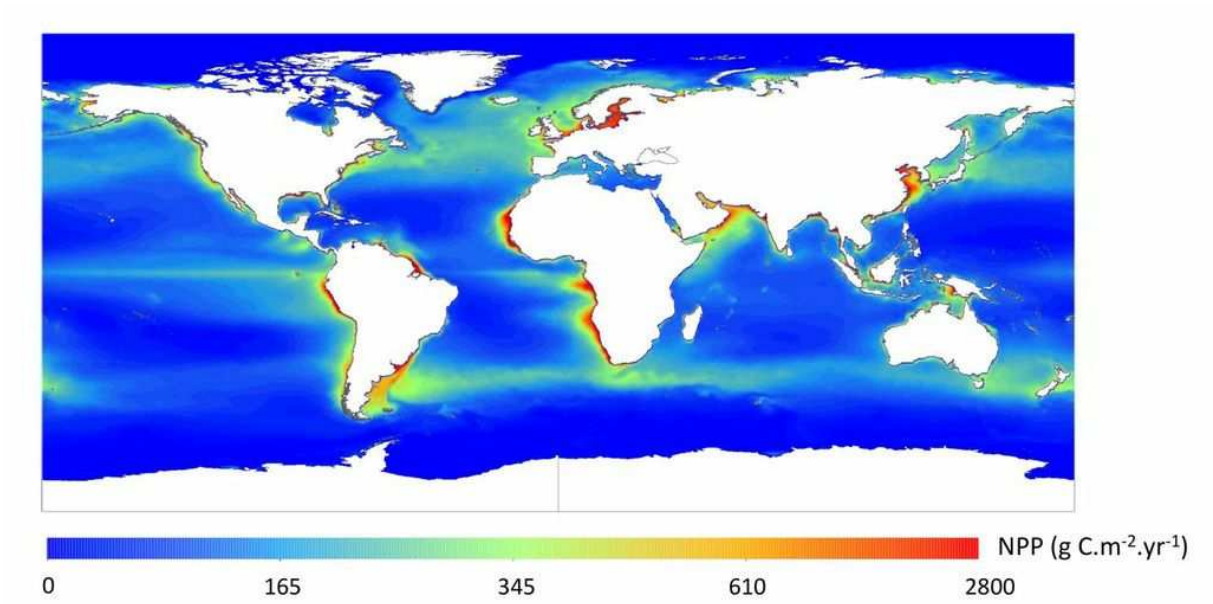

Figure 5-4 : World map of the characterization factors for impacts of sea use on LSF due to shading (yearly NPP, calculated from the Oregon State University (2010))

CF are also provided by marine provinces on a map at the worldwide scale in the Annexe C, as well as details on how this map was computed and on the data accuracy. In average, values range from 307 to 117 g $C.m^{-2}.yr^{-1}$ for coastal and deep-sea areas respectively, with high variations depending on the latitude.

Characterization factors for impacts of the seafloor destruction due to construction ($CF_{LSF_seafloor}$) and due to fishing gears (CF_{LSF_trawl}) are summarized in Table 5-2.

Table 5-2: Characterization factors for seafloor destruction due to constructions and to fishing gears (per biome, type of substrate on the seafloor, depth and time horizon of the modeling)

Ecosystem type	$CF_{LSF_seafloor}$				CF_{LSF_trawl}	
	SI	TI_{20}	TI_{100}	TI_{500}	SI	TI
	kgC	kgC	kgC	kgC	kgC	kgC
Intertidal						
Polar, rocky habitat	0.322	1.706	1.706	1.706	0.181	0.358
Polar, sedimentary habitats	0.218	1.706	1.706	1.706	0.122	0.060
Temperate, rocky habitat	0.308	1.971	1.971	1.971	0.173	0.414
Temperate, sedimentary habitats	0.204	1.971	1.971	1.971	0.114	0.070
Tropical, rocky habitat	0.342	2.214	2.214	2.214	0.192	0.465
Tropical, sedimentary habitats	0.207	2.214	2.214	2.214	0.116	0.078
Depth <50-60m						
Polar, rocky habitat	0.216	1.706	1.706	1.706	0.121	0.358
Polar, muds	0.214	1.706	1.706	1.706	0.120	0.111
Polar, sands	0.214	1.706	1.706	1.706	0.120	0.056
Temperate, rocky habitat	0.202	1.971	1.971	1.971	0.113	0.414
Temperate, muds	0.200	1.971	1.971	1.971	0.112	0.128
Temperate, sands	0.200	1.971	1.971	1.971	0.112	0.065
Tropical, rocky habitat	0.205	2.214	2.214	2.214	0.115	0.465
Tropical, muds	0.202	2.214	2.214	2.214	0.113	0.144
Tropical, sands	0.202	2.214	2.214	2.214	0.113	0.073
Mangroves	0.205	15.561	69.921	341.721	0.115	1.049
Seagrasses	0.164	11.901	51.621	250.221	0.092	0.878
Depth >60 m						
Polar, rocky habitat	0.004	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000
Polar, muds	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
Polar, sands	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
Temperate, rocky habitat	0.004	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000
Temperate, muds	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
Temperate, sands	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
Tropical, rocky habitat	0.004	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000
Tropical, muds	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
Tropical, sands	0.002	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000

5.2.3.2 Limits and perspectives

The use of $fNPP_{eq}$ as a quality index for marine ecosystems is of significant interest for this method. It allows the expression of impacts from different types, for biomass removal, shading, seafloor destruction and artificial habitat creation in the same unit. For activities such

as algaculture, inducing all of these four interventions in the same time, this is an important point. This will be particularly interesting for comparison studies on sea settlement too. Although noise is considered as an important impact in some human marine activities (McCarthy 2004), it was not considered here due to the lack of enough solid impact data. Nonetheless, including noise using the $fNPP_{eq}$ approach should be possible, providing that associated mortalities and disturbance of the marine organisms become available.

For human intervention related to biomass removal, the LSF impact assessment proposed here appears particularly relevant, allowing a good comparison between different fisheries and/or with aquaculture or between aquaculture types. Some more precise calculations could even be performed, using data of TL by species, from the fishbase database (Froese and Pauly 2012), instead of average TL by group of species. Moreover, NPP_{use} was already used by several authors in LCA (Aubin et al. 2009; Aubin et al. 2006; Efole Ewoukem et al. 2012; Jerbi et al. 2011; Papatryphon et al. 2004). Indirect impacts of fishing are not accounted for in our method, as did other authors using NPP_{use}. They occur when low trophic levels are fished, leading to a lack of production for the higher ones, because less feed is available for them, with repercussions along the whole food chain. Libralato et al. (2008) proposed to account for this phenomenon. Accounting for these indirect impacts of fishing in our approach would lead to double counting of the biomass removal impacts: the method already takes into account the potential lack of biomass for the ecosystem functioning.

Some other perspectives of development exist for impact assessment of shading. We took into account the impacts on production, but we did not consider that shading can also lead to biomass destruction for benthic photosynthetic organisms (Longstaff et al. 1999), when the shaded area is large and its time of occupation is long. Because this is a question of threshold, highly depending on the species tolerance to shade, we considered it was rather a question of local impacts, out from the scope of our study. The impacts on LSF due to shading might also be refined by expressing impacts of partial shading due to depth and due to light penetration through the structure. For example partial shading is provided by aquaculture structures (nets, ropes) or organisms (*e.g.* algae or bivalves).

Data are especially poor for production and standing biomass of phytobenthos (see Annexe C). In particular, data provided at the global scale by type of seafloor substrate and by type of biomes for macrophytobenthos are strongly lacking. For this reason, the beneficial effects of constructions are not fully addressed for the moment: impacts of biomass destruction and of time of restoration for the ecosystem are accounted for, but the level of production for

macrophytes on rocky and soft-bottom could not be distinguished with the current state of knowledge.

The effects of artificial reefs on benthic biomass and production have been widely debated in the last decades (Grossman et al. 1997; Pickering and Whitmarsh 1997). Pickering and Whitmarsh reviewed the “attraction versus production” debate. They reminded that artificial reefs provide additional habitat which increases the environmental carrying capacity and thereby the abundance and biomass of reef biota. In the same time, they underlined that artificial reefs can also serve as purely aggregating devices, whereby the behavioral preferences of fish result in aggregation on and around artificial reefs without any increase in biomass. In their review, Grossman et al. were even more severe on artificial reefs consequences, underlying potential deleterious effects and mentioning that only few studies unambiguously demonstrated that artificial reefs increased regional fish production. Since these reviews, the beneficial effects on production were quantified in many works (Bortone et al. 2011).

In this study, we considered no interaction between different interventions. They lead to negative impacts on the environment which are not well understood yet (Pauly et al. 2005). Thus, it does not seem realistic to aim for a better goal in the current state of knowledge.

5.2.3.3 Links and differences with the surrounding impact categories

Even if sea use impact assessment is close from the land use one, some methodological differences might be noticed. First it is recommended to neglect the time of transformation t_{destr} in land use impact assessment (Koellner et al. in press). However, this time artificially appears when expressing impacts due to uptake in or destruction of the stock of biomass (Figures 5-3a, 5-3c and 5-3d). The occupation phase also appears differently on these schemes. As biomass uptake and destruction happen instantaneously and as recolonization occurs as soon as the occupation starts, only shading impacts can have the same representation of occupation impacts such as they are defined for land use impact assessment.

Furthermore, $\Delta fNPP_{eq}$ due to the effects on the stock and due to changes in the production potential are not equal. In land use impact assessment (when considering variations in organic matter or in biodiversity for example), this type of difference does not appear. This is because the quantity of standing primary biomass present in seawaters is not directly correlated with its production rate, hence the difference in the heights of volumes representing stock changes (light-grey) and changes in NPP (dark-grey) on both Figures 5-3c and 5-3d. Indeed

phytoplankton can be grazed by other producers almost as rapidly as it has been produced (Longhurst 2007). Primary biomass at sea is more influenced by the dynamics existing in the upper levels of the food web than by the dynamic of primary production itself.

Indicators in LCIA usually express an amount of substance that causes impact. In contrast, fNPP expresses the amount of a beneficial substance that is not present, causing a negative impact, as the organic matter does in soils (Mila i Canals 2003; Mila i Canals et al. 2007b). Thus, the parallel with terrestrial land use is well established. Advantages and limits of this indicator are provided by Langlois et al. (submitted).

Apart from the relevance of this indicator (because most of the oceans are experiencing a severe overfishing and lack of biotic resources), one of the main reasons why we chose this indicator is that it could be a way to link land use and sea use quite easily. Some pathways for land use already express impacts in NPP units (Núñez et al. 2012). This should be the next step of methodological development for this new impact category, in order to compare results of land use with sea use (particularly relevant for comparisons between fish and meat, between biofuels from terrestrial crops and from seaweed for example).

The framework for the assessment of LSF damage potential has already been applied for the particular case of biomass removal due to fishing activities (Langlois et al. 2012a), in Annexe D. The authors included a factor of scarcity within the characterization factors, depending on the scarcity of NPP within the ecosystem considered. This allowed a regionalized assessment for the relative importance of the carbon the ecosystem is deprived of due to human activity, compared to the total value of free carbon available within the ecosystem. This approach integrating scarcity was also suggested by Weidema and Lindeijer (2001) and used by Michelsen (2007) for land use impact assessment. Halpern et al. (2008) and Libralato et al. (2008) also suggested it for fishing activities impact assessment, apart from LCA. The goal of this scarcity factor was to express that for the same amount of biomass removed from the sea, if fishing occurred in an ecosystem where biomass is scarce, the corresponding impacts on ecosystem would be worse than if biomass were fished in a fertile one. Since these works were performed, UNEP-SETAC guidelines were published (Koellner et al. in press), recommending to express absolute values for Ecosystem Services Damage Potential (ESDP) assessment, instead of relative values. Thus, this scarcity factor should not be included within the ESDP characterization factors. Nevertheless, it provides important information. We

suggest rather including it within the characterization factors for Biotic Natural Resources Depletion (BNRD) assessment, as it expresses a scarcity of natural biotic resources at the ecosystem scale. For the BNRD impact assessment, scarcity of the resources at the species scale can also be included in link with biomass removal from the sea. Some suggestions for this pathway, based on stock assessment have been performed (Emanuelson et al. 2012; Langlois et al. 2012a), expressing impacts at the midpoint level in potential time of regeneration and in mass that could have been used if an optimal harvest strategy would have been chosen, respectively.

Many uncertainties and assumptions were made at every stage when calculating the characterization factors: uncertainties on trophic level by group of fish species, on transfer efficiency by type of ecosystem, on NPP measured by remote sensing and on average values of benthic production and standing biomass (see the discussions on data accuracy in Annexe C). Moreover, some intrinsic lacks of accuracy are associated to the use of $fNPP_{eq}$ as indicator. For instance, the microbial primary production for benthos is not accounted for in NPP measurements, despite its importance within the benthos (MacIntyre et al. 1996).

Despite these uncertainties, we consider that the goal of this study, which is to propose a harmonized and consistent method of LCIA which allows a comparison between different activities and interventions is successfully reached. Impacts can be expressed for different kinds of impacts using the same metrics (kg of organic matter in primary organic carbon equivalent). This methodological progress is operational and can be directly used by LCA practitioners.

5.3 Conclusion et perspective du chapitre

5.3.1 Conclusion de l'article

Les présents travaux ont permis la construction d'une méthode opérationnelle de prise en compte des impacts de l'utilisation de l'espace marin en ACV. Des facteurs de caractérisation ont été fournis pour la pêche (y compris la pêche destructive et ses impacts potentiels sur la dégradation des fonds marins) et pour des constructions de tout type (flottantes ou ancrées). La nouvelle catégorie d'impacts *sea use* permet donc de comparer des activités très différentes, ce qui peut être avantageux pour des analyses avec des enjeux sur l'aménagement du territoire ou pour des activités mêlant plusieurs types d'intervention (telles que l'algoculture par exemple). Par ailleurs, des indicateurs du *land use* exprimés en NPP voient le jour (Núñez et al. 2012; Pfister et al. 2011), ainsi que des indicateurs des impacts de l'usage de l'eau (Pfister et al. 2009). On peut donc assez bien imaginer des liens entre *land use* et *sea use* dans une prochaine étape de développement de la méthode.

Pour la prise en compte des effets de la destruction des fonds marins ou de la création d'habitat artificiel, nous nous sommes heurtés à un manque certain de données génériques (par types de fonds et par types de climats), notamment pour les quantités de biomasses primaires présentes sur les fonds, mais également pour les quantités produites par an. La méthode développée ne permet donc pas de bien différencier les impacts de constructions selon le type de fonds sur lesquels elles sont ancrées. Néanmoins, elle permet de quantifier les impacts d'une construction dans une même unité que les autres activités en mer.

Par ailleurs, davantage de détails pourraient être apportés pour les catégories d'activités considérées. En l'état actuel des connaissances, il est possible de calculer des facteurs de caractérisation par espèces de poissons et pour de l'ombrage partiel. Par ailleurs, on peut assez facilement imaginer lancer des études complémentaires permettant de prendre mieux en compte les différences de productivité des fonds marins à l'échelle des provinces marines, ou au moins des biomes, en fonction de leurs types de *substratum* et de leur latitude. La présente méthode est compatible avec ce genre d'améliorations, sur la base de ce qui a été présenté dans ce chapitre. Quelques pistes seront abordées dans le chapitre 8.

5.3.2 Discussion sur les facteurs limitants en milieu marin

Dans la mesure où l'on considère la quantité de carbone organique présente dans les écosystèmes comme un enjeu environnemental majeur, il convient de s'interroger sur les facteurs limitants de la production primaire.

Les rôles respectifs de l'azote et du phosphore en tant que facteurs limitants de la production primaire n'étaient pas encore bien déterminés jusqu'à peu (Howarth 1988). De plus récents travaux ont montré l'importance d'un autre processus dans la limitation des nutriments en milieu marin, à savoir la fixation du N_2 par des enzymes de cyanobactéries contenant du Fer (Falkowski et al. 1998). D'une part, les enzymes impliquées dans ce processus sont parmi les plus lentes de toutes les enzymes utilisant le Fer, et d'autre part, la quantité de Fer biodisponible dans les océans est assez faible, en raison notamment d'un fort potentiel oxydant, favorisant sa précipitation. Pour pallier ce problème, le Japon a d'ailleurs envisagé de construire d'importants édifices sur les fonds marins, dans le but de créer des *upwellings* artificiels, c'est-à-dire de faire remonter en surface les eaux océaniques profondes, riches en éléments minéraux, dans le but d'enrichir les eaux de leurs zones de pêche (Bortone et al. 2011; Lacroix et al. 2002). La disponibilité des nutriments dans les océans pose donc un réel problème pour atteindre un haut niveau de production primaire. Ceci est d'ailleurs illustré par l'ampleur des marées vertes dans les zones eutrophisées : dès lors que des nutriments sont relachés dans des milieux qui n'en recevaient pas habituellement, de véritables *blooms* algaux ont lieu.

Au vu de l'importance de cette problématique de la disponibilité des ressources biotiques dans dans les océans, on pourrait se demander pourquoi ne pas prendre en compte des effets bénéfiques liés à l'eutrophisation des océans. En effet, l'eutrophisation permet une production accrue de biomasse. Pourtant elle est considérée comme un problème environnemental majeur, alors que l'on juge bénéfique dans nos travaux d'avoir davantage de production primaire. Telle que notre méthode est définie, il faudrait en toute rigueur tenir compte de ces effets au travers de la catégorie d'impacts du *sea use*, au titre que l'eutrophisation augmente le potentiel de production primaire. Ceci serait en totale contradiction avec la catégorie d'impacts de l'eutrophisation, qui quantifie des impacts négatifs sur l'evironnement lorsque des substances eutrophisantes sont relachées dans les milieux (Guinée et al. 2001b).

Cette contradiction peut s'expliquer en tenant compte de notions de seuil et de dynamiques temporelles, lors de perturbations rapides et intenses. Même si l'ACV n'intègre pas ce type

d'information, les catégories d'impact choisies sont néanmoins toujours associées à des phénomènes induisant des déséquilibres sur l'environnement. Dans le cas de l'eutrophisation on peut citer l'exemple de l'épandage de lisier en Bretagne, qui a conduit à une saturation des réservoirs d'azote en milieu continental et à la lixiviation des excédents vers les eaux fluviales et *in fine* vers les eaux côtières (Charlier et al. 2007). On peut également citer les émissions de phosphore en rivière qui ont eu lieu pendant plusieurs décennies en France par le passé, jusqu'à leur limitation dans les lessives, qui en contenaient en fortes concentrations (Garnier et al. 2005). Ce type de pratiques a induit de profonds dérèglements par rapport aux équilibres qui existaient à l'état naturel, avec pour conséquence de profonds changements liés à l'asphyxie des cours d'eau, ou l'envahissement des côtes par des espèces opportunistes, à l'origine chaque année de ce que l'on nomme communément des « marées vertes » (ou plus rarement des « marées rouges » ou « marées brunes », selon la couleur des algues opportunistes à l'origine du phénomène). Lorsque ces déséquilibres sont trop forts, ils ne peuvent plus être absorbés par les milieux récepteurs. Ils portent atteinte à la biodiversité qui caractérise ces milieux, du fait d'une forte compétition pour la lumière entre les espèces opportunistes tirant profit de l'eutrophisation et les espèces indigènes (Hautier et al. 2009) et du fait de l'asphyxie des fonds liée aux dépôts de matières organiques.

De même, des situations de déséquilibres importants existent à l'échelle des écosystèmes du fait de l'importance des prélèvements de biomasse et de la surpêche à l'échelle des écosystèmes (Murawski 2000). À l'échelle des espèces, il est possible de « tirer les équilibres » de production par des prélèvements de biomasse : un prélèvement de biomasse conduit à une moindre concurrence entre individus de l'espèce prélevée et favorise donc *a priori* une meilleure productivité de l'espèce en question. Les pêcheries ont fonctionné pendant de nombreuses décennies sur ces préceptes (Graham 1935; Schaefer 1954). Néanmoins, ce phénomène présente des limites et on parle aujourd'hui de surpêche à l'échelle des écosystèmes (Botsford et al. 1997), car cette augmentation de la productivité sur une espèce donnée se fait au détriment d'autres espèces de l'écosystème.

Ainsi, ces deux types d'impact méritent d'être évalués dans le cadre de l'ACV au titre qu'ils perturbent le fonctionnement habituel des écosystèmes. Dans la mesure où les impacts négatifs des marées vertes se portent surtout sur la biodiversité des milieux, il conviendrait de l'évaluer sous son angle négatif au travers d'un *pathway* la reliant à la biodiversité, ce qui est déjà le cas dans les méthodes *endpoint* (Goedkoop et al. 2009), et sous un angle positif au travers d'un pathway la reliant à la production primaire et aux fonctions de support de vie des

écosystèmes. Du fait du caractère fortement polémique d'une telle démarche, il semble *a priori* difficile de l'aborder. Mais cette question devrait être traitée dans la suite du développement méthodologique du *sea use*.

Par ailleurs, la dépendance de la production primaire à d'autres facteurs que l'influence humaine directe n'a pas été abordée dans l'article. Or, il se trouve que cette grandeur évolue à l'échelle des temps géologiques. Ce choix est dû au fait que la régulation de la production primaire océanique est la conséquence de très nombreux phénomènes biogéochimiques interconnectés, avec des rétrocontrôles en lien avec le changement climatique encore très peu compris à l'heure actuelle. Elle est qualitativement corrélée aux circulations océaniques et à des processus physiques à l'échelle mésoscopique, influant sur les flux de nutriments essentiels dans les eaux de surface euphotiques. Ces flux sont très difficilement prédictibles, car ils tiennent à des phénomènes hautement transitoires, tels que des orages ou des conditions de turbulence ou d'El Niño (Falkowski et al. 1998). Il a été montré que la production primaire est actuellement en déclin partout dans le monde, à l'exception des zones d'*upwelling* des côtes Est, en lien également avec les circulations atmosphériques (Demarcq 2009). Ce type de connexion entre le changement climatique et ses effets à long terme sur la production des écosystèmes n'est pas encore pris en compte en ACV du fait d'une forte incertitude sur ces mécanismes environnementaux.

Les effets de l'usage des espaces marins sur les fonctions de support de vie peuvent donc être pris en compte grâce à la méthode développée dans ce chapiter. Outre ces effets, l'usage de l'espace en mer conduit à d'autres types d'impacts, dont certains sont étroitement liés aux capacités de production primaire des écosystèmes, et influent sur l'aire de protection des ressources naturelles. La caractérisation de ce type d'impacts est détaillée dans le Chapitre 6.

Chapitre 6 : Caractérisation de la raréfaction des ressources biotiques dans le cas de la pêche

Présentation et discussion de l'article :

"Biotic resources extraction impact assessment in LCA of fisheries"

Soumission à *Journal of Cleaner Production* suite à l'article de conférence, LCA Food 2012, Saint-Malo (France)

Juliette Langlois, Pierre Fréon, Jean-Philippe Steyer, Jean-Philippe Delgenès and Arnaud Hélias

« Il faut garder une poire pour la soif »

Proverbe Ancestral Populaire Aquitain

SOMMAIRE

6.1 PRÉSENTATION DE L'ARTICLE 133
6.2 BIOTIC RESOURCES EXTRACTION IMPACT ASSESSMENT IN LCA OF FISHERIES 134
6.2.1 INTRODUCTION 134
6.2.2 METHODS 135
6.2.2.1 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment at the species scale 136
6.2.2.2 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment at the ecosystem scale 138
6.2.3 RESULTS 140
6.2.4 DISCUSSION 144
6.2.5 CONCLUSION 146
6.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 147

Le chapitre 6 constitue la mise en œuvre du sea use *pour la caraactérisation des impacts d'un prélèvement de biomasse sur la raréfaction des ressources biotiques. Les facteurs de caractérisation sont calculés d'une part à l'échelle des espèces, en fonction de l'état des stocks considérés, et d'autre part à l'échelle des écosystèmes, en fonction de la quantité de biomasse produite dans l'écozone dans laquelle a lieu le prélèvement. Le calcul de ces facteurs de caractérisation rend la méthode utilisable et opérationelles pour les personnes chargées de réaliser des ACV de produits de la pêche.*

6.1 Présentation de l'article

Dans le présent chapitre, l'attention est portée spécifiquement sur le prélèvement de biomasse. Ainsi, parmi toutes les interventions identifiées précédemment comme pouvant mener à des impacts potentiels sur leur environnement, seule celle-ci est regardée, appliquée au cas particulier de la pêche. L'objectif de ce chapitre est de fournir de nouveaux facteurs de caractérisation permettant d'évaluer l'impact d'un prélèvement de biomasse en mer sur la raréfaction des ressources biotiques. Il permet de détailler les liens qui existent entre les différents *pathways* reliant prélèvements de biomasse et capacité de production de biomasse aux fonctions de support de vie des écosystèmes et à la raréfaction des ressources biotiques. Comme abordé dans le chapitre 4, la notion de raréfaction des ressources biotiques n'est pas totalement déconnectée de celle des dommage à la qualité des écosystèmes. On le voit particulièrement bien dans le cas de la pêche, puisque des prélèvements de biomasse conduisent à la fois :

- à une raréfaction de l'espèce pêchée (en fonction de la capacité du stock prélevé à se régénérer),
- à une raréfaction des ressources biotiques disponibles pour le bon fonctionnement des écosystèmes (ce phénomène étant d'autant plus marqué que l'écosystème dans lequel s'effectue le prélèvement est petit et peu productif),
- et à une diminution de la potentialité des écosystèmes à assurer leurs fonctions de support de vie.

On propose ici de nouveaux facteurs de caractérisation pour la raréfaction des ressources biotiques correspondant aux deux premiers cas, à savoir la raréfaction des ressources naturelles biotiques à l'échelle de l'espèce et à l'échelle des écosystèmes. L'évaluation de la raréfaction des ressources naturelles biotiques à l'échelle de l'espèce est basée sur des notions de stock et de taux de renouvellement des individus par espèce, grâce à la notion de « Maximum Sustainable Yield » (MSY). Il s'agit d'une grandeur communément utilisée dans le monde de la régulation des pêches, déterminant la quantité de biomasse qui peut être pêchée par an pour permettre un rendement optimal des stocks. La raréfaction des ressources naturelles biotiques à l'échelle des écosystèmes est quant à elle basée sur la quantité de carbone organique dont on prive un écosystème donné, rapportée à la quantité de carbone organique présent dans cet écosystème. Il s'agit donc dans les deux cas d'exprimer une rareté.

6.2 Biotic resources extraction impact assessment in LCA of fisheries

***Abstract**. Because direct environmental impacts of fisheries can hardly be assessed using conventional methods of Life Cycle Assessment (LCA), we suggest building a new methodological framework to account for some of them. We propose a regionalized method of calculation for characterisation factors dedicated to an uptake of biomass through fishing activities (biotic resources extraction impact assessment). These characterisation factors are proposed for the assessment of impacts on biotic resources depletion at the species and at the ecosystem scales. The method is applied on two examples of fisheries, to demonstrate that it is relevant to allow comparisons between different fish species. A discussion on the compatibility of this method with other frameworks is then performed.*

6.2.1 Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) tends to be exhaustive for the impacts it assesses, but as identified by Pelletier et al. (2007), there is a need of improvement to assess impacts of seafood products. In seafood LCA case studies, most authors deemed necessary to add non-conventional indicators (1) to take into account fish removal from their ecosystem and allow comparisons between terrestrial and aquatic food products, (2) to assess depletion of fish stocks and perturbation of the ecosystem by imbalanced exploitation between trophic levels, (3) to assess seafloor damage. To this aim, they used respectively (1) indicators of Net Primary Production use (NPP_{use}), (2) small-size ratio of target catch, discard ratio, by-catch ratio and fishing-in-balance index, (3) area of seafloor trawled. In order to harmonize these different proposals, Langlois et al. (2011a) suggested the creation of a new impact category, called “sea use” by analogy with “land use”, which could allow the assessment of transformation and occupation impacts in marine ecosystems. They suggested keeping the most consensual framework of terrestrial land use (Mila i Canals et al. 2007a), *i.e.* defining a quality index whose values could be compared from a use to another and varying according to time to reach a new steady state after a certain time of restoration. They quoted the possibility to use an indicator expressing the life support capability of marine ecosystems.

In the case of biomass removal through fishing activities, impacts are especially strong. First, one or more specific stocks of wild species can be depleted by direct biomass removal and

their future use by human as a natural resource can be altered (impacts on Biotic Natural Resources (BNR) at the species scale). Secondly, the total biomass available for the ecosystem functioning is also decreased by this removal as well as the functioning of the whole ecosystem (impacts on Life Support Functions (LSF)). In marine ecosystems, assessing LSF constitute a challenging issue in the present context of worldwide overfishing. Impacts on LSF can be assessed through the primary biotic production remaining in the environment for the ecosystem functioning (Langlois et al., submitted), as part of the Ecosystem Services Damage Assessment (ESDP). These effects on biotic primary production availability can also be linked to the area of protection of natural resources, because it induces a form of BNR depletion at the ecosystem scale. The biodiversity loss due to fishing is also severe, especially the alpha biodiversity for benthic species due to trawls dredging the seabed, with about 75% of the shelf areas trawled worldwide every year (Kaiser et al. 2002), as well as for commercial species and by-catches, due to a high intensity of direct capture (FAO 2010).

As underlined by Udo de Haes et al. (2002b), both effects on BNR and LSF have to be assessed separately in LCA when biomass removal occurs. These authors explained in detail that it does not consist in double counting because two different areas of protection are considered (natural resources and ecosystem quality respectively), even if both account for biomass removal. In the first case notions of scarcity play a role, although this is not case for the damage assessment on LSF. We introduce here a third distinction between the effects of biomass removal on the BNR at the species and at the ecosystem scale. This work details and discusses methods for characterisation factors calculations for these two BNR-impact pathways due to fishing activities; the impacts of fishing on LSF and on biodiversity loss were not considered here. The method is presented in section 2. Characterisation factors calculated by this method are provided on the example of two fisheries in section 3. Section 4 opens the way to a discussion on the relevance of the proposed methods and on their compatibility with other existing assessment methods.

6.2.2 Methods

The perimeter of the study is schematized in Figure 6-1, underlying the impact pathways from biotic resources uptake to the area of protection of natural resources. Two methods of impact assessment are proposed and detailed for BNR at the species and at the ecosystem scale in parts 6.2.2.1 and 6.2.2.2 respectively. One of the constraints considered in this study was to provide some results in comparable units.

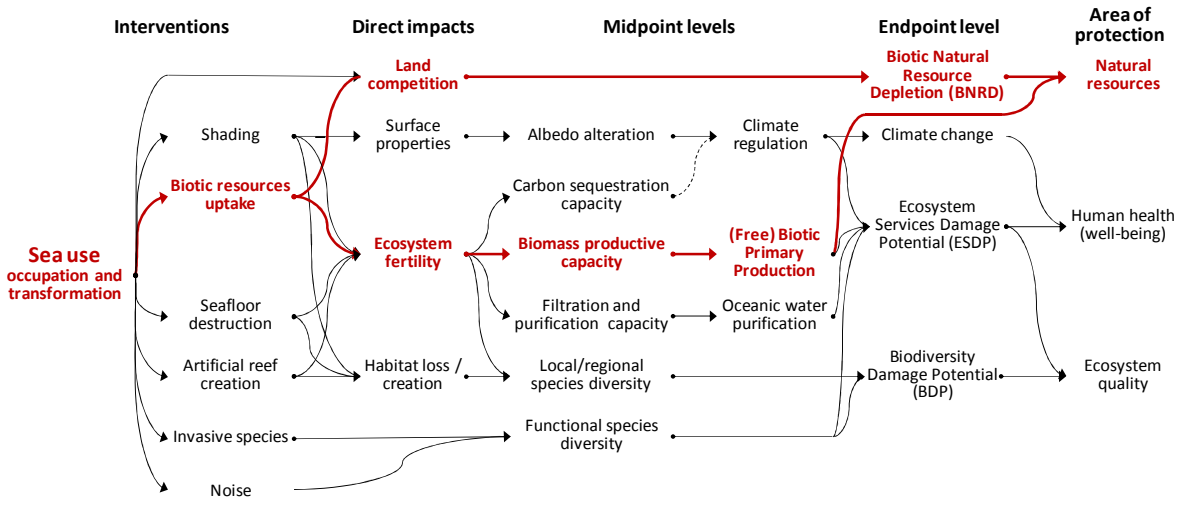

Figure 6-1 : Impact pathways for biotic natural resource depletion due to biomass removal from the sea and their location in the global cause-effect chain of sea use.

Impact pathways for biotic natural resource depletion due to biomass removal are in bold and red (adapted from Figure 4-1).

6.2.2.1 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment at the species scale

The goal of biotic resources extraction impact assessment is to characterize to what extent the current biotic extractions worsen the possibilities for human society to cover future needs, due to stock reductions (Udo de Haes et al. 2002b). One commonly used reference for fish stock status assessment is the Maximum Sustainable Yield (MSY). This is the highest yield in fish production that can be sustained in the long term (Graham 1935; Schaefer 1954). It results from the assumptions that current catches at time t (C_t) can be increased up to a certain level by increasing the fishing effort (E) because they are compensated by an equivalent fish production. Above the MSY level and its corresponding E_{MSY} level, the renewal of the resource (reproduction and body growth) cannot keep pace with the removal caused by fishing. In this case further increases in exploitation leads to a reduction in yields (Fig. 6-2).

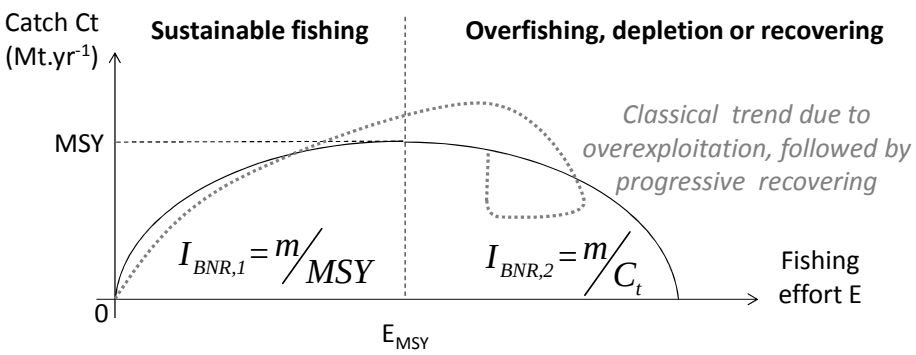

Figure 6-2 : Trends in catches evolution according to fishing effort (in cases of equilibrium states)

The MSY can either be calculated through different stock assessment methods or can be estimated empirically (Hilborn and Walters CHapman 1992). Rough stock assessments are performed by FAO but the most interesting database is the RAM Legacy Stock Assessment Database, including biological reference points for over 361 stocks, including 138 stocks with MSY values (Ricard et al. 2011).

We suggest an impact assessment of BNR depletion at the species scale ($I_{BNR,sp}$), corresponding to the uptake of a mass (m) of a given marine species, using the MSY related points. This allows a differentiation between different fish species, in relation with the size of their stock and the proportion that can be sustainably removed. The environmental impact on biotic natural resources ($I_{BNR,sp1}$) is thus calculated using the following formula:

$$\text{Eq. 6-1} \quad I_{BNR,sp1} = \frac{m}{MSY}$$

Thus, impacts of biotic extraction resources are here expressed in potential time of regeneration, *i.e.* in time required to restore an uptake of a particular species assuming equilibrium conditions. This equation is valid to assess impacts of biotic extractions as long as stocks are not overexploited (*i.e.* etiher underexploited, moderately exploited or fully exploited, following the typology provided by FAO), *i.e.* that their catch never exceeded the MSY value. These cases appear on the left side of the graph in Figure 6-2. Nevertheless, FAO estimates that 32% of the stocks are not in this case, being either (1) overexploited, (2) depleted or (3) recovering from depletion (FAO 2010). This corresponds to cases where C_t is respectively (1) higher than the MSY value, (2) smaller but decreasing because of previous overexploitation or (3) smaller and increasing. These cases appear on the right side of the graph Figure 6-2.

$I_{BNR,sp}$ should express that the uptake of one functional unit from an overexploited stock is worse than the uptake of the same unit from a stock species having the same MSY value and being sustainably exploited. Thus it appears important to multiply $I_{BNR,sp1}$ by a factor depending on the gap between current catches and MSY in the case of overexploited or recovering stocks. This factor should vary from 1 to infinite for values of C_t varying from MSY to zero (when the stock is severely depleted). One of the easiest possibilities for this factor is the ratio MSY over C_t. Thus $I_{BNR,2}$ would become:

$$\text{Eq. 6-2} \quad I_{BNR,sp2} = \frac{m}{MSY} \times \frac{MSY}{C_t} = \frac{m}{C_t}$$

In the particular case of a recent and unsteady overexploitation, where C_t is higher than MSY (Fig. 6-2; dashed line), we estimated that the impacts should be kept at $I_{BNR,sp1}$, to avoid minimizing $I_{BNR,sp}$ and to avoid the assessment of a transient state.

Thus $I_{BNR,sp}$ expresses the time required to regenerate the amount of biomass removed from the sea at the species stock scale.

6.2.2.2 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment at the ecosystem scale

In the case of marine ecosystems, facing a major concern of biotic depletion, due to ecosystem overfishing (Botsford et al. 1997; Murawski 2000), one of the major issues is to assess the quantity of biomass the ecosystem is deprived of. A quality index related to the alteration of biomass production capability of the ecosystem could be expressed in free Net Primary Production (fNPP). The fNPP is the amount of primary biomass produced remaining in the ecosystem and usable for its own functioning after humans have removed a part of it from the ocean. fNPP is the Net Primary Production equivalent (NPP) produced by the ecosystem minus the Human Appropriation of Net Primary Production equivalent (HANPP). Both of them are expressed in kilogram of organic carbon per m² and per year. To account for the trophic level of the biomass removed, we can use equivalence with the corresponding quantity of primary production that was necessary to produce it. Thus the quality index could be expressed in free Net Primary Production equivalent ($fNPP_{eq}$). For fishing activities, this quantity of carbon the ecosystem is deprived of can be measured with NPP_{use}, indicator (in kg C_{eq}). This indicator has already been used in some LCA studies to quantify the impacts of seafood products (Aubin et al. 2009; Aubin et al. 2006; Efole Ewoukem et al. 2012; Jerbi et al. 2011), as suggested by Papatryphon et al. (2004). It is especially useful for fishing activities, but it can also be applied to other uses, as suggested by Langlois et al. (submitted) for the assessment of LSF damage potential.

The equivalences between fish masses and primary carbon required to sustain its production can be calculated, considering trophic levels (TL) of the uptake and the transfer efficiency between two trophic levels (TE). Updated values of TL are available per species in the fishbase database (Froese and Pauly 2012) and updated TE values provided by Libralato et al. (2008) according to the types of ecosystems (*i.e.* oceanic systems, upwelling systems, tropical shelves, non-tropical shelves, coastal and coral systems). Based on these two parameters and a

conservative 1:9 ratio of carbon to wet weight, NPP_{use} for a biomass uptake (m) in kg of wet weight can be calculated in kg of carbon as proposed by Pauly and Christensen (1995):

$$\text{Eq. 6-3} \quad NPP_{use} = \frac{m}{9} \times TE^{TL-1}$$

This assessment has to be regionalized beyond the regionalisation of TE because the impacts are highly depending on the area where it takes place. Moreover, the value of NPP_{use} allows quantifying how much carbon the ecosystem is deprived of, but it does not provide any information about the relative importance of this uptake relative to the total value of free biomass remaining within the ecosystem. Thus, this "classical" way to assess a biomass uptake can be improved, by adding a factor expressing the scarcity of the biotic resource in the ecosystem. This was suggested by Weidema and Lindeijer (2001) and used by Michelsen (2007) for land use impact assessment. The goal of this factor is to express that for the same amount of biomass removed from the sea, if it is fished in an ecosystem where biomass is scarce, the impacts on ecosystem are worse than if biomass is fished in a fertile one. Two parameters play a role to determine the scarcity of the resource: the ecosystem size ($A_{ecozone}$) and its productivity ($NPP_{mean,ecozone}$). We defined $NPP_{ecozone}$ as the total amount of NPP produced in a given ecozone for a year:

$$\text{Eq. 6-4} \quad NPP_{ecozone} = A_{ecozone} \times NPP_{mean,ecozone}$$

Apart from LCA, this parameter was also introduced for fishing activities impact assessment by Halpern et al. (2008) and Libralato et al. (2008). For the impact assessment of BNR depletion at the ecosystem scale ($I_{BNR,eco}$), we suggest the introduction of this factor.

$$\text{Eq. 6-5} \quad I_{BNR,eco} = \frac{NPP_{use}}{NPP_{ecozone}}$$

Thus $I_{BNR,eco}$ expresses the time required to regenerate the amount of biomass removed from the sea at the ecosystem scale. The classification of the zones is based on the Marine Ecoregions Of the World (MEOW), developed by Spalding et al. (2007) and recommended for land use impact assessment by Koellner et al. (2012) and as used by Langlois et al. (submitted) for their assessment of LSF damage potential. This classification is especially useful to express notions of scarcity as it is a biogeographical classification, based on parameters of biodiversity at the ecosystem scale. MEOWs maps are available at the ecoregion scale, extended to the exclusive economic zone (200 miles off the shore) and to 200 miles on the shore. We treated data using a Geographical Information System (GIS) software, cutting out the polygons by using the 200m-isobath (British Oceanographic Data Centre

2003) and the coastlines (Wessel 2012), and gathering the different ecoregions which belong to the same provinces. MEOWs was merged at the province scale with another classification of deep ocean provinces: the Global Open Oceans and Deep Seabeds (GOODS) developed by Briones et al. (2009). Despite the wish of the authors to build the GOODS compatible with the MEOW, they were not perfectly matching. Thus, we had to choose one the two classifications as reference for the boundaries; we retained the MEOW's provinces boundaries as reference.

World maps of monthly NPP values for 9 years (from 2003 to 2011) were used to calculate a mean annual marine productivity of the oceans (Oregon State University 2010). This has been computed with the classification of the marine provinces in order to calculate $NPP_{ecozone}$ values by provinces.

6.2.3 Results

The methods developed in the previous section were applied to two simple case-studies of fisheries. The first one is the fishing of 1 kg of Atlantic cod and the second one of 1 kg of herring. They are both fished along the coastal area of the USA (Gulf of Maine). Data used for this assessment as well as the resulting Characterisation Factors (CF) and impacts are detailed in Table 6-1.

Table 6-1: Data used for characterisation factors calculation and results obtained

	Type of data *[unit]*	**Fishery 1**	**Fishery 2**
Inventory data	m *[kg ww]* [a]	1	1
	Ecozone[d]	Gulf of Maine	Gulf of Maine
	Province	Cold Temperate North West Atlantic	Cold Temperate North West Atlantic
	Species	Atlantic herring	Atlantic cod
Data used for Characterization Factors (CF) calculation	Stock status (2004)	Recovering from depletion	Depleted
	Catch *[kg ww.yr^{-1}]* [a]	114 090[b]	4 950 [c]
	MSY[d] *[kg ww.yr^{-1}]* [a]	194 000	31 159
	TL	3	4.42
	TE (%)	14	14
	NPP_{use} *[kg C_{eq}]*	22	180
	$A_{ecozone}$ *[m²]*	8.15 E11	8.15 E11
	$NPP_{ecozone}$ *[kg C.yr^{-1}]*	2.54E11	2.54 E11
CF	$CF_{BNR,sp}$ *[yr.kg ww^{-1}]* [a]	8.8 E-15	2.0 E-13
	$CF_{BNR,eco}$ *[yr.kg C^{-1}]*	8.6 E-11	3.6 E-9
Impact	I_{BNR} *[yr]*	8.8 E-15	2.0 E-13
	I_{LSF} *[yr]*	8.6 E-11	3.6 E-9

[a] ww: wet weight

[b] Average values from 2001 to 2005

[c] Average values from 2003 to 2007

[d] Informative data (not used for this particular assessment)

The denominators of the scarcity factors ($NPP_{ecozone}$) are summarized as a map we computed at the worldwide scale, in Figure 6-3. The corresponding values are provided in Table 6-2.

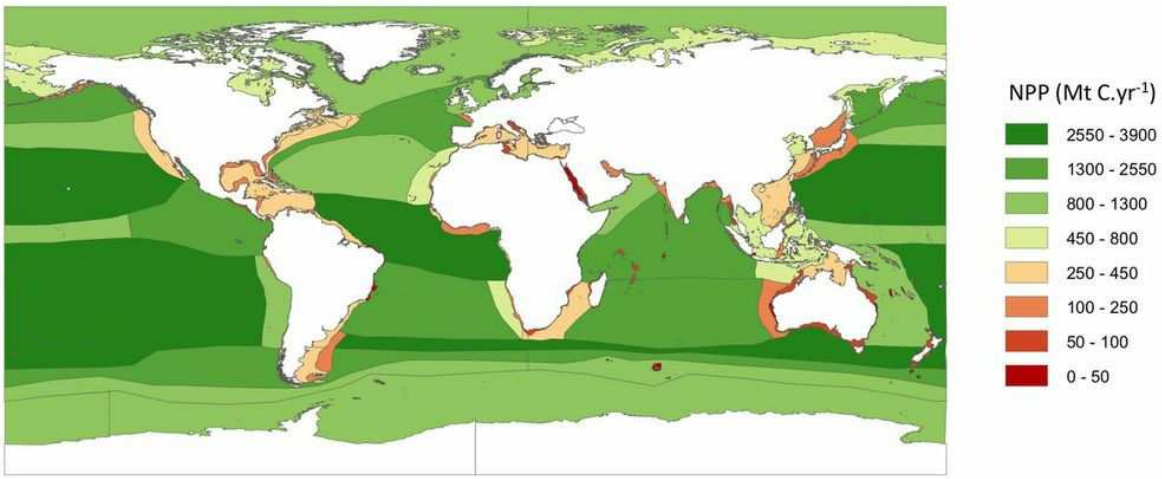

Figure 6-3 : Worldwide map of total Net Primary Production per year in marine provinces

The factor of scarcity for Net Primary Production is higher in coastal provinces, where the size of the area makes a scarcer production in those places. For coastal provinces, the average total flow is 1.5×10^{11} $\pm1.9\times10^{11}$ kg $C_{org}.yr^{-1}$, although it reaches a weighted average of 1.1×10^{12} $\pm1.0\times10^{11}$ $kgC_{org}.yr^{-1}$ for deep-sea provinces. Coastal provinces present scarcity factors as low as deep-sea provinces only when the coastal shelf is particularly large (*e.g.* provinces as the Arctic or the Northern European Seas). We can note that although total flows of biotic production are higher in average in deep-sea provinces, due to bigger areas, this is not always the case (*e.g.* the Red Sea shows a relatively low value of total production, in the same range of magnitude as for coastal provinces).

Table 6-2: Total Net Primary Production per coastal and deep-sea provinces

(with the realms the provinces belong to in italic)

Coastal Provinces	**Total flow ($kg\ C_{org}.yr^{-1}$)**	**Deep-sea provinces**	**Total flow ($kg\ C_{org}.yr^{-1}$)**
Arctic		*Atlantic Warm Water*	
Arctic	7.88E+11	Benguela Current	5.44E+11
Central Indo-Pacific		Canary Current	5.35E+11
Eastern Coral Triangle	1.37E+10	Equatorial Atlantic	2.55E+12
Java Transitional	1.13E+10	Guinea Current	1.22E+11
Northeast Australian Shelf	7.73E+10	Gulf Stream	2.99E+11
Northwest Australian Shelf	6.43E+10	Inter American Seas	3.97E+11
Sahul Shelf	4.40E+11	Malvinas Current	2.23E+11
South Kuroshio	2.36E+09	Mediterranean	2.91E+11
Sunda Shelf	4.97E+11	North Atlantic Transitional	1.30E+12
Tropical Northwestern Pacific	1.52E+09	North Central Atlantic Gyre	1.20E+12
Tropical Southwestern Pacific	1.23E+10	South Central Atlantic Gyre	1.63E+12
Western Coral Triangle	1.33E+11		
Eastern Indo-Pacific		*Indo-Pacific Warm Water*	
Central Polynesia	1.76E+07	Agulhas Current	3.67E+11
Hawaii	1.16E+09	California Current	3.91E+11
Marshall, Gilbert and Ellis Islands	3.12E+08	Eastern Tropical Pacific	2.05E+12
Southern Ocean		Equatorial Pacific	1.01E+12
Scotia Sea	1.45E+09	Humboldt Current NEW	9.09E+11
Subantarctic Islands	7.54E+09	Indian Ocean Gyre	2.08E+12
Subantarctic New Zealand	2.97E+09	Indian Ocean Monsoon Gyre	2.27E+12
Temperate Australasia		Indonesian Through-Flow	5.25E+11
East Central Australian Shelf	1.30E+10	Kuroshio	2.09E+11
Northern New Zealand	1.31E+10	Leeuwin Current	1.86E+11
Southeast Australian Shelf	5.74E+10	Non-gyral Southwest Pacific	1.08E+12

Southern New Zealand	5.83E+10
Southwest Australian Shelf	7.62E+10
West Central Australian Shelf	2.94E+10
Temperate Northern Atlantic	
Cold Temperate Northwest Atlantic	2.54E+11
Lusitanian	1.67E+11
Mediterranean Sea	9.23E+10
Northern European Seas	8.13E+11
Warm Temperate Northwest Atlantic	1.85E+11
Temperate Northern Pacific	
Cold Temperate Northeast Pacific	1.35E+11
Cold Temperate Northwest Pacific	5.48E+11
Warm Temperate Northeast Pacific	7.42E+10
Warm Temperate Northwest Pacific	2.82E+11
Temperate South America	
Magellanic	3.66E+11
Tristan Gough	5.09E+07
Warm Temperate Southeastern Pacific	1.37E+11
Warm Temperate Southwestern Atlantic	3.19E+11
Temperate Southern Africa	
Agulhas	5.26E+10
Benguela	1.97E+11
Tropical Atlantic	
Gulf of Guinea	2.68E+11
North Brazil Shelf	3.23E+11
Tropical Northwestern Atlantic	2.41E+11
Tropical Southwestern Atlantic	3.68E+10
West African Transition	9.04E+10
Tropical Eastern Pacific	
Galapagos	1.55E+09
Tropical East Pacific	6.70E+10
Western Indo-Pacific	
Andaman	6.07E+10
Bay of Bengal	1.33E+11
Central Indian Ocean Islands	8.00E+09
Red Sea and Gulf of Aden	6.85E+10
Somali/Arabian	1.81E+11
West and South Indian Shelf	1.89E+11
Western Indian Ocean	7.80E+10

North Central Pacific Gyre	2.93E+12
North Pacific Transitional	1.17E+12
Red Sea	3.72E+10
Sea of Japan/East Sea	1.94E+11
Somali Current	9.33E+11
South Central Pacific Gyre	3.85E+12
South China Sea	3.53E+11
Northern Cold Water	
Arctic NEW	1.10E+12
Subarctic Pacific	1.34E+12
Antarctic NEW	9.05E+11
Antarctic Polar Front NEW	8.61E+11
Subantarctic NEW	1.86E+12
Subtropical Convergence NEW	3.34E+12

Values for MSY and catch yield can be found in the RAM-Legacy database by stock (Ricard et al. 2011), so we did not detailed them here, except for the values applied to our case-studies.

Both in the case of biotic natural resources extraction impacts at the species and at the ecosystem scales, impacts of Atlantic cod fishing are higher than for Atlantic herring. This is due to a previous severe depletion of the cod stock, a relatively small value of its MSY and its higher trophic level compared to herring.

6.2.4 Discussion

The MSY-related biological reference points have been widely debated, first because they are based on equilibrium conditions or steady states periods not always observed and on the assumption that production in the ecosystem can reach a stable and unique maximum (Larkin 1977). Furthermore, single species stock assessment methods do not seem accurate for a sustainable management of marine resources and an ecosystem-based management is preferred (Botsford et al. 1997). However, these reference points are still the most commonly used to compare multiple stocks, even if not used by all management agencies (Ricard et al. 2011). The biomass reference point B_{MSY} is the internationally agreed and legally binding reference point for managed fisheries in the United Nations Convention on the Law of the Sea and the United Nations Fish Stock Agreement and provides a useful basis for comparing stocks (Ricard et al. 2011). The expression of $I_{BNR,2}$ as the inverse of current yearly catches can appear as a loss of information due to the exclusion of MSY from e*q*.6-1. Nonetheless, since this assessment is applied for the interval MSY-extinction of the stock, and C_t is bounded to MSY, MSY is still indirectly taken into account in this assessment. Furthermore it would be difficult to provide a more precise and simple assessment because the impacts induced by fishing on overexploited stocks are hardly predictable. Thus, it is hard to assess these impacts using any simple indicator, except for stocks where information about the current stock biomass (B_t) and the stock biomass at MSY (B_{MSY}) would be available. In these cases, the gap between B_t and B_{MSY} could provide a relevant information on the severity of the impact.

NPP_{use} allows the assessment of impacts due to biomass removal for the biomass landed as well as for the discards, within the same impact category. It should be noted that the calculation of oceanic NPP at a global scale using remote sensing and global models is not very accurate: a factor two exists for resulting NPP values, depending on the methods used for

the calculation (Carr et al. 2006). It is mainly due to the integration of the vertical dimension of the sea. This assessment is especially uncertain in coastal areas, due to a high level of sediments in the water column, and in some deep oceanic waters where a chlorophyll deep maximum layer is observed. Moreover, the indicator NPP_{use} also presents some limits: it does not allow the recognition of an imbalance induced by fishing activities and the new impact category we propose encourages the catches in lower trophic levels. This could be detrimental if this practice would become excessive.

To allow a good consistency between the different impact categories, BNR depletion impact assessment at the species and ecosystem scales must fit existing frameworks. Nevertheless, the framework is neither well defined nor consensual yet for BNR depletion, as no operational methods has been developed in LCA. (Udo de Haes et al. 2002b) reviewed some suggestions for the operationalization of BNR depletion assessment, using the balance of exploited biomass for every species, according to its worldwide use and natural replenishment (in kg per year). This balance of overexploited biomass is bounded on zero if the use is smaller than the replenishment. It is then divided by the worldwide stock of this species or its squared value according to the authors. The resulting ratio (R) is the inverse of the time required to destroy the stock for this species. Udo de Haes et al. (2002b) suggested the use of the Red list database edited by the International Union for Conservation of Nature. It provides a level of endangerment of the species, which can be converted to coarse values of (R), but this method of calculation does not allow a precise differentiation between species (especially for those used below their rate of replenishment). One of the major advantages of our method is that it sidesteps this limitation, by differenciating CF between species, even if they are not overexploited.

Regarding the applicability of the framework developed for LSF impact assessment to other marine activities than fisheries (Langlois et al., submitted, see Chapter 5)**,** NPP_{use} appears particularly relevant as quality index for BNR depletion assessment. It expresses the quantity of carbon the ecosystem is deprived of, which can also be expressed in the case of shading impacts due to constructions, or in the case of seafloor destruction due to constructions or destructive fishing. Thus, impacts on LSF and impacts on BNR depletion at the ecosystem scale can be easily linked, as only the scarcity factor $1/NPP_{ecozone}$ makes them different. We could easily extend the method proposed in this paper to other marine activities by applying the framework developed for LSF impact assessment for the quantification of the quantity of

carbon the ecosystem is deprived of due to human activities. Moreover, impact assessment on LSF might be compatible with terrestrial land use impact assessment, as the same types of data are also available for terrestrial ecosystems (availability for values of production removed by humans from the ecosystem or for values of productivity potential decreasing by type of use).

6.2.5 Conclusion

Thanks to these two new pathways, both impacts on biomass scarcity at the ecosystem scale ($I_{BNR,eco}$) and stock status ($I_{BNR,sp}$) can be assessed using the same unit (time), which could quite easily be extended to other sorts of BNR depletion assessment (*e.g.* due to land use). Data required for the $I_{BNR,sp}$ calculation were easily available, and this would be the case for most exploited stocks. The same advantage can be underlined for $I_{BNR,eco}$. Thus, the methodology proposed for biomass removal from the ocean seems promissing.

Alterations of habitat by biodiversity damage have been excluded, as well as damage of benthic habitats due to trawls. This should constitute the next step of methodological improvement for this impact assessment.

6.3 Conclusion et perspectives du chapitre

Grâce à la caractérisation de ces deux chaînes de causalité, les impacts de la raréfaction de la biomasse à l'échelle des écosystèmes ($I_{BNR,eco}$) et à l'échelle des espèces ($I_{BNR,sp}$) a pû être effectuée. Ces deux caractérisations permettent d'exprimer les impacts d'un prélèvement de biomasse dans une même unité de temps. La méthode pourrait donc être appliquée à d'autres types de ressources renouvelables (par exemple dans le cadre du *land use*).

Les données nécessaires au calcul de $I_{BNR,sp}$ sont disponibles pour la plupart des stocks exploités. La méthode proposée pour le calcul de $I_{BNR,eco}$ offre les mêmes avantages. L'ensemble des facteurs de caractérisation a d'ailleurs été fourni, sous forme d'une carte mondiale, et d'un tableau récapitulatif. Ainsi, la méthode proposée est opérationnelle et pourrait donc être appliquée facilement.

Les impacts de la raréfaction de la biomasse à l'échelle des espèces ($I_{BNR,sp}$) sont caractéristiques des prélèvements de biomasse au sein d'une population d'individus sauvages (pêche, récolte d'algues sauvages) et n'ont pas vocation à être appliqués à d'autres types d'activités. Ceux de la raréfaction de la biomasse à l'échelle des écosystèmes ($I_{BNR,eco}$) pourraient quant à eux être étendus à d'autres activités. Il suffirait pour cela d'utiliser les facteurs de caractérisation calculés dans le cadre des atteintes aux fonctions de support de vie des écosystèmes (dans le Chapitre 5) et de les pondérer par le facteur de rareté calculé dans le présent article pour l'ensemble des écozones côtières et hauturières.

La pêche conduit à d'autres types d'impacts, notamment par l'atteinte à la biodiversité et aux fonctions de support de vie des écosystèmes (entre autres par la dégradation des habitats benthiques due au chalutage). L'atteinte aux fonctions de support de vie peut être culaculée par la méthode proposée dans le Chapitre 5. Seuls les impacts de la biodivesité restent encore à caractériser pour cette activité.

Dans le cas de la caractérisation de la raréfaction des ressources à l'échelle des espèces, d'autres types d'indicateurs que le MSY auraient pû être utilisés. Par exemple, il aurait été possible de construire un indicateur incluant des paramètres jouant sur la fragilité d'une espèce (par exemple le nombre de classes d'âge initialement présentes dans une population, rapporté au nombre de classes d'âge que l'on trouve dans une population exploitée). Ce type

d'indicateur aurait été assez robuste. Néanmois, le MSY présente l'avantage d'intégrer de multiples facteurs, à savoir la taille du stock, son taux de renouvellement en fonction de la reproduction de l'espèce, de sa longévité, *etc*… En effet, la quantité de poissons que l'on peut pêcher de manière soutenable dépend de l'ensemble de ces paramètres. Ainsi, il s'agit d'un indicateur très complet pour caractériser une espèce donnée.

Le fait de pondérer l'unité fonctionnelle par les quantités pêchées par an à l'échelle du stock au lieu du MSY (équation 6-2), dans les cas de stocks surpêchés ou en phase de recouvrement, pose un certain nombre de questions. Il s'agit d'une simplification, basée sur le principe que dans les cas de surpêche, la quantité pêchée est représentative de la gravité de l'épuisement du stock :

- si le stock est en phase d'épuisement sévère, les prises seront très faibles (des quotas seront probablement fixés pour empêcher l'extinction de l'espèce, ou les pêcheries se tourneront vers d'autres espèces, plus rentables, parce que plus abondantes). Le facteur de caractérisation correspondant sera donc beaucoup plus élevé qu'un facteur construit sur le MSY. Il traduit donc une grave atteinte au stock lors d'un prélèvement.
- si e stock est faiblement surpêché et peu atteint, les prises sont proches de celles au MSY. Le facteur de caractérisation est donc proche de ce qu'il aurait été en cas de pêche soutenable et d'utilisation du MSY comme base du calcul.

Cette seconde hypothèse peut s'avérer fausse dans le cas d'une surpêche transitoire et rapide : les prises peuvent rester hautes un certain temps, du fait d'un effort de pêche important, avec un stock pouvant néanmois s'effondrer. Pour les cas de stocks surpêchés ou en phase de recouvrement du stock, il serait donc pertinent d'inclure dans l'évaluation une information sur l'état du stock. Ceci a d'ailleurs été proposé récemment, au cours du même congrès (Emanuelson et al. 2012), au sein d'un indicateur exprimant la quantité de poissons qui auraient pû exister si le stock n'avait pas été surexploité. Dans notre cas, une des possibilités serait de pondérer le facteur de caractérisation par un ratio entre la biomasse caractérisant le stock à l'instant t B_t et la biomasse caractérisant le stock au MSY B_{MSY}. Un autre facteur de pondération utilisable pourrait être un ratio entre la biomasse en capacité de se reproduire caractérisant le stock *SSB* et la biomasse en capacité de se reproduire caractérisant le stock au MSY SSB_{MSY}. Parmi les 138 stocks pour lesquels une valeur de MSY existe, les ratios B_t/B_{MSY} et SSB/SSB_{MSY} sont disponibles pour respectivement 39 et 99 stocks. De tels facteurs de

pondération pourraient donc être appliqués, mais sur moins de stocks qu'en se limitant à la méthode développée dans l'article.

Dans le cas de la caractérisation de la raréfaction des ressources à l'échelle des écosystèmes, les résultats dépendent fortement de la classification choisie pour définir les écozones, et de l'échelle à laquelle on applique la classification choisie (domaines, provinces ou écorégions). La classification des MEOWs ayant été conseillées par Koellner et al. (2012), c'est celle-ci qui a été choisie pour les espaces côtiers. En dehors de cette considération, il s'agit également de la classification la plus pertinente, car elle intègre des critères biogéographiques, qui permettent d'exprimer la rareté. De même, la classification des GOODS s'est avérée la plus pertinente, d'une part parce qu'elle a été conçue pour être conpatible avec celles des MEOWs et d'autre part parce qu'il s'agit là encore d'une classification basée sur des critères biogéographiques. Cette notion de rareté nous rapproche d'ailleurs des questions de biodiversité à l'échelle des écosystèmes. Ceci souligne l'imbrication des aires de protection des ressources naturelles (ici biotiques) et de la qualité des écosystèmes.

La méthode que nous proposons pour la caractérisation de la raréfaction des ressources à l'échelle des écosystèmes s'applique à tous les types de biomasse, y compris celles issues de culture. Pourtant, certains auteurs avaient par le passé souligné que l'extraction de ressources biotiques ne devait être évaluée que sur les espèces sauvages (Heijungs et al. 1997). Ceci s'explique par le choix d'exprimer une compétition sur les nutriments entraînée par une activité humaine, et pas uniquement une pression sur une espèce donnée. Ce type d'impacts est proche de ce qui est évalué à travers l'atteinte des fonctions de support de vie (Chapitre 5). Néanmoins, l'évaluation porte sur une aire de protection différente, puisque l'on évalue dans un cas la rareté, liée à la zone dans laquelle a lieu le prélèvement, et dans l'autre cas on évalue la quantité prélevée, et dont l'écosystème sera privé, indépendamment de la quantité de biomasse présente dans cet écosystème. On évalue donc des impacts relatifs dans le premier cas, et absolus dans le second. Il s'agit de deux évaluations bien différentes : dans le cas de l'ombrage, l'ordonnancement des facteurs de caractérisation est d'ailleurs inverse selon que l'on évalue l'atteinte au LSF ou bien la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle des écosystèmes (voir Figures 5-4 et 6-3).

Un cas d'étude concret d'ACV de produit de la mer est fourni en Chapitre 7, afin d'illustrer la méthode de caractérisation des impacts du *sea use*.

Chapitre 7 : Anlyse du Cycle de Vie d'un produit issu de l'algoculture

Présentation et discussion de l'article :

"Life cycle assessment of biomethane from offshore-cultivated seaweed"

Biofuels Bioproducts & Biorefining (2012), 6 (4) :387–404

Juliette Langlois, Gwenaelle Jard, Jean-François Sassi, Arnaud Hélias, Jean-Philippe Delgenès and Jean-Philippe Steyer

«On avance, on avance, on avance. C'est une évidence : on n'a pas assez d'essence, pour faire la route dans l'autre sens. On avance. »

Alain Souchon – On avance

SOMMAIRE

7.1 PRESENTATION DE L'ARTICLE 155
7.2 LIFE CYCLE ASSESSMENT OF BIOMETHANE FROM OFFSHORE-CULTIVATED SEAWEED 158
7.2.1 INTRODUCTION 159
7.2.2 SYSTEM DEFINITION AND INVENTORY 161
7.2.3 MAIN RESULTS OF LCA APPLIED TO MACROALGAL BIOMETHANE PRODUCTION AND DISCUSSION 172
7.2.4 UPGRADING SCENARIOS AND COMPARATIVE STUDY 178
7.2.5 CONCLUSION 184
7.3 CONCLUSION ET PERSPECTIVES DU CHAPITRE 185
7.3.1 L'ACV « CLASSIQUE » DU BIOMETHANE ALGAL 185
7.3.2 L'ACV DE BIOCARBURANT ALGAL ET LE SEA USE 188

Ce chapitre constitue un cas d'application de l'ACV d'un produit de la mer. Une ACV classique a été effectuée dans un premier temps, et est fournie sous forme d'article, pour une démarche classique d'éco-conception de cette filière prospective. L'application de la méthode développée pour le sea use *a été réalisée dans un second temps, en complément à cet article. Le cas de la production de bioénergie à partir d'algues cultivées en pleine mer mêle à la fois des problématiques de transformation des fonds marins pour les infrastructures offshore, des prélèvements de biomasse et de l'ombrage. Cet exemple permet d'illustrer sur un cas concret l'applicabilité de la méthode développée.*

7.1 Présentation de l'article

On a vu dans l'introduction que les océans constituent un important gisement d'énergie renouvelable, en plus d'une importante réserve d'aliments. Malgré des défis techniques et technologiques restant à réaliser (Mueller and Wallace 2008), les filières énergétiques marines sont en plein essor (Edenhofer et al. 2012). Parmi elles, les filières de valorisation énergétique de la biomasse algale marine sont des sujets de recherche très creusés à l'heure actuelle. En effet, elles présentent un fort potentiel pour pallier les effets néfastes attribuables aux biocarburants terrestres (Singh et al. 2011). De plus, d'un point de vue purement industriel, les carburants présentent un intérêt notable : il s'agit d'une forme d'énergie stockable, et donc particulièrement intéressante pour leur valorisation. Dans ce chapitre, on s'intéressera à la question des biocarburants issus de biomasse cultivée en pleine mer. Il convient d'ailleurs de rappeler que seules les macroalgues constituent une biomasse valorisable par l'utilisation de l'espace marin : du fait de contraintes de culture et de récolte fortes, les microalgues ne sauraient être cultivées en pleine mer. Elles ne seront donc pas abordées dans ce chapitre, qui ne traitera que de la question des macroalgues.

L'intérêt majeur des macroalgues pour la production de biocarburants est qu'elles n'entrent pas en compétition avec les cultures alimentaires conventionnelles. Même si les macroalgues exploitées aujourd'hui sont principalement destinées au marché de l'agroalimentaire, notamment pour l'Asie (Bixler and Porse 2010; Pérez 2009), il s'agit pour autant d'un marché de niche, bien loin de sa capacité maximale de production (Van Iersel and Flammini 2010). Par ailleurs, elles semblent présenter des taux de croissance intéressants par rapport aux végétaux terrestres. Pour les végétaux terrestres, le maximum théorique du rendement photosynthétique est estimé à 4,6 et 6% pour les végétaux en C3 et C4 respectivement (Ort et al. 2011). Pour les algues, certains auteurs avancent le chiffre de 2 à 7%, selon le degré d'optimisation des conditions de culture pour des microalgues (Béchet et al. 2013). Pour les macroalgues, des chiffres de 6 à 8% sont parfois avancés (Ross et al. 2008), mais semblent être surestimés, d'autant que pour les macroalgues les conditions de culture ne sont pas contrôlables (pas d'enrichissement des milieux de culture en CO_2 possible). De plus, il semblerait que tous les organismes photosynthétiques en C3, marins ou terrestres, présentent la même efficacité photosynthétique (Walker 2009). Au-delà de ces questions, le principal avantage que possèdent les algues est qu'elles ne soient pas soumises à des situations de stress hydrique, et qu'elles n'aient pas besoin de développer des tissus différenciés ou spécialisés pour leur soutien ou leur nutrition (troncs et racines).

Ainsi, diverses voies de valorisation de la biomasse algale sont aujourd'hui à l'étude pour la production de :

- bioéthanol, par fermentation alcoolique des sucres algaux (Horn et al. 2000),
- biométhane, par digestion anaérobie de la matière organique algale (Jard et al. 2012),
- biohydrogène, par fermentation anaérobie (Park et al. 2011; Park et al. 2009),
- chaleur et/ou électricité, par combustion directe de la biomasse (Ross et al. 2008),
- biopétrole, par liquéfaction hydrothermale (Zhou et al. 2010),
- syngaz, par gazéification (Kwon et al. 2012),
- biopétrole par pyrolyse (Bae et al. 2011).

Les macroalgues sont généralement peu riches en lipides. Bien que techniquement faisables (Maceiras et al. 2011), les filières de valorisation en biodiesel ne sont donc pas pertinentes dans le cas des macroalgues, contrairement aux microalgues, qui sont capables d'accumuler les lipides à des taux de 50% à 60% de leur masse sèche, selon les conditions de culture auxquelles on les soumets (Griffiths and Harrison 2009).

Les différentes possibilités de traitements thermochimiques de la biomasse algale incluent la combustion directe, la gazéification, la pyrolyse et la liquéfaction. Néanmoins, pour des raisons de fortes teneurs en matière minérale, les voies de la pyrolyse en voie sèche, de la gazéification et de la combustion directe s'avèrent peu pertinentes pour les macroalgues par rapport à l'utilisation de végétaux terrestres. Les voies de la liquéfaction et de la fermentation paraissent donc plus adéquates (Ross et al. 2008).

La fermentation anaérobie est un procédé au cours duquel des molécules organiques sont dégradées par des microorganismes en l'absence d'oxygène. Parmi les voies fermentaires possibles à partir de macroalgues, on trouve la voie de production de biogaz par digestion anaérobie (Jard et al. 2012), mais aussi celle de production d'éthanol par fermentation alcoolique (Horn et al. 2000) ou celle de production d'hydrogène (Park et al. 2009). Ces voies de valorisation sont intéressantes pour les macroalgues du fait de leur forte teneur en sucre. De même que les végétaux terrestres, les macroalgues contiennent de nombreux carbohydrates, certaines espèces pouvant en accumuler jusqu'à 70% de leur poids sec. On retrouve ces polysaccharides dans les parois cellulaires (cellulose, hemicelluloses, xylane et mannane), dans les espaces intracellulaires (glucuronoxylorhamnanes sulfatés, alginates, agars et carraghénanes) ou sous forme de réserves (amino pectines, laminarianes et amidon fluoré) (Wang et al. 2011).

Toutes ces formes de valorisation des macroalgues en biocarburants n'en sont pour le moment au mieux qu'à des applications à l'échelle pilote, ou à des essais en laboratoire ; aucun site de production n'existe à l'heure actuelle à l'échelle industrielle. La question de l'impact environnemental de ces filières doit donc se faire de manière prospective, en prévention des risques de pollution que pourrait entraîner leur développement. L'ACV de l'une de ces filières prospectives s'apparenterait donc à un travail d'éco-conception, qui permette d'orienter les futures techniques de production vers les procédés les plus respectueux possibles de l'environnement. Le besoin d'évaluation environnementale pour ces filières a d'ailleurs été souligné par plusieurs auteurs (Edenhofer et al. 2012; Roberts and Upham 2012). Nous avons cherché à combler ce manque scientifique, et à évaluer les impacts environnementaux d'une filière de production qui soit le plus proche possible de ce qui pourrait effectivement exister à l'échelle industrielle. Nous nous sommes donc tournés vers des techniques robustes, nécessitant peu ou pas de prétraitements thermochimiques.

La liquéfaction hydrothermale est un procédé thermochimique de conversion de la biomasse à température moyenne (280-370°C) sous forte pression (10-25 MPa) (Toor et al. 2011). Mais la composition du biopétrole issu de ce traitement est très dépendante de la composition chimique du substrat traité. La liquéfaction hydrothermale, tout comme la digestion anaérobie offrent la possibilité de traiter des biomasses humides (Jard et al. 2012; Toor et al. 2011). Ceci est particulièrement intéressant dans le cas des macroalgues, qui contiennent près de 90% d'eau, pour éviter de devoir passer par une étape de séchage de la biomasse. Pour la production d'éthanol et d'hydrogène par voie fermentaire, les essais effectués en laboratoires vont dans le sens de prétraitements acides et/ou à fortes température de la biomasse. Ainsi, nous avons choisi la filière de production de biocarburant algal par méthanisation, technique de production robuste qui ne nécessite ni séchage, ni pré-hydrolyse de la biomasse.

En travail préliminaire, l'ACV d'une filière de production de biométhane issu de macroalgues cultivées en pleine mer avait été effectuée (Langlois et al. 2011b), annexe E. Cette première évaluation avait permis de dégrossir les principaux enjeux environnementaux associés au biométhane-carburant algal. Néanmoins, des améliorations méthodologiques devaient être apportées. Notamment, les infrastructures de culture en mer pouvaient être allégées, et la modélisation de la valorisation des digestats (par compostage) devait être affinée. Par ailleurs, ce travail concernait uniquement une filière de production mono-produit, n'intégrant pas du tout le concept de bioraffinerie dans le champ de l'évaluation. Le concept de bioraffinerie permet en théorie d'optimiser les flux dans un système de production et de réduire les

pollutions occasionnées (Wellisch et al. 2010). Dans la mesure où de nombreuses possibilités d'extraction de bioproduits à partir des macroalgues existent, nous avons également souhaité intégrer ce concept dans notre évaluation. Nous nous sommes tournés vers l'un des principaux bioproduits exploités à échelle industrielle aujourd'hui : les alginates. Une ACV préliminaire de ce produit a d'ailleurs également été effectuée (Langlois et al. 2012b), annexe F.

Ces deux études ACV préliminaires du biométhane algal et de l'alginate de sodium ont montré les limites de ces systèmes de production, notamment concernant les consommations électriques qu'ils engendrent. Par ailleurs, nous avions une volonté forte d'aller vers des systèmes optimisés. Nous avons par conséquent choisi d'effectuer une étude ACV comparative de la production de biométhane algal, d'une part à partir de biomasse fraîche issue d'une filière mono-produit, et d'autre part à partir de résidus de l'extraction des alginates dans une bioraffinerie, comme source de biomasse alternative. Des pistes potentielles d'amélioration ont également été testées et discutées dans cet article.

La prise en compte des impacts du *sea use* associés à cette production n'était pas encore possible au moment de la rédaction de cet article. Cette question a donc été abordée secondairement dans la partie de conclusion et de perspectives du présent chapitre.

7.2 Life cycle assessment of biomethane from offshore-cultivated seaweed

Abstract. *Algae are a promising source of industrial biomass for the future. In order to assess if aquacultured seaweed (macroalgae) could be considered an environmentally friendly source of biomass for bioenergy, life cycle assessments were performed for European countries, comparing methane as a biofuel from the anaerobic digestion (A) of whole seaweeds, (B) of alginate extraction residues, and (C) natural gas as a fossil fuel reference. These results clarify that the sources of electricity and energy used to heat the anaerobic digesters have an important impact. Recycling of materials and use of greenhouses at the nursery stage also allow environmental improvements for system (A). Ecodesign can make algal biomethane competitive in several categories compared to natural gas: a decrease of 21.9% and 54.2% in greenhouse gas (GHG) emissions and 58.6% and 68.7% in fossil depletion for systems (A) and (B), respectively, decrease in ozone depletion, and last but not least, improvement in the marine eutrophication index for system (A). For system (B), benefits are more arguable and dependent on the allocation. To conclude, seaweed could become competitive with terrestrial feedstock for biofuel production in the near future.*

7.2.1 Introduction

Since the first concerns about lack of fossil resources, biofuel production has been increasing worldwide (Nigam and Singh 2011). This expansion leads to many questions concerning the associated social and environmental impacts, especially on land use competition and on pollution transfers from GreenHouse Gas (GHG) emissions to other environmental impact categories (*e.g.* eutrophication (Rettenmaier et al. 2010; Scharlemann and Laurance 2008), resource depletion, ecotoxicity, biodiversity loss (Scharlemann and Laurance 2008), acidification, ozone depletion and human toxicity (Rettenmaier et al. 2010)). When compared to terrestrial crops traditionally used for food and feed, the alternative of an algal feedstock for biofuel production seems to be very promising (Van Iersel and Flammini 2010; Singh et al. 2011; Singh and Olsen 2011). In recent years, microalgae have received considerable attention concerning energetic applications (Pienkos and Darzins 2009), whereas few studies have dealt with the environmental impact of marine macroalgae (seaweed) production as feedstock for bioenergy (Aresta et al. 2005; Evans and Wilkie 2010).

Life Cycle Assessment (LCA) is an efficient tool for quantifying environmental impacts of bio-based materials. LCA studies applied to biofuels from microalgae show that this feedstock leads to environmental impacts in the same range of magnitude as terrestrial biofuels, either through biodiesel (Lardon et al. 2009) or biomethane production (Collet et al. 2011). Several ways of improvement could lead to a significant decrease in their environmental impact. Nevertheless fertilization, harvesting systems and complex cultivation infrastructures (like raceways or photo-bioreactors) are still bottlenecks that need to be overcome (Clarens et al. 2010). Because seaweeds are macro-organisms, they can be grown and harvested offshore in a fairly straightforward manner. Compared to microalgae, seaweed aquaculture requires less sophisticated cultivation and harvesting systems. It is also a very interesting means of decreasing eutrophication in coastal areas and, furthermore, does not impact arable land and freshwater resources (Goh and Lee 2010). Many authors assume that macroalgae could possibly become a new feedstock for bioenergy in the future (Goh and Lee 2010; van Iersel and Flammini 2010; Singh and Olsen 2011), either through bioalcohol, biodiesel, biomethane or thermochemical treatments. Two LCA studies have been carried out on bioenergy from macroalgae. Aresta et al considered onshore cultivated macroalgae, under controlled conditions in ponds, with CO_2 and nutrient enrichment (Aresta et al. 2005). No definite results are provided for anaerobic digestion. Another LCA study dealt with invasive seaweeds in a lake (Evans and Wilkie 2010). This studied system is hardly comparable with

ours as it considers seaweed feedstock to be waste, whose harvesting avoids the spread of herbicides in water and artificial cultivation systems.

The present study deals with offshore-cultivated macroalgae. The main advantage of this system when compared to that of wild algae is a high biomass density. When compared with onshore facilities under controlled conditions, however, there is no possibility for fertilization offshore, leading to a decrease in biomass production yields. On the other hand, there is no electrical input during cultivation (neither paddlewheel nor pumps) out from the nursery, decreasing energy demand in the production system. Furthermore, competition for land or food is avoided, as biomass from the sea is negligible in world food consumption compared to terrestrial crops (only 15.8 million tonnes of aquatic plants produced in 2008) (FAO 2010).

The present study is dedicated to the environmental assessment of the production of biogas from offshore-cultivated macroalgal feedstock, as prospects for European countries. Some LCA studies applied to biomethane production have shown the interest of this biofuel (Korres et al. 2010). The goal of this study is to improve production processes and to determine whether offshore-cultivated seaweeds are a more environmentally friendly feedstock for fuel production than natural gas. To this end three systems are considered:

- (A) methane as a fuel from the anaerobic digestion of untransformed whole seaweeds,
- (B) methane as a fuel from the anaerobic digestion of alginate extraction residues,
- (C) natural gas from EcoInvent database as a fossil fuel reference.

At first, biomethane production chains from macroalgal-dedicated feedstock were analyzed (A). As of today, growing seaweeds for energy purposes only is not financially profitable (Singh and Olsen 2011). Therefore, at the present time, scenario (A) is only prospective. For this reason we also focused on existing high-value macroalgal biomolecules (alginates) for which industrial extraction residues can be valued. This type of feedstock from biorefinery residues is more commonly used for the production of bioenergy from biomass, referred to as system (B) (Cherubini et al. 2009). It is based on future biorefinery requirements (Clark et al. 2009), linking production of fuels, energy and value-added chemicals via the processing of biomass on a single site. In section 7.2.2, the systems definition and the associated inventory is described in detail. Results are presented in section 7.2.3. The two theoretical scenarios (A) and (B) were analyzed by contribution analysis, and results are discussed. In addition, several assumptions were tested for upgrading scenarios and a comparison of the two systems involving macroalgal biomethane production with natural gas is given in section 7.2.4.

Upgrading scenarios take into account either technical improvements or eco-design choices. The goal of these tests was to determine the margin of improvement that can be expected for macroalgal feedstock, and also to determine the effect of different options on environmental performance.

7.2.2 System definition and inventory

7.2.2.1 Goal and scope

The objective of this study was to evaluate potential environmental impacts caused by methane production from macroalgae and its combustion in an engine. According to this aim, the functional unit was defined by a 1-km trip with a gas-powered car. The ReCiPe method (Goedkoop et al. 2009) was used with a hierarchist perspective using the EcoInvent v2.2 database (Frischknecht et al. 2007) and the SimaPro 7.3 software to carry out the impact assessment. In order to conform to the cradle-to-grave approach of LCA (ISO 2006), the inventory included all steps of biomass cultivation and harvesting, its transformation to biomethane provided at a gas station and its combustion. In the case of scenario (B) dealing with macroalgal residues, the inventory also included steps involving extraction and wastewater treatment in the biorefinery. Both the construction and dismantling of facilities and the extraction and transportation of resources were taken into account.

Today, hydrocolloids are still the main commercial seaweed extracts, despite recent attention given to other biologically active compounds (food flavouring, colors or nutrients) and the competitive production of cheap biomolecules from terrestrial crops (Bixler and Porse 2010). We chose to focus on kelp, which belongs to the Laminariacea family, as it is the most abundantly produced seaweed genus in the world (FAO 2010), as well as being the main source of alginates.

We concentrated on food grade alginates, being the most important market used for thickeners, stabilizers, gel formers or film-forming agents (Bixler and Porse 2010). The species *Saccharina latissima* was chosen for its interesting alginate content. In the present study, kelp was cultivated on long-lines in a coastal environment, following plantlet production in a nursery. Seaweeds were harvested and then transformed into biogas in an anaerobic digestion plant, using either the entire seaweed (A) or solid macroalgal residues from alginate extraction (B). Figure 7-1 shows an overview of the whole system, from the seaweed cultivation to the use of biomethane as a fuel.

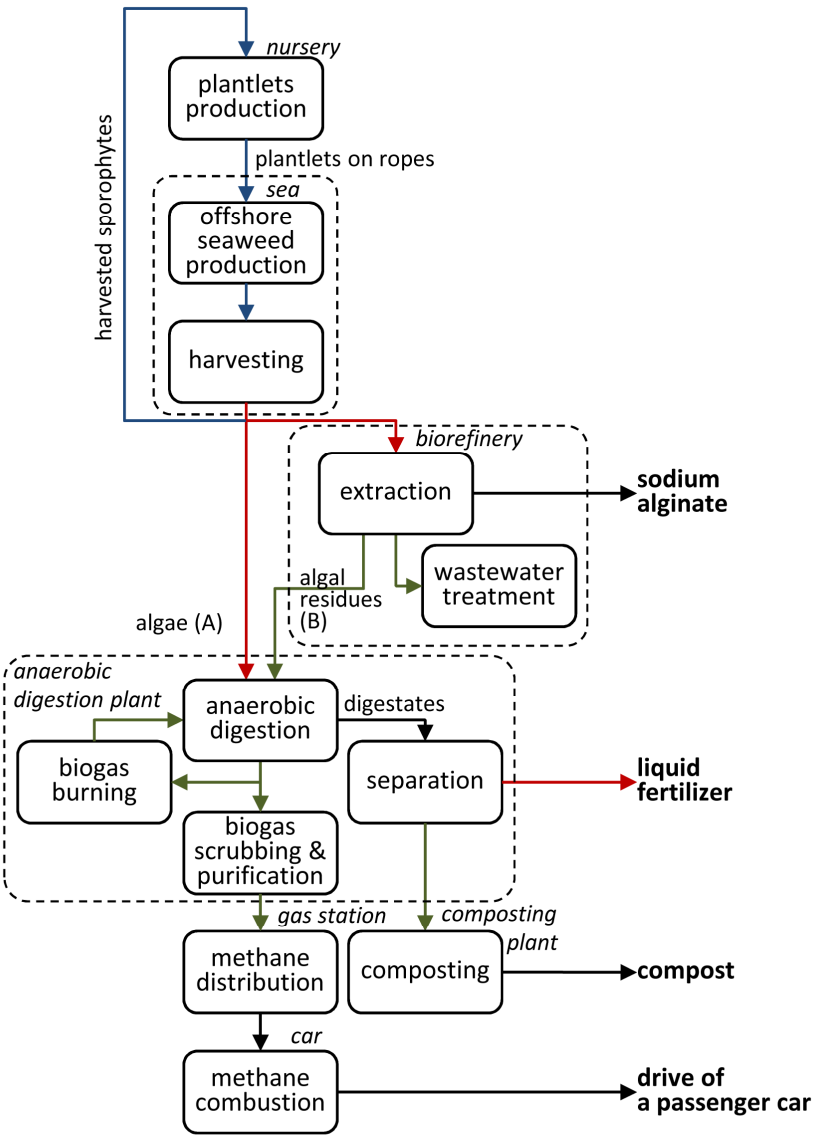

Figure 7-1: Overview of the biomethane production system (A) from whole seaweeds cultivated in the open ocean and (B) from residues of alginate extractionn

Blue, red and green arrows stand for transportation by boat, truck and pipe respectively

For the extracted by-products in system (B), a proper substitution was not possible due to lack of data: to our knowledge alginate extraction has never been described in a published LCA study. Because the main function of the system was to produce alginate for its high market value (97.9% of total gains), a financial allocation was calculated. The substitution method was used to account for anaerobic digestion by-products used as fertilizers (phosphate, ammonium and potassium dissolved in the leachates). However, substitution of compost produced from the solid part of the digestates was not considered. Compost can be regarded

both as a product and as a result of waste treatment. The production of waste which is usually composted would not be avoided using the production we considered.

Hypotheses used for the allocation are detailed in Table 7-1. For scenario (A), impacts were allocated to macroalgal biomethane (99.1%) and to the compost (0.9%) from the cultivation step to the biomethane distribution and to the composting stage of the solid digestates. Only biomethane combustion impacts were totally dedicated to the biomethane produced. For scenario (B), impacts were mainly allocated to alginate powder (97.9% *versus* 1.5 and 0.6% for macroalgal biomethane and compost respectively). As for scenario (A), only the biomethane combustion impacts were totally allocated to the macroalgal biomethane.

Table 7-1: Hypotheses used for the financial allocation

(dm=dry matter)

	Product	Product price		Quantity produced		Percent of impact allocated
		Amount	Unit	Amount	Unit	
(A)	Macroalgal biomethane	55.5[a]	$USD.MWh^{-1}$	1.43	$kWh.kg_{dm\ algae}^{-1}$	99.1%
	Compost	5.9[b]	$USD.t^{-1}$	0.13	$kg.\ kg_{dm\ algae}^{-1}$	0.9%
(B)	Sodium alginate powder (90% purity)	12.0[c]	$USD.kg^{-1}$	0.42	$kg.\ kg_{dm\ algae}^{-1}$	97.9%
	Macroalgal biomethane	55.5[a]	$USD.MWh^{-1}$	1.41	$kWh.\ kg_{dm\ algae}^{-1}$	1.5%
	Compost	5.9[b]	$USD.t^{-1}$	4.91	$kg.\ kg_{dm\ algae}^{-1}$	0.6%

[a] (Comission de Régulation de l'Energie)

[b] (Chambre Syndicale des Améliorants organiques et Supports de Culture 2009)

[c] (Bixler and Porse 2010)

7.2.2.2 Process inventory of the initial scenario

The analyzed process chain referred to a hypothetical system, based on basic and present-day knowledge and techniques as well as on extrapolation from semi-industrial scale. In the case of biomass cultivation, data came from a semi-industrial macroalgae production site. Data for alginate extractions were gathered at pilot-scale. Anaerobic digestion was sized up to industrial scale by an anaerobic digestion plant designer on the basis of laboratory experiments. Standard rules were considered for material transportation (Frischknecht et al.

2007) and substructure replacement (30-year lifespan for plants and replacement of electrical facilities every 10 years). After building, dismantling and replacing facilities, landfilling was chosen for concrete, mineral wool, polypropylene, polyethylene, polyethylene terephthalate, polyvinylchloride, bricks, cement fibres, steel and iron. Electricity from the European production mix and wastewater treated in a class 5 wastewater treatment plant were considered in the EcoInvent database (Frischknecht et al. 2007).

Data used in the inventory for biomass production were measured under a temperate climate. Two cycles of seaweed production per year were considered, assuming some improvements in seasonality management, according to the possible anticipation in the seaweed outplanting time (Peteiro and Freire 2009). In the main seaweed-producing countries, the tropical climate enables the biomass to be sundried to 30% moisture content before using an air-forced dryer to reach 90% dry matter (dm). Under a temperate climate, such as the one considered in this study, the pre-drying process under the sun is not feasible at industrial scale. No drying was considered, and consequently storage was not possible. The use of facilities therefore lasted for half of the year concerning the nursery, the biorefinery and the digestion plant (harvesting duration) and for 75% of the year concerning the offshore facilities (offshore growth duration). There would be no constraint of seasonality under a tropical climate since cultivation could occur all year round and biomass could easily be sun-dried for storage.

Values for the inventory are summarized in Table 7-2. Matter and energy consumption are described for all steps of the process. As results were expressed per dry matter of algae, more anaerobic digestion facilities were required in scenario (B), due to the addition of cellulose during the process.

Table 7-2: Matter and energy consumption for macroalgal biomethane production

(per kg of dry mater of macroalgae)

	Nature		Quantity			
	Process	Compound	Raw algae (A)	Extraction residues (B)	Unit per kg of algae (dm)	Lifespan (years)
Offshore cultivation facilities	Chain cable	Steel	1.40×10^{-2}		kg	20
	Buoys	Moulded polypropylene	4.23×10^{-3}		kg	10
		Rigid foam polyurethane	1.36×10^{-5}		kg	10
	Ropes (20mm)	Weaved polyamid	1.61×10^{-2}		kg	10
	Concrete blocks	Concrete	0.50		kg	20
		Glass Fibres	1.02×10^{-2}		kg	
Nursery facilities	Ponds	Concrete, for foundations	4.07×10^{-6}		m^3	20
		Cement	2.17×10^{-7}		m^3	20
		Concrete blocks	1.76×10^{-3}		kg	20
	Building	Agricultural shed	2.89×10^{-5}		m²	50
Biorefinery facilities	Building and facilities	Chemical plants, organics	1.51×10^{-14}		p	50
Anaerobic digestion facilities	Building	Concrete blocks	3.62×10^{-3}	7.26×10^{-3}	kg	30
		Concrete	4.47×10^{-7}	8.99×10^{-7}	m^3	30
		Concrete, for foundations	8.93×10^{-7}	1.78×10^{-6}	m^3	30
		Extruded polyvinylchloride	7.79×10^{-5}	1.57×10^{-4}	kg	10
	Pump, boiler, agitator	Unalloyed steel	3.17×10^{-5}	4.82×10^{-5}	kg	10
	Agitator	Chromium steel	2.40×10^{-5}	4.82×10^{-5}	kg	10
	Pump, pipe	Extruded polyethylene high density	4.92×10^{-6}	6.92×10^{-6}	kg	10
Plantlet cultivation in the nursery	Fertilizer	Ammonium nitrate	8.03×10^{-2}		g N	
		Sodium phosphate	3.24×10^{-2}		g Na_3O_4P	
	Mineral solution (Provasoli)	EDTA	1.77×10^{-2}		g	
		$FeCl_3$ (40%)	2.68×10^{-3}		g	
		Chemical inorganics	2.66×10^{-3}		g	
		Anhydrous boric acid	1.55×10^{-2}		g	
	Small ropes (3mm)	Weaved polyamid	7.17×10^{-3}		kg	
	Circulation pump	Electricity	38.5		Wh	
	Fluorescent lamps	Electricity	199.4		Wh	
	Sparger	Electricity	65.9		Wh	
Water treatment in the nursery	Filtered seawater	Water	4.6		L filtered seawater	
	Lamp UV	Electricity	8.7		Wh	
	Circulation pump	Electricity	1.4		Wh	

	Sand filter pump	Electricity	27.6		Wh	
Harvesting	Operating barge	Diesel	1.52 x10^{-2}		kg	
Alcoholic pretreatment step (B)	Crusher	Electricity	-	293	Wh	
	Strainer	Electricity	-	98	Wh	
	Still [25]	Electricity	-	339	Wh	
		Steam	-	5821	Wh	
	Water	Freshwater	-	73.3	L	
Alginate extraction (B) – acid lixiviation	Acid	HCl 0.1 M	-	22.29	Kg	
	Strainer	Electricity	-	391	Wh	
	Water	Freshwater	-	9.78	L	
Alginate extraction (B) – alkaline extraction	Blender	Electricity	-	1389	Wh	
	Heating	50-60°C	-	2811	Wh	
	Alkalin	Na_2CO_3 (1.5%)	-	58.2	kg	
	Filter press	Electricity	-	1315	Wh	(Mafart 1997)
	Cooling	Room temperature	-	3762	Wh	
	Filter aid	Cellulose	-	2.44	kg	
	Water	Freshwater	-	44.0	L	
Alginate extraction (B) – rectification	Blender	Electricity	-	66	Wh	
	Acid	HCl 2M	-	1601.6	kg	
	Strainer	Electricity	-	1027	Wh	
	Cooling	0°C-10°C	-	166	Wh	
	Water	Freshwater	-	16.7	L	
Alginate extraction (B) – conversion to sodium alginate	Alkalin	Na_2CO_3	-	0.12	kg	
	Convective dryer	Electricity	-	6432	Wh	(Mafart 1997)
Anaerobic digestion	Oil	Lubricating oil	8.98 x10^{-5}	1.19 x10^{-4}	kg	
	Global electrical consumption	Electricity	33.3	42.2	Wh	
	Digester's heating	Home consumed biomethane	393.3	629.5	Wh	
Biomethane purification	Facilities	Facilities, chemical production	1.49 x10^{-1}	2.54 x10^{-1}	kg	
		Electricity	5.93	5.35	Wh	
	Water losses	Water	7.98 x10^{-2}	8.84 x10^{-2}	m^3	

Plantlet production onshore

Seaweeds were cultivated on ropes to limit harvesting constraints. A step of cultivation in the nursery ensured seaweed fixing on the ropes. As *saccharina latissima* cannot be grown by vegetative propagation, there needed to be an alternation of generations in the nursery (McHugh 2003). Two main steps occurred: spores were collected from wild harvested sporophytes and the plantlets resulting from the collected spores were cultivated in ponds. All

data concerning plantlet production in the nursery were based on a facility producing algae for food, in accordance with techniques described in the literature (Pérez 2009).

Spore production lasted for one day, and only required a few inputs to be carried out. After cutting fertile zones on the sporophytes, along with three repeated washings, fertile pieces of algae were subjected to a hydric stress. Following this, a solution was recovered from the stressed pieces, allowing the insemination of small ropes in cultivation ponds.

Plantlet production lasted for one month and many inputs were required. To enable growth in concrete ponds, mineral fertilizers, fluorescent lamps, spargers for bubbling, booster and circulation pumps were required. The control of water temperature in the ponds was not taken into account, as it does not go up to 15°C during the winter and starting spring times in most European countries. In order to control the photoperiod (18 hours per day on average), the nursery was in a closed building (agricultural shed). Ponds were built in concrete. Pumped seawater was filtered and then treated under ultraviolet lamps before being used for plantlet cultivation in ponds. Pipes, filters and tanks for water filtration were also included in the inventory. Spore production is particularly sensitive to bacterial contamination, so the filtered seawater was also treated in an autoclave before being used to induce sporulation.

Open ocean cultivation and harvesting

Macroalgae were cultivated by being tied to anchored floating lines in a coastal environment. One longline raft unit is described in Figure 7-2, and details are provided in Table 7-2. The system consisted of 150-m long culture ropes which were tied to 10-m long structural ropes. These were anchored to the bottom using concrete blocks at each corner as well as at 50-m intervals. The culture ropes were maintained 2 m below the surface. Chain cables and polyurethane buoys were used to absorb swell effects.

The length between two culture ropes was kept relatively low (2 m), corresponding to a site with low streams. Ropes were made from polyamide, chain cables from steel, buoys from polypropylene (with expanded polyurethane inside for the smallest ones) and blocks from fibrous concrete. Macroalgae were able to attach to the longline raft with the help of small polyamide ropes (1.25 m of small ropes wound around every meter of culture rope).

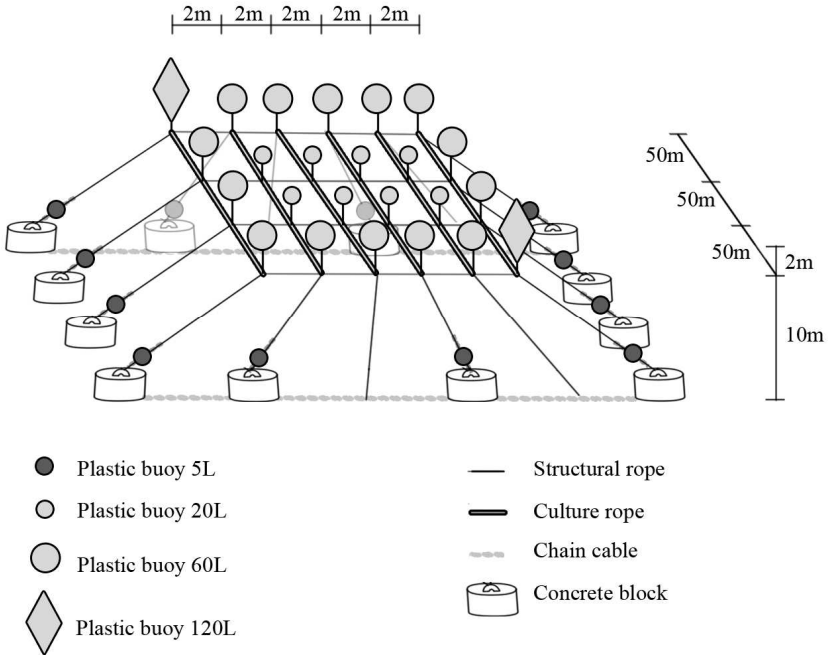

Figure 7-2: Schematic representation of a longline raft

During its growth seaweed absorbed nutrients. In the case of *Saccharina latissima*, uptake reached 21 g $N.kg^{-1}$ dm, 4.5 g $P.kg^{-1}$ dm. Due to the eutrophication context of coastal ecosystems (Rabalais et al. 2009) this uptake has a positive effect by removing pollution (Goh and Lee 2010). This could be a potential solution against excess anthropogenic nutrients. CO_2 was fixed though photosynthesis, but the CO_2 net balance was assumed to be equal to zero, since it was not stored but released into the atmosphere when the algal biomethane was burnt. However, loss of biomethane in the anaerobic digestion plant and in the gas station was taken into account.

According to Peteiro and Freire (2009), in the Atlantic Ocean under a temperate climate, the productivity of wet biomass in spring cultivation on longlines reaches an average of 8.95 $kg.m^{-1}$ after four months. This value is largely dependent on the time of outplanting, ranging from 6.2 to 11.7 $kg.m^{-1}$.

Offshore substructure transportation and biomass harvesting for breeding or for industrial treatments were carried out using the same boat. This was based on data for a barge from the EcoInvent database, but with a fuel consumption of $1.1x10^{-1}$ $L_{diesel}.km^{-1}.t^{-1}{}_{transported}$.

Extraction of macroalgal high value biomolecules: alginate

In system (B) biomass was treated in a biorefinery straight after being harvested for food grade extract of sodium alginate production. All reactants and energy inputs used at every step of the extraction are described in Table 7-2.

The biomass was first washed and crushed. Next it was treated with alcohol as an alternative to the use of formalin, avoiding the production of a colored alginate powder. Formaldehyde has been classified as "carcinogen for humans" by the International Agency for Research on Cancer (IARC, belonging to the World Health Organization). Thus we modeled a process avoiding its use, as it was technically feasible, and as dangerous substances tend to be replaced with time. The alcohol was used assuming a high recycling rate.

After acid lixiviation with HCl and a first dewatering on a vibrating sieve, an alkaline extraction was carried out with an Na_2CO_3 solution after 3 hours of blending. Alginates were thus solubilized with the sodium cations. After a second dewatering, using a filter press and cellulose powder as a filter aid (considered as thermo-chemical pulp from a paper production plant), extraction residues were recovered for the anaerobic digestion step, and the solution was cooled at ambient temperature. From that point acid precipitation by HCl with blending was operated in order to obtain a gel of precipitated alginic acid. A final dewatering was performed on a vibrating sieve, at a cold temperature (4°C). A last addition of sodium carbonate allowed the conversion to sodium alginate, which was then dried in a convective dryer without recovery of heating (the most common drying technique used in the agro-food industry) (Mafart 1997). This process led to an alginate content of 37.2% of fresh matter.

Natural gas burnt in a large-scale industrial furnace was chosen for the heating process. An absorption chiller operated by heat from natural gas was chosen for the cooling process. Neither energy transfer coupling nor loss of calories were considered.

Electricity consumption was obtained at pilot-scale, by measuring apparent power consumed, except for the still, the filter-press and the dryer. Bibliographic data used for the still electrical consumption was 33 $kWh.t^{-1}_{alcohol}$ and 567 $kWh.t^{-1}_{alcohol}$ for electricity and heat requirements respectively (Bernesson et al. 2006). Electricity used for the filter press was 15 $kWh.t^{-1}_{removed\ water}$ and 920 $kWh.t^{-1}_{removed\ water}$ in case of the convective dryer without heat recovery: the most common drying process (Mafart 1997). These data correspond with the lowest values of usual practices. Substructures were considered as an organic chemical plant, given that 666.7 $t_{dm}.yr^{-1}$ can be treated in a 1000 m² chemical plant.

Biomethane and fertilizer production by anaerobic digestion

Anaerobic digestion and biogas purification were sized up based on state-of-the-art engineering and expert knowledge involving urban sludge treatment applications. In accordance with current industrial practices, we aimed for a total production capacity of 2MW. According to this sizing, completely stirred tank reactors with a volume of 8.17×10^3 utile were designed, with replications in order to reach this capacity. Assuming a cultivation on 50% of the total area, the corresponding cultivation sites measured 9524 ha and 4777 ha for scenarios (A) and (B) respectively. This amount is almost twice as low for system (B) due to the addition of cellulose to the process. The hypotheses used to size up the plant and the results of this modeling are written in Table 7-3. They are expressed per mass of substrate with the exception of fertilizer production which is expressed per mass of dry algae.

The biomass characteristics and anaerobic digestion performance were based on experimental data (Jard G et al, unpublished). The biomasses studied were wild fresh *Saccharina latissima* harvested in July (except for the methane yield, measured on dried macroalgae), and fresh alginate extraction residues. The anaerobic digestion performances were based on the Biochemical Methane Potential (BMP), except for the methane yield from untransformed macroalgae, where data from a semi-continuous reactor fed with dried macroalgae was available. The value of 241 L $CH_4.kg^{-1}_{vm}$ (volatile matter) for untransformed macroalgae was consistent with literature values: biogas production yield in semi-continuous reactors for *Saccharina latissima* ranged from 220 to 271 L $CH_4.kg^{-1}_{vm}$ depending on the season (Ostgaard et al. 1993).

For the residues, the organic matter introduced into the system enabling biomethane production was firstly macroalgae, but also the organic filter aid used in the biorefinery for alginate extraction: powder of cellulose, explaining the differences in methane potential between the two substrates. NH_4^+/N ratio in the alginate extraction residues could not been measured, thus it has been approximated by the NH_4^+/N ratio from the untransformed macroalgae.

The electricity consumption represented 8% of the energy produced within the plant. Digesters' heating to a mesophilic range of temperature came from biogas home consumption.

We considered that all the ammonium, phosphate and potassium oxide contained in the liquid phase of the digestates had the fertilizing value of the equivalent mineral fertilizer:

ammonium sulphate in the case of nitrogen, single superphosphate in the case of phosphorus and potassium chloride in the case of potassium. Rates of mineralization were defined using the degradation rate of carbon organic matter.

Table 7-3: Macroalgal biomass characteristics, anaerobic digestion performance and sizing of the biomethane production plant

(dm, fm, cod, vm, omd and omi stand for dry matter, fresh mater, chemical oxygen demand, volatile matter, organic matter degraded and organic matter introduced respectively)

	Parameter	Unit	Value	
			Untransformed macroalgae	Alginate extraction residues
Biomass characteristics	% Dry Matter	$t_{dm}.t^{-1}_{fm}$	9.74%	13.8%
	% Organic Matter	$t_{om}.t^{-1}_{dm}$	60.60%	96.0%
	COD/VM	$kg_{cod}.kg^{-1}_{vm}$	1.07	not used
	Density	$t_{fm}.m^{-3}$	0.55	0.96
	Nitrogen content	$kg_{N}.t^{-1}_{dm}$	21.3	3.2
	including NH_4^+	$\%_{total\ N}$	77.8	77.8
	Phosphore content	$kg_{P}.t^{-1}_{dm}$	4.5	0.01
	including PO_4^{3-}	$\%_{total\ P}$	44.4	5.2
	Potassium content	$kg_{K}.t^{-1}_{dm}$	110.0	0.5
Anaerobic digestion performance	Degradation rate	$t_{omd}.t^{-1}_{omi}$	87%	13%
	Methane yield	$Nm^3_{CH4}.t^{-1}_{dm}$	146	51
	Methane content	$\%_{CH4}$	55%	49%
Fertilizer production	Ammonium sulfate	$g_{N}.\ kg^{-1}_{dm\ algae}$	16.3	1.3
	Single superphosphate	$g_{P2O5}.\ kg^{-1}_{dm\ algae}$	8.0	0.0
	Potassium chloride	$g_{K2O}.\ kg^{-1}_{dm\ algae}$	116.2	0.6
	Compost	$kg.kg^{-1}_{dm\ algae}$	0.1	4.9
Digesters characteristics	Retention time	day	43	43
	Loading rate	$kg_{dm}.m^{-3}.day^{-1}$	2.3	3.2
	Biogas home consumption	%	26.7	40.3

The solid fraction of the digestates was composted. The compost production was considered equivalent to terrestrial feedstock composting, avoiding pick-up of waste biomass. We considered a mineralization rate of 0.149 kg $C.kg^{-1}_{compost}$ according to the EcoInvent documentation.

The loading rate of the digesters was 2.3 $kg_{dm}.m^{-3}$ per day for the untransformed macroalgae (Ostgaard et al. 1993). A low loading rate was selected to allow a more effective degradation

rate in the organic matter. The corresponding retention time was 43 days. Due to lack of data this retention time was also applied in the case of extraction residues.

Biomethane distribution and use

The purification system was sized up including gas compression, gas upgrading and gas drying operations. After raw biogas compression, a scrubber vessel was designed for water scrubbing (absorption of CO_2 and other soluble gases into water). A flashing tank and a stripper vessel were designed for regeneration of the process water. Facilities were based on chemical production facilities from the EcoInvent database. Electricity consumption included a compressor, water pump, chiller, chilled water recirculation pump, stripping air blower and drier. Odour reduction filters, odorization equipment, gas flare and gas vent were not included.

After purification to 96% biomethane yield, biogas was compressed within a gas station. This step was described using the EcoInvent database, considering the macroalgal biomethane equivalent to natural gas. The data from the EcoInvent database was also used for natural gas and biogas combustion.

7.2.3 Main results of LCA applied to macroalgal biomethane production and discussion

7.2.3.1 Contribution analysis in the initial scenario

The results of LCA applied to the initial scenario for the production of biomethane from macroalgae in order to drive a passenger car for 1 km are shown in Figure 7-3 (A) regarding untransformed macroalgae and in Figure 7-3 (B) regarding macroalgal residues.

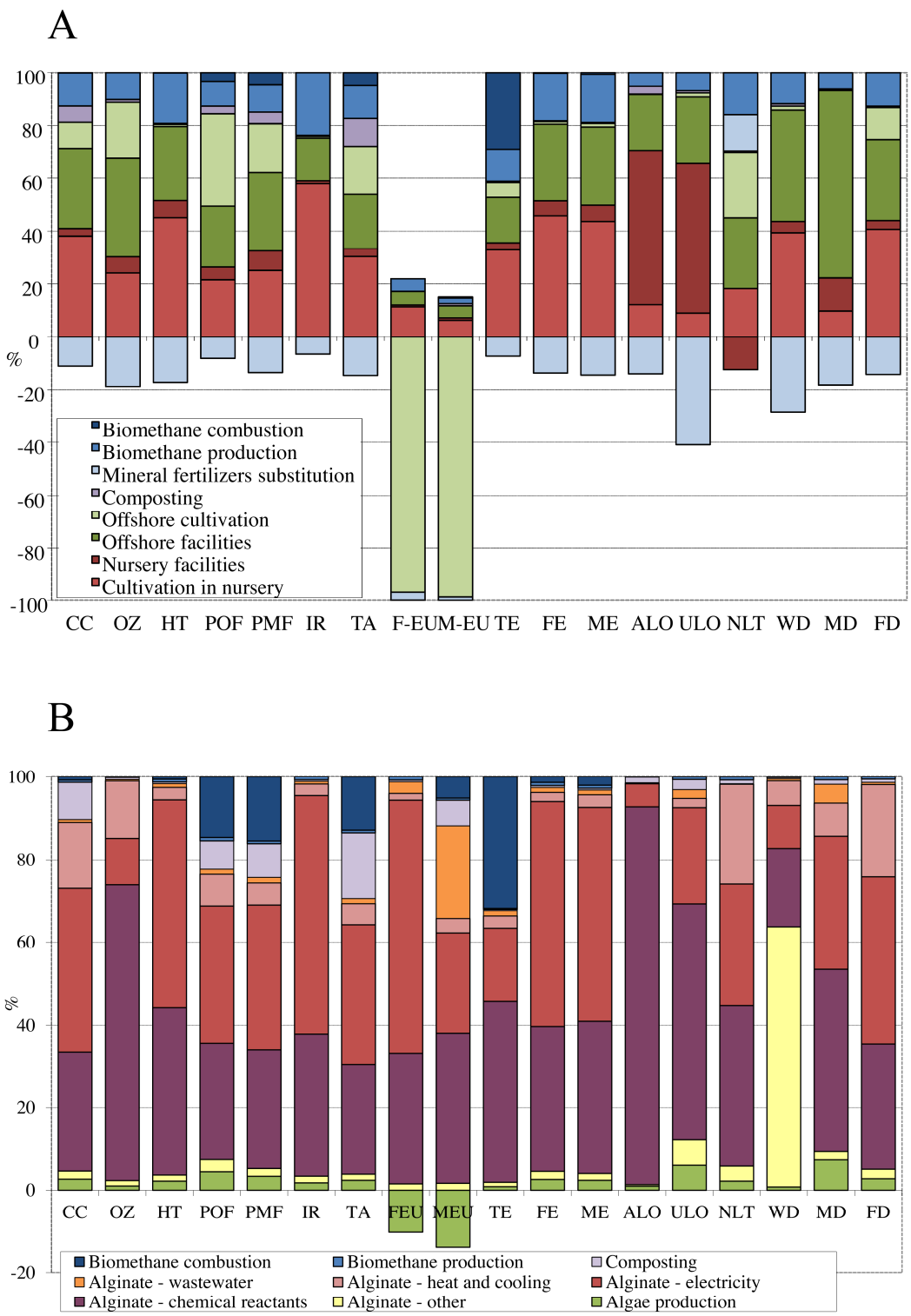

Figure 7-3: Environmental impacts of biomethane production from (A) untransformed macroalgae and (B) macroalgal residues from alginate production

[CC: climate change, OZ: ozone depletion, HT: human toxicity, POF: photochemical oxidant formation, PMF: particulate matter formation, IR: ionizing radiation, TA: terrestrial acidification, F-EU: freshwater eutrophication, M-EU: marine eutrophication, TE: terrestrial ecotoxicity, FE: freshwater ecotoxicity, ME: marine ecotoxicity, ALO: agricultural land occupation, ULO: urban land occupation, NLT: natural land transformation, WD: water depletion, MD: metal depletion, FD: fossil depletion]

The graph in Figure 7-3 (A), highlights the importance of macroalgae cultivation techniques in order to ensure the environmental performance of the production system. Within the cultivation impacts, the analysis shows that the operations which occur in the nursery play an important role (28.4% of the impacts on average). This is mostly due to electricity consumption. The main facilities accounting for these impacts are the fluorescent lamps used to grow the plantlets. The small polyamide ropes also play an important role.

Facilities and substructures also induce strong impacts, especially offshore facilities (27.1% of the impacts on average). This is principally due to the concrete blocks anchoring the cultivation system, as well as the steel used for the chain cable. The nursery substructure has important impacts on land use occupation (58.4% and 56.5% for agricultural and urban land respectively). Nevertheless this impact should be considered less important than the others because land occupation is very limited in this kind of system when compared to terrestrial biomass production systems. Moreover the average impact of the nursery substructure is only 9.5%.

Operations during offshore cultivation would represent 9.5% of impacts on average if only considering the harvesting step. Because seaweeds absorb nutrients during their growth, a strong positive impact on the environment is accounted for marine and freshwater eutrophication. Thus offshore cultivation operations become beneficial for the environment (-2.4% of the impacts on average). A methodological limitation in this analysis is that phosphate catchment is only taken into account in freshwaters impacts within the ReCiPe method. Thus the positive impacts of the phosphate removed offshore are accounted for the "freshwater eutrophication" impact category instead of "marine eutrophication".

The impacts due to biomethane production itself are relatively low (11.7% of the impacts on average). Nevertheless it is important to note that home consumption of biogas is not represented on the graph. This heating corresponds to 26.7% of the algae production. Therefore the same proportion of pollution due to cultivation techniques is in reality indirectly due to anaerobic digestion. The substitution method used to account for anaerobic digestion by-products (phosphate, nitrate and potassium dissolved in the leachates) also allows positive impacts in avoiding the production of mineral fertilizer.

The impacts due to biomethane combustion are low (2.5% of the total impacts on average). The main negative impacts occur for terrestrial ecotoxicity (28.9% of the impacts in this category), but is limited for the rest, with less than 1% of the impacts in 14 impact categories.

The graph in Figure 7-3 (B) highlights the importance of the macroalgal transformation steps within the biorefinery for alginate production. The most important pollution factor is energy consumption: electricity represents 34.0% of the impacts on average. This is principally due to the convective dryer and the filter press, as well as the blenders used for several hours (alkaline extraction). The chemical reactants are important parts of the environmental impacts too (40.2% of the impacts on average), especially cellulose powder used as a filter aid and hydrochloric acid, used in large amounts in the extraction process.

Biomass production accounts for only 1.1% of the impacts on average, ranging from -13.9% (beneficial for the environment) to 7.3% of the total impacts. Biomethane production is almost negligible too, with less than 1% of the total impacts for each impact category. As for scenario (A), it is again important to note that the impacts of biomethane production are partly shown as impacts of biomolecules and biomass production due to home consumption of biogas. In this case, home consumption is a lot higher (40.3%) than for scenario (A).

Impacts of the substitution to mineral fertilizers becomes negligible too compared with scenario (A), not only due to the allocation, but also because concentration of nitrogen, phosphorus and potassium are very low. They are leached during the extraction process.

Substructure and facility impacts stay negligible despite the fact that macroalgae production is only taken into account for half of the year.

To conclude, in order to improve the environmental performance of macroalgal biomethane, it is necessary to focus on the following main points:

- improving the efficiency of processes and facilities where electricity is used.
- changing the nature of the energy used for a clean and efficient one. This is particularly important regarding electrical consumption and heating of the digesters. The high level of home consumption means that a high amount of biomass is required. Furthermore, burning causes pollutants to be released into the atmosphere.
- in scenario (A) another important point is the quantity of steel and concrete used offshore. This can be reduced, depending on the environmental conditions on site.
- in scenario (B), reactant consumption and especially that of filter aid and HCl used for biomolecule extraction are important bottlenecks which need to be overcome.

7.2.3.2 Accounting for high-value coproducts in scenario (B)

Financial allocation is particularly beneficial to biomethane production (1.5% of total impacts) rather than to high-value biomolecules. In the case of biofuels issued from corn, rapeseed and soybean, 16%, 23% and 53% of the plant's revenue, respectively, comes from coproducts, used as protein and energy source for the livestock industry (Taheripour et al. 2010).Thus, the economic value of coproducts in the first-generation biofuels industry is not as high as that of the system described with alginate production. Consequently, the relevance of considering the production of bioenergy as the main function of system (B) is debatable: from a financial point of view, bioenergy production is simply a way of giving value to wastes, and possibly of limiting the impacts of high-value biomolecules.

If an existing alginate producer decides to produce energy for its waste management, this would justify financial allocation and environmental performances of the resulting biomethane would be very high. If an industrial company decides to produce bioproducts in order to complement energy production, then an energetic allocation would be justified and environmental performances of this biomethane would no longer compete with other biofuels.

Furthermore, prices change with time, particularly as biofuel by-products have a double function as both shock absorber and price adjuster. The production of by-products on the conventional biofuel market could increase due to government subsidies or positive oil price shocks. As a result, their prices fall relative to other feed products (Taheripour et al. 2010). If the quantity of macroalgae treated for the production of biomethane from extraction residues became significant, this phenomenon would appear. Then the market prices would strive for equilibrium between the profitability of the biofuel and of the byproduct, leading to an increase environmental impacts allocated to the biofuel. Thus, as far as financial allocation is concerned, it is hard to come to a conclusion concerning the environmental benefits of biomethane from extraction residues.

7.2.3.3 Efficiency of the anaerobic digestion process and seasonality

The seasonality parameters used within this paper play secondary roles in the results from an environmental point of view. Nevertheless, in real biorefineries this question usually needs to be studied carefully (Clark et al. 2009). For the industrial scaling, we considered that it was possible to use the digesters only half of the year. Nevertheless they would take time to become stable and efficient after being set up. This could be a hard point to manage in industrial conditions, unless the digestion of terrestrial feedstock is possible for the rest of the

year, and seasonality could be more important for the anaerobic digester management than a simple question of wear-out of the facilities.

This is the next challenge which needs to be overcome before tackling the following step of eco-design in macroalgal bioenergy production chains. Furthermore, biomolecule content is highly variable throughout the year (Adams et al. 2011). With the potential methane yield, these seasonal variations are even more important than variations between different macroalgal species (Jard G et al, unpublished work). For these reasons it is also important to focus on cultivation methods in order to optimize macroalgal composition and degradability.

The nature of the digested waste needs to be focused on in scenario (B). In this study only the anaerobic digestion of solid alginate extraction residues is taken into account. From an industrial point of view, this digestion could not occur without co-digestion as they are not sufficiently biodegradable and their productivity in CH_4 is too low. Experiments carried out on the digestion of alginate extraction residues from *Laminaria digitata* show that digestion of the liquid effluents plays an important role in optimizing the process performance (Carpentier 1986). Terrestrial feedstock could also be used to optimize digestion of this waste and to solve seasonality problems (Matsui and Koike 2010). In this study, with a view to improving digestion performance, the use of cellulosic filtration aids was considered rather than that of the diatomaceous earth (traditionally used).

7.2.3.4 Data collection from pilot-scale to industrial scale

Because data were collected from a pilot-scale for biomass cultivation and extraction, industrial realities can sometimes be different compared with the system described. Lab-scale extraction experiments do not lead to energy efficiency maximization, contrary to industrial level (Elkin and Stevens 2008). Nevertheless, data for water consumption in the pilot were consistent with industrial data: 0.670 $m^3.kg^{-1}$ of sodium alginate (not including washing water) versus 1 to 1.5 m^3 all water included in the alginate industries (McHugh 1987). In spite of relatively good results compared with this mean water consumption value, the quantity of water used is still very high, and many efforts need to be made to decrease this. Different options exist (Kim and Smith 2008). One of them is to reuse some of the water flows between operations, depending on the water quality requirements within the different production steps. Another option is to recycle water reclaimed from wastewater treatment for the same or for other operations.

Values were corrected by bibliographic industrial data regarding electricity consumption. High energy consumption is typical within the food and drink industry (Klemeš and Perry 2008). Nevertheless, due to the possible coupling with a wind farm (see section 7.2.4), the remaining points to focus on after ecodesign and replacement of the source of energy are the quantity of reactants used, notably the filter aid and the hydrochloric acid. Cellulose powder could easily be replaced by diatomaceous earth, commonly used in alginate extraction. However, its mineral matter content would increase the volume treated in the digester, and decrease the anaerobic digestion performance. Furthermore, this is a non-renewable matter. This question still needs to be studied in more detail.

7.2.4 Upgrading scenarios and comparative study

In this part of the study, the influence of some technical parameters and of some ecodesign choices is tested on both scenarios (A) and (B). These hypotheses are compared to the initial scenario detailed in the inventory and analyzed using contribution analysis. Following this, a comparison between macroalgal biomethane and natural gas is performed.

7.2.4.1 Influence of ecodesign and technical improvements on environmental performance

Improvements can be summarized within three categories.

- The source of energy used. Because of the possible links between offshore wind farms and seaweed cultivation, the coupling of these two activities within an integrative framework was tested (improvements 1 and 2).
- External improvements, which can be chosen between existing solutions through ecodesign (improvements 3 to 6). In this study the aspects treated for scenarios (A) and (B) were: first, the recycling of materials used for buildings and facilities and second, the replacement of nursery substructures with greenhouses to decrease the use of fluorescent lamps. For macroalgal residues from scenario (B), two more hypotheses were tested, concerning a decrease in electricity consumption during the drying process and a decrease in energy consumption during heat transfers within the biorefinery.
- Technical improvements (improvements 7 and 8). The hypotheses tested were biomass productivity enhancement and a decrease in the fuel consumed by the harvesting boat.

7.2.4.2 Improvement hypotheses tested

Improvement 1: Electricity from offshore wind farms. In order to exploit full use of the offshore cultivated area, it is biologically and technically feasible to couple seaweed and electricity by way of offshore wind turbine production (Buck et al. 2008). Since electricity from wind farms is a renewable source of energy and is produced locally, tests were carried out in order to replace the European electrical mix with an offshore wind farm to feed the nursery, the biorefinery, the anaerobic digestion plant and the gas station.

Improvement 2: Heating of digesters using offshore wind farms. As the use of biogas to heat the digesters is not necessarily the most efficient option, a test was carried out to replace its home consumption by heating within an electrical boiler. Home consumed biogas was produced after several energy conversions: solar energy to raw biomass through photosynthesis, biomass transportation, a possible transformation into extraction residues, anaerobic digestion into biogas, biogas burnt to produce heat, and finally, heat transfer to maintain the digesters at a mesophilic range of temperature. At each step, loss coefficients reduced the energetic potential initially available in the whole system. Therefore offshore wind power was considered as an energy source for digester heating.

Improvement 3: Material recycling. After dismantling building and replacing facilities, the following materials were recycled instead of landfilled: concrete (reinforced or not), mineral wool, polypropylene, polyethylene, polyethylene terephthalate, polyvinylchloride, bricks, cement fibres, steel and iron.

Improvement 4: Greenhouses. A roof with double-glazing was added to the nursery building to allow direct sunlight to reach the plantlets. Daily artificial photoperiod was then decreased from 18 hrs per day to 10 hrs per day for zoospores collected in autumn. In China, where most of the kelp is cultivated, greenhouses are used in the nurseries to ensure plantlet cultivation (Tseng 2004). This technique can only be applied for zoospores grown during wintertime under a temperate climate. During the summertime superheat should be compensated with an air-conditioning system.

Improvement 5: Drying process. In the biorefinery, the most energy-consuming steps are the drying process and heat transfer. The breathing space in this field is especially high depending on the chosen technology. In the initial scenario convective drying was chosen without heat recovery (920 $kWh.t^{-1}_{water\ removed}$) for alginate extracts. With heat recovery and/or evaporation

by mechanical compression of steam, energy consumption could be consequently reduced (Mafart 1997): half of the initial value is assumed.

Improvement 6: Heat transfer process. The same hypothesis was applied to the heat transfer as for the drying process, halving the energy consumption.

Improvement 7: Productivity 11.7 $kg.m^{-1}$. It would be possible to improve the average productivity of 8.95 kg.m of wet biomass. Under a temperate climate, the date of outplanting determines productivity values, ranging from 6.7 to 11.7 $kg.m^{-1}$ in Spain (even reaching 13 $kg.m^{-1}$ in the northern part of Spain) (Peteiro and Freire 2009). The influence of productivity values on environmental performance was tested for 11.7 $kg.m^{-1}$ of rope, corresponding to an increase of 23.5% in biomass productivity.

Improvement 8: Fuel consumption -12%. The fuel consumed by the boat was decreased by 12%, *i.e.* from $1.17x10^{-1}$ to $1.04x10^{-1}L_{diesel}.t^{-1}.km^{-1}$.

7.2.4.3 Results of improvement solutions for macroalgal biomethane production

All results are presented in Figure 7-4. For each hypothesis, the result is shown according to the initial scenario (*e.g.* the value of 0.57 for climate change in Hypothesis 1 means that the environmental impact represents 57% of the initial value when electricity from the grid is replaced by electricity from offshore wind farms). Thus for each impact category the value of 1 on the radar corresponds to the initial value, and the bigger the area on the radar, the higher the environmental impacts are.

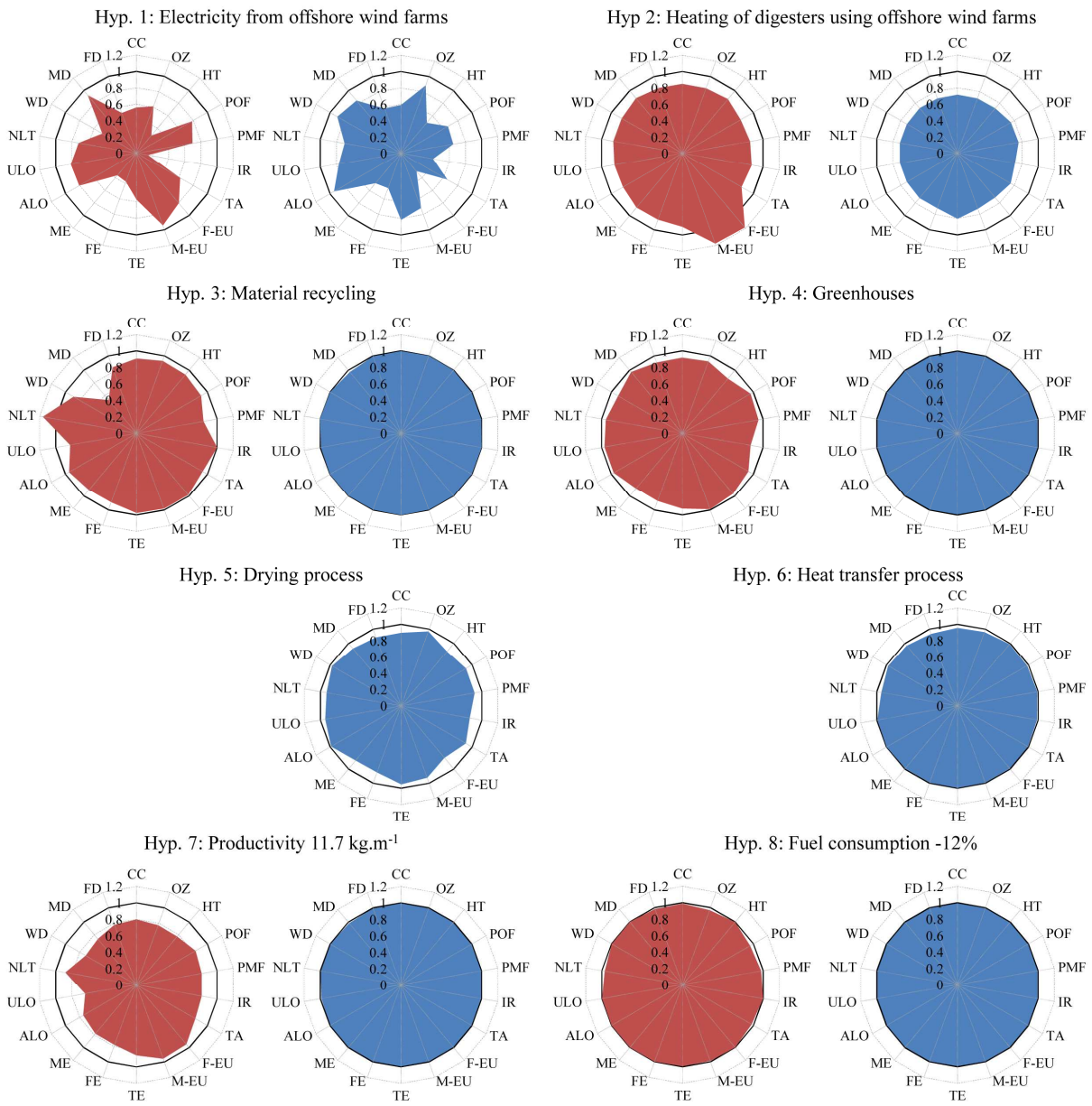

Figure 7-4: Influence of parameters on the environmental performance of macroalgal biomethane

(scenario (A) in red on the lefthand side and scenario (B) in blue on the righthand side) in proportion to the initial impacts. Abbreviations are detailed in Figure 7-3.

The most important influence is due to the use of electricity from offshore wind turbines. Compared to the initial scenarios, this change allowed environmental improvements ranging from 5.6 to 86.0% (with an average improvement of 38.9%) and from 5.7 to 70.8% (with an average improvement of 34.3%) for scenarios (A) and (B) respectively.

The use of wind power to heat the digesters also led to significant environmental benefits. Environmental improvements ranged from -18.5 to 17.9% (with an average improvement of 10.9%) and from 19.5 to 28.7% (with an average improvement of 27.3%) for scenarios (A)

and (B) respectively. A negative influence for scenario (A) corresponded to the marine and freshwater eutrophication impact categories: less macroalgae needed to be harvested to produce a given amount of biogas when biogas is not home consumed. Thus the positive impacts of offshore nutrient uptake in the initial scenario were limited when biogas home consumption was avoided.

Material recycling revealed interesting results in scenario (A). The average improvement calculated on every impact category reached 9.0% compared to the initial scenario. It was especially beneficial for metal depletion, with a 47.6% decrease in environmental impacts. Only ionizing radiation and natural land transformation were not reduced by material recycling, since energy was required for waste recycling and because revegetation of landfills was avoided.

In scenario (A), the use of double glazing without recycling for the greenhouses in the nursery decreased the system's environmental performance, but glass recycling led to a better performance with improvement ranging from 1.0 to 15.6%. This was due to lower electrical requirements to light the plantlet cultivation ponds.

The influence of the material recycling performance on scenario (B) and the use of greenhouses in the nursery was very low (an improvement of 0.4 and 0.2% respectively, averaged on every impact category). This is due to the high quantities of reactants and energy consumed.

Ecodesign solutions concerning both the convective dryer and heat transfer processes averaged improvements at 8.9% and 2.1% compared with the initial scenario.

In scenario (A), the hypotheses in which biomass productivity increased (+23.5%) and fuel consumption decreased (-12%) led to a decrease in the environmental impact of 19.7% and 1.3% respectively. With an increase in biomass productivity, the results were once again distinctive in the case of freshwater and marine eutrophication: the uptake of nitrogen and phosphorus was proportional to the quantity of biomass produced; therefore the environmental performance of the system remains stable and does not improve with an increase in productivity. These technical improvements had a very low impact on the environmental performance of scenario (B): 0.04% and 0.6% in the case of biomass productivity and fuel consumption respectively. It should be noticed that more important productivities (as 25 $kg.m^{-1}$ in an Asiatic context) would decrease even more these environmental impacts at the cultivation stage.

7.2.4.4 Comparison between the three production scenarios after improvement

A comparison of the impacts of scenarios (A), (B) and (C) are shown on Figure 7-5, in blue, green and grey respectively. Both the initial scenario and an ecodesigned scenario were tested in (A) and (B). Material recycling and the use of offshore wind farms to feed all the facilities and to heat the digesters were tested in the ecodesigned scenarios. These three hypotheses were chosen since technical implementation was easier.

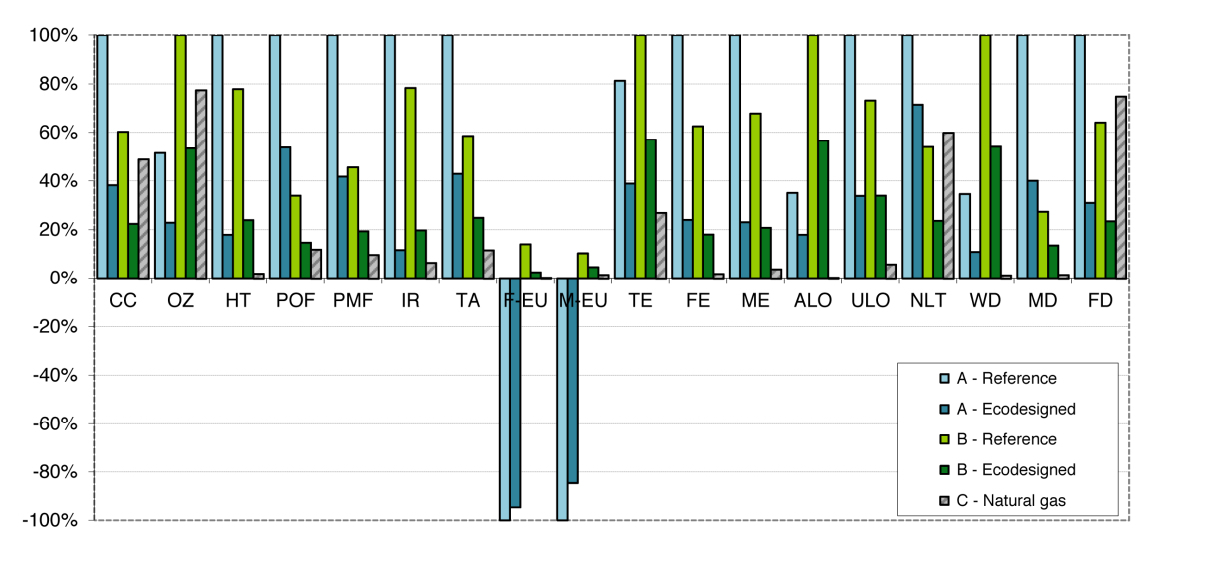

Figure 7-5: Comparison of the environmental impacts of biomethane from (A) untransformed algae, (B) macroalgal extraction residues and (C) natural gas used to drive a passenger car for 1 km.

Abbreviations are detailed in Figure 7-3.

The results emphasized the fact that ecodesign and change in the source of energy could make macroalgal biomethane competitive with natural gas in terms of environmental performance. Significant improvements resulted in climate change (-21.9% and -54.2%), fossil depletion (-58.6% and -68.7%), and ozone depletion (-70.6% and -31.1%). In scenario (A) there were even environmental benefits concerning marine eutrophication. Nevertheless, impacts were significantly higher in relation to human, terrestrial and freshwater toxicity, metal and water depletion, urban and agricultural land occupation.

Environmental impacts of digestion of extraction residues were lower than for untransformed macroalgae (A): in the case of (A), ecodesign results were less efficient concerning 10 impact categories. Nevertheless, considering the variability of the results due to the financial allocation, it is hard to determine which system is the most efficient.

7.2.5 Conclusion

Macroalgal biomethane from fresh algae appears to be an interesting biofuel from an environmental point of view. With conventional techniques, its impacts are still higher than those of natural gas. Nevertheless, after ecodesign steps and considering technical improvement, its production can present high levels of efficiency, especially in the case of climate change and of fossil depletion. This is possible by designing the systems with a clean and efficient source of electricity (offshore wind farms) on site and to heat the digesters. In scenario (A), using untransformed, whole, macroalgae for anaerobic digestion, the remaining impacts where efforts have to be made are the offshore infrastructures, mainly because of steel and concrete. In scenario (B), using macroalgal residues from alginate extraction, the remaining improvements are linked to the biomolecule extraction process itself.

Choice of financial allocation strongly influences the results, notably depending on the alginate price. This type of allocation depends on the functions given to the biorefinery: producing energy (scenario A) or reducing impacts of waste treatment (scenario B). A realistic scenario is a combination of both kinds of feedstock, giving more flexibility to the production system.

7.3 Conclusion et perspectives du chapitre

7.3.1 L'ACV « classique » du biométhane algal

Cet article montre que les macroalgues sont une source prometteuse de biomasse à usage industriel pour le futur. En effet, en modélisant des techniques prospectives de production de biométhane algal, on arrive à des bilans environnementaux intéressants, compte tenu de la non maturité industrielle de cette filière. Que ce soit à partir de biomasse entièrement dédiée à la production de biocarburants ou bien à partir de biomasse résiduaire de la production d'alginates, l'usage de biométhane algal en tant que carburant conduit à une réduction des émissions de gaz à effet de serre de 22% et 54% respectivement, en comparaison avec l'usage de gaz naturel-carburant. Il permet également de réduire la raréfaction des ressources fossiles de 59 et 69% respectivement. Ceci est à mettre en lien avec des pratiques de culture extensives en mer, ne nécessitant pas d'ajout d'engrais ou de pesticides. Cette filière de production entraîne même une forme de dépollution, en débarrassant la mer des phosphates et nitrates éventuellement en excès dans les zones eutrophisées.

Ces performances environnementales sont très dépendantes des modes de production choisis, et notamment des sources d'énergie entrant dans le système. Ceci est vrai en général pour toutes les formes de bioénergie nécessitant des apports énergétiques conséquents. Ainsi, dans le cas de la production de biocarburants à partir de microalgues par exemple, il a été montré que les performances environnementales du système étaient très fortement liées à la nature de l'électricité utilisée sur le site de production et de transformation de la biomasse (Collet 2012). Il s'agit donc ici de discuter les données de l'arrière-plan de l'étude (*background system* en anglais). Les données de l'arrière-plan sont des données dites secondaires, le plus souvent issues de bases de données génériques ou de références publiques. On les oppose aux données du premier plan (*foreground system* en anglais), correspondant aux données primaires de l'étude, c'est-à-dire aux données propres au site et plus généralement au périmètre de l'étude. Pour œuvrer dans le sens d'une amélioration des performances environnementales d'un procédé, il convient de s'intéresser à ces deux types de données. Pourtant, le plus souvent on se limite à l'amélioration des procédés en lien avec le premier plan (en comparant plusieurs technologies notamment). Même si la nature de l'électricité utilisée paraît être une donnée fixe, imposée par le mix énergétique du pays d'implantation de la production, elle n'est pas pour autant une fatalité ; et le couplage des deux productions,

électrique renouvelable et de biocarburant, s'avère particulièrement bénéfique d'un point de vue environnemental.

Ainsi, nous avons montré dans cette étude que le levier d'action le plus efficace pour améliorer la filière était le couplage de la production d'électricité éolienne avec la production de biométhane algal. Ce changement d'approvisionnement entrainerait même davantage de bénéfices pour l'environnement qu'une amélioration de 23,5% sur le rendement en biomasse (alors que ce chiffre représente une avancée technologique énorme). Le changement de mode de chauffage des digesteurs pourrait également être une source d'amélioration notable du système. On peut noter toutefois que les hypothèses utilisées pour le chauffage des digesteurs dans cette étude étaient assez conservatrices, notamment en ce qui concerne la charge volumique appliquée (CVA). La CVA d'un digesteur anaérobie correspond au flux de matière traitée ramené au volume du réacteur. Elle s'exprime en kg de matière oraganique traitée par m^3 et par jour. La matière organique peut être mesurée en quantité de Carbone Organique Dissous (COD) ou en quantités de Matières Volatiles (MV) pour les effluents solides (pour lesquels la quantité de COD est difficilement mesurable. La CVA est très souvent utilisée pour dimensionner les digesteurs, à partir de la formule suivante :

$$\text{Eq. 7-1} \qquad CVA = \frac{Q_e \times C}{V_R}$$

avec Q_e le débit entrant dans le digesteur (en $m^3.jr^{-1}$), C la concentration en COD ($kg_{COD}.m^{-3}$) et VR le volume du réacteur (en m^3).

La charge ayant été choisie faible (2,3 et 3,2 kg de matière fraîche par m^3 et par jour pour les digesteurs alimentés respectivement en algues entières et en résidus d'extraction), les temps de séjour de la biomasse étaient par conséquent assez longs (43 jours dans les deux cas) et les volumes de digesteur à chauffer élevés. Par ailleurs, il serait possible d'opter pour des digesteurs semi-enterrés, pour limiter les déperditions de chaleur. Ainsi, l'autoconsommation de biogaz a pu être surestimée dans cet article. D'ailleurs, de nouvelles expériences en cours au Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (LBE), à l'échelle pilote montrent aujourd'hui que la digestion est possible avec une charge plus importante que celle modélisée dans l'étude (projet WinSeaFuel, données non publiées).

Comme souligné précédemment, les données utilisées pour cette étude sont à la fois des données bibliographiques et des données extrapolées à partir d'essais en pilotes. Ainsi se pose la question de leur fiabilité, notamment pour les consommations électriques : même s'il s'agit de données bibliographiques à l'échelle industrielle, elles sont basées sur des volumes d'eau à traiter, qui sont eux-mêmes basés sur des données pilote. Ainsi, si les volumes à traiter sont surestimés, même après correction des consommations électriques par litre traité, on surestimera malgré tout le résultat final.

D'autres limites existent, se rapportant à la modélisation de la valorisation des digestats. Même s'il y a eu une amélioration d'un point de vue méthodologique par rapport à la première modélisation (Langlois et al. 2011b), les données sur la valeur agronomique de ces digestats restent assez approximatives. Il s'agit d'un domaine d'étude scientifique qui doit être davantage creusé. Dans cette étude, nous avons considéré par défaut que les taux de minéralisation de l'azote et du phosphore étaient les mêmes que le taux de biodégradabilité de la matière organique carbonée. Il s'agit d'un point de recherche qui devrait être davantage creusé dans le futur.

Le couplage de la production d'énergie et de l'extraction de bioproduits permet de meilleures performances environnementales. Mais dans le cas de la filière utilisant des résidus d'extraction, ces chiffres doivent n'être considérés que comme des ordres de grandeur : les résultats sont fortement dépendants des hypothèses posées pour gérer la question de l'allocation des impacts entre les alginates et le biométhane. Comme souligné dans l'article, les résultats sont très fluctuants en fonction de l'allocation, elle-même liée à des données variables en fonction du marché (puisque nous avons fait le choix d'une allocation financière).

Ce concept de bioraffinerie pourrait d'ailleurs même être encore plus poussé : de nombreuses autres valorisations sont possibles, et la chimie verte s'intéresse fortement à ce type de produits. Ainsi, dès le début du XXème siècle, des sites de production de potasse et d'acétone à partir d'algues brunes existaient à l'échelle industrielle (Neushul 1989). Aujourd'hui la recherche s'intéresse à la valorisation d'autres bioproduits issus de la biomasse algale : polyphénols, fucanes, fucoxanthine, molécules d'intérêt médical (anti-virales, anti-bactériennes ou anti-cancéreuses)… Néanmoins il faut garder en tête que le fractionnement a un fort impact environnemental, notamment si le produit que l'on cherche à isoler est

fortement dilué dans la biomasse. Ainsi, d'autres ACV devraient être menées quant à ces nouveaux débouchés.

7.3.2 L'ACV de biocarburant algal et le sea use

Tous ces résultats relèvent d'une démarche d'écoconception classique, utilisant la méthode d'ACV ReCiPe (Goedkoop et al. 2009). Au moment de la publication de l'article, la méthode développée pour le *sea use* n'était pas encore opérationnelle. Ainsi, les effets de l'intensité de la culture en mer ne pouvaient pas non plus être pris en compte. Au vu du développement méthodologique présenté dans les chapitres précédents, nous avons décidé d'appliquer le calcul de l'impact de l'usage de l'espace en mer à ce cas d'étude. Compte tenu des valeurs des facteurs de caractérisation calculés dans le chapitre 4, nous pouvons calculer un impact de cette production pour :

- le prélèvement de la biomasse en mer,
- l'ombrage occasionné par la culture,
- la destruction des fonds causée par la mise en place de corps-morts en béton.

Il faut noter que nous étudions ici un cas d'ombrage particulier : il s'agit d'un ombrage occasionné par une biomasse primaire, qui sera elle-même prélevée. Le fait de compter ces deux types d'intervention conduirait donc à un double-comptage : la lumière qui n'est pas arrivée jusqu'à la biomasse habituellement éclairée sur le site a tout de même conduit à la production d'une biomasse. La différence notable est qu'au lieu que cette production ait lieu au niveau de la colonne d'eau sur du phytoplancton, elle a lieu avec les algues qui ont été implantées sur site. Ainsi, le seul fait de compter pour le prélèvement de cette biomasse suffit. Concernant l'ombrage induit par les infrastructures flottant à la surface des eaux, nous pouvons compter les cordes et les bouées. Pour la destruction des fonds marins, il faut prendre en compte les blocs de béton servant de points d'ancrage à la structure. Et enfin, il faut comptabiliser la biomasse prélevée en mer. Les valeurs d'inventaire nécessaires au calcul de l'impact, ainsi que les valeurs des facteurs de caractérisation utilisées sont fournies dans la Table 7-4.

Table 7-4: Données d'inventaire et facteurs de caractérisation pour le calcul de l'impact de l'usage de l'espace généré par le biométhane-carburant à partir de macroalgues pour parcourir 1 km

Interventions	Type de données	Données d'inventaire	Facteur de caractérisation	Impact
Destruction des fonds marins et création d'habitat artificiel	m² occupés sur le fond	1.17E-02	2.13E-03	2.55E-02
	type de fond	Rocheux tempéré		
Ombrage	m² occupés à la surface	-	-	-
Prélèvement de biomasse	kg prélevés (matière fraîche)	7.49	9.78E-05	7.49E-01
Atteintes aux fonctions de support de vie (100 ans), en kg C_{org}				7.75E-01
Prélèvement de biomasse	kg prélevés (matière fraîche)	7.49	1.20E-15	9.21E-12
	zone de prélèvement	Mers Nord-européennes		
Raréfaction des ressources biotiques à l'échelle de l'écosystème (à 100 ans), en années				9.21E-12

Les données d'inventaire sont fournies pour la réalisation d'un km dans une voiture alimentée en biométhane-carburant issu d'algues cultivées en pleine mer. Le scénario de référence a été choisi comme base pour les calculs. Les facteurs de caractérisation ont été repris dans les tables de valeur fournies en Chapitres 5 et 6. Les performances environnementales sur ces indicateurs pourraient être améliorées pour le biométhane algal en prenant l'hypothèse d'un chauffage des digesteurs sans auto-consommation de biogaz.

Ainsi, la méthode du *sea use* développée dans les chapitres précédents peut être appliquée à un cas d'algoculture. Pour les atteintes aux fonctions de support de vie des écosystèmes, l'impact est principalement lié au prélèvement de la biomasse. À titre de comparaison, il faudrait pêcher 35 g de harengs et 1 g de morues dans le Golf du Maine pour générer autant d'impact que ce qui est généré pour effectuer 1 km dans une voiture alimentée en biométhane-carburant issu de macroalgues cultivées en pleine mer. En ce qui concerne la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle de l'écosystème, l'équivalent du km parcouru avec un

biocarburant algal serait 107 g de harengs et 3 g de morues. La méthode développée permet donc bien de comparer diverses activités en mer de manière quantitative.

Chapitre 8 : Discussion générale et perspectives

« Ce qui est simple est généralement faux mais ce qui est compliqué est inutilisable »

Paul Valéry

8.1 Apports méthodologiques

Le présent travail de thèse constitue un développement méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie, méthode d'évaluation environnementale détaillée dans le chapitre 2. Il est parti du constat qu'un manque méthodologique existait dans cette méthode pour la prise en compte des impacts de l'usage de l'espace marin en ACV. À partir d'une étude bibliographique des méthodes développées pour les milieux terrestres, la possibilité de développer un nouvel indicateur dédié à l'usage de l'espace en mer a été abordée en Chapitre 3. Il a permis de formaliser les chaînes de cause à effet reliant les différentes interventions humaines causées par l'usage de l'espace en mer à des impacts potentiels sur les fonctions de support de vie, de purification, et de régulation climatique des écosystèmes, ainsi que des dommages potentiels sur la raréfaction des ressources naturelles et sur la qualité des écosystèmes (Chapitre 4). Tout ceci constitue le cadre méthodologique de la catégorie d'impacts *sea use*. Parmi ces chaînes de cause à effet, ou *pathways*, trois ont été étudiées en détail, conduisant à la caractérisation des impacts leur étant associés. Le périmètre de l'ensemble du travail de caractérisation effectué est schématisé en rouge sur la Figure 8-1.

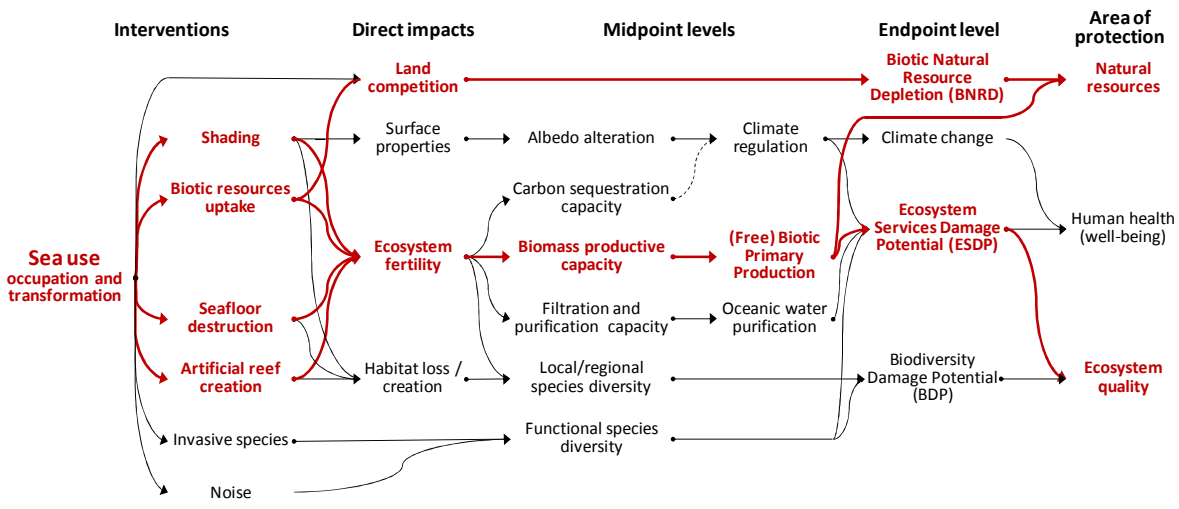

Figure 8-1: Périmètre d'étude de la thèse

Du fait d'une forte problématique de pression sur les ressources biotiques en mer, l'objectif de ce développement méthodologique a été d'évaluer les impacts des activités humaines sur la capacité des écosystèmes à accomplir leurs services de support de vie des écosystèmes et sur la raréfaction des ressources biotiques. Des facteurs de caractérisation permettant de prendre

en compte les impacts de l'ombrage, du prélèvement de ressources biotiques, de la destruction des fonds marins et de la création d'habitat artificiel sur les fonctions de support de vie des écosystèmes marins ont été calculés et fournis dans le Chapitre 5. Ces facteurs permettent d'exprimer les impacts des activités de pêche, y compris destructive, des constructions ancrées ou flottantes et de l'aquaculture de manière générique et dans une même métrique, à savoir la quantité de carbone organique dont l'écosystème est privé. Par ailleurs, une méthode de calcul des facteurs de caractérisation de la raréfaction des ressources biotiques a été proposée dans le Chapitre 6 pour le cas de prélèvement de biomasse par la pêche. Des facteurs de caractérisation ont été calculés pour deux espèces de poissons, le hareng et la morue. Ces facteurs concernent d'une part l'atteinte portée aux stocks de ces deux espèces (raréfaction des ressources naturelles biotiques à l'échelle de l'espèce), et d'autre part l'atteinte à la ressource naturelle biotique à l'échelle de l'écosystème. Pour cette dernière caractérisation, des facteurs permettant d'exprimer la rareté des ressources biotiques en fonction du lieu de prélèvement ont été fournis à l'échelle mondiale. Ces deux types de raréfaction des ressources biotiques sont exprimés dans une même métrique de temps de régénération potentielle à l'échelle du stock ou de l'écosystème.

L'ensemble de ce développement méthodologique a été appliqué à un cas d'étude, afin de montrer l'opérationnalité de la méthode. L'exemple de la production de biométhane à partir d'algues cultivées en pleine mer a été choisi, du fait de l'importance du développement de ce type d'énergie nouvelle dans le contexte actuel de forts besoins énergétiques et de recherche de nouvelles sources d'approvisionnement. Il a également été choisi parce que cette activité mêle de nombreuses interventions humaines en mer : ombrage, prélèvement de biomasse, destruction de fonds marins et création d'habitat artificiel par les systèmes d'ancrage. Ce cas d'étude a été détaillé en Chapitre 7. Ce travail a également été l'occasion de mener une étude d'éco-conception de la filière, permettant d'orienter les procédés de production vers des voies plus soucieuses de l'environnement, et montrant l'intérêt de cette filière de valorisation énergétique en termes de performances environnementales. Elle permet notamment une réduction des émissions de gaz à effet de serre et de la consommation de ressources fossiles par rapport au gaz naturel, après écoconception de la filière.

La méthode développée permet donc, au travers de trois *pathways* différents, d'évaluer deux des principaux impacts causés par l'usage de l'espace en mer par l'homme. Les dommages à la biodiversité restent à évaluer. Mais la méthode permet néanmoins de prendre en compte des causes majeures de perturbation des écosystèmes que sont la raréfaction des ressources biotiques et l'atteinte aux fonctions de support de vie des écosystèmes.

8.2 Liens possibles entre *sea use* et *land use* et perspectives de prise en compte du *sea use* au niveau *endpoint*

L'objectif de l'ACV est d'exprimer les impacts environnementaux en un nombre réduit de catégories, afin de rendre l'information compréhensible et utilisable. L'ensemble des impacts environnementaux générés par un produit ou un service peuvent être exprimés au niveau *midpoint* en utilisant une dizaine d'indicateurs (jusqu'à 18 disponibles dans ReCiPe (Goedkoop et al. 2009). Ils peuvent aussi être agrégés par des voies de simplification en trois indicateurs *endpoint*, afin de simplifier l'expression des résultats. Pour que cet objectif soit rempli et que les nouveaux *pathways* définis dans cette thèse puissent être utilisables par les utilisateurs de l'ACV, il faut donc pouvoir agréger ces nouveaux indicateurs :

- avec les autres indicateurs, en les exprimant au niveau *endpoint*,
- et entre eux, en ce qui concerne les deux *pathways* traitant de la raréfaction des ressources biotiques.

Les impacts sur les fonctions de support de vie des écosystèmes (en NPP restant disponible pour le fonctionnement des écosystèmes) pourraient être aisément comparés à ceux existant en milieux continentaux. Comme souligné dans la conclusion du Chapitre 5, il existe des catégories d'impacts en ACV pour lesquelles la NPP a été utilisée comme métrique des impacts. C'est le cas du *land use*, pour exprimer les impacts de l'érosion et de l'usage des terres les plus pauvres (Núñez et al. 2012; Pfister et al. 2011). Dans une autre étude, visant à caractériser les usages de l'eau sur la qualité des écosystèmes, un facteur de caractérisation des dommages a été calculé pour convertir une consommation d'eau en un dommage sur le potentiel de production des sols, exprimé en NPP perdu. Ce dommage a ultimement été converti en un facteur de dommages à la biodiversité, en fraction d'espèces disparues (Pfister et al. 2009). Le potentiel de production d'un sol est considéré comme un indicateur *semi-endpoint* pour la qualité des écosystèmes, c'est-à-dire qu'il s'agit d'une grandeur permettant

de caractériser la qualité des écosystèmes, et qui peut être traduite facilement en dommages à la biodiversité (qui est l'indicateur *endpoint* que l'on cherche à exprimer *in fine*). Dans le cas du *land use*, les dommages à la biodiversité sont toujours exprimés en espèces perdues de plantes vasculaires (Goedkoop et al. 2009; Goedkoop and Spriensma 2001). Pour l'expression des dommages liés au *sea use*, il faudrait donc chercher à exprimer les dommages au fNPP en une unité similaire, mais caractéristique du milieu marin (phytoplancton, mollusques ou autres…). Cette unité pourrait aussi être celle utilisée pour exprimer les dommages de l'eutrophisation et de l'écotoxicité marines. Néanmoins, ces chaînes de cause à effet ne sont pas bien définies dans l'ACV : l'eutrophisation est convertie en dommages aux écosystèmes sur la base de la fraction de plantes vasculaires perdues et seule l'écotoxicité marine tient compte des dommages aux espèces sur un mix d'espèces variées (Goedkoop and Spriensma 2001). La manière d'évaluer l'atteinte à la qualité des écosystèmes marins est donc une question de recherche qui devrait aller au-delà de la seule évaluation des impacts de l'usage de l'espace en mer.

En ce qui concerne la raréfaction des ressources biotiques, nous avons proposé une méthode qui exprime les impacts générés par un prélèvement de biomasse en des temps potentiels de régénération de la biomasse, à l'échelle du stock considéré et à l'échelle de l'écosystème. Dans une phase ultérieure, il faudrait trouver une manière pertinente de pondérer ces deux types de données entre elles. En effet, l'échelle choisie pour définir les écozones est nécessairement plus ou moins arbitraire. Plus la taille des zones choisies pour l'évaluation est petite (correspondant à des évaluations de plus en plus détaillées), et plus les facteurs de caractérisation exprimeront une grave atteinte à la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle de l'écosystème. Il faudrait donc trouver une manière d'arbitrer entre la gravité portée à un prélèvement dans un stock et dans un écosystème donné.

8.3 Perspectives d'approfondissement de la méthode

8.3.1 Amélioration des facteurs de caractérisation calculés

En l'état actuel des connaissances, il serait possible de détailler davantage la méthode développée dans les chapitres 5 et 6. Plusieurs propositions méthodologiques peuvent être formulées en complément.

8.3.1.1 Cas de l'ombrage

Il serait par exemple possible d'exprimer les impacts d'un ombrage partiel. Ainsi, l'impact associé à l'ombrage pourrait s'exprimer de la manière suivante :

Eq. 8-1 $$Impact_{LSF,shade} = NPP_{local} \times r \times A \times t_{occ}$$

avec *r* une fonction de la profondeur à laquelle la structure opaque est immergée permettant de tenir compte de l'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau pour des constructions flottant entre deux eaux. D'après (Anderson 1993), l'équation la plus utilisée au cours des dernières décennies pour les modèles d'atténuation des radiations utiles à la photosynthèse, appelées « Photosynthetically Active Radiation » (PAR), est :

Eq. 8-2 $$I_z = I_0 \times e^{-k_{par} Z}$$

avec I_z le PAR à la profondeur *z*, I_0 le PAR au niveau de la surface des océans, exprimés en $\mu Einst.m^{-2}.s^{-1}$ et k_{par} le coefficient d'atténuation verticale, exprimé en m^{-1}. Ce modèle est assez basique, mais permet de restreindre raisonnablement la quantité de données utiles pour la mise en œuvre des calculs des coefficients *r*.

Dans le modèle de détermination de la NPP au niveau mondial que nous avons utilisé dans les calculs des facteurs de caractérisation, NPP n'était pas proportionnel au PAR : d'après l'Oregon State University (2007), la production était proportionnelle à une fonction f(PAR) définie par :

Eq. 8-3 $$f\left(PAR\right) = 0.66125 \times \frac{PAR}{PAR + 4.1}$$

Ainsi, lorsque le PAR subit une atténuation I_z du fait de la profondeur, NPP subit alors une atténuation *r* de :

Eq. 8-4 $$r = \frac{e^{-k_{par} z}(I_0 + 4.1)}{I_0 . e^{-k_{par} z} + 4.1}$$

Ainsi, les facteurs de caractérisation des impacts de l'ombrage d'une construction flottant à une profondeur définie pourraient être calculés, sur la base de cartes des valeurs de k_{par} et de PAR. *r* pourrait également être étendu au cas de l'atténuation de la lumière due à la sédimentation par l'utilisation de valeurs de k_{par} appropriées.

Un autre type d'amélioration de la prise en compte des impacts potentiels de l'ombrage pourrait être fait par le calcul de facteurs de caractérisation mensuels, puisque les valeurs de

NPP sont disponibles par mois (et même par semaine). Ceci pourrait s'avérer pertinent dans le cas d'activités saisonnières.

8.3.1.2 Cas de la destruction des fonds

La méthode développée dans le chapitre 5 pour la prise en compte des impacts de l'utilisation de l'espace marin sur les fonctions de support de vie des écosystèmes devrait en théorie permettre de différencier des constructions selon le type de fonds sur lesquelles elles sont ancrées. Néanmoins, un manque de données sur les biomasses macrophytobenthiques présentes sur les fonds et leurs productions font défaut pour pouvoir atteindre un niveau d'évaluation aussi fin. Il serait donc opportun de mener une méta-analyse à ce sujet, afin d'affiner les facteurs de caractérisation des constructions benthiques et du chalutage pour la pêche destructive.

8.3.1.3 Cas de la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle des stocks

Les données sont disponibles pour calculer des facteurs de caractérisation pour de nombreux stocks de poissons. Par ailleurs, des méthodes d'extrapolation sont envisageables pour les stocks ne possédant que des données parcellaires. En effet, la base de données RAM-Legacy (utilisée dans le Chapitre 6, et développée par Ricard et al. (2011)) permet d'avoir accès à 94 couples {MSY ; SSB_{MSY}} et à 42 couples {MSY ; B_{MSY}}. À partir de ces couples, on pourrait envisager trouver une corrélation d'une part entre MSY et SSB_{MSY}, et d'autre part entre MSY et B_{MSY}. Ceci permettrait d'estimer respectivement 47 et 9 nouvelles valeurs de MSY, pour des stocks dont on ne connaît respectivement que les valeurs de SSB_{MSY} et de B_{MSY}. Ainsi, la méthode pourrait être appliquée aux 138 stocks pour lesquels la valeur de MSY est disponible et à 56 stocks supplémentaires, soit 194 stocks.

Par ailleurs, la notion de MSY peut être étendue à des stocks de macrophytes (Casas-Valdez et al. 2005). Il est donc également possible d'évaluer les impacts de la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle du stock y compris pour les algues récoltées en milieu sauvage.

8.3.1.4 Cas de la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle des écosystèmes

La caractérisation de la raréfaction des ressources biotiques à l'échelle des écosystèmes a été abordée dans le cas de la pêche dans le chapitre 6. Au vu des travaux fournis dans le chapitre 5, pour évaluer la quantité de carbone dont on prive l'écosystème (suite aux interventions d'ombrage, de destruction des fonds ou au contraire lors de la création d'habitats artificiels), il serait possible de l'étendre à d'autres types d'activités qu'à la pêche.

8.3.2 Perspectives de mise à disposition de la méthode

Une méthode n'est réellement utilisable que si sa mise en œuvre est didactique. Si l'on veut que les méthodes développées dans le cadre de cette thèse soient appliquées, il faudra donc faire en sorte que les facteurs de caractérisation soient facilement accessibles par les utilisateurs. Un projet de mise en ligne sur le *web*, au travers d'une interface interactive, des cartes développées dans le cadre des chapitres 5 et 6 est en cours de réalisation. En plus des cartes déjà fournies ici, une cartographie des différents stocks de poissons pour lesquels des facteurs de caractérisation sont disponibles est prévue.

Par ailleurs, les impacts causés par l'usage de l'espace en mer pourraient être intégrés dans des logiciels d'ACV au même titre que le sont ceux causés par l'usage de l'espace terrestre. Il suffirait pour cela d'ajouter des flux environnementaux par espèces de poissons (pour les impacts sur la raréfaction des ressources naturelles biotiques), et par types de constructions et de méthodes de pêche.

Chapitre 9 : Conclusion

« C'est la mer qui prend l'homme »

Renaud Séchan

L'augmentation considérable des consommations de ressources fossiles conduit à envisager de nouveaux modes de production d'énergie. Parmi les alternatives existantes, les biocarburants produits à partir de biomasse végétale occupent une place de choix, mais de nombreuses études ont révélées les effets négatifs sur l'environnement de ces filières de production de bioénergie. La culture de macroalgues à des fins énergétiques se faisant en milieu marin, les conséquences environnementales sont potentiellement moindres. Cette alternative fait l'objet de plus en plus de recherches, dont le projet WinSeaFuel, qui a été le cadre de ce travail. Cette thèse s'articule donc autour de la question de la prise en compte des impacts de l'usage de l'espace en mer, avec pour objectif final d'appliquer la méthode développée au cas de la culture de macroalgues en pleine mer.

Ce travail a permis de formaliser et de conceptualiser les besoins méthodologiques pour la prise en compte des impacts de l'usage de l'espace marin. Il a également permis de fournir une méthode opérationnelle de prise en compte de ces impacts, qui soit applicable aux activités de pêche, à l'aquaculture et aux constructions flottantes ou ancrées.

Deux cas d'études ont été utilisés pour illustrer cette méthode : la comparaison de deux pêcheries et une filière de production de biométhane-carburant à partir de macroalgues cultivées en pleine mer. Cette thèse se devait en effet de mesurer ces impacts. L'ACV de la production de bioénergie à partir de macroalgues a donc été réalisée. Elle repose essentiellement sur des données bibliographiques ou bien issues d'expériences à l'échelle pilote.

Le choix d'une métrique en rapport avec la production primaire, pour caractériser les fonctions de support de vie des écosystèmes marins, permet d'envisager des liens avec les impacts de l'usage de l'espace continental. Les prochaines étapes de développement de cette nouvelle catégorie d'impacts devront d'ailleurs porter prioritairement sur cette question, afin de permettre des comparaisons entre produits de la mer et produits terrestres. Ceci permettrait par exemple pour comparer des protéines de poissons de pêche à des protéines carnées, ou pour comparer des biocarburants algaux et des biocarburants issus de culture de champs.

L'ensemble de ce travail méthodologique va dans le sens du caractère holistique de l'ACV, d'évaluer l'ensemble des impacts générés par un produit ou un service. Ainsi, des transferts

de pollution du milieu terrestre vers le milieu marin pourraient être identifiés à l'avenir. Par ailleurs, cet outil pourra également être utilisé en amont des filières de production dans un cadre d'écoconception, pour réduire à la source les impacts potentiels d'un produit ou d'un service.

Au-delà de ces apports méthodologiques, des connaissances sur les impacts de la production de biocarburants à partir de macroalgues cultivées en pleine mer ont été apportées. Le travail a permis de lister certaines voies de production intéressantes pour améliorer les performances environnementales de ce produit, notamment le fait d'éviter l'auto-consommation d'une partie du biométhane produit pour chauffer les digesteurs ou pour produire de l'électricité consommée sur site.

Cette thèse est donc l'étude d'une filière macroalgues-carburant et la formalisation des impacts de l'usage de l'espace marin en ACV. C'est par sa mise en œuvre pour de l'évaluation et de la conception de systèmes que la méthodologie ACV se trouve amenée à évoluer.

Bibliographie

Adams JMM, Ross AB, Anastasakis K, Hodgson EM, Gallagher JA, Jones JM, Donnison IS (2011) Seasonal variation in the chemical composition of the bioenergy feedstock Laminaria digitata for thermochemical conversion. Bioresource Technol 102:226–234. doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.152

ADEME (2010) Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. Synthèse 236.

Agardy T, Alder J (2005) Coastal Systems. In: Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. pp 513–549

Anderson TR (1993) A spectrally averaged model of light penetration and photosynthesis. Limnol Oceanogr 38:1403–1419.

Aresta M, Dibenedetto A, Barberio G (2005) Utilization of macro-algae for enhanced CO2 fixation and biofuels production: Development of a computing software for an LCA study. Fuel Process Technol 86:1679–1693.

Aubin J, Papatryphon E, Van der Werf HMG, Chatzifotis S (2009) Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. J Clean Prod 17:354–361. doi: 10.1016/j.jclepro.2008.08.008

Aubin J, Papatryphon E, Van der Werf HMG, Petit J, Morvan YM (2006) Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. Aquaculture 261:1259–1268. doi: 10.1016/j.aquaculture.2006.09.008

Avadi A, Fréon P (2013) Life Cycle Assessment of fisheries: a review for fisheries scientists and managers. Fish Res (in favorable review).

Azapagic A, Clift R (1999) Allocation of environmental burdens in co-product systems: Product-related burdens (Part 1). Int J Life Cycle Assess 4:357–369. doi: 10.1007/BF02978528

De Baan L, Alkemade R, Koellner T (2012) Land use impacts on biodiversity in LCA : a global approach. Int J Life Cycle Assess (in press). doi: 10.1007/s11367-012-0412-0

Bae YJ, Ryu C, Jeon J-K, Park J, Suh DJ, Suh Y-W, Chang D, Park Y-K (2011) The characteristics of bio-oil produced from the pyrolysis of three marine macroalgae. Bioresource Technol 102:3512–3520. doi: 10.1016/j.biortech.2010.11.023

Baine M (2001) Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. Ocean Coast Manage 44:241–259. doi: 10.1016/S0964-5691(01)00048-5

Bare J (2010) Recommendation for land use impact assessment: first steps into framework, theory, and implementation. Clean Techn Environ Policy 13:7–18. doi: 10.1007/s10098-010-0290-8

Bare JC (2002) Traci. Journal of Industrial Ecology 6:49–78. doi: 10.1162/108819802766269539

Bastianoni S (2002) Use of Thermodynamic Orientors to Assess the Efficiency of Ecosystems: A Case Study in the Lagoon of Venice. TheScientificWorldJOURNAL 2:255–260. doi: 10.1100/tsw.2002.88

Béchet Q, Muñoz R, Shilton A, Guieysse B (2013) Outdoor cultivation of temperature-tolerant Chlorella sorokiniana in a column photobioreactor under low power-input. Biotechnol Bioeng 110:118–126. doi: 10.1002/bit.24603

Beck T, Bos U, Wittstock B, Baitz M, Fischer M, Sedlbauer K (2010) LANCA® Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment - Method Report. 67.

Behrenfeld MJ, Falkowski PG (1997) Photosynthetic Rates Derived from Satellite-Based Chlorophyll Concentration. Limnol Oceanogr 42:1–20.

Benemann JR (1997) CO2 mitigation with microalgae systems. Energy Conversion and Management 38, Supplement:S475–S479. doi: 10.1016/S0196-8904(96)00313-5

Bernesson S, Nilsson D, Hansson P-A (2006) A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. Biomass Bioenerg 30:46–57. doi: 10.1016/j.biombioe.2005.10.002

Bixler HJ, Porse H (2010) A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. J Appl Phycol 23:321–335. doi: 10.1007/s10811-010-9529-3

Blonk H, Lindeijer E, Broers J (1997) Towards a methodology for taking physical degradation of ecosystems into account in LCA. Int J Life Cycle Assess 2:91–98. doi: 10.1007/BF02978766

Bortone SA, Brandini FP, Otake S (2011) Artificial Reefs in Fisheries Management. CRC Press

Bosma R, Anh PT, Potting J (2011) Life cycle assessment of intensive striped catfish farming in the Mekong Delta for screening hotspots as input to environmental policy and research agenda. Int J Life Cycle Assess 16:903–915. doi: 10.1007/s11367-011-0324-4

Bot AJ, Nachtergaele F, Young A (2000) Land Resource Potential and Constraints at Regional and Country Levels. Food & Agriculture Org.

Botsford LW, Castilla JC, Peterson CH (1997) The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. Science 277:509–515. doi: 10.1126/science.277.5325.509

Brandão M, Mila i Canals L (2012) Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. Int J Life Cycle Assess 1–10. doi: 10.1007/s11367-012-0381-3

Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H (2002) Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. Int J Life Cycle Assess 7:339–348.

Briones EE, Rice J, Ardron J (2009) Global Open Oceans and Deep Seabed (GOODS) biogeographic classification. 54.

British Oceanographic Data Centre (2003) GEBCO Digital Atlas. http://www.bodc.ac.uk/projects/international/gebco/. Accessed 2 May 2012

Bruinsma J (2003) World Agriculture: Towards 2015/2030. Earthscan

BSI (2011) Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. 38.

Buck BH, Krause G, Michler-Cieluch T, Brenner M, Buchholz CM, Busch JA, Fisch R, Geisen M, Zielinski O (2008) Meeting the quest for spatial efficiency: progress and prospects of extensive aquaculture within offshore wind farms. Helgol Mar Res 62:269–281. doi: 10.1007/s10152-008-0115-x

Cahoon L (1999) The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. In: Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, A.D. Ansell, R.N. Gibson and Margaret Barnes. Taylor & Franis, pp 47–86

Calvert SE (1987) Oceanographic Controls on the Accumulation of Organic Matter in Marine Sediments. Geological Society, London, Special Publications 26:137–151. doi: 10.1144/GSL.SP.1987.026.01.08

Carpentier B (1986) Digestion anaérobie de la biomasse algale : les résidus de l'extraction de l'acide alginique, les Ulves de marée verte. Paris VI

Carr M-E, Friedrichs MAM, Schmeltz M, Noguchi Aita M, Antoine D, Arrigo KR, Asanuma I, Aumont O, et al. (2006) A comparison of global estimates of marine primary production from ocean color. Deep-Sea Res Pt II 53:741–770. doi: 10.1016/j.dsr2.2006.01.028

Casas-Valdez M, Lluch-Belda D, Ortega-García S, Hernández-Vázquez S, Serviere-Zaragoza E, Lora-Sánchez D (2005) Estimation of Maximum Sustainable Yield of Gelidium Robustum Seaweed Fishery in Mexico. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85:775–778. doi: 10.1017/S0025315405011689

Chambre Syndicale des Améliorants organiques et Supports de Culture (2009) Approche du marché des composts en France.

Charlier RH, Morand P, Finkl CW, Thys A (2007) Green tides on the Brittany coasts. Environmental Research, Engineering and Management 3:52–59.

Charpy-Roubaud C, Sournia A (1990) The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. Mar Microb Food Webs 4:31–57.

Cherubini F, Jungmeier G, Wellisch M, Willke T, Skiadas I, Van Ree R, De Jong E (2009) Toward a common classification approach for biorefinery systems. Biofuels Bioprod Bioref 3:534–546. doi: 10.1002/bbb.172

Christensen V, Pauly D (1992) ECOPATH II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling 61:169–185. doi: 10.1016/0304-3800(92)90016-8

Clarens AF, Resurreccion EP, White MA, Colosi LM (2010) Environmental Life Cycle Comparison of Algae to Other Bioenergy Feedstocks. Environ Sci Technol 44:1813–1819. doi: doi: 10.1021/es902838n

Clark J, Deswarte F, Farmer T (2009) The integration of green chemistry into future biorefineries. Biofuels Bioprod Bioref 3:72–90. doi: 10.1002/bbb.119

Collet P (2012) Analyse de Cycle de Vie de la valorisation énergétique de la biomasse algale : prise ne compte des aspects dynamiques dans l'étape d'inventaire.

Collet P, Hélias A, Lardon L, Ras M, Goy R-A, Steyer J-P (2011) Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. Bioresource Technol 102:207–214. doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.154

Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. J Anim Ecol 69:785–798. doi: 10.1046/j.1365-2656.2000.00434.x

Comission de Régulation de l'Energie Observatoire des marchés de l'électricité et du gaz: 2ème trimestre 2009.

Costanza R, D' Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van den Belt M (1998) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Ecol Econ 25:3–15. doi: 10.1016/S0921-8009(98)00020-2

Costello M (2009) Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management. Mar Ecol-Prog Ser 397:253–268. doi: 10.3354/meps08317

Cowell S (1998) Environmental life cycle assessment of agricultural systems: Integration into decision-making. Surrey

Curran M, De Baan L, De Schryver A, Van Zelm R, Hellweg S, Koellner T, Sonnemann G, Huijbregts M (2011) Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment. Environ Sci Technol 45:70–79. doi: 10.1021/es101444k

Cusson M, Bourget E (2005) Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. Mar Ecol Prog Ser 297:1–14. doi: 10.3354/meps297001

Demarcq H (2009) Trends in primary production, sea surface temperature and wind in upwelling systems (1998–2007). Prog Oceanogr 83:376–385. doi: 10.1016/j.pocean.2009.07.022

Dernie KM, Kaiser MJ, Warwick RM (2003) Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. J Anim Ecol 72:1043–1056. doi: 10.1046/j.1365-2656.2003.00775.x

Dewulf J, Bösch ME, Meester BD, Vorst GV der, Langenhove HV, Hellweg S, Huijbregts MAJ (2007) Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. Environ Sci Technol 41:8477–8483. doi: 10.1021/es0711415

Diaz S, Tilman D, Fargione L (2005) Biodiversity Regulation of Ecosystem Services. In: Ecosystems and human well-being: current state and trends. pp 297–329

Duarte CM, Chiscano CL (1999) Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquat Bot 65:159–174. doi: 10.1016/S0304-3770(99)00038-8

Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Seyboth K, Kadner S, Zwickel T, Eickemeier P, Hansen G, Schlömer S, Von Stechow C (2012) Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press

Efole Ewoukem T, Aubin J, Mikolasek O, Corson MS, Tomedi Eyango M, Tchoumboue J, Van der Werf HMG, Ombredane D (2012) Environmental impacts of farms integrating aquaculture and agriculture in Cameroon. J Clean Prod 28:208–214. doi: 10.1016/j.jclepro.2011.11.039

Ekvall T, Finnveden G (2001) Allocation in ISO 14041—a critical review. J Clean Prod 9:197–208. doi: 10.1016/S0959-6526(00)00052-4

Elkin D, Stevens C (2008) Environmental and consumer issues regarding water and energy management in food processing. In: Handbook of water and energy management in food processing. Jiri Klemes, Robin Smith and Jin-Kuk Kim, Cambridge, England, pp 29–44

Ellingsen H, Aanondsen A (2006) Environmental impacts of wild caught cod and farmed salmon - A comparison with chicken. Int J Life Cycle Assess 11:60–65. doi: 10.1065/lca2006.01.236

Emanuelson A, Ziegler F, Pihl L, Sköld M, Sonesson U (2012) Overfishing, overfishedness and wasted potential yield: new impact categories for biotic resources in LCA. Saint-Malo (France), pp 511–516

Evans JM, Wilkie AC (2010) Life cycle assessment of nutrient remediation and bioenergy production potential from the harvest of hydrilla (*Hydrilla verticillata*). J Environ Manage 91:2626–2631. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.07.040

Falkowski PG, Barber RT, Smetacek V (1998) Biogeochemical Controls and Feedbacks on Ocean Primary Production. Science 281:200–206. doi: 10.1126/science.281.5374.200

FAO (2010) Part 1: World review of fisheries and aquaculture. In: State of World Fisheries and Aquaculture, 2010. FAO, Rome, Italy, pp 3–89

FAO (2009) FAOSTAT. http://faostat3.fao.org/home/index.html. Accessed 24 January 2013

FAO (1999) The future of our land - Facing the challenge. 71.

Fava J, Denison R, Jones B, Curran M, Vigon B, Selke S, Barnum J (1991) A Technical framework for life-cycle assessments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry

Ford JS, Pelletier NL, Ziegler F, Scholz AJ, Tyedmers PH, Sonesson U, Kruse SA, Silverman H (2012) Proposed Local Ecological Impact Categories and Indicators for Life Cycle Assessment of Aquaculture. Journal of Industrial Ecology 16:254–265. doi: 10.1111/j.1530-9290.2011.00410.x

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H, Doka G, Dones R, Heck T, Hellweg S, Hischier R, Nemecek T, Rebitzer G, Spielmann M, Wernet G (2007) Overview and methodology, data v2.0. 68.

Frischknecht R, Rebitzer G (2005) The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. J Clean Prod 13:1337–1343. doi: 10.1016/j.jclepro.2005.05.002

Froese R, Pauly D (2012) Fishbase. World Wide Web electronic publication

Garnett T (2009) Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. Environmental Science & Policy 12:491–503. doi: 10.1016/j.envsci.2009.01.006

Garnier J, Némery J, Billen G, Théry S (2005) Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. J Hydrol 304:397–412. doi: 10.1016/j.jhydrol.2004.07.040

Gattuso J-P, Gentili B, Duarte CM, Kleypas JA, Middelburg JJ, Antoine D (2006) Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and their contribution to primary production. Biogeosciences 3:489–513.

Geyer R, Stoms DM, Lindner JP, Davis FW, Wittstock B (2010) Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. Int J Life Cycle Assess 15:454–467. doi: 10.1007/s11367-010-0170-9

Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J, Van Zelm R (2009) ReCiPe 2008, a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. 125.

Goedkoop M, Spriensma R (2001) The Eco-Indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. 132.

Goh C, Lee K (2010) A visionary and conceptual macroalgae-based third-generation bioethanol (TGB) biorefinery in Sabah, Malaysia as an underlay for renewable and sustainable development. Renew Sust Energ Rev 14:842–848. doi: 10.1016/j.rser.2009.10.001

Goldemberg J, Guardabassi P (2009) Are biofuels a feasible option? Energ Policy 37:10–14. doi: 10.1016/j.enpol.2008.08.031

Gollasch S, David M, Voigt M, Dragsund E, Hewitt C, Fukuyo Y (2007) Critical review of the IMO international convention on the management of ships' ballast water and sediments. Harmful Algae 6:585–600. doi: 10.1016/j.hal.2006.12.009

Graham M (1935) Modern Theory of Exploiting a Fishery, and Application to North Sea Trawling. ICES J Mar Sci 10:264–274. doi: 10.1093/icesjms/10.3.264

Green EP, Short FT (2003) World atlas of seagrasses. University of California Press

Griffiths MJ, Harrison STL (2009) Lipid productivity as a key characteristic for choosing algal species for biodiesel production. J Appl Phycol 21:493–507. doi: 10.1007/s10811-008-9392-7

Grossman GD, Jones GP, Seaman WJ (1997) Do Artificial Reefs Increase Regional Fish Production? A Review of Existing Data. Fisheries 22:17–23. doi: 10.1577/1548-8446(1997)022<0017:DARIRF>2.0.CO;2

Guillou M, Matheron G (2011) 9 milliards d'hommes à nourrir: un défi pour demain. François Bourin Editeur, France

Guinée J, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, De Koning A, Van Oers L, Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes H, De Bruijn H, Van Duin R, Huijbregts M (2001a) Life Cycle Assessment - An operational guide to the ISO standards. 11.

Guinée J, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, De Koning A, Van Oers L, Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes H, De Bruijn H, Van Duin R, Huijbregts M (2001b) Life Cycle Assessment - An operational guide to the ISO standards. 101.

Haberl H, Weisz H (2007) The potential use of the Materials and Energy Flow Analysis (MEFA) framework to evaluate the environmental costs of agricultural production systems and possible applications to aquaculture. In: Comparative assessment of the environment costs of aquaculture and other food production sectors: methods of meaningful comparisons. FAO, Rome (Italy), pp 97–119

Hackradt CW, Félix-Hackradt FC, García-Charton JA (2011) Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. Mar Environ Res 72:235–247. doi: 10.1016/j.marenvres.2011.09.006

Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science 319:948–952. doi: 10.1126/science.1149345

Hautier Y, Niklaus PA, Hector A (2009) Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. Science 324:636–638. doi: 10.1126/science.1169640

Heijungs R, Frischknecht R (1998) A special view on the nature of the allocation problem. Int J Life Cycle Assess 3:321–332. doi: 10.1007/BF02979343

Heijungs R, Guinée J, Huppes G (1997) Impact categories for natural resources and land use. CML report 138

Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006) Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. Can J of Fish Aquat Sci 63:721–736.

Hilborn R, Walters CHapman CJ (1992) Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Rev Fish Biol Fisher 2:177–178. doi: 10.1007/BF00042883

Horn S, Aasen I, Ostgaard K (2000) Ethanol production from seaweed extract. J Ind Microbiol Biot 25:249–254.

Howarth RW (1988) Nutrient Limitation of Net Primary Production in Marine Ecosystems. Annu Rev Ecol Syst 19:89–110.

Van Iersel S, Flammini A (2010) Algae-based Biofuels: Applications and Co-products, FAO. Rome

Ifremer (2012) Les applications - A la découverte des grands fonds. http://wwz.ifremer.fr/grands_fonds/Les-enjeux/Les-applications. Accessed 4 January 2013

ILCD (2011) Recommandations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. 143.

ILCD (2010) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and requirements for LCIA models and indicators. European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg

IMO (2004) International Convention for the Control and Management of ship's Ballast Water and Sediments. http://www.imo.org. Accessed 23 November 2011

IMO (2011) Status of Conventions summary. http://www.imo.org/About/Conventions/StatusOfConventions/Pages/Default.aspx. Accessed 23 November 2011

Inger R, Attrill MJ, Bearhop S, Broderick AC, James Grecian W, Hodgson DJ, Mills C, Sheehan E, Votier SC, Witt MJ, Godley B (2009) Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. J Appl Ecol 46:1145–1153. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01697.x

ISO (2006) ISO 14044 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 46.

ISO 14040 (2006) Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization.

ISO 14044 (2006) Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. International Organization for Standardization.

Jard G, Jackowiak D, Carrère H, Delgenes JP, Torrijos M, Steyer JP, Dumas C (2012) Batch and semi-continuous anaerobic digestion of *Palmaria palmata*: Comparison with *Saccharina latissima* and inhibition studies. Chemical Engineering Journal 209:513–519. doi: 10.1016/j.cej.2012.08.010

Jeanneaux P, Aznar O, De Mareschal S (2012) Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à l'agenda scientifique des « services environnementaux ». VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. doi: 10.4000/vertigo.12908

Jeanneret P, Baumgartner DU, Knuchel RF, Gaillard G (2008) A new LCIA method for assessing impacts of agricultural activities on biodiversity (SALCA-Biodiversity). In: Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Thomas Nemecek and Gérard Gaillard, Zurich, Switzerland, pp 34–39

Jensen A (1993) Present and future needs for algae and algal products. Hydrobiologia 260-261:15–23. doi: 10.1007/BF00048998

Jerbi MA, Aubin J, Garnaoui K, Achour L, Kacem A (2011) Life cycle assessment (LCA) of two rearing techniques of sea bass (*Dicentrarchus labrax*). Aquacult Eng. doi: 10.1016/j.aquaeng.2011.10.001

Johnson M, Boelke C, Chiarella L, Colosi P, Greene K, Lellis-Dibble K, Ludemann H, Ludwig M, McDermott S, Ortiz J, Rusanowsky D, Scott M, Smith J (2008) Impacts to Marine Fisheries Habitat from Nonfishing Activities in the Northeastern United States. 322.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R (2003) IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. Int J Life Cycle Assess 8:324–330. doi: 10.1007/BF02978505

Jolliet O, Saadé M, Crettaz P (2005) Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan. PPUR Presses polytechniques

JRC (2012) Recommandations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors. 143.

Jurasinski G, Retzer V, Beierkuhnlein C (2009) Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. Oecologia 159:15–26. doi: 10.1007/s00442-008-1190-z

Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR (2002) Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. Fish and Fisheries 3:114–136. doi: 10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x

Kim JK, Smith R (2008) Methods to minimise water use in food processing. In: Handbook of water and energy management in food processing. Jiri Klemes, Robin Smith and Jin-Kuk Kim, Cambridge, England, pp 113–135

Klemeš J, Perry S (2008) Methods to minimise energy use in food processing. In: Handbook of water and energy management in food processing. Jiri Klemes, Robin Smith and Jin-Kuk Kim, Cambridge, England, pp 136–199

Koellner T (2000) Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. J Clean Prod 8:293–311. doi: 10.1016/S0959-6526(00)00026-3

Koellner T (2002) Land use in product life cycles and its consequences for ecosystem quality. Int J Life Cycle Assess 7:130–130. doi: 10.1007/BF02978857

Koellner T, De Baan L, Beck T, Brandao M, Civit B, Goedkoop M, Margni M, I Canals L, Müller-Wenk R, Weidema B, Wittstock B (2012) Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. Int J Life Cycle Assess 1–13. doi: 10.1007/s11367-012-0392-0

Koellner T, De Baan L, Beck T, Brandao M, Civit B, Margni M, Mila i Canals L, Saad R, De Souza D, Müller-Wenk R (in press) UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. Int J Life Cycle Assess

Koellner T, Hersperger AM, Wohlgemuth T (2004) Rarefaction method for assessing plant species diversity on a regional scale. Ecography 27:532–544. doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03832.x

Koellner T, Scholz R (2008) Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe. Int J Life Cycle Assess 13:32–48. doi: 10.1065/lca2006.12.292.2

Korres NE, Singh A, Nizami A-S, Murphy JD (2010) Is grass biomethane a sustainable transport biofuel? Biofuels Bioprod Bioref 4:310–325. doi: 10.1002/bbb.228

Kwon EE, Jeon YJ, Yi H (2012) New candidate for biofuel feedstock beyond terrestrial biomass for thermo-chemical process (pyrolysis/gasification) enhanced by carbon dioxide (CO2). Bioresource Technol 123:673–677. doi: 10.1016/j.biortech.2012.07.035

Lacroix D, Charbonnel E, Dao J, Véron G, Lagardère J, Mellon C, Coves D, Buestel D (2002) Les récifs artificiels, aménagement du littoral marin et repeuplement. 148.

Langlois J, Fréon P, Delgenes JP, Steyer JP, Hélias A (2012a) Biotic resources extraction impact assessment in LCA of fisheries. Saint-Malo (France), pp 517–522

Langlois J, Hélias A, Delgenes JP, Steyer JP (2011a) Review on land use considerations in life cycle assessment: methodological perspectives for marine ecosystems. In: Towards Life Cycle Sustainability Management. Finkbeiner, M., Berlin, pp 85–96

Langlois J, Hélias A, Delgenes JP, Steyer JP (2011b) Environmental assessment of a biomethane production system from offshore-cultivated macroalgae.

Langlois J, Sassi J-F, Delgenes J-P, Steyer J-P, Hélias A (2012b) Life cycle assessment of alginate production. In: 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Saint-Malo (France), p 795

Langlois J, Sassi J-F, Jard G, Steyer JP, Delgenes JP, Hélias A (2012c) Life cycle assessment of biomethane from offhsore-cultivated seaweed. Biofuels Bioprod Bioref 6:387–404. doi: 10.1002/bbb.1330

Lardon L, Hélias A, Sialve B, Steyer J-P, Bernard O (2009) Life-Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae. Environ Sci Technol 43:6475–6481. doi: 10.1021/es900705j

Larkin PA (1977) An epitaph for the concept of maximum sustained yield. T Am Fish Soc 106:1–11. doi: 10.1577/1548-8659(1977)106<1:AEFTCO>2.0.CO;2

Libralato, Coll M, Tudela S, Palomera I, Pranovi F (2008) Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. Mar Ecol-Prog Ser 355:107–129. doi: 10.3354/meps07224

Lindeijer E (2000) Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. J Clean Prod 8:313–319. doi: 10.1016/S0959-6526(00)00025-1

Lindeijer E, Kok I, Eggels P, Alfers A (2002) Improving and testing a land use methodology in LCA. Including case-studies on bricks, concrete and wood. 131.

Longhurst AR (2007) Ecological geography of the sea. Academic Press

Longstaff B., Loneragan N., O'Donohue M., Dennison W. (1999) Effects of light deprivation on the survival and recovery of the seagrass Halophila ovalis (R.Br.) Hook. J Exp Mar Biol Ecol 234:1–27. doi: 10.1016/S0022-0981(98)00137-3

Luo L, Voet E van der, Huppes G, Haes HAU de (2009) Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. Int J Life Cycle Assess 14:529–539. doi: 10.1007/s11367-009-0112-6

Maceiras R, RodrI´guez M, Cancela A, Urréjola S, Sánchez A (2011) Macroalgae: Raw material for biodiesel production. Appl Energ 88:3318–3323. doi: 16/j.apenergy.2010.11.027

MacIntyre HL, Geider RJ, Miller DC (1996) Microphytobenthos: The Ecological Role of the "Secret Garden" of Unvegetated, Shallow-Water Marine Habitats. I. Distribution, Abundance and Primary Production. Estuaries 19:186. doi: 10.2307/1352224

Mafart P (1997) Génie industriel alimentaire, tome 1: les procédés physiques de conservation. Lavoisier, France

Marine Biological Association of the United Kingdom (2004) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information sub-programme. http://www.marlin.ac.uk/. Accessed 25 October 2012

Mateo MA, Cebrián J, Dunton K, Mutchler T (2006) Carbon Flux in Seagrass Ecosystems. In: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Springer Netherlands, pp 159–192

Matsui T, Koike Y (2010) Methane fermentation of a mixture of seaweed and milk at a pilot-scale plant. J Biosci Bioeng 110:558–563. doi: 16/j.jbiosc.2010.06.011

Mattila T, Seppälä J, Nissinen A, Mäenpää I (2011) Land use impacts of industries and products in the Finnish economy: A comparison of three indicators. Biomass Bioenerg 35:4781–4787. doi: 10.1016/j.biombioe.2011.02.052

McCarthy E (2004) International regulation of underwater sound: establishing rules and standards to address ocean noise pollution. Springer

McHugh D (2003) A guide to the seaweed industry, FAO. Rome (Italy)

McHugh DJ (1987) Production and utilization of products from commercial seaweeds, FAO. Rome

MEA (2005) Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC

Meadows DH, Meadows DL, Randers J, Behrens W (1972) The Limits to Growth. A Report for The Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind. Universe Books, New York.

Michelsen O (2007) Assessment of land use impact on biodiversity. Int J Life Cycle Assess 13:22–31. doi: 10.1065/lca2007.04.316

Michelsen O, Cherubini F, Stromman A (2012) Impact assessment of biodiversity and carbon pools from land use and land use changes in LCA, exemplified with forestry operations in Norway. Journal of Industrial Ecology 16:231–242. doi: 10.1111/j.1530-9290.2011.00409.x

Mila i Canals (2003) Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment. University of Barcelona

Mila i Canals L, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Knuchel R, Gaillard G, Michelsen O, Müller-Wenk R, Rydgren B (2007a) Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. Int J Life Cycle Assess 12:5–15. doi: 10.1065/lca2006.05.250

Mila i Canals L, Romanya J, Cowell S (2007b) Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). J Clean Prod 15:1426–1440.

Milkov AV (2004) Global estimates of hydrate-bound gas in marine sediments: how much is really out there? Earth-Sci Rev 66:183–197. doi: 10.1016/j.earscirev.2003.11.002

Moura ACB (2010) Experimental study of the macrobenthic colonisation and secondary production in the artificial reefs of Algarve coast. Universidade do Algarve

Mueller M, Wallace R (2008) Enabling science and technology for marine renewable energy. Energ Policy 36:4376–4382. doi: 10.1016/j.enpol.2008.09.035

Müller-Wenk R (1998) Land-use-The Main Threat to Species. How to Include Land Use in LCA. IWÖ–Diskussionsbeitrag

Müller-Wenk R, Brandao M (2010) Climatic impact of land use in LCA-carbon transfers between vegetation/soil and air. Int J Life Cycle Assess 15:172–182. doi: 10.1007/s11367-009-0144-y

Munkung R, Gheewala SH (2007) Use of Life Cycle Assessment (LCA) to compare the environmental impacts of aquaculture and agri-food products. In: Comparative assessment of the environment costs of aquaculture and other food production sectors: methods of meaningful comparisons. FAO, Rome (Italy), pp 87–96

Murawski SA (2000) Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. ICES J Mar Sci 57:649 –658. doi: 10.1006/jmsc.2000.0738

Muys B, García Quijano J (2002) A new method for land use impact assessment in LCA based on the ecosystem exergy concept. 11.

Nakagawa A, Ii R, Abe K, Hayashi K, Itsubo N, Inaba A (2002) Development of life-cycle impact assessment method for land use. Construction of the framework of the method and calculation of the damage factors by NPP. Environmental Systems Research 30:109–118. doi: 02A0911593

Neigel JE (2003) Species-area relationships and marine conservation. Ecol Appl 13:138–145. doi: 10.1890/1051-0761(2003)013[0138:SARAMC]2.0.CO;2

Nelson GC (2005) Biodiversity. In: Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash, Washington, Covelo, London, pp 77–122

Neushul P (1989) Seaweed for War: California's World War I Kelp Industry. Technol Cult 30:561. doi: 10.2307/3105951

Nigam P, Singh A (2011) Production of liquid biofuels from renewable resources. Prog Energ Combust 37:52–68. doi: 10.1016/j.pecs.2010.01.003

Nilsson P, Ziegler F (2007) Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. Aquat Conserv 17:421–440. doi: 10.1002/aqc.792

Núñez M, Antón A, Muñoz P, Rieradevall J (2012) Inclusion of soil erosion impacts in LCA on a global scale: application to energy crops in Spain. Int J Life Cycle Assess (in press). doi: 10.1007/s11367-012-0525-5

Oregon State University (2010) Ocean productivity. http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/custom.php. Accessed 1 February 2012

Oregon State University (2007) VGPM Net Primary Production (NPP) calculations. http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/vgpm.model.php. Accessed 5 December 2012

Ort DR, Zhu X, Melis A (2011) Optimizing Antenna Size to Maximize Photosynthetic Efficiency. Plant Physiol 155:79–85. doi: 10.1104/pp.110.165886

Ostgaard K, Indergaard M, Markussen S, Knutsen S, JENSEN A (1993) Carbohydrate degradation and methane production during fermentation of Laminaria saccharina (Laminariales, Phaeophyceae). J Appl Phycol 5:333–342.

Papatryphon E, Petit J, Kaushik SJ, Van der Werf HMG (2004) Environmental Impact Assessment of Salmonid Feeds Using Life Cycle Assessment (LCA). Ambio 33:316–323. doi: 10.1579/0044-7447-33.6.316

Park J-H, Yoon J-J, Park H-D, Kim YJ, Lim DJ, Kim S-H (2011) Feasibility of biohydrogen production from Gelidium amansii. Int J Hydrogen Energ 36:13997–14003. doi: 10.1016/j.ijhydene.2011.04.003

Park J-I, Lee J, Sim SJ, Lee J-H (2009) Production of hydrogen from marine macro-algae biomass using anaerobic sewage sludge microflora. Biotechnol Bioproc E 14:307–315. doi: 10.1007/s12257-008-0241-y

Parker RWR, Tyedmers PH (2011) Uncertainty and natural variability in the ecological footprint of fisheries: A case study of reduction fisheries for meal and oil. Ecological Indicators. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.015

Pauly D, Bakun A, Authors C, Christensen V (2005) Marine Fisheries Systems. In: Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. pp 477–511

Pauly D, Christensen V (1995) Primary production required to sustain global fisheries. Nature 374:255–257. doi: 10.1038/374255a0

Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F (1998) Fishing Down Marine Food Webs. Science 279:860 –863. doi: 10.1126/science.279.5352.860

Pelletier NL, Ayer NW, Tyedmers PH, Kruse SA, Flysjo A, Robillard G, Ziegler F, Scholz AJ, Sonesson U (2007) Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: Review and prospectus. Int J Life Cycle Assess 12:414–421. doi: 10.1065/lca2006.09.275

Pérez R (2009) Ces algues qui nous entourent: Conception actuelle, rôle dans la biosphère, utilisation, culture. Editions Quae

Peteiro C, Freire Ó (2009) Effect of outplanting time on commercial cultivation of kelp Laminaria saccharina at the southern limit in the Atlantic coast, N.W. Spain. Chin J Ocean Limnol 27:54–60. doi: 10.1007/s00343-009-0054-7

Pfister S, Bayer P, Koehler A, Hellweg S (2011) Environmental Impacts of Water Use in Global Crop Production: Hotspots and Trade-Offs with Land Use. Environ Sci Technol 45:5761–5768. doi: 10.1021/es1041755

Pfister S, Koehler A, Hellweg S (2009) Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. Environ Sci Technol 43:4098–4104. doi: 10.1021/es802423e

Pickering H, Whitmarsh D (1997) Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the “attraction versus production” debate, the influence of design and its significance for policy. Fish Res 31:39–59. doi: 10.1016/S0165-7836(97)00019-2

Pienkos PT, Darzins A (2009) The promise and challenges of microalgal-derived biofuels. Biofuels Bioprod Bioref 3:431–440. doi: 10.1002/bbb.159

Rabalais NN, Turner RE, Díaz RJ, Justić D (2009) Global change and eutrophication of coastal waters. ICES J Mar Sci 66:1528 –1537. doi: 10.1093/icesjms/fsp047

Ramos S, Vázquez-Rowe I, Artetxe I, Moreira MT, Feijoo G, Zufía J (2011) Environmental assessment of the Atlantic mackerel (Scomber scombrus) season in the Basque Country. Increasing the timeline delimitation in fishery LCA studies. Int J Life Cycle Assess 16:599–610. doi: 10.1007/s11367-011-0304-8

Rettenmaier N, Köppen S, Gärtner SO, Reinhardt GA (2010) Life cycle assessment of selected future energy crops for Europe. Biofuels Bioprod Bioref 4:620–636. doi: 10.1002/bbb.245

Ricard D, Minto C, Jensen OP, Baum JK (2011) Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database. Fish and Fisheries (in press). doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00435.x

Ricciardi A, Bourget E (1999) Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. Mar Ecol-Prog Ser 185:

Roberts T, Upham P (2012) Prospects for the use of macro-algae for fuel in Ireland and the UK: An overview of marine management issues. Mar Policy 36:1047–1053. doi: 10.1016/j.marpol.2012.03.001

Roesijadi G, Copping AE, Husemann MH, Forster J, Benemann JR (2008) Techno-economic feasibility analysis of offshore seaweed framing for bioenergy and biobased products. 115.

Ross A, Jones J, Kubacki M, Bridgeman T (2008) Classification of macroalgae as fuel and its thermochemical behaviour. Bioresource Technol 99:6494–6504. doi: 10.1016/j.biortech.2007.11.036

Ruffin KK (1998) The Persistence of Anthropogenic Turbidity Plumes in a Shallow Water Estuary. Estuar Coast Shelf S 47:579–592. doi: 10.1006/ecss.1998.0366

Saad R, Margni M, Koellner T, Wittstock B, Deschênes L (2011) Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. Int J Life Cycle Assess 16:198–211. doi: 10.1007/s11367-011-0258-x

Schaefer MB (1954) Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull IATTC 1:27–56. doi: 10.1139/f57-025

Scharlemann J, Laurance W (2008) How green are biofuels? Science 319:43–44. doi: 10.1126/science.1153103

Schenck RC (2001) Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment. Int J Life Cycle Assess 6:114–117.

Schmidt JH (2008) Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. J Clean Prod 16:1929–1942. doi: 10.1016/j.jclepro.2008.01.004

Schmidt JH, Christensen P, Christensen TS (2009) Assessing the land use implications of biodiesel use from an LCA perspective. Journal of Land Use Science 4:35–52. doi: 10.1080/17474230802645790

Singh A, Nigam PS, Murphy JD (2011) Renewable fuels from algae: An answer to debatable land based fuels. Bioresource Technol 102:10–16. doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.032

Singh A, Olsen SI (2011) A critical review of biochemical conversion, sustainability and life cycle assessment of algal biofuels. Appl Energ 88:3548–3555. doi: 10.1016/j.apenergy.2010.12.012

Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdana ZA, Finlayson M, Halpern BS, Jorge MA, Lombana AL, Lourie SA, others (2007) Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. BioScience 57:573–583.

Taheripour F, Hertel TW, Tyner WE, Beckman JF, Birur DK (2010) Biofuels and their by-products: Global economic and environmental implications. Biomass Bioenerg 34:278–289. doi: 10.1016/j.biombioe.2009.10.017

Thrane M, Ziegler F, Sonesson U (2009) Eco-labelling of wild-caught seafood products. J Clean Prod 17:416–423. doi: 10.1016/j.jclepro.2008.08.007

Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D (2001) Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. Science 292:281–284. doi: 10.1126/science.1057544

Toor SS, Rosendahl L, Rudolf A (2011) Hydrothermal liquefaction of biomass: A review of subcritical water technologies. Energy 36:2328–2342. doi: 10.1016/j.energy.2011.03.013

Tseng C (2004) The past, present and future of phycology in China. Hydrobiologia 512:11–20.

Udo de Haes H, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich EG, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpffer W, Krewitt W, Lindeijer E, Müller-Wenk R, Olsen S, Pennington DW, Potting J, Steen B (2002a) Life-Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice.

Udo de Haes HA, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich E, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpffer W, Krewitt W, Lindeijer E, Müller-Wenk R, Olsen SI, Pennington DW, Potting J, Steen B (2002b) Life cycle impact assessment: Striving towards best practice. SETAC Press, Pensacola

Udo de Haes HA, Jolliet O, Finnveden G, Hauschild M, Krewitt W, Müller-Wenk R (1999) Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. Int J Life Cycle Assess 4:66–74. doi: 10.1007/BF02979403

UNEP (2012) Green economy in a blue world - synthesis report. 23.

UNEP (1993) Text of the Convention on Biological Diversity. United Nations, Rio de janeiro

Vogtländer JG, Lindeijer E, Witte JP., Hendriks C (2004) Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA. J Clean Prod 12:47–57.

De Vries M, De Boer IJM (2010) Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. Livestock Science 128:1–11. doi: 10.1016/j.livsci.2009.11.007

Wagendorp T, Gulinck H, Coppin P, Muys B (2006) Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. Energy 31:112–125. doi: 10.1016/j.energy.2005.01.002

Walker DA (2009) Biofuels, facts, fantasy, and feasibility. J Appl Phycol 21:509–517. doi: 10.1007/s10811-009-9446-5

Wallace S (2000) Seafood Watch. http://www.montereybayaquarium.org/cr/cr_seafoodwatch/sfw_aboutsfw.aspx?c=ln. Accessed 14 December 2011

Wang X, Liu X, Wang G (2011) Two-stage Hydrolysis of Invasive Algal Feedstock for Ethanol FermentationF. Journal of Integrative Plant Biology 53:246–252. doi: 10.1111/j.1744-7909.2010.01024.x

Weidema BP, Lindeijer E (2001) Physical impacts of land use in product life cycle assessment. 52.

Wellisch M, Jungmeier G, Karbowski A, Patel MK, Rogulska M (2010) Biorefinery systems - potential contributors to sustainable innovation. Biofuels, Bioprod Bioref 4:275–286. doi: 10.1002/bbb.217

Wessel P (2012) GSHHS coastlines.

Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecol Monogr 30:279. doi: 10.2307/1943563

Whittaker RH (1972) Evolution and Measurement of Species Diversity. Taxon 21:213. doi: 10.2307/1218190

Zhang Y, Singh S, Bakshi BR (2010) Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. Environ Sci Technol 44:2232–2242. doi: 10.1021/es9021156

Zhou D, Zhang L, Zhang S, Fu H, Chen J (2010) Hydrothermal Liquefaction of Macroalgae Enteromorpha prolifera to Bio-oil. Energy Fuels 24:4054–4061. doi: 10.1021/ef100151h

Ziegler F, Eichelsheim JL, Emanuelsson A, Flysjö A, Ndiaye V, Thrane M (2009) Life Cycle Assessment of southern pink shrimp products from Senegal. FAO, Rome (Italy)

Ziegler F, Emanuelsson A, Eichelsheim JL, Flysjö A, Ndiaye V, Thrane M (2011) Extended Life Cycle Assessment of Southern Pink Shrimp Products Originating in Senegalese Artisanal and Industrial Fisheries for Export to Europe. Journal of Industrial Ecology 15:527–538. doi: 10.1111/j.1530-9290.2011.00344.x

Ziegler F, Nilsson P, Mattsson B, Walther Y (2003) Life cycle assessment of frozen cod fillets including fishery-specific environmental impacts. Int J Life Cycle Assess 8:39–47. doi: 10.1007/BF02978747

Ziegler F, Valentinsson D (2008) Environmental life cycle assessment of Norway lobster (Nephrops norvegicus) caught along the Swedish west coast by creels and conventional trawls—LCA methodology with case study. Int J Life Cycle Assess 13:487–497. doi: 10.1007/s11367-008-0024-x

Annexes

Annexe A : Liste des publications

Publications dans des journaux à comité de lecture

Langlois J., Sassi J.-F., Jard G., Steyer J.-P., Delgenes J.-P., Hélias A. Life cycle assessment of biomethane from offshore cultivated seawed. Biofuels, Bioproducts & Biorefining (2012). DOI: 10.1002/bbb.1330 (IF : 5.515)

Langlois J., Fréon P., Steyer J.-P., Delgenes J.-P., Hélias A. Sea use impact category in life cycle assessment: general framework (soumis en décembre 2012 à *International Journal of Life Cycle Assessment*)

Langlois J., Fréon P., Steyer J.-P., Delgenes J.-P., Hélias A. Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factor considering life cupport functions (soumission à *Environmental Science and Technology* en février 2013)

Langlois J., Fréon P., Steyer J.-P., Delgenes J.-P., Hélias A. A new approach for fisheries impact assessment in LCA. (soumission en février 2013 pour *Journal of Cleaner Production*, suite à la sélection de l'article de conférence " LCA food 2012", pour un numéro spécial)

Chapitre de livre

Langlois J., Hélias A., Delgenes J.-P., Steyer J.-P. 2011. Review on land use considerations in life cycle assessment: methodological perspectives for marine ecosystems. In *Towards Life Cycle Sustainability Management*, 85-96. Springer. Matthias Finkbeiner ed.

Présentations orales à des colloques

- **Langlois J**., Hélias A., Delgenes J.-P., Steyer J.-P. Review on land use considerations in life cycle assessment: methodological perspectives for marine ecosystems, Life Cycle Management 2011 (Berlin, Germany, 2011), conference proceedings: 6p.
- **Langlois J.**, Hélias A., Delgenes J.-P., Steyer J.-P. Review on land use considerations in life cycle assessment: methodological perspectives for marine ecosystems, Congrès ACV [AvniR] (Lille, France, 2011), oratrice invitée, suite à la présentation à la conférence LCM Berlin 2011.
- Collet P., **Langlois J.**, Cornelus M., Lardon L., Steyer J.-P., O. Bernard, Hélias A. Algae as source of fuel, Ecotech&tools (Montpellier, France, 2011)
- **Langlois J**., Fréon P., Steyer J.-P., Delgenes J.-P., Hélias A. A new approach for fisheries impact assessment in LCA, LCA food 2012 (Saint-Malo, France, 2012), conference proceedings: 6p.

Posters

- **Langlois J**., Hélias A., Delgenes J.-P., Steyer J.-P. Environmental assessment of a biomethane production system from offshore-cultivated macroalgae, Life Cycle Management 2011 (Berlin, Germany, 2011), conference proceedings: 12p.

  Ce poster a aussi été présenté aux conférences suivantes : Alg'n Chem (Montpellier, France, 2011), Congrès ACV [AvniR] (Lille, France, 2011), Ecotech&tools (Montpellier, France, 2011)
- **Langlois J**., Sassi J.-F., Hélias A., Delgenes J.-P., Steyer J.-P. Life cycle assessment of alginate production, LCA food 2012 (Saint-Malo, France, 2012)

Annexe B : Nouveau chapitre de la thèse

Valorisation des compétences

ED 306 : Sciences des Procédés – Sciences des Aliments

Université de rattachement : Montpellier II

Discipline : Génie des procédés

Mentor : Delphine BAHRI

Algues, production d'énergie et environnement

Date de présentation orale de la valorisation des compétences : 21/06/2012

Directeur de thèse et encadrant : Jean-Philippe DELGENES et Arnaud HELIAS

Laboratoires : Montpellier SupAgro

Rattachement au Laboratoire de Biotechnologies de l'Environnement (LBE, INRA)

Et au Pôle ELSA (**E**nvironmental **L**ife cycle and **S**ustainability **A**ssessment)

B.1 Cadre et enjeux de la thèse

B.1.1 Présentation générale de la thèse

B.1.1.1 Enjeux de mon travail de thèse

Ma thèse a débuté le 01/02/2010. Il s'agit d'un travail d'**éco-conception** d'une filière de production d'énergie à partir de macroalgues cultivées en pleine mer. Ce travail de recherche s'inscrit dans un projet ANR (Agence Nationale pour la Recherche) intitulé « WinSeaFuel », regroupant trois laboratoires de recherche et trois entreprises. Mon salaire est financé dans le cadre de ce projet par Montpellier SupAgro, avec des partenariats étroits avec le Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (LBE) situé à Narbonne.

Cette thèse s'inscrit dans une problématique générale de **développement de nouvelles sources d'énergie** issues de la biomasse. Au cours des dix dernières années, la raréfaction des ressources pétrolières et le changement climatique ont mené de nombreux groupes de recherche et d'industries vers l'utilisation de la biomasse pour la production d'énergie. Parmi ces biocarburants, ceux produits à partir d'huiles végétales ou de bioéthanol ont l'avantage majeur de reposer sur des circuits de distribution existants et des technologies actuelles. Cependant, ils peuvent aussi induire des impacts environnementaux négatifs, causés par exemple par l'utilisation de pesticides et de fertilisants ou par l'utilisation de terres arables à des fins non alimentaires. Par conséquent, leur utilisation est sujette à controverse. Les algues représentent une solution alternative intéressante pour plusieurs raisons :

- leur haut rendement photosynthétique permet une production de biomasse élevée,
- elles n'entrent pas en compétition avec les cultures alimentaires conventionnelles.

L'enjeu majeur de cette thèse est de s'assurer que cette filière innovante de production de bioénergie est effectivement plus respectueuse de l'**environnement** que les filières existantes.

B.1.1.2 Résumé de mon travail de thèse

Pour mener à bien l'éco-conception de cette nouvelle filière de production, la méthode choisie a été l'**Analyse de Cycle de Vie (ACV)**. Il s'agit d'une méthode normalisée ISO, qui donne un cadre clairement défini pour quantifier les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie (du berceau à la tombe). Elle se base sur la réalisation d'un inventaire (recueil de données sur les émissions de polluants vers

l'environnement et les diverses consommations de ressources). Ceci permet de quantifier l'impact de l'activité sur l'environnement dans son ensemble, en limitant au maximum les possibilités de transfert de pollution, mais aussi d'identifier les étapes du procédé qui sont les plus impactantes sur l'environnement et qu'il convient d'améliorer. Ce travail d'éco-conception a ouvert le champ à plusieurs questionnements scientifiques. Deux axes de recherche ont été étudiés dans la thèse.

- Le premier axe est **applicatif** et consiste à utiliser l'ACV pour optimiser la configuration du système WinSeaFuel, pour arriver à une meilleure efficience au niveau énergétique et environnemental.
- L'autre objectif majeur de cette thèse est la prise en compte des impacts de l'utilisation de l'espace en mer en ACV (baptisé « sea use »). Il s'agit de prendre en compte d'un point de vue **méthodologique** à la fois les impacts liés à l'occupation et à la transformation de l'espace marin, de même que cela est déjà fait dans le cas des espaces terrestres.

B.1.2 La thèse dans son contexte

B.1.2.1 Positionnement du projet WinSeaFuel aux niveaux national et international

A l'heure où de nombreux projets internationaux sont lancés pour produire de l'énergie à partir de microalgues, le projet WinSeaFuel se porte vers une voie beaucoup plus accessible d'un point de vue technologique, mais pourtant moins explorée à la fois par les industriels et les académiques (à l'exception des cultures d'algues alimentaires en Asie). En Europe, le lancement de grands appels à projet dans le secteur de l'**éolien offshore** a eu un fort impact pour le lancement de la filière. C'est d'ailleurs dans ce contexte qu'est né le projet WinSeaFuel, porté par La Compagnie du Vent, fortement impliquée dans l'éolien.

Le projet WinSeaFuel est aujourd'hui **un des projets majeurs** dans la recherche sur les algues à vocation énergétique en France et en Europe. L'un des partenaires du projet, le Centre de d'Etudes et de Valorisation des Algues (CEVA), est un acteur central dans le développement de cette filière, de même qu'Aléor, PME travaillant à leurs côtés pour cultiver de la biomasse. Le LBE est aussi fortement impliqué dans des projets majeurs autour de la thématique des algues, notamment les projets Salinalgue, GreenStar et Symbiose, pour la valorisation des microalgues, de même que l'est Naskéo, PME spécialisée dans le montage de projets de méthanisation.

B.1.2.2 Positionnement de la problématique de recherche méthodologique en ACV

L'évaluation de la pertinence environnementale de ce projet se fait au sein de l'**équipe ELSA** (**E**nvironmental **L**ife cycle and **S**ustainability **A**ssessment), groupe de recherche multidisciplinaire dédié à l'ACV et à la durabilité des systèmes, créé en 2008 à Montpellier. Elle est la plus importante structure de recherche publique en France dans ce domaine, regroupant près d'une quarantaine de personnes (doctorants, chercheurs ou enseignant-chercheurs) de cinq instituts différents. La dynamique créée par cette équipe est particulièrement avantageuse pour mener à bien la tâche d'éco-conception du projet WinSeaFuel, notamment grâce à la présence au sein de l'équipe de chercheurs de l'Ifremer-IRD Sète, spécialisés dans le milieu marin. Du fait qu'il s'agit de la première et de la plus grande structure de recherche publique en ACV en France, le pôle ELSA jouit également d'une forte renommée internationale. Par ailleurs, l'ACV est une méthode relativement **récente**. Ainsi, la communauté scientifique travaillant dans ce domaine est-elle encore assez peu abondante, mais néanmoins en plein essor. Cet environnement est particulièrement propice à la publication de nombreuses publications dans ce domaine. Ainsi, cette thèse se trouve à la **croisée de grandes thématiques innovantes** et répondant à **d'importantes demandes sociétales** : la valorisation d'une biomasse nouvelle (les algues), la production de bioénergies, et l'éco-conception en lien avec l'ACV.

B.1.3 Le doctorant dans ce contexte

Ingénieur agronome de formation (Montpellier SupAgro), l'orientation vers la recherche s'est posée tout au long de mes études, plus ou moins clairement, mais toujours en arrière plan. J'avais effectué un stage de cinq mois dans le milieu de la recherche, et mon stage de fin d'étude en bureau d'étude m'avait conforté dans ce choix, me rendant compte que j'avais besoin de **travailler très en profondeur**, et de **ne pas survoler** des questions de fond. Le présent sujet de thèse a été déterminant dans mon choix de me lancer dans cette aventure. En effet, tous mes stages ont porté sur le domaine des **bioénergies** et des **algues** :

- stage de recherche de cinq mois sur la production de biogaz à partir de microalgues,
- stage de six mois pour la valorisation en algoculture d'eaux océaniques profondes pompées dans le cadre de la mise en œuvre d'une bio-climatisation,
- stage de six mois en bureau d'étude pour le développement de projet de méthanisation, avec un accent porté sur un projet de culture de microalgues.

Par ailleurs, les **questions d'environnement me tenaient particulièrement à cœur**. Ainsi, l'étude de la production d'énergie à partir d'algues couplée avec l'éco-conception d'une filière, pour réduire au maximum ses impacts environnementaux, répondaient parfaitement à mes attentes. Ayant été élève à Montpellier SupAgro durant quatre années avant ma thèse, et m'étant orientée vers ce domaine au cours de mon cursus, je connaissais déjà certaines personnes de l'équipe ELSA. Je connaissais également les porteurs du projet (La Compagnie du Vent), auprès de qui j'avais effectué mon stage de fin d'étude. Le secteur que je connaissais était plutôt celui des microalgues, mais les problématiques entre microalgues et macroalgues étant assez proches, je me suis très vite adaptée à cette nouvelle thématique.

B.2 Déroulement, gestion et coût du projet

B.2.1 Préparation et cadrage du projet

B.2.1.1 Définition des objectifs du projet

La thèse est inscrite dans le projet ANR WinSeaFuel. Par conséquent certains objectifs de la thèse avaient déjà été définis avant le commencement de la thèse, en concertation avec les autres partenaires de ce projet, notamment concernant toute la partie applicative (voies d'amélioration des procédés), soit environ un tiers de la thèse. Toute la partie méthodologique, qui concerne la prise en compte en ACV des impacts de l'usage de l'espace en mer a quant à elle été déterminée au cours de la thèse, **sur proposition** de ma part (représentant un volume d'environ les deux tiers de la thèse).

B.2.1.2 Evaluation des facteurs de risques et de succès

Avant le début de ma thèse, j'avais de **bonnes connaissances** de la **digestion anaérobie** (connaissances théoriques acquises durant mon stage de recherche, et connaissances plus larges de la filière acquises au cours de mon stage de fin d'études), ainsi que celles concernant les **procédés** de transformation de la biomasse, grâce à mes études d'agronomie. Par ailleurs, le domaine des algues m'était familier et les principaux partenaires du projet WinSeaFuel avec qui j'ai travaillé sont des références scientifiques reconnues dans leurs domaines. Par contre, je n'avais que de légères connaissances théoriques en ACV, mais allant être immergée au sein d'une équipe spécialisée dans l'ACV, pouvant facilement m'apporter des réponses à mes questions, les facteurs de risque en termes de compétences étaient assez réduits, du moins pour la partie applicative, en lien avec les procédés de production.

L'étude des impacts en lien avec l'**utilisation de l'espace en mer** était quant à elle une orientation du sujet assez **téméraire**, dans la mesure où ni mon encadrant ni mon directeur de thèse n'étaient spécialistes du milieu marin (mais plutôt des bioprocédés, ou de l'évaluation environnementale en général), et n'étant pas moi-même océanographe de formation. Je me suis donc **auto-formée** dans le domaine de l'halieutique. Je suis allée au-devant de chercheurs qui étaient susceptibles de m'aider dans mon travail, afin de les convaincre de l'intérêt de travailler à mes côtés. Au sein de l'équipe ELSA, seule une personne de l'Ifremer-IRD Sète était en mesure de m'appuyer sur cette thématique. De plus, mon encadrement a été assuré par un jeune chercheur dont c'était l'une des premières expériences de suivi de doctorant. Ainsi, les facteurs de risque concernant la partie méthodologique étaient finalement assez forts.

L'équipe ELSA est une équipe jeune en pleine croissance. À mon arrivée, elle comptait 12 membres, contre 36 aujourd'hui. La construction de l'équipe ELSA et sa nouveauté dans le paysage de la recherche française auraient pu être un facteur de risque dans ce projet, mais ce sont surtout les aspects positifs qui ont pris le dessus. Ainsi, le développement de coopérations poussées avec d'autres chercheurs, ainsi que le dynamisme d'ELSA ont été un formidable moteur pour l'avancée de mes travaux et ont généré de riches discussions.

B.2.1.3 Mise en place du pilotage et choix des partenaires

Le pilotage du projet WinSeaFuel a été réalisé par l'ensemble des partenaires du projet, déjà identifiés avant le commencement de ma thèse. Des réunions ont eu lieu tous les six mois (et tous les deux mois par téléphone). La **place transversale de l'ACV** m'a permis d'être en **contact** avec ces différents acteurs en plus de ces réunions régulières.

Une réunion annuelle ou bisannuelle entre le doctorant, son encadrant, son directeur de thèse et des personnes ressources choisies pour leurs connaissances théoriques ou pratiques en lien avec le sujet était imposée par l'école doctorale. Le **choix** de ces personnes s'est porté sur un chercheur d'ELSA pour son expertise en ACV (Philippe ROUX, Irstea), un ingénieur de recherche pour son expertise en ACV de produits aquacoles (Joël AUBIN, INRA de Rennes) et un chercheur associé à ELSA pour son expertise en ACV de produits de la mer, mais aussi et surtout en halieutique (Pierre FRÉON, Ifremer-IRD Sète). Ces personnes ne faisaient pas partie du projet WinSeaFuel et ont donc dû être **démarchées** pour leur participation à ces réunions.

B.2.2 Conduite du projet

B.2.2.1 Planification et principales étapes de la thèse

Le planning de ma thèse est présenté Figure B.1. Les deux grands axes de recherche qui la constituent y sont détaillés. Le premier axe, portant sur la réalisation d'une ACV appliquée à la valorisation des algues, a été l'occasion de rencontrer différents acteurs de la filière en France et de confronter les résultats théoriques acquis lors de recherches bibliographiques avec des résultats expérimentaux. Elle a donc nécessité de nombreuses heures d'inventaires et de recherches pour la caractérisation des procédés. Par ailleurs, cette tâche a nécessité la prise en main d'un logiciel informatique spécifique (SimaPro). L'ACV étant un processus itératif, de nombreux aller-retours ont eu lieu entre l'analyse et le recueil des données, avant les phases de rédaction des articles.

La deuxième partie de cette thèse, portant sur l'intégration des impacts de l'utilisation de l'espace en mer en ACV, a été la plus longue et la plus fastidieuse de la thèse. Elle reposait en effet sur des concepts méthodologiques en construction et non encore consensuels au sein de la communauté scientifique au lancement de la thèse. En effet, l'équivalent de cette question des impacts de l'utilisation de l'espace sur l'environnement en milieu terrestre (appelé « land use ») était encore au stade embryonnaire, alors que les travaux lancés plus spécifiquement sur le milieu marin devaient se baser sur eux. Ainsi, une longue phase de recherches bibliographiques a dû être menée. Par ailleurs, l'acquisition par moi-même de connaissances sur les spécificités du milieu marin ont été une seconde barrière à lever pour une agronome de formation. En termes d'outils, la prise en main d'un logiciel de cartographie (ArcGis), et la recherche de données cartographiques a également été gourmande en temps du fait que j'ai dû me former par moi-même à cet outil.

B.2.2.2 Gestion des relations avec les partenaires scientifiques

La thèse étant financée par un projet ANR, une **collaboration étroite** a eu lieu avec tous les autres partenaires du projet WinSeaFuel. Le premier tiers de la thèse a été une période de **nombreux échanges** avec les acteurs publics et privés du projet. En effet, la première année a été riche en expérimentations et en hypothèses. J'ai alors collecté toutes les données nécessaires à la réalisation de l'ACV appliquée auprès des différents partenaires et j'ai testé les conséquences environnementales des différents scenarios envisagés. L'entente entre les partenaires a été bonne tout au long du projet.

B.2.2.3 Problèmes rencontrés et solutions apportées

Il est important de souligner qu'aucun problème relationnel notable, que ce soit entre les différents partenaires du projet ou bien avec mes encadrants, n'a eu lieu au cours de la thèse. L'éloignement relatif entre mon site de travail (Montpellier) et les sites d'expérimentation (Paimpol en Bretagne et Narbonne) a été largement compensé par une très bonne communication avec les partenaires, incluant des séjours de plusieurs jours à leurs côtés.

Par ailleurs, du fait du **choix d'un sujet** en **limite de mes compétences** et de celles de mon encadrant, j'ai dû prendre un certain nombre d'**initiatives** plus ou moins fructueuses. Cette **prise de risques** et cette **indépendance** m'ont permis une très grande **autonomie**. De ce fait, j'ai pu prendre de **décisions** et **acquérir par moi-même** de nouvelles connaissances, notamment pour la maîtrise de nouveaux outils et de nouveaux domaines d'expertise.

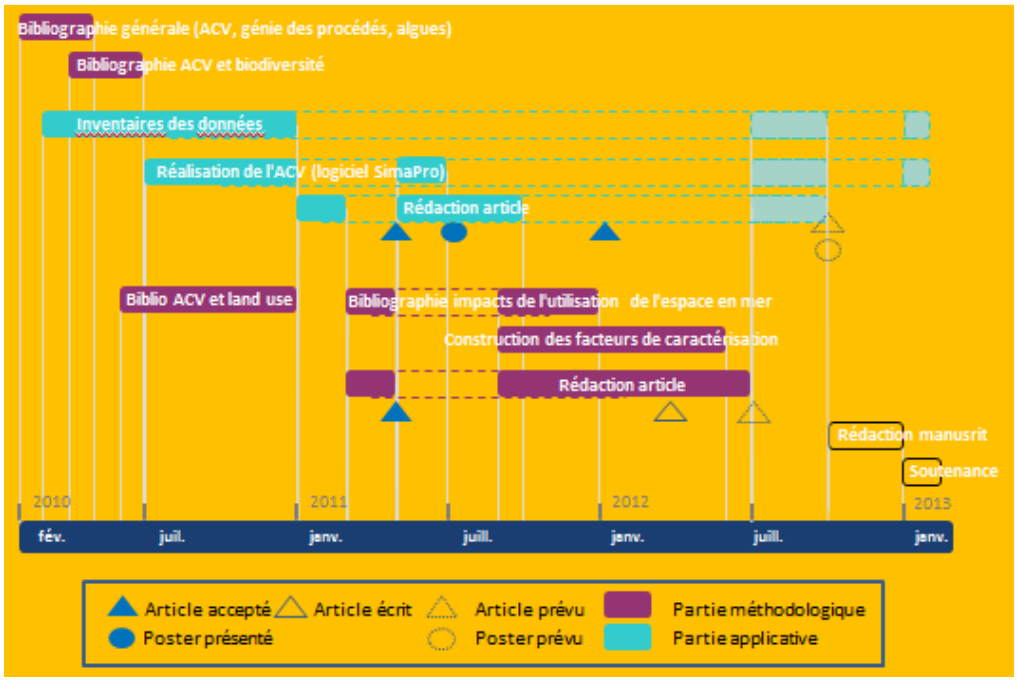

Figure B.1: Planning de la thèse

B.2.3 Estimation et prise en charge du coût de mon projet de thèse

Le coût total de ce projet de thèse a été estimé à **157 004 euros**. Les principaux postes de dépense sont fournis Figure B.2. Du fait qu'il s'agit d'un sujet de modélisation, sans expérience de terrain, les dépenses liées aux consommables sont assez faibles et le **poids des ressources humaines** écrase tous les autres coûts (pesant pour près de 80% du total).

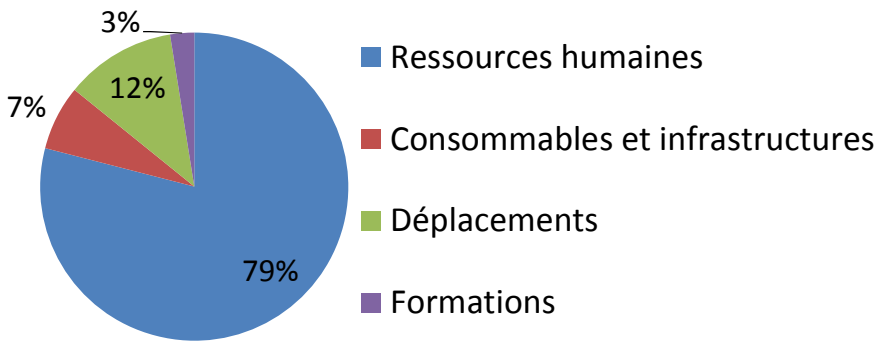

Figure B.2: Répartition des principaux postes de dépenses

La totalité de ces coûts est prise en charge par l'état (à l'exception des coûts d'inscription universitaire, mais qui sont négligeables par rapport au reste). Par ailleurs, les frais de déplacement ont été relativement coûteux, du fait de l'éloignement géographique des partenaires du projet WinSeaFuel (Narbonne et Paimpol en Bretagne) et de l'éloignement du site de l'INRA-Narbonne auquel je suis rattachée. Le détail des données est fourni Table B.1).

Table B.1: Estimation du coût consolidé de la thèse

	€	Coût unitaire	Nombre
Ressources humaines	**124 060**		
Doctorant	91 008	2 528	36
Enseignant chercheur	26 184	4 364	6
Secrétariat	2 304	64	36
Frais de gestion	4 564	127	36
Consommables et infrastructures	**10 704**		
Photocopies, impressions, téléphone, internet	2 880	80	36
Charges d'entretien (ménage, maintenance, électricité, chauffage)	3 024	84	36
Matériel informatique	4 800	4 800	1
Déplacements	**18 300**		
Réunions de coordination	5 300	5 300	1
Actions de dissémination	5 000	5 000	1
Missions de travail scientifique	8 000	8 000	1
Formations	**3 940**		
Inscriptions universitaires	1 440	360	4
Formations	2 500	2 500	1
TOTAL	**157 004**		

B.3 Compétences, savoir-faire, qualités professionnelles et personnelles

B.3.1 Domaines d'expertise scientifique et technique

B.3.1.1 Acquisition de connaissances

Intégration des connaissances en ACV. L'outil d'analyse environnemental utilisé m'était peu familier avant le commencement de ma thèse. Seule une session d'initiation en janvier 2009, au cours de mon cursus d'élève ingénieur à Montpellier SupAgro, m'avait permis de prendre connaissance de la **méthode de l'ACV** (ISO 14 040 et ISO 14 044), ainsi que de m'initier au logiciel SimaPro. Une veille bibliographique régulière m'a informé des enjeux et des développements récents en ACV, ce qui m'a conduit à identifier certaines limites et certains problèmes non résolus, notamment l'intégration des impacts de l'utilisation de l'espace marin.

Le travail effectué s'est focalisé sur la mise au point d'un nouvel indicateur d'impact, basé sur des connaissances bibliographiques spécifiques du **milieu marin**, et basé sur le cadre méthodologique de l'ACV pour la modélisation des impacts de l'utilisation de l'espace en milieu terrestre. Ainsi, le cadre méthodologique du « **land use** » a-t-il été très approfondi.

L'ACV est de plus un outil « global » permettant d'avoir une vision très complète des différents processus impliqués. Des connaissances en **génie des procédés**, avec une forte orientation environnementale, ont donc été acquises au cours de cette thèse.

Intégration de connaissances concernant la culture de macroalgues et la digestion anaérobie. La réalisation d'une ACV du projet WinSeaFuel implique nécessairement l'acquisition de connaissances sur les différents modes de **culture de macroalgues** (selon les espèces, les types de fond, la profondeur…) ainsi que sur les différentes étapes de transformation de la biomasse : **extraction de biomolécules** à haute valeur ajoutée, **digestion anaérobie** et **épuration** du biogaz, transformation **agroalimentaire** pour une consommation directe des algues en aliment. Ces notions ont été ensuite intégrées au cadre conceptuel de l'ACV de manière à pouvoir exploiter les données fournies par les différents partenaires. Ainsi, l'acquisition de connaissances très pointues dans chacun de ces domaines a été nécessaire.

Intégration de connaissances concernant les bioénergies. La thématique plus globale dans laquelle s'inscrit ma thèse porte sur les bioénergies. Afin de bien cerner les atouts et les inconvénients que peuvent présenter les biocarburants issus de biomasse algale, un approfondissement des connaissances relatives aux **biocarburants de 1ère et 2ème générations** acquises au cours de mon cursus d'ingénieur agronome a été nécessaire.

Formations suivies au cours de la thèse. Dès le début de la thèse, j'ai participé à une école-chercheur d'une semaine organisée par mon équipe sur les **problématiques scientifiques spécifiques de l'ACV**[1]. Par ailleurs, j'ai suivi une formation d'une semaine sur la prise en compte des impacts de l'**utilisation de l'espace** en ACV[2]. Cette seconde formation a été prodiguée en Allemagne par l'un des chercheurs les plus renommés dans ce domaine. Enfin, une troisième semaine d'école-chercheur interne a été suivie en mai 2012, portant sur des notions de **recherche pointues en ACV**. Elle a été organisée par l'équipe ELSA, dans un souci de transfert de l'expertise de chacun de ses membres dans un domaine particulier (interventions réalisées par et pour les membres de l'équipe).

Les formations suivies à l'école doctorale SP-SA ont aussi été une source d'acquisition de connaissances et de compétences, pour mieux m'organiser dans mes **recherches bibliogra**phiques[3] et me familiariser avec les pratiques en cours dans le domaine de la **propriété intellectuelle**[4], particulièrement utile dans un projet en lien avec des acteurs industriels, soucieux de ces questions.

De nombreuses journées ont été dédiées à l'acquisition de connaissances, notamment au LBE (INRA-Narbonne), avec l'organisation tous les ans d'un séminaire interne au laboratoire d'une semaine, mais également au sein de l'équipe ELSA, avec l'organisation d'une journée de séminaire scientifique tous les deux mois.

B.3.1.2 Acquisition de compétences

Compétences informatiques. Au cours de ces années de thèse, je me suis formée sur différents logiciels informatiques qui m'ont permis d'acquérir des compétences en **évaluation environnementale** et en **cartographie**. Par ailleurs, la thèse a été l'occasion de parfaire ma maîtrise des logiciels du pack office (traitement de texte, tableurs, diaporamas…).

---

[1] « **Évaluation environnementale** des systèmes de production agricoles : application aux systèmes de production tropicaux »

[2] « **summer-school** : Assessing and communicating the **loss of biodiversity and ecosystem services** »

[3] Module « Recueillir, analyser et produire de l'information scientifique : les outils indispensables du chercheur» suivi au début de ma première année de thèse

[4] Module « Initiation à la valorisation et à la protection de l'innovation »

Parmi ces compétences nouvelles en informatique, il y a eu :

- une formation au logiciel SimaPro®. La formation suivie à Montpellier SupAgro m'avait permis de me familiariser à ce logiciel d'ACV, mais il ne s'agissait que d'une initiation. Au fur et à mesure de l'avancement de la thèse, ma maîtrise du logiciel s'est accentuée, ainsi que mes connaissances sur son fonctionnement grâce à la connaissance des différentes méthodes d'évaluation des impacts utilisées.
- une formation au logiciel ArcGis®. Pour prendre en compte des notions de rareté de la ressource et de production primaire dans les écosystèmes marins à l'échelle globale, des calculs ont dû être effectués à partir de données cartographiées. L'objectif était de coupler des données de productivité primaire à des limites d'écozones (classifications biogéographiques des écosystèmes). Il m'a donc fallu devenir familière avec des logiciels de cartographie : **QuantumGIS** dans un premier temps (logiciel libre), puis **ArcGIS**, offrant davantage de potentialités, notamment pour le traitement de données provenant de la NASA (pour les données de productivité primaire).

Compétences linguistiques. Les articles soumis et en passe de l'être ont été rédigés en anglais, et certaines interventions se sont aussi faites dans la langue de Shakespeare. Ceci m'a permis d'assoir une certaine aisance rédactionnelle et orale dans cette langue.

Compétences en conception. Un des objectifs de la thèse a été de concevoir une filière de production qui minimise les impacts environnementaux. Il a fallu pour cela être capable de :

- **anticiper** les problèmes et **proposer** des solutions,
- **adapter** son discours à chaque partenaire du projet,
- connaître la **technicité** de chaque domaine abordé par la filière de production de bioénergie et biomolécules à partir d'algues.

Compétences en enseignement. Au cours de ma thèse j'ai eu la chance d'effectuer plusieurs missions d'enseignement auprès de publics différents (plus de 80h). Ceci m'a permis de développer mes capacités à **transmettre** un contenu pédagogique, sous forme de cours théoriques et pratiques, et à **m'adapter** à un auditoire. De plus, nous avons eu l'opportunité avec un collègue doctorant travaillant au sein d'ELSA, de mettre en place une formation à l'ACV pour les doctorants de l'école doctorale SP-SA, permettant de bien cerner tous les rouages administratifs en lien avec l'enseignement supérieur.

J'ai eu la chance de pouvoir intervenir en tant que :

- assistante TD en formation continue « Initiation à l'ACV » à Montpellier SupAgro (3x12h).
- responsable d'un module de compétences génériques et de réflexion sur les projets professionnels pour des élèves Licence 1 à l'UM2 (30h).
- assistante TD en formation doctorale « Initiation à l'ACV » à Montpellier SupAgro (12h)
- intervenante en cours en dernière année de cursus ingénieur (équivalent Master2) sur le potentiel de valorisation des macroalgues pour la chimie verte (3x3h)

Compétences humaines et participation à la vie du laboratoire. Le pôle ELSA fédère cinq organismes. Les prises de décision y sont prises au sein d'un « bureau », constitué de 7 collèges : un collège par institution, un collège de l'ACV sociale et un collège des personnels non-permanents (thésards, stagiaires et CDD). J'ai été durant plusieurs mois la **représentante des non-permanents** d'ELSA, ce qui dénote mon **implication** forte dans la vie du laboratoire, ainsi que ma volonté de participer à des réunions d'**orientation** et de prises de décision concernant la **vie collective**.

Par ailleurs, j'ai mis beaucoup d'énergie à **tisser et consolider des liens** avec mes collègues travaillant en dehors du site de Montpellier, notamment par le choix de séjours dans leurs locaux. Ces initiatives ont été particulièrement importantes pour la **fédération** de l'INRA-LBE à Narbonne (mon institut de rattachement) avec l'équipe ELSA, mais aussi pour consolider les liens avec les autres partenaires du projet WinSeaFuel (à Paimpol en Bretagne et à Narbonne).

B.3.1.3 Qualités personnelles

Les nombreuses heures d'enseignement effectuées ont confirmé mon goût prononcé pour l'échange et l'envie d'**apporter du soutien** et d'**encourager** des étudiants ou toute autre personne en demande de savoir et de connaissance. Ayant baigné toute ma jeunesse au cœur d'une famille d'enseignants, le sens de l'écoute ainsi que la capacité de se mettre à la place de celui qui demande sont des qualités qui me sont familières et naturelles. Concernant la prise de décision, il ne s'agissait pas d'une qualité particulièrement développée pour moi avant le début de ma thèse, mais j'ai pu apprendre à la développer dans ce cadre.

Par ailleurs, la thèse m'a permis d'approfondir certaines qualités personnelles, déjà développées en partie au cours de mes premières expériences en stage :

- très forte capacité d'**autonomie**, nécessaire afin de mener à bien ce travail approfondi dans des thématiques en limite de compétence du reste de l'équipe (acquisition de nouvelles connaissances et compétences en toute autonomie et recherche de partenaires scientifiques).
- **prise de risques**, qui m'a apporté une **motivation** et une **énergie** supplémentaires pour l'accomplissement de mes objectifs de travail,
- grande **adaptabilité**, moteur de ma vie personnelle aussi bien que professionnelle.

Ces qualités m'ont permis de me sentir à l'aise au cours de mon travail de thèse, de même qu'ils m'avaient permis de profiter pleinement d'expériences de travail à l'étranger en 2007-2008.

B.3.1.4 Création d'un réseau professionnel

Mon réseau professionnel s'est construit et étoffé au cours de ces années de thèse, mais aussi auparavant au cours de mon cursus d'**ingénieur agronome** (avec l'annuaire des anciens élèves de l'école de Montpellier SupAgro et des contacts avec les personnes qui m'ont encadré au cours des stages effectués pendant cette période).

Les différentes **conférences** auxquelles j'ai participé m'ont amené à rencontrer des doctorants, mais aussi des chercheurs et des industriels travaillant dans des secteurs identiques ou proches du mien. Grâce à ces rencontres, plusieurs pistes professionnelles pourront être approfondies lors de ma future recherche d'emploi. Toutes les personnes avec qui j'ai travaillé sur le projet **WinSeaFuel** sont aussi des contacts privilégiés, car c'est avec et grâce à eux que j'ai pu mener à bien ce projet sur trois ans. Enfin les membres du **pôle ELSA**, et plus particulièrement ceux basés sur le site de la Gaillarde à Montpellier SupAgro, constituent le socle de base de ce réseau en construction.

B.4 Résultats, impacts de la thèse

B.4.1 Impacts scientifiques

Ces trois années de thèse ont été l'occasion de présenter mes travaux dans des revues scientifiques spécialisées et lors d'interventions orales à des conférences. Ces travaux ont

permis d'identifier les principaux points noirs des modes de production du biométhane algal et d'en limiter les effets néfastes par l'amélioration des techniques en amont de la création de la filière. Ils ont aussi pu être utilisés pour la réponse à des appels d'offre nationaux pour le développement de la filière éolienne offshore.

Les travaux spécifiques à la méthodologie de l'ACV apportent des éléments de réponse à une limite souvent pointée du doigt, à savoir la non prise en compte des impacts de l'utilisation de l'espace en mer. Il s'agit d'un manque particulièrement préjudiciable, notamment pour la réalisation d'évaluation environnementale des produits de la mer et des produits aquacoles. Ces travaux serviront de base aux développements méthodologiques futurs dans ce domaine, et pourraient se voir implémenter dans les outils informatiques spécifiques à l'ACV.

Cette thèse va donner lieu à de nombreuses publications. Une publication dans un journal scientifique à comité de lecture a été acceptée concernant l'ACV de biocarburant algal, ainsi qu'un chapitre de livre comme introduction aux travaux méthodologiques sur le sea use. Concernant la conception du cadre méthodologique du sea use, deux publications destinées à un journal scientifique sont en cours de rédaction. Par ailleurs, il est prévu que la partie applicative de la thèse donne lieu à une cinquième publication destinée à un journal scientifique, concernant l'ACV de la biomasse algale en comparaison avec d'autres biomasses terrestres.

Les publications scientifiques et actes de participation à des conférences sont fournies en annexe A.

B.4.2 Impacts personnels

La conduite de ce projet sur trois ans représente une **étape majeure** de ma construction personnelle. Une fois la thèse en route, et au fur et à mesure que le temps s'écoulait, je me suis donnée de plus en plus de **moyens** pour mener à terme cette aventure de la façon qui me satisferait le plus. Cela a certes impliqué quelques sacrifices (comme tout travail de thèse…) mais la rencontre de **personnes passionnées**, notamment par des préoccupations environnementales, thème qui m'est très cher depuis toujours, et constater au quotidien leurs efforts de recherche et leurs questionnements, leurs doutes et leurs réussites, ont été des exemples de persévérance et de belles voies à suivre. Par ailleurs, il s'agit de l'accomplissement de mon cursus universitaire ; en effet, terminer ma scolarité avec l'un des plus hauts diplômes universitaires constitue une profonde réussite à mes yeux.

B.4.3 Pistes professionnelles envisages

J'envisage plusieurs pistes professionnelles à l'issue de ma thèse. Mon objectif principal est de contribuer à la protection de l'environnement en mettant à profit mes compétences dans le domaine des bioénergies et de l'évaluation environnementale. Ainsi, trois types d'opportunités de travail pourraient s'offrir à moi.

B.4.3.1 Recherche dans le secteur public

Je souhaiterai continuer mon parcours dans les domaines qui m'ont toujours tenu à cœur : l'environnement et l'énergie. Ma thèse était plus particulièrement tournée vers les bioénergies, mais une ouverture vers l'évaluation d'énergies plus conventionnelles me plairait également, notamment l'étude des impacts du secteur nucléaire. Par ailleurs, il est primordial pour moi de m'investir au sein d'une équipe pour laquelle la préservation de l'environnement soit au cœur des préoccupations. Les missions de recherche que je souhaiterai développer sont :

- l'évaluation par l'ACV de filières de production de bioénergies (éventuellement à partir d'algues mais pas uniquement),
- l'amélioration de méthodes de prise en compte en ACV des impacts de l'utilisation de l'espace terrestre (land use) et/ou marin (sea use),
- ou l'amélioration des méthodes d'ACV en général, et plus particulièrement sur la prise en compte des impacts radiatifs.

Pour cela, les capacités que je pourrai mettre en avant sont :

- la mise au point de protocoles méthodologiques,
- la capacité d'intégrer des informations de sources diverses,
- l'adaptation aux nouvelles technologies et aux différents projets,
- l'autonomie et l'initiative,
- la maîtrise de l'anglais.

Au cours de ma thèse et de mes études d'ingénieur agronome, j'ai pu être en contact avec des acteurs dont les domaines d'exercice correspondent à mes attentes professionnelles, notamment à l'étranger : université autonome de Barcelone, ETH Zürich, Quantis à Genève… Ces pistes de collaboration future restent à approfondir, mais la prise de contact avec des

personnes y travaillant et étant à l'origine de nombreux projets a déjà été faite. En France, je souhaiterais plutôt intégrer des structures au sein desquelles il est envisageable d'avoir des missions à l'étranger de façon régulière (Cirad, Ifremer, IRD…).

B.4.3.2 Maître de conférences

L'activité de recherche est stimulante en soi et je souhaiterais la coupler à une activité d'enseignement. En effet, suite à mes quelques expériences préalables dans ce domaine je pense que la transmission du savoir est un vrai défi, extrêmement stimulant, et que le contact avec le monde étudiant permet de ne pas perdre pied avec une certaine réalité de terrain. Mon plan d'action pour mener à bien cette recherche d'emploi après la thèse consiste à :

- poursuivre l'activation de mon réseau,
- continuer la prospection et le ciblage de structures correspondant à mes objectifs.

B.4.3.3 Travail dans des organismes décisionnels

La recherche constitue un champ disciplinaire qui me passionne. Néanmoins, tout l'aspect aval de mise en application de la recherche ne peut s'y exprimer : seules des organisations davantage orientées vers la politique peuvent réellement avoir un impact sur les pratiques du monde actuel. Ainsi, l'entrée dans des organismes tels que la FAO (Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), le ministère de l'environnement, ou bien des équivalents à l'échelle européenne pourraient également correspondre à mes attentes professionnelles, si tant est que le travail demandé ne soit pas trop éloigné du monde de la recherche.

Ces trois types de postes correspondent non seulement à l'aboutissement de ma formation de doctorante, mais également à des **valeurs personnelles** qui me sont chères :

- possibilité de **m'exprimer** par la parole et par l'écrit,
- **stimulation intellectuelle**, par la résolution de problèmes et l'apprentissage par moi-même,
- possibilités de **déplacements** fréquents en France ou à l'étranger,
- possibilité de **faire évoluer la société** en fonction de certaines valeurs morales ou humaines.

Annexe C : Suppléments d'information au chapitre 5

Suppléments d'information à l'article du chapitre 5 :

"Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factors considering life support functions"

Soumission prévue à *Environmental Science & Technology*, en février 2013

Juliette Langlois, Pierre Fréon, Jean-Philippe Steyer, Jean-Philippe Delgenès and Arnaud Hélias

C.1 Details on data used for characterization factors (CF) calculation for biomass removal

C.1.1 Sources of the data used

Values of Trophic Level (TL) and Trophic Efficiency (TE) were provided by Pauly and Christensen,[1] according to the type of ecosystems where the biomass is fished (*i.e.* oceanic systems, upwelling systems, tropical shelves, non-tropical shelves, coastal and coral systems). We calculated CF for biomass removal based on these two parameters and a conservative 1:9 ratio of carbon to wet weight, as recommended by the same authors. [1]

C.1.2 Discussion on the accuracy of these data

Data of TL and TE used for CF calculation are available for the main commercial species. Nevertheless, these parameters are not always well known and are based on many estimations.[2] The value of the ratio of carbon to wet weight is also a source of imprecision. Both the value itself (1:9) and its uniqueness for all types of organisms deserve further investigation. Nevertheless, they are all commonly used data in the field of fishing impact assessment.

C.2 Details on data used for characterization factors (CF) calculation for shading

C.2.1 Sources of the data used

Ocean productivity estimates exist with different satellite data sets and alternative productivity algorithms. The mostly used sensor were the Coastal Zone Color Scanner (CZCS) during the period 1978-1986, the Sea-viewing Wide Fiels-of-view Sensor (SeaWiFS) during the period from October 1997 to April 2002 and the Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) from May 2002. It is usually assumed that the light attenuation coefficient is related to the concentration of chlorophyll-a, itself derived from reflectance values. We used data from the MODIS R2012 with standard VGPM.[3] Details on the method of calculation are provided on the Oregon university website.[4] We used a large range of data, in order to account for inter-annual variations of NPP values. More specifically, it was important to avoid the use of a unique year when an El Niño event occurred. We used monthly data provided from year 2003 to 2011,[4] computed using a Geographic Information

System (GIS) software to obtain a worldwide map of the average annual value of NPP. When data were not provided due to low sun angles for high latitudes during winter, the value of zero was attributed.

C.2.2 Discussion on the accuracy of these data

The range of error when measuring the ocean color to quantify NPP is not negligible, due to limited light penetration and reflectance of sea water, in particular when rich in particles (sediments or organisms). A study was performed to compare different models estimating primary production from ocean color: depth-integrated models of primary production from satellite measurements of ocean color and models of general circulation.[5] It appeared that results differed up to a factor 2 for the most complex areas (for sea surface temperature lower than 10°C, and high chlorophyll concentration, exceeding 1 $mg.m^{-3}$ in the Southern oceans), although none of those models was assumed better than another one. Moreover, turbidity is often high in coastal areas, due to terrigenous contribution. Thus, in most cases coastal data are less accurate than deep sea areas and the benthic photosynthetic biomass is not effectively measured by remote sensing. A last weakness for this method of NPP calculation using remote sensing data is that data are not available for the whole year long for the highest latitudes, due to low sun angle in these areas in winter times. We did not account for any production in the case of no data. Although this decision results in a small underestimation of annual production, we found it better than considering missing data that would have resulted in a high overestimation of annual values. Different options such as extrapolation could have been chosen to diminish uncertainty of the characterization factors of shading impacts in the highest latitudes, but it did not appear useful for the order of magnitude we were looking for.

C.3 Details on data used for characterization factors (CF) calculation for seafloor destruction

C.3.1 Sources of the data used for benthic standing biomass

For the assessment of the standing biomass (B) destroyed by anchored constructions, we considered microphytobenthos, macrophytobenthos and macrozoobenthos. Benthic microalgae (also termed microphytobenthos) are living at the sediment/water interface in neritic ecosystems.[6] Values of microphytobenthic primary biomass used for the assessment are provided by depth range for polar, temperate and tropical climates, thanks to a review of

85 studies of benthic microalgae production yields.[6] These values were converted from mg of chlorophyll a to mg of organic carbon using 47.6 as ratio of organic carbon to chlorophyll-a.[7]

Macrophytobenthic standing biomass in seagrass meadows[8] and coral reef ecosystems[9] were converted considering that 33.5% of their dry weight is organic carbon.[10] Data for macrozoobenthic biomass were provided for macroinvertebrates in rocky and sedimentary shores either for intertidal areas[11] or at all depth for more global data.[12] For the conversion from mass of Ash Free Dry Weight (AFDW) to mass of organic carbon, we calculated AFDW as 70 % of dry weight (non-weighted average calculated from mollusks, crustacean and Echinodermata data)[13] and 27% of dry matter for organic carbon.[14] Considering values of 10,14 and 14 for TE in tropical, temperate and polar ecosystems[15] and of 2.6, 2.3 and 2.3 for mean trophic levels of macroinvertebrates,[1] the following equation was used for conversion from mass of organic carbon to organic carbon in primary biomass equivalent:[1]

$$\text{Eq. C-1} \quad NPP_{use} = m\frac{TE^{TL-1}}{9}$$

Generic values of standing biomass such as those provided for microphytobenthos[6] or for macrozoobenthos,[11,12] do not exist for macrophytobenthos (existing meta-analyses on macrophytobenthos rather focus on production). Thus, we had to estimate raw values for standing biomass. The same problem occurred with standing biomass in mangroves. For average values of macrophytobenthos, we used by default the same P/B ratio as for seagrass, considering that production increases as the 0.6 power of their biomass.[10] Then we calculated related values of biomass using the available production data.[16] We applied the same formula to mangrove production values. A zero value was assumed in zones deeper than 60m depth.

C.3.2 Sources of the data used for benthic production

For the assessment of the production avoided due to constructions on the seafloor, we considered the effects on microphytobenthos and on macrophytobenthos. Values of production for macrozoobenthos were not accounted for in order to avoid double counting with the primary biomass which is not produced anymore. Average values for microphytobenthic production are provided by type of ecosystem, for coastal areas shallower than 60 m.[6] The values for macrophytobenthos are provided as average for the coastal areas of less than 50 m-depth.[15] Primary production levels are also specifically provided for mangroves ecosystems and seagrass meadows.[16] As for the values of standing biomass, a value of zero was assumed for production by phytobenthos for zones deeper than 60 m.

C.3.3 Sources of the data used for restoration times

The ranges of recoverability by type of bottom substrate are: high recoverability for muds, high to immediate recoverability for sands, variable recoverability from very high to low for shallow rocky habitats and from high to very high recoverability for deep rocky habitats.[18] Median values for these ranges were extrapolated from MarLIN's recoverability definition,[19] where classes of recoverability are associated with range of recovering time: within days, within a few weeks to 6 months, from 6 months to 5 years, from 5 to 10 years, from 10 to 25 years, more than 25 years and never, for immediate, very high, high, moderate, low, very low and none recoverability respectively. For example, for a recoverability ranging from very high to low, we calculated first the averaged between a few weeks and six months, and second the average between 10 and 25 years. Then we calculated the restoration time as the median between 3 months and 17 years, being 8.9 years.

C.3.4 Sources of the data used for impacts of fishing gears

The model developed by Hiddink et al. used for the impact assessment of trawls on benthic biomass and production was parameterized and validated using data from the North Sea in soft sediments.[20] The authors assumed that their approach is likely to be applicable in other shallow shelf areas. Nevertheless, it has not been applied and validated for other areas. We made the assumption that the impairment to production and biomass potential is equal in proportion in all the regions of the world. But this is a rough assumption, and these data should be refined during a further development stage of this method. Moreover, as impacts of trawling are higher at locations that experience low level of natural disturbance and lower at locations with high levels of natural disturbance (*e.g.* areas frequently subject to wave action),[20] it would be more accurate to calculate region-specific characterization factors. The initial impact of the first trawl pass is usually large, while further increase in the trawling intensity in areas where trawling intensity is already high has a smaller additional effect on biomass and production.[20] We chose not to differentiate between the different trawl passages, in order to simplify the inventory data necessary to use this method: trawling intensity in the studied area might be information hard to collect properly. During destructive fishing, the benthic biomass is destroyed and then the production is reduced.[20] As biomass still remains within the ecosystem, we could have considered that it is still available for the environment. In particular, one part of the macrobenthic biomass in the sediment column can remain as it

was. Nevertheless, we chose to account for its destruction because it is not under the same shape anymore, and it becomes shortly available for their usual predators before degradation.

C.3.5 Values of biomass, production and time of restoration

All the data of standing biomass, NPP and time of restoration calculated for seafloor destruction impact assessment from the sources quoted previously are provided in Table C.1.

Table C.1: Benthic standing biomass and production, and restoration times used for the assessment of sea use impacts on LSF

Ecosystem type	Microphytobenthic		Macrophytobenthic		Macrozoo-benthic	t_{rest}
	B kgC.m^{-2}	NPP kgC.m^{-2}.yr^{-1}	B kgC.m^{-2}	NPP kgC.m^{-2}.yr^{-1}	B kgC.m^{-2}	yr
Intertidal						
Polar, rocky habitat	0.018	0.008	0.195	0.375	0.110	8.9
Polar, sedimentary habitats	0.018	0.008	0.195	0.375	0.005	1.5
Temperate, rocky habitat	0.004	0.068	0.195	0.375	0.110	8.9
Temperate, sedimentary habitats	0.004	0.068	0.195	0.375	0.005	1.5
Tropical, rocky habitat	0.006	0.123	0.195	0.375	0.142	8.9
Tropical, sedimentary habitats	0.006	0.123	0.195	0.375	0.006	1.5
Depth <50-60m						
Polar, rocky habitat	0.018	0.008	0.195	0.375	0.004	8.9
Polar, muds	0.018	0.008	0.195	0.375	0.001	2.7
Polar, sands	0.018	0.008	0.195	0.375	0.001	1.4
Temperate, rocky habitat	0.004	0.068	0.195	0.375	0.004	8.9
Temperate, muds	0.004	0.068	0.195	0.375	0.001	2.7
Temperate, sands	0.004	0.068	0.195	0.375	0.001	1.4
Tropical, rocky habitat	0.006	0.123	0.195	0.375	0.004	8.9
Tropical, muds	0.006	0.123	0.195	0.375	0.001	2.7
Tropical, sands	0.006	0.123	0.195	0.375	0.002	1.4
Mangroves	0.006	0.123	0.195	1.000	0.004	8.9
Seagrasses	0.006	0.123	0.154	0.817	0.004	8.9
Depth >60 m						
Polar, rocky habitat	0	0	0	0	0.004	1.5
Polar, muds	0	0	0	0	0.001	2.7
Polar, sands	0	0	0	0	0.001	1.4
Temperate, rocky habitat	0	0	0	0	0.004	1.5
Temperate, muds	0	0	0	0	0.001	2.7
Temperate, sands	0	0	0	0	0.001	1.4
Tropical, rocky habitat	0	0	0	0	0.004	1.5
Tropical, muds	0	0	0	0	0.001	2.7
Tropical, sands	0	0	0	0	0.002	4

C.3.6 Discussion on the typology by depth

We made the choice to use values of benthic primary biomass and production within the first 50 to 60 m, but these values can also be provided for the whole continental shelf, delimited by

the 200 m depth isobaths.[6,22] This second option would have led to less accurate values for the shallowest areas, where primary biomass and production is by far the highest.[6] On one hand, it would have been advantageous to define ecosystem types corresponding to the provinces used for the shading impacts (see Figure C.1). On the other hand, data could be available for even more precise ecosystem types,[6] detailing values of microphytobenthos for 0 to 5 m, 5 to 20 m, 20 to 60 m, and 60 to 200 m depth; even if most of the biomass concentrates within the first 60 m depth,[6] it is known that some autotroph species can live deeper, including photosynthetic ones.[21] We retained an intermediate solution corresponding to a tradeoff between data accuracy and availability. This choice was also partly due to the lack of data for macrophytobenthos for which the same level of details was not available; only average values for depths smaller than 50m were available at the world scale for this group.

C.3.7 Discussion on the accuracy of these data

Apart from these questions of scale for the typology of ecosystems, the values themselves are quite debatable for microphytobenthic, macrophytobenthic and macrozoobenthic production and biomass. Data we used for microphytobenthos have been supposed underestimated, as stated by the author himself,[6] although at the opposite, some other authors argued that these values were overestimated, because estuaries were not distinguished from the rest of the coastal shelf.[22] Receiving high amounts of nutrients, organic matter and suspended particles, estuaries are extremely dynamic systems usually characterized by strong physic-chemical gradients, enhanced biological activity, and intense sedimentation and resuspension. They are most of the time eutrophic and not nutrient limited.[22] A strong lack of data is of concern for macrophytobenthos: data of production could not be detailed by category of substrate nor of climate. Moreover, no meta-analysis exists for averaged values of biomass, and we had to make the hypothesis that NPP/B ratio was equal for macrophytobenthos and seagrasses, which is a quite rough assumption. Data used for macrozoobenthic biomass were not detailed according to latitude nor depth (except for intertidal zones). For latitude, it is justified by the non-linearity of biomass with latitude for intertidal zones. In fact, grain size and wave exposure are the best single predictors of total biomass for sedimentary shores and rocky shores respectively.[11] Above-ground seagrass biomass increases with increasing latitude. This trend, however, accounted for only 18% of the variance observed when comparing many different samples composed by different species. The below-ground biomass also varied significantly across latitudinal ranges, but without any monotonous trend.[10] Thus, it does not

appear as a priority to provide more detailed characterization factors depending on latitude for seagrasses neither. Musselbeds and sponges could have been added as subcategories of biogenic areas, as done for seagrasses, coral reefs and mangroves. Due to data limitation, we did not include them to this work.

C.4 Summary of the formulas for sea use impact assessment on LSF

Table C.2: Synthesis of the impact assessment calculation for life support functions with Inventory Data (ID) and Characterization Factors (CF)

Intervention	Stock destruction		Occupation		Transformation	
	ID	CF	ID	CF	ID	CF
Biomass removal	m	$\frac{TE^{TL-1}}{9}$	-	-	-	-
Biomass removal - discards	D	$\frac{TE^{TL-1}-1}{9}$	-	-	-	-
Shading	-	-	$A \times t_{occ}$	NPP_{local}	-	-
Seafloor destruction - construction	A	$56\% B_{benthic}$	-	-	A	$\frac{NPP_{benthic1} \times t_{rest2}}{2} + (NPP_{benthic1} - NPP_{benthic2}) \times t_M$
Seafloor destruction – Fishing gears	A	$B_{benthic}$	-	-	A	$21\% \times NPP_{benthic} \times \frac{t_{rest}}{2}$

C.5 Characterization factors for impacts of shading provided by marine provinces

Data of NPP are provided as a world map in the results and discussion part of the paper, in a raster format. In order to make the method usable even without any precise knowledge of the geographic localization where the activity takes place, we also calculated some average values of NPP per marine provinces. A classification had thus to be chosen and adapted for its use with a GIS software. GIS data treatment was necessary to merge ecozones from the MEOW's and GOODS's classifications and to merge ecozones to averaged values of NPP.

The classification of the Marine Ecoregions Of the World (MEOWs), developed by the World Wildlife Fund (WWF) for coasts and shelves consists in a nested system defining 12 realms,

62 provinces and 232 ecoregions.[23] It has been recommended for coastal land use impact assessment.[24] For open oceans and deep-seas, a biogeographical classification exists, built in a compatible way with MEOWs in terms of approaches and definitions.[25] It is called Global Open Oceans and Deep Seabed (GOODS) and delimits 30 pelagic provinces. We used this classification to complement the MEOW and cover the whole ocean surfaces.

The MEOW's classification is provided by ecoregions.[23] We had to merge them into provinces. In the available MEOWs map, ecoregions are defined by the coastal ecoregions themselves, extended to the exclusive economic zone (200 miles off the shore) and to 200 miles on the shore in order to enhance the distinction between the different zones. In reality, the ecoregions are limited by the 200m-isobath and by the coastlines.[23] Thus, the MEOWs provinces were cut out using the 200m-isobath[26] and coastlines.[27] Moreover, despite the wish of the authors to build the GOODS compatible with the MEOWs,[25] they were not perfectly matching. When the GOODS's provinces were overlapping the MEOW's provinces, we retained the MEOW's provinces boundaries as reference.

A transformation of the data was necessary to merge the ecozones with the average annual value of NPP to obtain annual average values of NPP by provinces. It was necessary to account for the size of the pixels, depending on their latitude. According to the recommendations of the authors providing the data,[4] we applied this formula:

$$\text{Eq. C-2} \quad pixel_area = \cos(latitude) \times pixel_area_at_equator$$

considering that pixel area at equator is about $(111.1/6)^2$ km².

We obtained the worldwide map provided in Figure C.1.

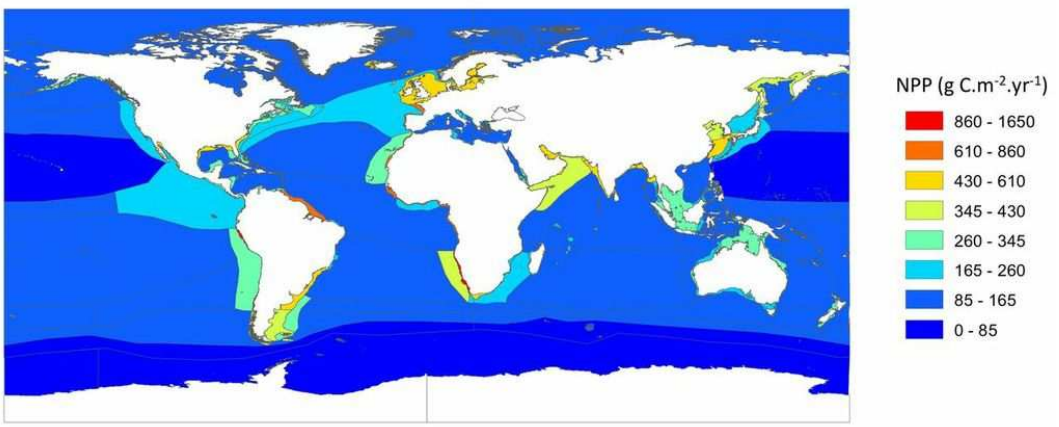

Figure C.1: World map of characterization factors for impacts of shading (yearly NPP by MEOW's and GOODS's provinces for coastal and deep-sea areas). See text for the various references used.

These values are also available in Table C.3 for coastal provinces and in Table C.4 for deep sea provinces.

Table C.3: Average NPP values for coastal provinces

Coastal provinces	NPP (kg $C_{org}.m^{-2}.yr^{-1}$)
Agulhas	467
Andaman	227
Arctic	113
Bay of Bengal	488
Benguela	1316
Central Indian Ocean Islands	167
Central Polynesia	52
Cold Temperate Northeast Pacific	298
Cold Temperate Northwest Atlan...	311
Cold Temperate Northwest Pacific	371
East Central Australian Shelf	219
Eastern Coral Triangle	128
Galapagos	252
Gulf of Guinea	788
Hawaii	110
Java Transitional	211
Lusitanian	657
Magellanic	383
Marshall, Gilbert and Ellis Islands	92
Mediterranean Sea	174
North Brazil Shelf	660
Northeast Australian Shelf	276
Northern European Seas	490
Northern New Zealand	326
Northwest Australian Shelf	225
Red Sea and Gulf of Aden	295
Sahul Shelf	336
Scotia Sea	71
Somali/Arabian	490
South Kuroshio	117
Southeast Australian Shelf	256
Southern New Zealand	293
Southwest Australian Shelf	235
Subantarctic Islands	105
Subantarctic New Zealand	130
Sunda Shelf	271
Tristan Gough	193
Tropical East Pacific	323
Tropical Northwestern Atlantic	281
Tropical Northwestern Pacific	78
Tropical Southwestern Atlantic	218
Tropical Southwestern Pacific	129
Warm Temperate Northeast Paci...	503

Warm Temperate Northwest Atl...	518
Warm Temperate Northwest Pac...	449
Warm Temperate Southeastern...	1122
Warm Temperate Southwestern...	584
West African Transition	1639
West and South Indian Shelf	522
West Central Australian Shelf	341
Western Coral Triangle	189
Western Indian Ocean	197

Table C.4: Average NPP values in deep sea provinces

Deep sea provinces	NPP (kg $C_{org}.m^{-2}.yr^{-1}$)
Antarctic NEW Polar	23
Agulhas Current	172
Antarctic Polar Front NEW	65
Arctic NEW	86
Benguela Current	404
California Current	260
Canary Current	290
Eastern Tropical Pacific	173
Equatorial Atlantic	159
Equatorial Pacific	110
Guinea Current	191
Gulf Stream	237
Humboldt Current NEW	289
Indian Ocean Gyre	112
Indian Ocean Monsoon Gyre	118
Indonesian Through-Flow	137
Inter American Seas	115
Kuroshio	186
Leeuwin Current	135
Malvinas Current	318
Mediterranean	147
Non-gyral Southwest Pacific	135
North Atlantic Transitional	210
North Central Atlantic Gyre	99
North Central Pacific Gyre	81
North Pacific Transitional	159
Red Sea	141
Sea of Japan/East Sea	250
Somali Current	352
South Central Atlantic Gyre	110
South Central Pacific Gyre	93
South China Sea	163
Subantarctic NEW	111
Subarctic Pacific	160
Subtropical Convergence NEW	153

C.6 Bibliography

(1) Pauly, D.; Christensen, V. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* **1995**, *374*, 255–257.

(2) Parker, R. W. R.; Tyedmers, P. H. Uncertainty and natural variability in the ecological footprint of fisheries: A case study of reduction fisheries for meal and oil. *Ecological Indicators* **2011**.

(3) Behrenfeld, M. J.; Falkowski, P. G. Photosynthetic Rates Derived from Satellite-Based Chlorophyll Concentration. *Limnology and Oceanography* **1997**, *42*, 1–20.

(4) Oregon State University Ocean productivity http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/custom.php (accessed Feb 1, 2012).

(5) Carr, M.-E.; Friedrichs, M. A. M.; Schmeltz, M.; Noguchi Aita, M.; Antoine, D.; Arrigo, K. R.; Asanuma, I.; Aumont, O.; Barber, R.; Behrenfeld, M.; Bidigare, R.; Buitenhuis, E. T.; Campbell, J.; Ciotti, A.; Dierssen, H.; Dowell, M.; Dunne, J.; Esaias, W.; Gentili, B.; Gregg, W.; Groom, S.; Hoepffner, N.; Ishizaka, J.; Kameda, T.; Le QuÃ©rÃ©, C.; Lohrenz, S.; Marra, J.; MÃ©lin, F.; Moore, K.; Morel, A.; Reddy, T. E.; Ryan, J.; Scardi, M.; Smyth, T.; Turpie, K.; Tilstone, G.; Waters, K.; Yamanaka, Y. A comparison of global estimates of marine primary production from ocean color. *Deep-Sea Res Pt II* **2006**, *53*, 741–770.

(6) Cahoon, L. The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. In *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*; Taylor & Franis, 1999; Vol. 37, pp. 47–86.

(7) De Jonge, V. Fluctuations in the organic carbon to chlorophyll a ratios for estuarine benthic diatom populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser* **1980**, *2*, 345–353.

(8) Green, E. P.; Short, F. T. *World atlas of seagrasses*; University of California Press, 2003.

(9) Crossland, C. J.; Hatcher, B. G.; Smith, S. V. Role of coral reefs in global ocean production. *Coral Reefs* **1991**, *10*, 55–64.

(10) Duarte, C. M.; Chiscano, C. L. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany* **1999**, *65*, 159–174.

(11) Ricciardi, A.; Bourget, E. Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. *Marine Ecology Progress Series* **1999**, *185*.

(12) Cusson, M.; Bourget, E. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Mar Ecol Prog Ser* **2005**, *297*, 1–14.

(13) Ricciardi, A.; Bourget, E. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Marine Ecology Progress Series* **1998**, *163*.

(14) Atkinson, M. J.; Smith, S. V. C:N:P Ratios of Benthic Marine Plants. *Limnology and Oceanography* **1983**, *28*, 568–574.

(15) Libralato; Coll, M.; Tudela, S.; Palomera, I.; Pranovi, F. Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. *Mar Ecol-Prog Ser* **2008**, *355*, 107–129.

(16) Charpy-Roubaud, C.; Sournia, A. The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. *Mar Microb Food Webs* **1990**, *4*, 31–57.

(17) Mateo, M. A.; Cebrián, J.; Dunton, K.; Mutchler, T. Carbon Flux in Seagrass Ecosystems. In *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*; Springer Netherlands, 2006; pp. 159–192.

(18) Nilsson, P.; Ziegler, F. Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. *Aquat Conserv* **2007**, *17*, 421–440.

(19) Hiscock, K.; Jackson, A.; Lear, D. *Assessing seabed species and ecosystems sensitivities. Existing approaches and development*; MarLIN Report; The Marine Life Information Network: Plymouth, 1999; p. 93.

(20) Hiddink, J. G.; Jennings, S.; Kaiser, M. J.; Queirós, A. M.; Duplisea, D. E.; Piet, G. J. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **2006**, *63*, 721–736.

(21) Graham, M. H.; Kinlan, B. P.; Druehl, L. D.; Garske, L. E.; Banks, S. Deep-water kelp refugia as potential hotspots of tropical marine diversity and productivity. *PNAS* **2007**, *104*, 16576–16580.

(22) Gazeau, F.; Smith, S. V.; Gentili, B.; Frankignoulle, M.; Gattuso, J.-P. The European coastal zone: characterization and first assessment of ecosystem metabolism. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **2004**, *60*, 673–694.

(23) Spalding, M. D.; Fox, H. E.; Allen, G. R.; Davidson, N.; Ferdana, Z. A.; Finlayson, M.; Halpern, B. S.; Jorge, M. A.; Lombana, A. L.; Lourie, S. A.; others Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* **2007**, *57*, 573–583.

(24) Koellner, T.; De Baan, L.; Beck, T.; Brandao, M.; Civit, B.; Goedkoop, M.; Margni, M.; I Canals, L.; Müller-Wenk, R.; Weidema, B.; Wittstock, B. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *Int J Life Cycle Assess* **2012**, 1–13.

(25) Briones, E. E.; Rice, J.; Ardron, J. *Global Open Oceans and Deep Seabed (GOODS) biogeographic classification*; UNESCO, 2009; p. 54.

(26) British Oceanographic Data Centre GEBCO Digital Atlas http://www.bodc.ac.uk/projects/international/gebco/ (accessed May 2, 2012).

(27) Wessel, P. GSHHS coastlines **2012.**

Annexe D : ACV et prélèvement de ressources biotiques en mer (article de conférence)

Présentation de l'article :

"Biotic resources extraction impact assessment in LCA of fisheries"

Article de conférence pour LCA food (Saint-Malo, France), octobre 2012, pp.517-522

Juliette Langlois, Pierre Fréon, Jean-Philippe Steyer, Jean-Philippe Delgenès and Arnaud Hélias

Abstract

Because direct environmental impacts of fisheries can hardly be assessed using conventional methods of Life Cycle Assessment (LCA), we suggest building a new methodological framework to account for most of them. We propose a regionalized method of calculation for characterisation factors dedicated to an uptake of biomass through fishing activities (biotic resources extraction impact assessment). These characterisation factors are proposed for the assessment of impacts on biotic resources depletion and on life support functions of marine ecosystems. The method is applied on two examples of fisheries, to demonstrate that it is relevant for comparisons between different fisheries, exploiting different fish species. A discussion on the compatibility of this method with other frameworks is then performed.

Keywords: Biotic resources extraction, Fisheries, Net primary production, Maximum sustainable yield

D.1 Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) tends to be exhaustive for the impacts it assesses, but as identified by Pelletier et al. (2007), there is a need of improvement to assess impacts of seafood products. In seafood LCA case studies, most authors deemed necessary to add non-conventional indicators (1) to take into account fish removal from their ecosystem and allow comparisons between terrestrial and aquatic food products, (2) to assess depletion of fish stocks and perturbation of the ecosystem by imbalanced exploitation between trophic levels, (3) to assess seafloor damage. To this aim, they used respectively (1) indicators of net primary production use, (2) small-size ratio of target catch, discard ratio, by-catch ratio and fishing-in-balance index, (3) area of seafloor trawled. In order to harmonize these different proposals, Langlois et al. (2011) suggested the creation of a new impact category, called “sea use” by analogy with “land use”, which could allow the assessment of marine ecosystems transformation and occupation impacts. They suggested keeping the most consensual framework of terrestrial land use (Mila i Canals et al. 2007), *i.e.* defining a quality index whose values could be compared from a use to another and varying according to time to reach a new steady state after a certain time of restoration. They quoted the possibility to use an indicator expressing the life support capability of marine ecosystems.

In the case of biomass removal through fishing activities, impacts are especially strong. First, one or more specific stocks of wild species can be depleted by direct biomass removal and their future use by human as a natural resource can be altered (impacts on Biotic Natural Resources (BNR)). Secondly, the total biomass available for the ecosystem functioning is also decreased by this removal as well as the functioning of the whole ecosystem (impacts on Life Support Functions (LSF)). The biodiversity loss due to fishing is also severe, especially the alpha biodiversity for benthic species due to trawls dredging the seabed, with about 75% of the shelf areas trawled worldwide every year (Kaiser et al. 2002), as well as for commercial species and by-catches, due to a high intensity of direct capture (FAO 2010).

In marine ecosystems, ecosystem production and biodiversity tend to display correlations (Libralato et al. 2008) and assessing LSF constitute a challenging issue in the present context of worldwide overfishing. Thus, the present study focuses only on the impact assessment of BNR extractions and ecosystem LSF alteration due to fishing activity; the impacts of fishing on biodiversity loss were not considered here. As underlined by Udo de Haes et al. (2002), both BNR and LSF have to be assessed. These authors explain in detail that it does not consist in double counting because two different areas of protection are considered (natural resources and ecosystem quality respectively). This work details and discusses methods for characterisation factors calculations for these two impact pathways. The method is presented in the section 2 and illustrated with an example of fishery in the section 3. Section 4 opens the way to a discussion on the relevance of the proposed methods and on their compatibility with other existing assessment methods.

D.2 Methods

Two methods of impact assessment are proposed and detailed for BNR and LSF in part D.2.1 and D.2.2 respectively. One of the constraints considered in this study was to provide some results in comparable units.

D.2.1 Fishing activities and biotic resources extraction impact assessment

The goal of biotic resources extraction impact assessment is to characterize to what extent the current biotic extractions worsen the possibilities for human society to cover future needs, due to stock reductions as stated by Udo de Haes et al. (2002). One commonly used reference for fish stock status assessment is the Maximum Sustainable Yield (MSY). This is the highest yield in fish production that can be sustained in the long term (Graham 1935; Schaefer 1954).

It results from the assumptions that current catches at time *t* (C_t) can be increased up to a certain level by increasing the fishing effort (E) because they are compensated by an equivalent fish production. Above the MSY level and its corresponding E_{MSY} level, the renewal of the resource (reproduction and body growth) cannot keep pace with the removal caused by fishing. In this case further increases in exploitation leads to a reduction in yields (Figure D.2). The MSY can either be calculated through different stock assessment methods or can be estimated empirically (Hilborn and Walters, 1992). Rough stock assessments are performed by FAO but the most interesting database is the RAM Legacy Stock Assessment Database, including biological reference points for over 200 stocks (Ricard et al. 2011).

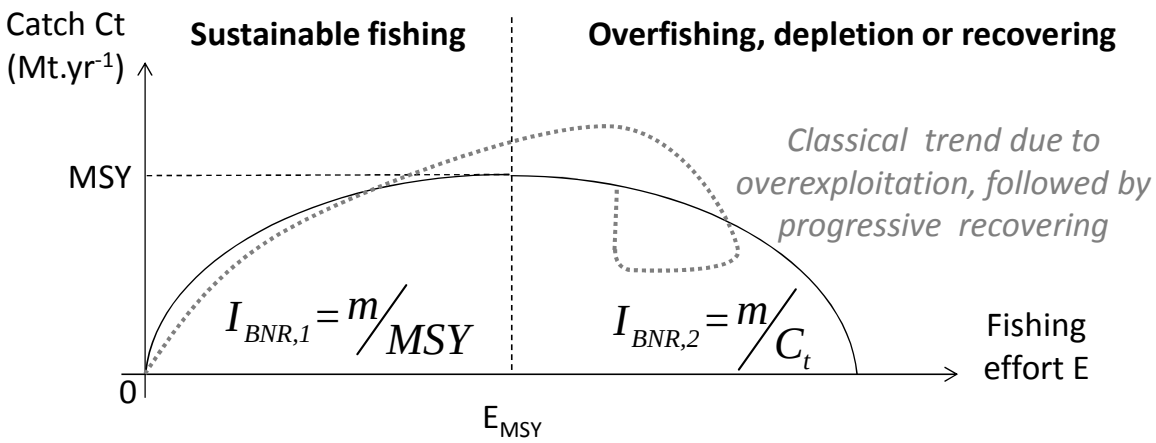

Figure D.1: Trends in catches evolution according to fishing effort (in cases of equilibrium states).

We suggest an impact assessment of BNR depletion corresponding to the uptake of a mass (m) of a given marine species using the MSY related points. This allows a differentiation between different fish species, in relation with the size of their stock and the proportion that can be sustainably removed. The environmental impact on biotic natural resources ($I_{BNR,1}$) is thus calculated using the following formula:

$$\text{Eq. D-1} \quad I_{BNR,1} = \frac{m}{MSY}$$

Thus, impacts of biotic extraction resources are here expressed in potential time of regeneration, i.e. in time required to restore an uptake of a particular species assuming equilibrium conditions. This equation is valid to assess impacts of biotic extractions as long as stocks are not overexploited (underexploited, moderately exploited or fully exploited, following the typology provided by FAO), *i.e.* that their catch never exceeded the MSY value. These cases appear on the left side of the graph in Figure D.2. Nevertheless, FAO estimates

that 32% of the stocks are not in this case, being either (1) overexploited, (2) depleted or (3) recovering from depletion (FAO 2010). This corresponds to cases where C_t is respectively (1) higher than the MSY value, (2) smaller but decreasing because of previous overexploitation or (3) smaller and increasing. These cases appear on the right side of the graph Figure D.1.

I_{BNR} should express that the uptake of one functional unit from an overexploited stock is worse than the uptake of the same unit from a stock species having the same MSY value and being sustainably exploited. Thus it appears important to multiply $I_{BNR,1}$ by a factor depending on the gap between current catches and MSY in the case of overexploited or recovering stocks. This factor should vary from 1 to infinite for values of C_t varying from MSY to zero (when the stock is severely depleted). One of the easiest possibilities for this factor is the ratio MSY over C_t. Thus $I_{BNR,2}$ would become:

$$\text{Eq. D-2} \quad I_{BNR,2} = \frac{m}{MSY} \times \frac{MSY}{C_t} = \frac{m}{C_t}$$

In the particular case of a recent and unsteady overexploitation, where C_t is higher than MSY (Fig. 1; dashed line), we estimated that the impacts should be kept at $I_{BNR,1}$, to avoid minimizing I_{BNR} and to avoid the assessment of a transient state.

D.2.2 Fishing activities and life support functions assessment

The consensual framework of land use (Mila i Canals et al. 2007) has been developed in a context of intense agricultural and urban occupation as well as habitat transformation. Thus, parameters as time occupation or restoration and area used or transformed were particularly important for this impact assessment. In the case of marine activities were there is seldom continuous occupation and often slow habitat transformation, one of the major issues is to assess the quantity of biomass the ecosystem is deprived of (for fishing activities as well as for other uses, see in the discussion section). A quality index related to the alteration of biomass production capability of the ecosystem could be expressed in free Net Production (fNP). The fNP is the amount of biomass produced remaining in the ecosystem and usable for its own functioning after humans have removed a part of it from the ocean. To account for the trophic level of the biomass removed, we can use equivalence with the corresponding quantity of primary production that was necessary to produce it. Thus the quality index could be expressed in free Net Primary Production equivalent ($fNPP_{eq}$), being the Net Primary Production equivalent (NPP_{eq}) produced by the ecosystem minus the Human Appropriation of

Net Primary Production equivalent ($HANPP_{eq}$). Both of them are expressed in kilogram of organic carbon per m² and per year. To fit the framework of (Mila i Canals et al. 2007), the impacts on LSF in marine ecosystems (I_{LSF}) would be the volume defined on Figure D.2, expressed in kg of carbon (equivalent to primary carbon which was necessary for its production). For fishing activities, this quantity of carbon the ecosystem is deprived of, directly corresponds to the NPP_{use}, indicator (in kg C_{eq}) used in some LCA studies to quantify the impacts of seafood products, as described by Papatryphon et al. (2004).

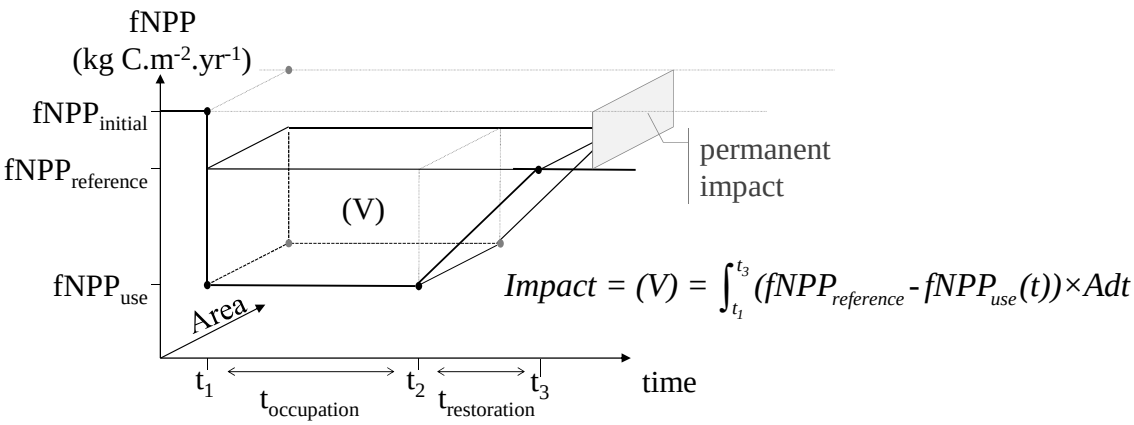

Figure D.2: Graphical presentation of sea use impacts on LSF
inspired from Mila i Canals et al. (2007)

The equivalences between fish masses and primary carbon required to sustain its production can be calculated, considering trophic levels (TL) of the uptake and the transfer efficiency between two trophic levels (TE). Updated values of TL are available per species in the fishbase database (Froese and Pauly 2012) and updated TE values provided by Libralato et al. (2008) according to the types of ecosystems (*i.e.* oceanic systems, upwelling systems, tropical shelves, non-tropical shelves, coastal and coral systems). Based on these two parameters and a conservative 1:9 ratio of carbon to wet weight, NPP_{use} for a biomass uptake (m) in kg of wet weight can be calculated in kg of carbon as proposed by Pauly and Christensen (1995):

Eq. D-3 $$NPP_{use} = \frac{m}{9} \times TE^{TL-1}$$

This assessment has to be regionalized beyond the regionalisation of TE because the impacts are highly depending on the area where it takes place. Moreover, the value of NPP_{use} allows quantifying how much carbon the ecosystem is deprived of, but it does not provide any information about the relative importance of this uptake relative to the total value of free

biomass remaining within the ecosystem. Thus, this “classical” way to assess occupation and transformation impacts can be improved, by adding a factor expressing the scarcity of the biotic resource in the ecosystem. This was suggested by Weidema and Lindeijer (2001) and used by Michelsen (2007) for land use impact assessment. The goal of the factor is to express that for the same amount of biomass removed from the sea, if it is fished in an ecosystem where biomass is scarce, the impacts on ecosystem are worse than if biomass is fished in a fertile one. Two parameters play a role to determine the scarcity of the resource: the ecosystem size ($A_{ecozone}$) and its productivity ($NPP_{mean,ecozone}$). We defined $NPP_{ecozone}$ as the total amount of NPP produced in a given ecozone for a year:

Eq. D-4 $$NPP_{ecozone} = A_{ecozone} \times NPP_{mean,ecozone}$$

Apart from LCA, this parameter was also introduced for fishing activities impact assessment by Halpern et al. (2008) and Libralato et al. (2008). For the calculation of the impacts due to sea use on life support functions (I_{LSF}), we suggest the introduction of this factor.

Eq. D-5 $$I_{LSF} = \frac{NPP_{use}}{NPP_{ecozone}}$$

Thus I_{LSF} expressed the time required to regenerate the amount of biomass removed from the sea. The classification of the zones is based on the Marine Ecoregions Of the World, developed by Spalding et al. (2007) and recommended for land use impact assessment by Koellner et al. (2012). World maps of NPP values for year 2010 are also available (Oregon State University 2010). These two types of data were merged in a Geographical Information System software to compute $NPP_{ecozone}$, also using the 200m-isobath ((British Oceanographic Data Centre 2003) and the coastlines (Wessel 2012).

D.3 Results

The methods developed in the previous section were applied to two simple case-studies of fisheries. The first one is the fishing of 1 kg of Atlantic cod and the second one of 1 kg of herring. They are both fished along the coastal area of the USA (Gulf of Maine). Data used for this assessment as well as the resulting Characterisation Factors (CF) and impacts are detailed in Table D.1.

Table D.1: Data used for characterisation factors calculation and results obtained.

	Type of data *[unit]*	Fishery 1	Fishery 2
Inventory data	m *[kg ww]* [a]	1	1
	Ecozone	Gulf of Maine	Gulf of Maine
	Species	Atlantic herring	Atlantic cod
Data used for Characterization Factors (CF) calculation	Stock status (2004)	Recovering from depletion	Depleted
	Catch *[kg ww.yr^{-1}]* [a]	114 090[b]	4 950 [c]
	MSY[d] *[kg ww.yr^{-1}]* [a]	194 000	31 159
	TL	3	3.8
	TE (%)	14	14
	NPP_{use} *[kg C_{eq}]*	22	180
	$A_{ecozone}$ *[m²]*	136 E9	136 E9
	$NPP_{ecozone}$ *[kg C.yr^{-1}]*	6.8 E10	6.8 E10
CF	CF_{BNR} *[yr.kg ww^{-1}]* [a]	8.8 E-15	2.0 E-13
	CF_{LSF} *[yr.kg C^{-1}]*	3.2 E-10	2.6 E-9
Impact	I_{BNR} *[yr]*	8.8 E-15	2.0 E-13
	I_{LSF} *[yr]*	3.2 E-10	2.6 E-9

[a] *ww: wet weight*

[b] *Average values from 2001 to 2005*

[c] *Average values from 2003 to 2007*

[d] *Informative data (not used for these particular assessments)*

Both in the case of biotic natural resources extraction impacts and of life support functions, impacts of Atlantic cod fishing are higher than for Atlantic herring. This is due to a previous severe depletion of the cod stock, a relatively small value of its MSY and its higher trophic compared to herring.

D.4 Discussion

The MSY-related biological reference points have been widely debated, first because they are based on equilibrium conditions or steady states periods not always observed and on the assumption that production in the ecosystem can reach a stable and unique maximum (Larkin 1977). Furthermore, single species stock assessment methods do not seem accurate for a sustainable management of marine resources and an ecosystem-based management is preferred (Botsford et al. 1997). However, these reference points are still the most commonly used to compare multiple stocks, even if not used by all management agencies (Ricard et al. 2011). The biomass reference point B_{MSY} is the internationally agreed and legally binding

reference point for managed fisheries in the United Nations Convention on the Law of the Sea and the United Nations Fish Stock Agreement and provides a useful basis for comparing stocks (Ricard et al. 2011). The expression of $I_{BNR,2}$ as the inverse of current yearly catches can appear as a loss of the information due to the exclusion of MSY. Nonetheless, since this assessment is applied for the interval MSY-extinction of the stock, and C_t is bounded to MSY, MSY is still indirectly taken into account in this assessment. Furthermore it would be difficult to provide a more precise and simple assessment because the impacts induced by fishing on overexploited stocks are hardly predictable. Thus, it is hard to assess these impacts using any simple indicator, except for stocks where information about the current stock biomass (B_t) and the stock biomass at MSY (B_{MSY}) would be available. In these cases, the gap between B_t and B_{MSY} could provide a relevant information on the severity of the impact.

NPP_{use} allows the assessment of impacts due to biomass removal for the biomass landed as well as for the discards, within the same impact category. It should be noted that the calculation of oceanic NPP at a global scale using remote sensing and global models is not very accurate: a factor two exists for resulting NPP values, depending on the methods used for the calculation (Carr et al. 2006). It is mainly due to the integration of the vertical dimension of the sea. This assessment is especially uncertain in coastal areas, due to a high level of sediments in the water column, and in some deep oceanic waters where a chlorophyll deep maximum layer is observed. Moreover, the indicator NPP_{use} also presents some limits: it does not allow the recognition of an imbalance induced by fishing activities. The new impact category we propose encourages the catches in lower trophic level. This could be detrimental if this practice would become excessive.

To allow a good consistency between the different impact categories, BNR and LSF impact assessment must fit existing frameworks. For BNR, the framework is neither well defined nor consensual yet, as no operational methods has been developed in LCA. Udo de Haes et al. (2002) reviewed some suggestions for the operationalization of BNR assessment, using the balance of exploited biomass for every species, according to its worldwide use and natural replenishment (in kg per year). This balance of overexploited biomass is bounded on zero if the use is smaller than the replenishment. It is then divided by the worldwide stock of this species or its squared value according to the authors. The resulting ratio (Q) is the inverse of the time required to destroy the stock for this species. Udo de Haes et al. (2002) suggested the use of the Red list database edited by the International Union for Conservation of Nature. It provides a level of endangerment of the species, which can be converted to coarse values of

(Q), but this method of calculation does not allow a precise differentiation between species (especially for those used below their rate of replenishment). One of the major advantages of our method is that it sidesteps these limitations.

Regarding the applicability of the framework developed for LSF impact assessment to other marine activities**,** fNPP appears particularly relevant as quality index: in the case of shading impacts due to constructions, or in the case of seafloor destruction due to constructions or destructive fishing, fNPP is also decreased. Thus, both indicator and methodology would be relevant (Langlois et al, in preparation). Moreover, I_{LSF} is compatible with terrestrial land use impact assessment, as the same types of data are also available for terrestrial ecosystems (availability for values of NPP_{use} or $\Delta fNPP_{eq}$ by type of use, biogeographical classifications and maps of NPP).

D.5 Conclusion

Thanks to these two new impact categories, both impacts on production capability (I_{LSF}) and stock status (I_{BNR}) can be assessed using the same unit (time), which could quite easily be extended to other impact pathways linked with land or sea use. Data required for the I_{BNR} calculation were easily available, and this would be the case for most exploited stocks. The same advantage can be underlined for I_{LSF}. Thus, the methodology proposed for biomass removal from the ocean seems promising.

Alterations of habitat by biodiversity damage have been excluded, as well as damage of benthic habitats due to trawls. This should constitute the next step of methodological improvement for this impact assessment.

D.6 Bibliography

Botsford, L. W., Castilla, J. C. and Peterson, C. H., 1997. The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. Science 277 (5325), 509–515.

British Oceanographic Data Centre, 2003. GEBCO Digital Atlas, (consulted May 2012 http://www.bodc.ac.uk/projects/international/gebco/)

Carr, M.-E., Friedrichs, M. A. M., Schmeltz, M., Noguchi Aita, M., Antoine, D., Arrigo, K. R., Asanuma, I., et al., 2006. A Comparison of Global Estimates of Marine Primary Production from Ocean Color. Deep-Sea Res Pt II 53 (5-7), 741–770.

FAO, 2010. Part 1: World review of fisheries and aquaculture , in: FAO (Eds), State of World Fisheries and Aquaculture, 2010. Rome, pp. 3–89.

Froese, R. and Pauly, D., 2012. Fishbase. World Wide Web electronic publication

Graham, M., 1935. Modern Theory of Exploiting a Fishery, and Application to North Sea Trawling. ICES Journal of Marine Science 10 (3), 264–274.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., et al., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science 319 (5865), 948–952.

Hilborn, R. and Walters, C. J., 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Rev Fish Biol Fisher 2 (2), 177–178.

Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S. and Poiner, I. R., 2002. Modification of Marine Habitats by Trawling Activities: Prognosis and Solutions. Fish and Fisheries 3 (2), 114–136.

Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., i Canals, L., Müller-Wenk, R., Weidema, B. and Wittstock, B., 2012. Principles for Life Cycle Inventories of Land Use on a Global Scale. Int J Life Cycle Assess 1–13.

Langlois, J., Hélias, A., Delgenes, J. P. and Steyer, J. P., 2011. Review on Land Use Considerations in Life Cycle Assessment: Methodological Perspectives for Marine Ecosystems, in: Finkbeiner, M. (Eds), Towards Life Cycle Sustainability Management. Springer, Berlin, pp. 85–96.

Larkin, P. A., 1977. An Epitaph for the Concept of Maximum Sustained Yield. T Am Fish Soc 106 (1), 1–11.

Libralato, Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F., 2008. Novel Index for Quantification of Ecosystem Effects of Fishing as Removal of Secondary Production. Marine Ecology Progress Series 355, 107–129.

Michelsen, O., 2007. Assessment of Land Use Impact on Biodiversity. Int J Life Cycle Assess 13 (1), 22–31.

Mila i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R. and Rydgren, B., 2007. Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. Int J Life Cycle Assess 12, (1) 5–15.

Oregon State University, 2010. Ocean Productivity, (consulted February 2012 http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/custom.php)

Papatryphon, E., Petit, J., Kaushik, S. J. and van der Werf, H. M. G., 2004. Environmental Impact Assessment of Salmonid Feeds Using Life Cycle Assessment (LCA). AMBIO: A Journal of the Human Environment 33 (6), 316–323.

Pauly, D. and Christensen, V., 1995. Primary Production Required to Sustain Global Fisheries. Nature 374 (6519), 255–257.

Pelletier, N. L., Ayer, N. W., Tyedmers, P. H., Kruse, S. A., Flysjo, A., Robillard, G., Ziegler, F., Scholz, A. J. and Sonesson, U., 2007. Impact Categories for Life Cycle Assessment Research of Seafood Production Systems: Review and Prospectus. Int J Life Cycle Assess 12, 414–421.

Ricard, D., Minto, C., Jensen, O. P. and Baum, J. K., 2011. Examining the Knowledge Base and Status of Commercially Exploited Marine Species with the RAM Legacy Stock Assessment Database. Fish and Fisheries (in press).

Schaefer, M. B., 1954. Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries. Bull. IATTC 1 (2), 27–56.

Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdana, Z. A., Finlayson, M., Halpern, B. S., et al., 2007. Marine Ecoregions of the World: a Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. BioScience 57 (7), 573–583.

Udo de Haes, H. A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., Jolliet, O., et al., 2002. Life cycle impact assessment: Striving towards best practice, SETAC Press, Pensacola.

Weidema, B. P. and Lindeijer, E., 2001. Physical Impacts of Land Use in Product Life Cycle Assessment, Technical University of Denmark.

Wessel, P., 2012. GSHHS Coastlines, SOEST Univesity of Hawai'i, Honolulu (consulted February 2012, http://www.soest.hawaii.edu/pwessel/gshhs/index.html).

Annexe E : ACV et production de biométhane algal

Retranscription de l'article :

"Environmental assessment of a biomethane production system from offshore-cultivated macroalgae"

Article de conférence pour LCM Berlin (Berlin, Allemagne), septembre 2011, présenté comme poster

Juliette Langlois, Arnaud Hélias, Jean-Philippe Delgenès, Jean-Philippe Steyer

Abstract

Biofuels from algal biomass seem to be a promising source of bioenergy for the future. Life Cycle Assessment (LCA) is an efficient tool for quantifying environmental impacts of bio-based materials. To assess if macroalgae is effectively an environmentally friendly feedstock for bioenergy production, a comparative LCA is used in this study. The functional unit used is one MJ consumed in an internal combustion engine. Methane from anaerobic digestion of macroalgae is compared to natural gas as a fossil fuel reference. The study is carried out on the brown seaweed Laminaria saccharina cultivated in a coastal environment. The ReCiPe method is used for the impact assessment. The results highlight that one of the key improvements to focus on is electric consumption. A first stage of ecodesign by coupling offshore wind turbines and seaweed production allows enhancements. Interesting levels of impacts by comparison with the fossil fuel reference are reached: reduction of 51.0% of the greenhouse gas emissions and of 72.4% of the fossil depletion. Despite its recent attention, further improvements can be achieved in the near future to make the use of macroalgae for biofuels production competitive compared with terrestrial feedstock from an environmental point of view.

E.1 Introduction

Biofuels production is worldwide increasing [1]. However, many uncertainties remain about environmental impacts of such bio-based fuels, especially on land use and food crop production competition, but also on pollution transfers. The production of some of them leads to a decrease of the environmental quality, replacing fossil depletion and greenhouse gas emissions by eutrophication [2,3] resource depletion, ecotoxicity, biodiversity loss [2], acidification, ozone depletion and human toxicity [3]. To avoid those impacts and to override technical barriers and cost effectiveness of the second generation biofuels, the use of an algal feedstock for energetic applications appears to be promising [4,5,6]. Microalgae have been particularly studied [7,8] but less attention has been given to macroalgae (seaweeds). However there are assumed to possibly become a new feedstock for bioenergy in the future [4,5,9]. As a macro-organism cultivated in a natural environment, they need neither sophisticated cultivation systems (raceways or photobioreactors) nor harvesting systems (centrifugation or flocculants). Moreover, offshore growth can reduce eutrophication in eutrophic zones [9].

Life Cycle Assessment (LCA) is an efficient tool for quantifying environmental impacts of bio-based materials. Two previous LCA have been carried out on bioenergy from macroalgae [10,11]. The present study focuses on the production of biogas from macroalgae using a dedicated offshore cultivation system, which, to our knowledge has not been performed yet. Anaerobic digestion is a widely used technology for sludge from wastewater treatment and/or biomass treatment. It has been well known for decades, including algae [12,13]. In the present study we focus on the anaerobic processing of applied to the brown seaweed *Laminaria* (kelps), the most important genus of seaweed harvested in the world [14]. More especially, we focus on *Laminaria saccharina*, which naturally grows along the French coast. They are cultivated on long-lines in a coastal environment, after a plantlets production in a nursery. They are then transformed into biogas in an anaerobic digestion plant.

The goal of this study is to assess if biomethane from offshore cultivated macroalgae is more environmentally friendly than natural gas. A theoretical scenario, using basic actual knowledge and technics of production is analyzed by contribution analysis using the ReCiPe midpoint method (hierarchist version). Then several improvement pathways are assessed, changing the nature of the electricity used to heat the digesters and to feed facilities in the nursery, the anaerobic digestion plant and the gas station. A comparative LCA is performed, between biomethane produced by anaerobic digestion of fresh *Laminaria saccharina* and natural gas from EcoInvent database [15] as a fossil fuel reference.

E.2 Definition and inventory of the system

E.2.1 Goal and scope definition

To allow a comparison between biomethane from macroalgae and natural gas for fuel, the functional unit is to consume 1MJ of fuel in an internal combustion engine. The Recipe method is used with EcoInvent v2.2 database and SimaPro 7.3 software to carry out the impact assessment. According to the principles of exhaustiveness in LCA [16], the inventory includes all steps of cultivation and harvesting of the biomass, its transformation to biomethane provided at a gas station and its combustion. Facilities construction and dismantling, and extraction and transportation of resources are taken into account. Figure E.1 shows an overview of the whole system, from the seaweed cultivation to the use of biomethane.

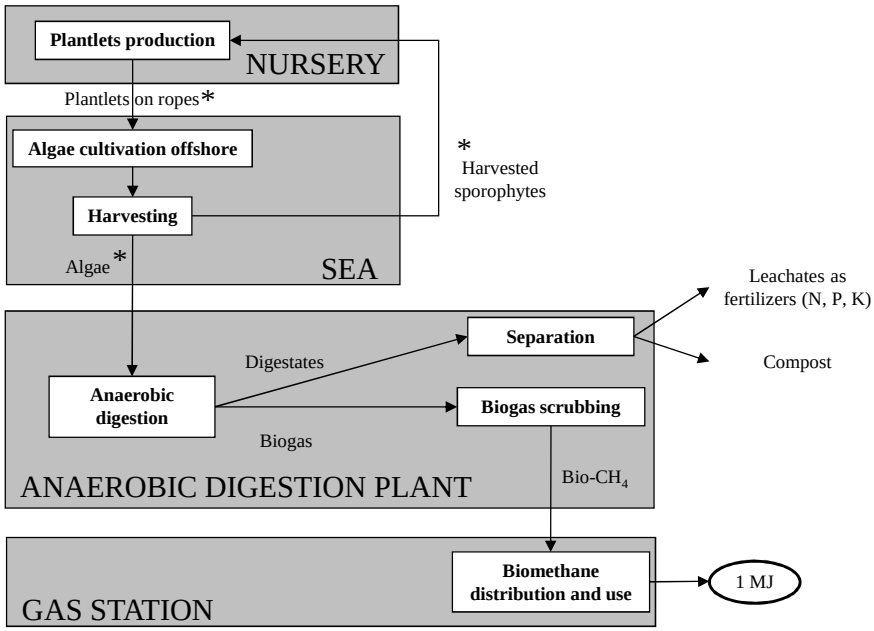

Figure E.1: Overview of the production system of biomethane from macroalgae cultivated in open ocean

(* stands for boat transportation)

The substitution method has been used to take into account anaerobic digestion by-products (phosphate, ammonium and potassium dissolved in the leachates, and compost produced from the solid part of the digestates), used as fertilizers. This is done in accordance with the ISO guidelines, which suggest preferring substitution instead of allocation when it is possible [16].

The analysed process chain refers to a hypothetical system based on extrapolation from semi-industrial production systems for biomass production (Aleor®, producer of seaweed). The anaerobic digestion has been scaled up (Naskeo Environment®, anaerobic digestion plant designer) on the basis of laboratory experiments (INRA-LBE). Standard rules are considered for materials transportation [17] and substructures replacement (30 years lifespan for the plants and replacement of electrical facilities every 10 years). After building, dismantling and facilities replacement, concrete, mineral wool, polypropylene, polyethylene, polyethylene terephthalate, polyvinylchloride, bricks, cement fibre, steel and iron are recycled. The rest of the materials are landfilled. Electricity comes from the European production mix.

E.2.2 Process inventory of the reference scenario

E.2.2.1 Plantlets production onshore

Laminaria saccharina cannot be grown by vegetative propagation. An alternation of generations needs to be done through a reproductive cycle in a nursery [18]. Two main steps

occur: spores collection from wild harvested sporophytes and plantlets cultivation in ponds from the collected spores. All data about the nursery come from an algae producer, in accordance with technics described in the literature [19]. Only two cycles of production of *Laminaria saccharina* per year have been taken into account. No drying and consequently no storage are considered. Thus, an annual usage rate for facilities use has been defined: 50% for the nursery and the digestion plant, and 75% for the offshore facilities.

The production of spores lasts for one day, and it requires only a few inputs to be carried out: after the cut of fertile zones on the sporophytes and three washings, fertile pieces of algae are subjected to a hydric stress. Then a solution is recovered from the stressed pieces and can be used to inseminate the cultivation ponds.

The production of plantlets lasts for one month and many inputs are required. For the growth (in concrete ponds), mineral fertilizers, fluorescent lamps, spargers for bubbling, booster and circulation pumps are required. Control of water temperature is not considered. The nursery is a closed building (agricultural shed) to allow control of the photoperiod (18 hours.day^{-1} on average). Pumped seawater is filtered and then treated under ultraviolet lamps before being used for the plantlets cultivation in ponds. Spores production is particularly sensitive to bacterial contamination, so the cleaned up seawater is also treated in an autoclave before its use to induce sporulation.

E.2.2.2 Open ocean cultivation and harvesting

Macroalgae are cultivated by tying them to anchored floating lines on a coastal environment. One longline raft unit is described on the Figure E.2. It consist in 150 m long culture ropes, tied to 10 m long structural ropes. They are anchored to the bottom by chain cables and concrete blocks at each corner and every 50 m in the length. The culture and structural ropes are kept 2 m below the surface. Ropes are made in polyamide, chain cables in galvanised steel, buoys in polypropylene and blocks in fibrous concrete. Macroalgae are wound on small polyamide ropes, with a ratio of 1.25 m per meter of culture rope.

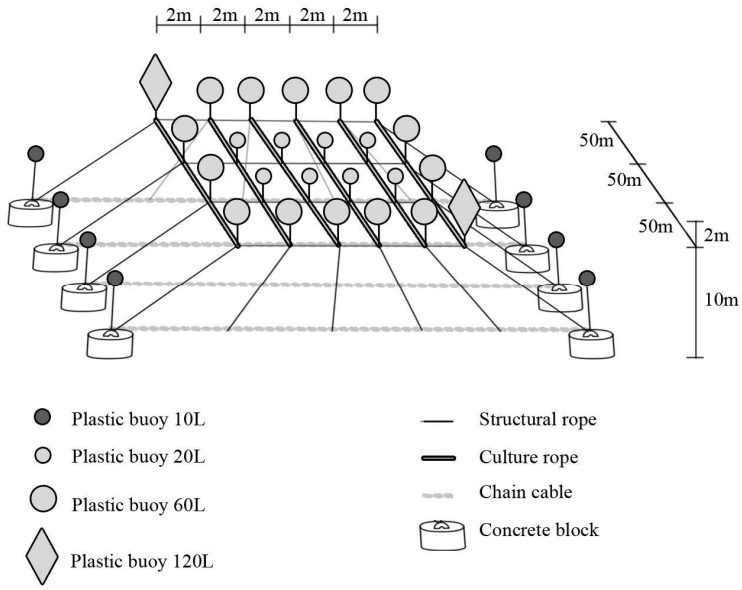

Figure E.2: Schematic representation of the longline raft

During their growth, the seaweeds capture carbon dioxide, light, and nutrients through photosynthesis, like any other plant. For *Laminaria saccharina*, the uptake reaches 21 g $N.kg^{-1}$ dry weight (dw) and 4.5 g $P.kg^{-1}$ dw [experimental data]. In a context of concern for coastal ecosystems because of eutrophication [20] this uptake consists in a positive impact on the environment [9]. It can be considered as a way to remediate anthropogenic nutrients in excess. The net balance for CO_2 is null, as it is not stored but released in the atmosphere when the algal biomethane is burnt. Only losses of biomethane in the anaerobic digestion plant and in the gas station are taken into account. The productivity of wet biomass on longlines after 4 months in sea is 8.95 $kg.m^{-1}$ [21]. Biomass is harvested by a boat consuming 8.3 $x10^{-2}$ kg $diesel.km^{-1}.t^{-1}$ of fresh biomass harvested. The distance between the coast and the cultivated area is 10 km.

E.2.2.3 Biomethane and fertilizers production by anaerobic digestion

A description of the anaerobic digestion plant has been performed according to expert knowledge. Anaerobic digestion and biogas purification have been sized up based on state-of-the-art engineering for urban sludge treatment applications. Seven completely stirred tank reactors of $8.17x10^3$ m^3 utile volume has been designed, with replications to reach a production capacity of 2MW in total. Home consumption of 26.7% of the produced biogas allows heating the anaerobic digesters to a mesophilic range of temperature.

We consider that all the ammonium, phosphate and potassium oxide contained in the liquid phase of the digestates have the fertilizing value of the equivalent mineral fertilizer: ammonium sulphate for Nitrogen, single superphosphate for Phosphorus, and potassium chloride for Potassium. The compost production has been considered equivalent to terrestrial composting, avoiding collecting waste biomass by private individuals. The hypotheses used to size up the plant and the results of this modelling are written in Table E.1.

Table E.1: Performances for anaerobic digestion (measured from BioMethane Potential (BMP) on *Laminaria saccharina* harvested in spring) and sizing of the biomethane production plant

	Parameter	Unit	Value
Anaerobic digestion performances [exp. data INRA]	Methane yield	$Nm^3CH_4.t^{-1}$ DM	147.8
Fertilizing potential (substitution)	Nitrogen	g $N.kg^{-1}$ DM	16.3
	Phosphorus	g $P_2O_5.kg^{-1}$ DM	8.0
	Potassium	g $K_2O.kg^{-1}$ DM	116.2
	Compost	$kg.kg^{-1}$ DM	0.3
Digesters characteristics (industrial design)	Biomass inflow	t $DM.day^{-1}$	128
	Retention time	day	43
	Loading rate	kg $DM.m^{-3}.day^{-1}$	2.3
	Electricity consumption (without heat)	$kWh.day^{-1}$	$4.3x10^3$
	Raw biomethane yield	m^3 $CH_4.day^{-1}$	$1.86x10^4$
	Biogas home consumption	%	26.7

DM = Dry Matter

E.3 Results and discussion

E.3.1 Contribution analysis in the reference scenario

The results of LCA applied to the scenario of reference for the production of 1MJ of biomethane from macroalgae burnt within an engine are shown on Figure E.3.

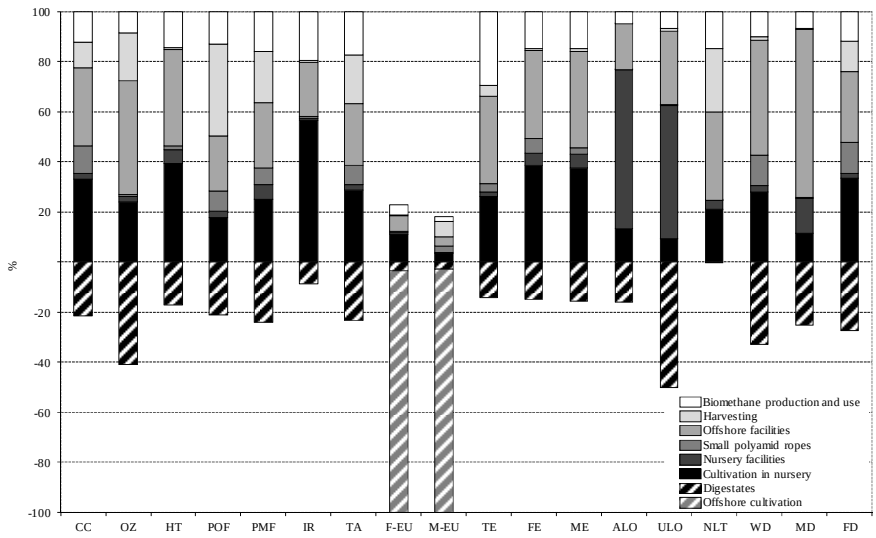

Figure E.3: Environmental impacts of the production of biomethane by macroalgae

(CC=Climate Change, OZ=Ozone Depletion, HT=Human Toxicity, POF=Photochemical Oxidant Formation, PMF=Particulate Matter Formation, IR=Ionising radiation, TA=Terrestrial Acidification, F-EU=Freshwater Eutrophication, M-EU=Marine Eutrophication, TE=Terrestrial Ecotoxicity, FE=Freshwater Ecotoxicity, ME=Marine Ecotoxicity, ALO=Agricultural Land Occupation, ULO=Urban Land Occupation, NLT=Natural Land Transformation, WD=Water Depletion, MD=Metal Depletion, FD=Fossil Depletion)

Results highlight the importance of the macroalgae cultivation technics to ensure the environmental performances of the production system (from 70.3% to 98.1% of the impacts for every impact categories considered). Nevertheless, algae feedstock is used both for fuel production and to heat the digesters. This heating corresponds to 26.7% of the algae production. Thus it is important to note that the same proportion of the pollution due to cultivation is in reality indirectly due to the anaerobic digestion.

Within the cultivation environmental impacts, the analysis highlights the importance of the facilities and substructure, especially offshore facilities. It is mostly due to the steel used for the chain cable and secondly to the concrete blocks anchoring the cultivation system. Even if steel is recycled, its manufacturing is very costly for the environment.

Then the nursery substructure takes an important part of the impacts, especially on land use. This impact should be considered less important than the others because land occupation is still very limited in this system by comparison with terrestrial biofuels.

After facilities and substructure, the operations occurring in the nursery play an important role, mostly because of electricity consumption. The main facilities accounting for this are the fluorescent lamps used to grow the plantlets. The polyamide small ropes wound around the big ropes play a secondary role but their impacts are still significant; they are mainly due to their non-recyclability.

Because seaweed uptake nutrients during their growth, strong positive impacts on the environment are accounted for marine and freshwater eutrophication. A methodological limitation in this analysis is that phosphate catchment is taken into account only in freshwaters within the ReCiPe method. Thus the positive impacts of the phosphate removed offshore are accounted in the “freshwater eutrophication” impact category instead of the “marine eutrophication”. The substitution method used to account anaerobic digestion by-products (phosphate, nitrate and potassium dissolved in the leachates, and compost produced from the solid part of the digestates) also allow to gain positive impacts by avoiding the production of mineral fertilizer and of terrestrial compost.

E.3.2 Importance of coupling offshore wind farms and macroalgae production

Digesters are usually heated with locally produced biogas. In our case home consumption reaches 26.7% of the total biogas produced. Because losses occur at each step of energy conversions (through photosynthesis, anaerobic digestion, production and transfer of heat) the use of biogas to heat the digester is not the most efficient option. Moreover the main goal of this production system is to produce biogas using a feedstock which is not a waste. Thus the replacement of biogas home consumption by heat from an electrical boiler, supplied by offshore wind farms electricity has been done. Moreover due to the weight of the electric consumption we replaced the European electrical mix by an offshore wind farm to feed the nursery, the anaerobic digesters and the biomethane distribution facilities. For an integrative use of the cultivated area, it is biologically and technically feasible to couple seaweed and electricity from offshore wind turbines production [22]. It is both a renewable and a locally-produced source of energy, allowing significant environmental improvements. The comparison between natural gas and biomethane has been performed with biomethane produced with reference technics, and with biomethane produced by coupling mariculture and offshore wind power. Results are shown on Figure E.4.

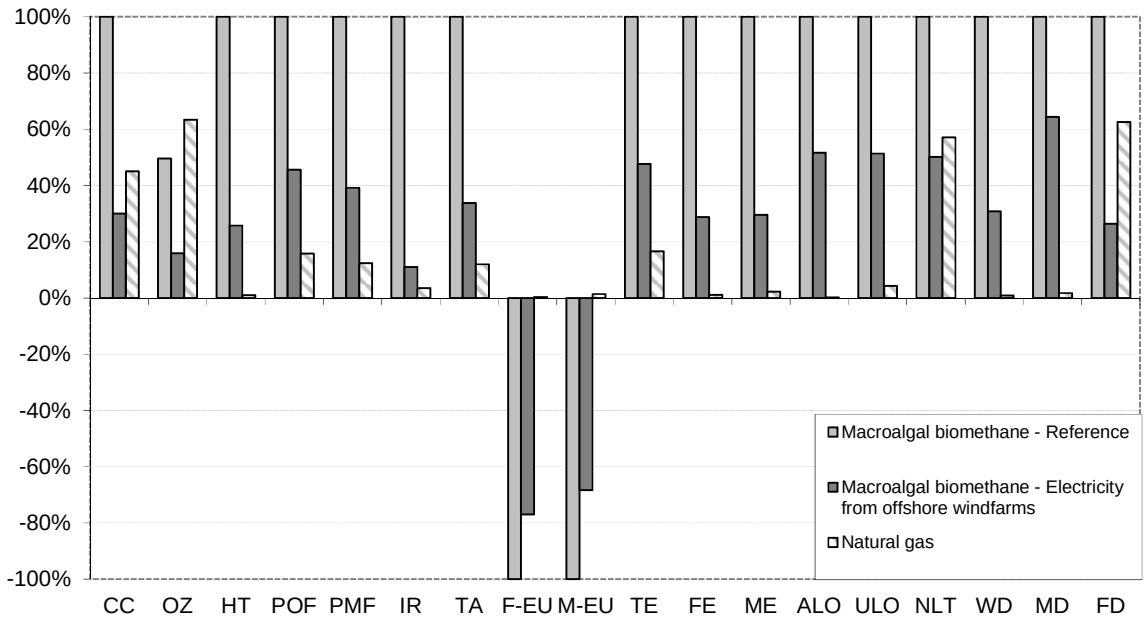

Figure E.4: Comparison of the environmental impacts of a 1MJ-combustion of algal biomethane and natural gas (abbreviations are listed on Figure E.3)

The results highlight that the scenario of reference is not efficient enough to have less environmental impacts than natural gas, except for ozone depletion, marine and freshwater eutrophication. Nevertheless when using electricity from offshore wind farms, algal biofuel allows an important enhancement of environmental performances for ozone depletion (-84.1%), fossil depletion (-72.4%), climate change (-51.0%), natural land transformation (-12.1%) compared with natural gas. Its production even allows gains on the environment for freshwater and marine eutrophication. Nevertheless impacts still remain stronger for metal depletion, land occupation, marine and freshwater ecotoxicity, photochemical oxidant and particulate matter formation, terrestrial acidification and ecotoxicity, water depletion and ionising radiation compared with natural gas.

E.3.3 Efficiency of the anaerobic digestion process and seasonality management

For the industrial scaling, we considered that it was possible to use the digesters only half of the year. Nevertheless it needs time before becoming stable and efficient right after its setting up. Except if the digestion of terrestrial feedstock is possible for the rest of the year, this could be a hard point to manage in industrial conditions, and seasonality handling could be more important for the anaerobic digester management than a simple question of wear-out of the facilities. This is the next challenge for the ecodesign of the macroalgal bioenergy production chains. Furthermore, macroalgal composition is highly variable along the year, ranging from

220 to 271 $L.kg^{-1}$ volatile solid (VS) for *Laminaria saccharina* [23]. Thus seasonality management during cultivation is another point to focus on to optimize macroalgal biodegradability.

E.3.4 Limits of the study

No sensitivity analysis appears in this study. Nevertheless some of the parameters chosen for the assessment are strongly influencing the results, as the fuel consumption of the harvesting boat. Harvesting impacts are mainly depending on the fuel consumption of the boat which harvests the offshore biomass. This consumption varies with the distance from the cultivation site to the shore, the boat capacity, the meteorological and maritime conditions, and the biomass productivity on the ropes. Thus the values chosen to model harvest step could be discussed. Another limitation comes from the use of pilot-scale data for biomass cultivation and of literature references for the rest instead of industrial data. Thus the system described is not optimized. Electricity consumption and cultivation facilities impacts would be plenty improved in case of a large scale development of this technology.

E.4 Conclusion

This study shows the interest of macroalgal biomethane from an environmental point of view. With conventional technics, its impacts are still higher than those of natural gas. Nevertheless considering the possibility to couple productions of seaweed and of electricity from wind farms, this system presents high levels of efficiency, with interesting climate change and fossil depletion decreases. The remaining impacts where efforts have to be made are the offshore infrastructures, mainly because of the quantity of steel used within the cable chains and of concrete. The ability to decrease these impacts will mainly depend on the conditions of harshness on site. Because of pilot-scale data, we can consider that system parameters, and more particularly electricity, would be widely reduced at a large industrial scale.

E.5 References

[1] Nigam P. & Singh A., Production of liquid biofuels from renewable resources, *Progress in energy and combustion science,* Vol. 37, No. 1, 2011, pp. 52-68.

[2] Scharlemann J. & Laurance W., How green are biofuels?, *Science,* Vol. 319, No. 5859, 2008, pp. 43-44.

[3] Rettenmaier N., Köppen S., Gärtner S.O. & Reinhardt G.A., Life cycle assessment of selected future energy crops for Europe, *Biofuels, Bioproducts. Biorefinery,* Vol. 4, No.6, 2010, pp. 620-636.

[4] van Iersel S. & Flammini A, *Algae-based Biofuels: Applications and Co-products*.FAO Environmental and Natural Resources Service Series, No. 44, Rome, 2010, <http://www.fao.org/docrep/012/i1704e/i1704e.pdf>, (Accessed 08.04.2011)

[5] Singh A. & Olsen S.I., A critical review of biochemical conversion, sustainability and life cycle assessment of algal biofuels, *Applied Energy,* in press, DOI <10.1016/j.apenergy.2010.12.012>, 2011.

[6] Singh A., Nigam P.S. & Murphy J.D. Renewable fuels from algae: An answer to debatable land based fuels. *Bioresource Technology,* Vol. 102, No. 1, 2011, pp.10-16.

[7] Pienkos P.T. & Darzins A., The promise and challenges of microalgal-derived biofuels, *Biofuels, Bioproducts. Biorefinery,* Vol. 3, No.4, 2009, pp. 431-440.

[8] Collet P., Hélias A., Lardon L., Ras M., Goy R.A. & Steyer J.P., Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production, *Bioresource Technology,* Vol. 102, No.1, 2010, pp. 207-214.

[9] Goh C. & Lee K., A visionary and conceptual macroalgae-based third-generation bioethanol (TGB) biorefinery in Sabah, Malaysia as an underlay for renewable and sustainable development, *Renewable & sustainable energy reviews,* Vol. 14, No. 2, 2010, pp. 842-848.

[10] Aresta M., Dibenedetto A. & Barberio G., Utilization of macro-algae for enhanced CO_2 fixation and biofuels production: Development of a computing software for an LCA study, *Fuel Processing Technology,* Vol. 86, No. 14-15, 2005, pp. 1679–1693.

[11] Evans J.M. & Wilkie A.C., Life cycle assessment of nutrient remediation and bioenergy production potential from the harvest of hydrilla (Hydrilla verticillata), *Journal of Environmental Management,* Vol. 91, No. 12, 2010, pp. 2626-2631.

[12] Golueke C.G., Oswald W.J. & Gotaas H.B., Anaerobic digestion of algae, *Applied and Environmental Microbiology,* Vol. 5, No. 1, 1957, pp.47.

[13] Golueke C.G. & Oswald W.J., Biological Conversion of light energy to the chemical energy of methane, *Applied and Environmental Microbiology,* Vol. 7, No. 4, 1959, pp.219.

[14] State of World Fisheries and Aquaculture 2010, Part 1: World review of fisheries and aquaculture, FAO, Rome, 2010, <http://fao.org/docrep/013/i1820e/i1820e01.pdf>, (Accessed 08.04.2011).

[15] Spielmann M., Bauer C., Roberto D. & Tuchschmidt M., *Transport Services*, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Swiss, 2007, pp. 233.

[16] ISO 14044, Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, 2006, pp. 46.

[17] Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.J., Doka G., Dones R., Heck T., Hellweg S., Hischier R., Nemecek T., Rebitzer G., Spielmann M., & Wernet G., Overview and methodology, data v2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Swiss, 2007, pp. 68.

[18] McHugh D., *A guide to the seaweed industry*, FAO Fisheries technical paper, No. 441, 2003, pp.118.

[19] Pérez R. *Ces algues qui nous entourent: Conception actuelle, rôle dans la biosphère, utilisation, culture,* Editions Quae, 2009.

[20] Rabalais N.N., Turner R.E., Díaz R.J. & Justić D., Global change and eutrophication of coastal waters, *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil,* Vol. 66, No. 7, 2009, pp. 1528 -1537.

[21] Peteiro C. & Freire Ó., Effect of outplanting time on commercial cultivation of kelp *L. saccharina* at the southern limit in the Atlantic coast, N.W. Spain, *Chinese Journal of Oceanology and Limnology,* Vol. 27, No.1, 2009, pp. 54-60.

[22] Buck B.H., Krause G., Michler-Cieluch T., Brenner M., Buchholz C.M., Busch J.A., Fisch R., Geisen M. & Zielinski O., Meeting the quest for spatial efficiency: progress and prospects of extensive aquaculture within offshore wind farms. *Helgoland Marine Research,* Vol. 62, No. 3, 2008, pp. 269-281.

[23] Ostgaard K., Indergaard M., Markussen S., Knutsen S. & Jensen A., Carbohydrate degradation and methane production during fermentation of *L. saccharina*. *Journal of Applied Phycology,* Vol. 5, No. 3, 1993, pp. 333-342.

Annexe F : ACV de la production d'alginates

Résumé :

"Life cycle assessment of alginate production"

Soumis pour la conférence LCA food (Saint-Malo, France), octobre 2012, pp. 795-796, présenté comme poster

Juliette Langlois, Jean-François Sassi, Jean-Philippe Delgenès, Jean-Philippe Steyer, and Arnaud Hélias

F.1 Abstract

Algal polysaccharides, also called phycocolloids, are the main commercial seaweed extracts: their production for sale reached 86,100 t over the world in 2009, considering agar, alginates and carrageenans productions (Bixler and Porse 2010). They are mainly used in the agri-food sector, as texturing agents, stabilizers, gel formers of film forming agents. Many other industrial applications exist, as microbiological and electrophoresis media for agar, use in textile printing and paper coating for alginates and in toothpaste, cosmetics and pharmaceutics for carrageenans (Bixler and Porse 2010). To our knowledge, their environmental assessment using Life Cycle Assessment (LCA) has not been performed yet, despite this large use at industrial scale.

We performed the LCA of phycocolloid production including seaweed cultivation. The Recipe method (Goedkoop et al. 2009) was used, with a hierarchist perspective using the EcoInvent v2.2 database and the SimaPro 7.3 software to carry out the impact assessment. The functional unit was to produce 1 kg of hydrocolloid. The study is a prospective for European countries, considering pilot and semi-industrial data from the North-Eastern Atlantic zone (data from Aleor®, French seaweed producer). Bibliographic data were also used for electricity consumption (Mafart 1997). We modeled the production of food-grade phycocolloid, because this use is the main market for phycocolloids (Bixler and Porse 2010). Brown seaweeds are considered due to their high growth rate potential. In the present study, seaweed was *Saccharina latissima*, commonly found in this area, and reaching high alginate content, with high levels of guluronic to mannuronic acid ratio. It was cultivated on long-lines in coastal waters, after plantlet production in nursery, as described in Langlois et al. (2012). Seaweeds were treated straight after harvest, with common technics of sodium alginate production (McHugh 2003). Seaweed were first washed, crushed and treated with alcohol. After acid lixiviation and dewatering, an alkaline extraction was carried out to solubilize alginates, followed by dewatering using filter press. An acid precipitation with blending was then operated, followed by a last dewatering and the addition of sodium carbonate before drying.

Contribution analysis results highlight the importance of the sodium alginate production itself (see Figure F.1). On average on every impact categories, the seaweed production accounts for less than 1% of the total impacts, even allowing bioremediation to marine eutrophication

thanks to the nutrient uptake offshore. Electricity is the main contributor to environmental impacts for 12 over 18 impact categories analyzed, reaching 39% of the total impacts on average. It is followed by the use of chemical (mainly because of hydrochloric acid), accounting for 26% of the total impacts on average. Heat and cooling requirements, wastewater and waste treatments, and the use of freshwater and mineral filter aid have only secondary impacts compared to them. This work underlines the key elements to improve for an ecodesign of phycocolloids production.

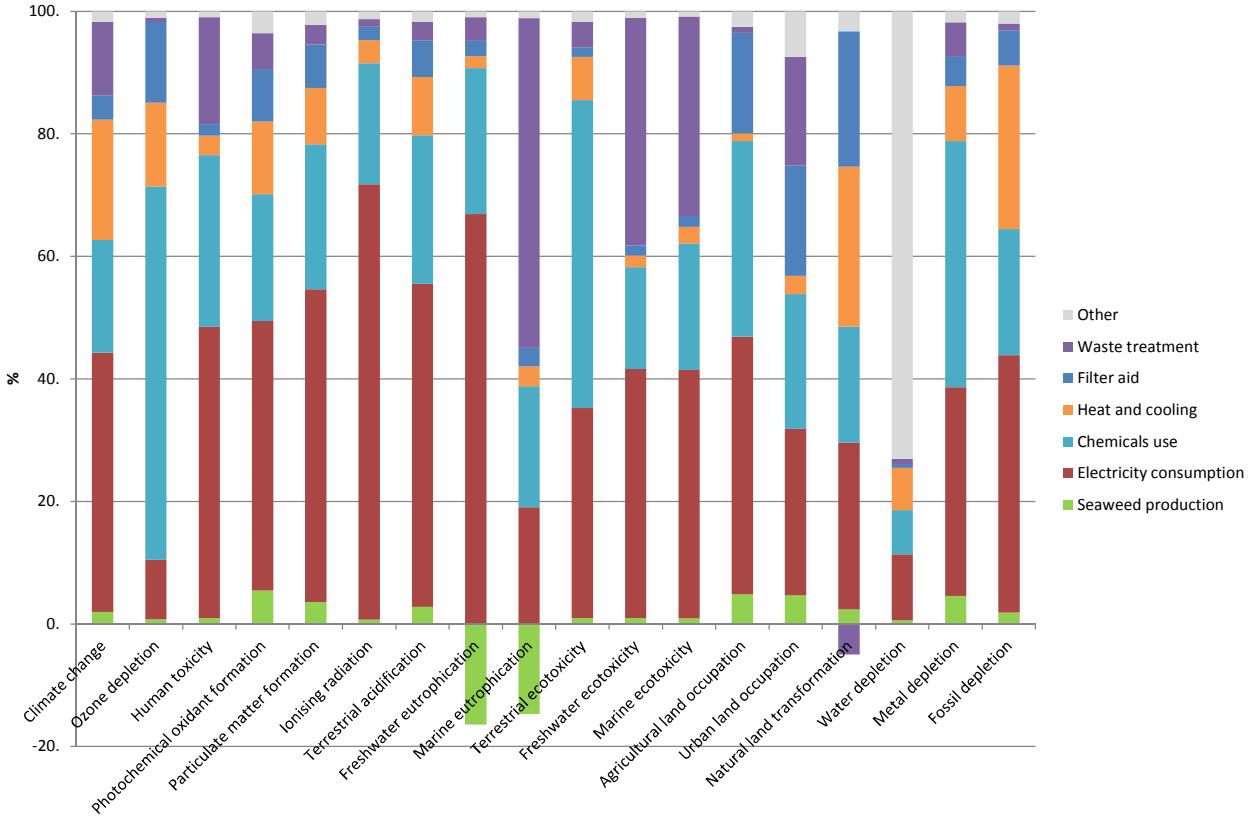

Figure F.1: Contribution analysis for environmental impacts of sodium alginate production from offshore cultivated seaweed in European countries

Keywords: seaweed, hydrocolloid, alginate, life cycle assessment, *Saccharina latissima*

F.2 References

Bixler, H.J., Porse, H., 2010.A Decade of Change in the Seaweed Hydrocolloids Industry. J Appl Phycol 23 (3), 321-335.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. et al., 2009. ReCiPe 2008, a Life Cycle Impact Assessment Method. Ministerie VROM, Den Haag, pp. 125

Langlois, J., Sassi, J.-F., Jard, G., et al., 2012. Life Cycle Assessment of Biomethane from Offhsore-cultivated Seaweed. Accepted in Biofuels Bioprod Bioref.

Mafart, P., 1997. Génie Industriel Alimentaire, Tome 1: Les Procédés Physiques De Conservation, vol.1. Technique Et Documentation. France: Lavoisier.

McHugh, D., 2003. A Guide to the Seaweed Industry. FAO Fisheries Technical Paper, 441. Rome. pp.118. Available online: http://www.fao.org/docrep/006/y4765e/y4765e00.htm

RESUME
L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est un outil d'évaluation des impacts environnementaux. Il s'agit d'un outil robuste, souvent utilisé en éco-conception. Il prend en compte des impacts globaux, à toutes les étapes du cycle de vie d'un produit, « du berceau à la tombe ». Actuellement, cette méthode ne permet pas la prise en compte des impacts de l'occupation et de la transformation de l'espace par l'homme en milieu marin. Ce travail de thèse est le développement d'une nouvelle catégorie d'impacts en ACV pour pallier ce manque : le "sea use". Le cadre méthodologique de cette nouvelle catégorie d'impacts a dû être clairement posé et défini. Il a été construit sur le modèle du *land use* et intégre les avancées méthodologiques propres à l'ACV des produits de la mer. Ainsi, un travail de revue détaillé a été mené sur le thème du *land use* et des ACV de pêcherie et d'aquaculture. Les chaînes de causalité reliant les interventions humaines et leurs impacts potentiels sur l'environnement ont également été définies. Certaines ont été étudiées en particulier, avec la volonté de construire une méthode opérationnelle d'évaluation des impacts de l'occupation et de la transformation de l'espace marin sur les fonctions de support de vie des écosystèmes et sur les ressources nautrelles. Du fait de l'importance des impacts de l'extraction de ressources biotiques en mer, la méthode a d'abord été appliquée à la pêche. Elle a ensuite été appliquée au cas des macroalgues, dans le cadre de l'éco-conception d'une filière de production de biométhane algal. Ainsi, cette thèse propose une méthode d'évaluation des impacts de l'usage de l'espace en mer opérationnelle et applicable à des cas concrets.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF MARINE AREA USE IN LCA - ILLUSTRATION ON FISHING ACTIVITIES AND SEAWEED CULTIVATION

ABSTARCT
Life Cycle Assessment (LCA) is a robust tool often used for eco-design. It allows the assessment of environmental impacts, at a global scale, accounting for all stage of a product life cycle, "from cradle to grave". There is a methodological gap in this method to account for occupation and transformation impacts in marine ecosystems due to human activities. The task accomplished during this PhD is the development of a methodological framework for a new impact category in LCA to overcome this lack: the sea use. The general framework for sea use had to be defined. It has been built following the example of land use and integrating the new methods developed for LCA of seafood. Thus, a bibliographic work has been performed on the topic of land use and of LCA of fisheries and aquaculture. Cause-effect chains, linking human interventions to the potential impacts they can induce on their environment, were precisely defined. We focused on one of these cause-effect chains in particular, with the aim to build an operational impact assessment method. The method has then been made operational for the assessment of occupation and transformation impacts on the ecosystem life support functions. Because impacts of biotic biomass removal are an essential concern in marine ecosystems, the method has first been applied to fisheries. It was also exemplified on the case of offshore cultivated seaweed, as a case-study of ecodesign using LCA for seafood. Thus, a new operational methd of sea use impact assessment is proposed and can be applied to case-studies.

DISCIPLINE : Génie des Procédés

MOTS-CLES
Analyse de Cycle de Vie (ACV), Analyse d'Impact de Cycle de Vie (AICV), usage de l'espace maritime, usage des sols, services écosystémiques, production primaire nette, raréfaction des ressources biotiques, pêche, macroalgues, biocarburants, bioproduit

Montpellier SupAgro
2 place Pierre Viala – 34 060 Montpellier Cedex 2 - France