

# Contribution de l'analyse du cycle de vie à l'analyse environnementale des systèmes de pisciculture

Joël Aubin

▶ **To cite this version:**

Joël Aubin. Contribution de l'analyse du cycle de vie à l'analyse environnementale des systèmes de pisciculture. Sciences du Vivant [q-bio]. AGROCAMPUS OUEST, 2014. Français. NNT : . tel-02810167

**HAL Id: tel-02810167**
**https://hal.inrae.fr/tel-02810167**

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

AGRO CAMPUS OUEST

UNIVERSITÉ EUROPÉENNE DE BRETAGNE

**Joël AUBIN** • **24 mars 2014**

Thèse AGROCAMPUS OUEST
sous le label de l'Université Européenne de Bretagne
pour obtenir le grade de
**DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST**
Spécialité Écologie

ÉCOLE DOCTORALE • Vie-Agro-Santé (VAS)
LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR INRA/AO Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS)

# Contribution de l'analyse du cycle de vie à l'analyse environnementale des systèmes de pisciculture

**Pascal FONTAINE**
Professeur, Université de Lorraine
*président*

**Chantal CAHU**
Directrice de recherche, IFREMER Plouzané
*rapporteur*

**Benoît GABRIELLE**
Professeur, AgroParisTech
*rapporteur*

**Roël BOSMA**
Ingénieur PHD, Université de Wageningen (NL)
*examinateur*

**Michel DOREAU**
Directeur de recherche, INRA Theix
*examinateur*

**Dominique OMBREDANE**
Professeur AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA/AO ESE
*directrice de thèse*

N° ordre : 2014 - 9

N° Série : H-90

# THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le label de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES, AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE**

Spécialité : Ecologie

**Ecole Doctorale : Vie Agro Santé**

présentée par :

**Joël AUBIN**

## CONTRIBUTION DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE A L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DES SYSTEMES DE PISCICULTURE

soutenue le 24 Mars 2014 devant la commission d'Examen

Composition du jury :

- **Chantal Cahu**, Directrice de Recherche Ifremer, Rapporteur
- **Benoît Gabrielle**, Professeur AgroParisTech, Rapporteur
- **Pascal Fontaine**, Professeur Université de Lorraine, Examinateur
- **Roël Bosma**, Ingénieur PHD Université de Wageningen NL, Examinateur
- **Michel Doreau**, Directeur de Recherche INRA, Examinateur
- **Dominique Ombredane**, Professeur Agrocampus Ouest, Directrice de Thèse

Unité Mixte de Recherche 1069 INRA-Agrocampus Ouest,
Sol Agro et Hydrosystèmes Spatialisation

A Agnès, Clément et Adèle qui sont mon bonheur et mon soutien quotidien ; sans qui rien n'aurait été possible.

A Denise et Guy qui m'ont transmis leurs valeurs, leur curiosité et leur goût des voyages.

*...*

*Puis Il les bénit en leur disant : « Ayez des enfants, devenez nombreux, peuplez toute la terre et dominez la ; soyez les maîtres des poissons dans la mer, des oiseaux dans le ciel et de tous les animaux qui se meuvent sur la terre. » Et Il ajouta : « Sur toute la surface de la terre, je vous donne les plantes produisant des graines et les arbres qui portent des fruits avec pépins ou noyaux. Leurs graines ou leurs fruits vous serviront de nourriture. »*

GENESE, Chap 1.27

*Quelle planète laissons-nous à nos enfants ? Mais quels enfants laisserons-nous à la planète ? Telles sont, de mon point de vue, les deux questions indissociables auxquelles nous devrons d'urgence désormais répondre de la manière la plus créative et inspirée qui soit.*

Pierre Rabhi,
Conscience et environnement,
2006

# Préface et remerciements

Comment vous remercier tous, vous qui avez accompagné toutes ces années à l'INRA, qui me conduisent aujourd'hui à présenter cette thèse ?

Il y a 10 ans, j'arrivais à l'UMR SAS, à Rennes, avec une nouvelle mission, celle de poursuivre le développement des approches systèmes et de l'analyse des impacts environnementaux de la pisciculture. Après une dizaine d'années où le centre de mon activité était la gestion d'installations piscicoles expérimentales, je faisais un grand virage pour me concentrer sur l'analyse et la recherche. De ces années de travail de terrain, j'ai sans doute tiré une connaissance « de l'intérieur » des systèmes de production, combinant la biologie des poissons, la maîtrise de leur environnement et l'ensemble des contraintes techniques, réglementaires, humaines qui font le quotidien de l'activité de l'élevage aquacole. Pour toute cette connaissance, je suis redevable envers tous les membres des équipes avec lesquelles j'ai travaillé, avec qui j'ai appris tous les jours, qu'ils soient à Layo (Côte d'Ivoire), à la SEDI, à Rennes (Laboratoire de Physiologie des Poissons, INRA), à la SEMII, à Sizun et à Camaret sur Mer. Nous avons partagé des aventures quotidiennes qui continuent d'enrichir mon travail actuel, et je remercie tous les membres de ces équipes et les étudiants que j'ai côtoyés à cette époque. Je ne peux vous citer tous, mais recevez chacun ma reconnaissance.

Pendant ces années, j'ai aussi eu l'occasion de croiser et de collaborer avec de nombreux chercheurs dans des disciplines variées de la biologie des poissons, principalement de l'INRA, mais aussi de l'IFREMER, du CNRS, du Muséum, du CIRAD, de l'IRD. Ils m'ont influencé au travers de leur goût pour la recherche et leurs questionnements scientifiques. Là encore, j'ai trouvé des clés pour développer connaissances et réflexions. J'ai aussi bénéficié de leur confiance, de leurs encouragements et de leur amitié. Ils sont toujours les membres d'un réseau dans lequel je me sens inséré. C'est à l'époque Benoît Fauconneau qui a proposé que quelqu'un s'investisse dans les approches systèmes et les relations entre pisciculture et environnement, et a donc provoqué mon changement d'activité.

A mon arrivée à Rennes, j'ai été accueilli à l'UMR SAS par Hayo Van der Werf, Jean Petit et Elias Papatryphon. Ils ont été mes professeurs. Ils m'ont transmis leurs connaissances sur l'Analyse du Cycle de Vie patiemment, m'ont mis le pied à l'étrier sur des projets en cours ou à lancer. Ils m'ont fait confiance et accompagné. Je leur doit beaucoup, pas seulement pour leurs connaissances mais aussi pour leur bonne humeur et l'ambiance à la fois joyeuse et studieuse qu'ils savent construire. Intégré dans l'équipe FIELDS (Filières effluent d'élevage durabilité et sol), j'ai poursuivi mes activités sur l'impact des piscicultures et assimilé les questions d'environnement des autres filières agricoles, ce qui m'a énormément enrichi. Les membres de l'équipe et de l'unité m'ont accueilli avec un peu de curiosité au début mais toujours avec bienveillance, puis je suis un peu rentré dans les meubles... à tel point que je suis

maintenant l'animateur d'une des trois équipes de l'UMR SAS : ASAE (Analyse agro-environnementale des systèmes culture-élevage). Quel plaisir d'échanger dans cette équipe dynamique, où il y a toujours de nombreux défis à relever, des perspectives multiples, des projets... dans une ambiance positive qui vous pousse à aller de l'avant (et des fois à faire le tri et à arrêter de courir). Merci à vous tous. Vous savez chacun combien vous comptez pour moi.

J'ai aussi pris le virage de la durabilité grâce à Jérôme Lazard qui m'a fait participer au programme EVAD, et m'a permis de reprendre le chemin des pays tropicaux. Là encore, j'ai pu satisfaire ma curiosité et me frotter à la transdisciplinarité notamment avec les sciences sociales (Merci Hélène et Syndhia). Ce temps a aussi été celui des projets avec l'ITAVI et le CIPA alternant avec bonheur le terrain et la réflexion, tout en étant de plain-pied dans les préoccupations des filières piscicoles. Et ce avec des collègues sympathiques... Ce lien avec les professionnels est un des grands intérêts de mon travail.

Aujourd'hui se termine aussi le projet PISCEnLIT (Pisciculture écologiquement intensive) avec ses équipes des quatre coins de la France, du Brésil de l'Indonésie. Encore une aventure humaine et intellectuelle passionnante. Merci à vous tous, vous qui m'avez suivi dans ce projet. Nous avons évolué ensemble et ce fût passionnant.

Ces quelques lignes ne peuvent embrasser toute la richesse de ces expériences et des relations humaines qui se sont liées. Je n'ai pas parlé de la thèse de Thomas, d'Alexandre, de tous les étudiants et contractuels avec qui j'ai eu le plaisir de travailler...

La thèse présentée ici est bien modeste en regard de tout ce que j'ai appris.

Et pour finir, juste un mot pour remercier tous ceux qui m'ont soutenu pendant sa rédaction en particulier, Dominique Ombredane, Philippe Leterme et Hayo van der Werf et tous les collègues de l'UMR SAS.



# Table des matières

Préface et remerciements.....
Table des matières.....
Liste des tableaux .....
Liste des figures.....
Résumé .....
Abstract.....
Introduction générale : ..... 1
Objectifs et structure de la Thèse ..... 1
Chapitre 1: ..... 3
Contexte général ..... 3
1.1 Panorama et enjeux environnementaux de la pisciculture ..... 3
1.1.1 Aquaculture et pisciculture: un secteur de production diversifié ..... 3
1.1.2 La pisciculture une production en plein développement ..... 6
1.1.3 Les enjeux environnementaux de la pisciculture et les méthodes de mesure.. 8
1.1.3.1 Les rejets ..... 8
1.1.3.2 L'utilisation des ressources naturelles ..... 9
1.1.3.3 Mesurer les impacts de l'aquaculture ..... 10
1. 2 L'Analyse du Cycle de Vie ..... 12
1.2.1 Le choix de l'Analyse du Cycle de Vie ..... 12
1.2.2 La définition du champ et des objectifs de l'étude ..... 13
1.2.3 L'inventaire du cycle de vie (ICV) ..... 14
1.2.4 L'évaluation de l'impact environnemental ..... 15
1.2.5- L'interprétation ..... 18
Chapitre 2: ..... 19
L'Analyse du Cycle de Vie est-elle capable de prendre en compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental ? ..... 19
2.1 L'Analyse du Cycle de Vie appliquée aux choix environnementaux associés aux poissons de l'aquaculture et de la pêche ..... 20
Abstract : ..... 20
2.1.1 Introduction ..... 22
2.1.2 Material and methods ..... 23
2.1.3 Main issues regarding adaptation of LCA to the fishery sector ..... 24
2.1.3.1 Goal and scope definition ..... 24

2.1.3.2 Life Cycle Inventory ..... 26
2.1.3.3 Life Cycle Impact Assessment ..... 28
2.1.3.4 LCA interpretation ..... 31
2.1.4 Main features of wild-caught and farmed fish highlighted by LCA ..... 32
2.1.5 Conclusion ..... 33
2.2 Conclusion du chapitre ..... 35
Chapitre 3 : ..... 38
En quoi l'ACV permet-elle de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement? ..... 38
3.1. Evaluation de l'impact environnemental des systèmes de production de poissons carnivores en utilisant l'Analyse du Cycle de Vie ..... 39
Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using Life Cycle Assessment ..... 39
Abstract : ..... 39
3.1.1 Introduction ..... 40
3.1.2 Methods, goal and scope ..... 40
Main characteristics of each production system ..... 41
Impact categories ..... 43
3.1.2 Results ..... 44
Classification of the production systems using the LCA impact categories ..... 46
3.1.3 Discussion ..... 47
Feeds and their management ..... 47
Energy consumption and its origin ..... 48
Water characteristics and requirements ..... 49
Specific environmental objectives depending on local and global contexts ..... 50
3.1.4 Conclusion ..... 52
3.2. Conclusion du chapitre ..... 54
Chapitre 4: ..... 56
En quoi le caractère multicritère de l'ACV permet-il d'accompagner l'orientation des systèmes de production? ..... 56
4.1. Impact environnemental de la substitution des ingrédients d'origine halieutiques par des ressources végétales dans l'alimentation des salmonidés ..... 57
Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales ..... 57
Abstract : ..... 57

4.1.1 Introduction ..... 58
4.1.2 Materials and methods ..... 59
4.1.2.1 Feed production ..... 60
4.1.2.2 Fish production ..... 63
4.1.2.3 Impact categories ..... 64
4.1.3 Results ..... 65
4.1.3.1 Feeds ..... 65
4.1.3.2 Fish farming stage ..... 68
4.1.4 Discussion ..... 70
4.1.4.1 Impacts of standard scenarios ..... 70
4.1.4.2 Is a low-fishery diet better than a standard diet? ..... 71
4.1.4.3 Plant-based products versus fishery products and sensitivity analysis ..... 71
4.1.4.4 Sensitivity to plant-oil origin ..... 72
4.1.4.5 Sensitivity of environmental impacts to FM and FO origin ..... 73
4.1.4.6 Sensitivity of environmental impacts to allocation method ..... 75
4.1.5 Conclusion ..... 75
4.2. Conclusion du chapitre ..... 77
Chapitre 5: ..... 79
Quels sont les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture? ..... 79
5.1. Performance environnementale par ACV de la polyculture en eau saumâtre: cas d'étude aux Philippines ..... 80
Abstract ..... 80
5.1.1 Introduction ..... 81
5.1.2 Materials and methods ..... 82
5.1.2.1 Production system ..... 82
5.1.2.2 Environmental impact assessment ..... 84
5.1.3 Results and specific discussion ..... 88
5.1.3.1 Life cycle impact assessment ..... 88
5.1.3.2 Testing the homogeneity of environmental impacts within farm groups ..... 91
5.1.3.3 Environmental impacts of each species in the polyculture system according to allocation rules ..... 94
5.1.3.4 Comparison with environmental impacts in other studies ..... 95
5.1.4 General discussion ..... 96

5.1.4.1 Variability and uncertainty ..... 96
5.1.4.2 Allocation issues. ..... 97
5.1.4.3 Other environmental impacts ..... 98
5.1.4.4 Degree of intensification ..... 100
5.1.5 Conclusion ..... 101
5.2. Conclusion du chapitre ..... 103
Chapitre 6: ..... 105
6.1 L'ACV étend les limites du système ..... 105
6.2 L'ACV propose une analyse multicritère ..... 106
6.2.1 Des catégories d'impact multiples ..... 106
6.2.2 Transferts d'impact ..... 108
6.3 L'ACV comme synthèse des performances du système ..... 108
6.4 L'ACV spécifique ou générique ? ..... 110
6.5 Les principales limites de l'ACV ..... 111
6.5.1 Le manque de valeurs seuil ..... 111
6.5.2 L'unité fonctionnelle ..... 112
6.5.3 L'allocation des impacts entre les coproduits ..... 112
6.5.4 La prise en compte de la variabilité ..... 113
6.5.5 La maîtrise de l'incertitude des données ..... 114
Chapitre 7 ..... 115
Conclusion générale et perspectives ..... 115
Bibliographie ..... 118
Annexes ..... 136
Annexe 1 ..... 136
Annexe 2 ..... 148
2 ..... 150
0.1021 ..... 150

# Liste des tableaux

## Chapitre 1 : Contexte général

Tableau 1.1: Facteurs de caractérisation pour trois catégories d'impact de quelques émissions vers l'air, l'eau et le sol selon la méthode CML2 17

## Chapitre 2 : L'Analyse du Cycle de Vie est-elle capable de prendre en compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental ?

## Chapitre3 : En quoi l'ACV permet-elle de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement?

Tableau 3.1: Local emission of nutrients to water and the Theoretical Oxygen Demand for three fish farms, calculated for 1 ton of fish. 41

Tableau 3.2 : Mean feed composition in three fish-farm systems. 42

Tableau 3.3 : Environmental impacts per 1000 kg of live fish weight (last column) and the percentage of each impact contributed by system components for three fish-farm systems. 45

Tableau 3.4: Percentage contribution of raw-material transportation to the environmental impacts of three fish feeds. 49

Tableau 3.5: Estimated relative importance of environmental impacts for each of the three production systems studied, given their environmental contexts, from more important (1) to less important (3). 50

## Chapitre 4: En quoi le caractère multicritère de l'ACV permet-il d'accompagner l'orientation des systèmes de production?

Tableau 4.1: Atlantic salmon feed composition : ingredients and chemical characteristics for standard (STD) diet and low fishery product diet (LFD), according to pellet type (size in mm). 61

Tableau 4.2 : Trout feeds composition : ingredients and chemical characteristics for standard (STD) diet and low fishery product diet (LFD). 63

Tableau 4.3 : Rearing performances of salmon and trout during the experimental trial, according to standard diet (STD) and low fishery product diet (LFD). 64

Tableau 4.4 : Main input use and impact categories for one tonne of salmon and trout feeds according to standard (STD) or low fishery product (LFD) composition. 66

Tableau 4.5 : Main resources use and LCA impact categories for one tonne of salmon and trout according to standard (STD) or low fishery product (LFD) production scenarios. 69

Tableau 4.6 : Emissions of wastes to water during farm running in salmon and trout production according to standard (STD) or low fishery product (LFD) production scenarios. 70

Tableau 4.7 : LCA impact category results of one tonne of salmon in LFD scenarios according to the vegetable source, compared with original LFD scenario. 73

Tableau 4.8 : LCA impact category results of one tonne of fish in standard scenario including the replacement of Norwegian fishery product by Peruvian fishery product (oil in salmon case and meal in trout case), compared with the standard scenarios. 74

## Chapitre 5: Quels sont les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture?

Tableau 5.1: Mean stocking densities, mortality rates and annual production of the brackish polyculture system of Pampanga, based on a 30-production-sites sample in a previous survey from April-July 2006. 84

Tableau 5.2 : Gross energy content and mean prices (Philippine pesos, PhP) of species in Pampanga brackish water polyculture. 87

Tableau 5.3 : Environmental impacts, production and characteristics of studied production sites in Pampanga province, The Philippines 89

Tableau 5.4 : Average farm production yields and standard deviation, according to production site size groups (L: large, S: small) and distance to the sea groups (<10 km, 10 -20 km , >20 km). 91

# Liste des figures

## Chapitre 1 : Contexte général

Figure 1.1: Evolution des productions aquacoles de 1980 à 2010 selon les différents types de production. Extrait de FAO (2012). 5

Figure 1.2 : Liens écologiques entre aquaculture et pêches de capture 12

Figure 1.3 : Cadre méthodologique : les quatre étapes de l'Analyse en Cycle de Vie, ACV 13

## Chapitre 2 : L'Analyse du Cycle de Vie est-elle capable de prendre en compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental ?

Figure 2.1: Cumulative number of fisheries, fish-farming and seafood-methodology LCA studies in the scientific literature included in this review. 25

Figure 2.2 : Environmental concerns in fish farming and fishery sectors and the number of LCA studies in this review that included them. 29

## Chapitre3 : En quoi l'ACV permet-elle de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement?

Figure 3.1: A radial graph comparing the relative impact, for six impact categories, of three fish-farm systems. 46

## Chapitre 4 : En quoi le caractère multicritère de l'ACV permet-il d'accompagner l'orientation des systèmes de production?

Figure 4.1: Flow chart and system boundaries for salmonid production 60

Figure 4.2 : Radial graph of relative environmental profiles of one tonne of STD and LFD for salmon diets (left) and trout diets (right). 66

Figure 4.3 : Comparison of Total Energy Consumption Demand (CED) for oils and glutens used in salmon and trout diets, transported to feed plants (to Scotland (salmon) or to France (trout)) 67

Figure 4.4 : Comparison of water use for the production of one tonne of vegetable oils and fish oil used in salmon and trout diets. 68

Figure 4.5 : Radial graph of relative environmental profiles of standard scenario and LFP scenario, for one tonne of salmon (left) and one tonne of trout (right). 69

## Chapitre 5: Quels sont les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture?

Figure 5.1: Production cycle of the brackish water polyculture system of Pampanga. 83

Figure 5.2 : Definition of the Pampanga brackish water polyculture system used for environmental assessment of whole-farm production. 86

Figure 5.3 : Definition of the Pampanga brackish water polyculture system used for environmental assessment of species-specific production. 87

Figure 5.4 : Impacts (± 1 standard deviation) and contribution analysis for 1 tonne of polyculture products in the Pampanga brackish water system. 90

Figure 5.5 : By impact category, relative impacts for 1 tonne of aquatic products in the Pampanga area as a function of farm size: small (<15ha, n = 8) vs. large (16-91 ha, n = 7). 92

Figure 5.6 : By impact category, relative impacts per 1 tonne of aquatic products from Pampanga as a function of farm distance from the sea: <10 km (n = 5), 10-20 km(n = 7), >20 km (n = 3). 93

Figure 5.7 : Mean eutrophication, climate change, total cumulative energy demand (TCED), and Human labour impacts of 1tonne of each species in the Pampanga brackish water polyculture system using either energy-based or economic allocation of the farm-operation stage. 94

Figure 5.8 : Relative energy use, climate change and eutrophication impacts of 1 tonne of prawn, tilapia (according to energy-based and economic allocation) and total production of the Pampanga polyculture system compared to 1 tonne of tilapia, prawn and trout in previous studies. 95

# Résumé

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode normalisée d'analyse environnementale qui prend en compte l'ensemble des étapes de la vie d'un produit depuis l'extraction des matières premières, leur transformation pour sa production, jusqu'à la gestion des déchets. Offrant une vision holistique et multicritère du lien entre le système de production et l'environnement, cette méthode a été adaptée à l'agriculture. Le sujet de la thèse présentée ici porte sur son adaptation au domaine de la pisciculture. La pisciculture est un secteur particulièrement dynamique avec une croissance à l'échelle planétaire rapide des enjeux alimentaires forts. Son utilisation de ressources naturelles (halieutiques notamment) et d'écosystèmes sensibles en font un sujet particulièrement approprié pour étudier les interactions entre élevage et environnement. L'objectif de ce travail est d'étudier en quoi l'ACV apporte un changement dans l'analyse de l'impact environnemental de la pisciculture. Ce travail est décliné autour de quatre questions illustrées chacune par un article scientifique. Une revue bibliographique apporte un éclairage sur la capacité de l'ACV à prendre compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental. Un article comparant le profil environnemental par ACV de différents systèmes de production de poissons carnivores illustre comment l'ACV permet de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement. Une étude sur le remplacement des farines et huiles de poisson dans l'aliment piscicole montre en quoi le caractère multicritère de l'ACV permet d'accompagner l'orientation des systèmes de production. Enfin, une étude sur un système de polyculture aux Philippines montre les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture.

A partir du cadre normalisé de l'ACV, il a été possible proposer des innovations pour mieux prendre en compte les spécificités des élevages aquacoles et de la pêche. En particulier, des catégories d'impact spécifiques, comme l'utilisation de production primaire nette ou la dépendance à l'eau permettent de mieux illustrer le besoin en ressources fragiles de l'environnement. Il reste néanmoins à proposer des indicateurs opérationnels dans certains champs comme ceux de la biodiversité.

Plusieurs paramètres influencent les performances environnementales des élevages aquacoles :

- l'aliment, sa composition et sa gestion
- l'énergie, sa consommation et son origine
- l'eau, sa disponibilité et son besoin pour l'élevage

De fait, la capacité de l'élevage à transformer ces intrants va directement et indirectement jouer sur ses performances environnementales, en réglant la demande en ressources et l'émission de polluants : produits de dégradation ou non retenus par le système d'élevage. Ainsi, des systèmes extensifs, moins bien maîtrisés,

peuvent présenter des impacts environnementaux ramenés à la tonne de poisson, équivalents ou plus élevés que des systèmes dits intensifs jugés classiquement plus polluants.

Les stratégies d'évolution des systèmes aquacoles portent aussi des risques de transfert de pollution que l'ACV peut mettre en évidence. C'est le cas du passage au circuit fermé, qui, s'il diminue la dépendance à l'eau et l'eutrophisation (dans une moindre mesure), peut induire une augmentation de la demande énergétique et de l'émission de gaz à effet de serre. C'est aussi le cas, lors du remplacement des ingrédients d'origine halieutique par des ressources végétales dans l'alimentation des poissons d'élevage : s'il n'y a pas de changement dans l'utilisation d'énergie ou l'émission de gaz à effet de serre, et une amélioration très nette de l'utilisation de production primaire nette, l'écotoxicité terrestre et surtout l'utilisation de surface terrestre sont largement plus élevés pour produire une tonne de poisson. Ainsi, le poisson d'aquaculture pourrait entrer dans la compétition pour l'usage des terres au même titre que les autres productions animales.

Le contexte biophysique influe aussi sur les bilans environnementaux des élevages aquacoles et nos résultats montrent l'importance d'une différenciation spatiale pour mieux comprendre les déterminants des impacts. Par ailleurs, le choix de la règle d'allocation des impacts entre les différents produits d'un système de production (comme une polyculture) peut influer sur les résultats environnementaux de chacun des produits. Une réflexion sur une règle biophysique adaptée au contexte aquacole est encore à mener.

Ce travail montre la richesse des enseignements que l'on peut tirer de l'analyse environnementale des pisciculture par l'Analyse du Cycle de Vie. Il illustre aussi les voies d'amélioration méthodologiques nécessaires qui sont plus liées au manque de connaissance sur les systèmes de production et à la façon de mener les inventaires qu'à la méthodologie normalisée de l'ACV. Cette étude montre la nécessité de compléter la gamme des catégories d'impact et de les rendre plus sensibles aux contextes locaux.

# Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a standardized method of environmental analysis that takes into account all stages of a product's life, from raw-material extraction to phases of construction, use, and disposal or recycling. Offering multi-criteria and holistic assessment of links between production systems and the environment, LCA has been adapted to agriculture. This thesis focuses on the adaptation of LCA to aquaculture. Fish farming is a particularly dynamic sector with rapid growth and strong global food issues. Its need for natural resources (including fisheries) and location in sensitive ecosystems make aquaculture a particularly suitable subject for studying interactions between animal production and the environment. The objective of this work is to study how LCA improves assessment of the environmental impact of fish farming.

This work is divided into four questions, each illustrated by a scientific article. First, a literature review highlights LCA's ability to consider aquaculture's unique characteristics when determining environmental profiles. Next, an article comparing environmental profiles of carnivorous fish production systems illustrates how LCA can characterize aquaculture operation better and highlights critical points for the environment. Next, a study of the replacement of fishmeal and fish oil in fish feed shows how the multi-criteria character of LCA can help guide changes in production systems. Finally, a study of a polyculture system in the Philippines shows the need to change LCA when applying it to fish production. It proposed innovations in the LCA framework to better characterize aquaculture and fisheries systems, including the addition of impact categories such as "net primary production use" or "water dependence", which help to reveal fish production's need for environmental resources. However, the need to develop indicators of other aspects, such as impact on biodiversity remains.

Several parameters influence the environmental performance of fish farms:
- feed composition and management
- energy consumption and sources
- water demand and supply

Indeed, the ability of animals to transform these inputs directly and indirectly influences their environmental impacts by determining an animal farming system's demand for resources and emission of pollutants. Thus, "extensive" systems, which are less controlled, may have environmental impacts per ton of fish that are equal to or higher than those of "intensive" systems, typically considered more polluting.

Strategies for changing aquaculture systems also carry the risk of pollution transfer. For example, transition from open-water to recirculating aquaculture systems decreases water withdrawal and, to a lesser extent, eutrophication, but can increase energy use and greenhouse gas (GHG) emissions. This also may occur when

replacing fish-based ingredients with plant-based ingredients in the diet of farmed fish. Thus, to produce a ton of fish, although energy use and GHG emissions do not change and net primary production use greatly decreases, terrestrial ecotoxicity and land occupation increase greatly. In this way, fish farming, like other animal production, would compete with other land uses.

The biophysical context also affects environmental performances of aquaculture farms, and our results show how spatial differentiation helps to understand the drivers of environmental impacts. Moreover, the choice of how to allocate impacts between co-products of a production system (e.g. a polyculture) can influence the environmental impacts estimated for each product. Reflection on a biophysical allocation rule adapted to aquaculture is still needed.

This work presents numerous lessons that can be drawn from the environmental assessment of fish farms using LCA. It also illustrates methodological improvements that are needed due to a lack of knowledge about production systems, such as approaches for collecting data for LCA inventories. This study shows the need to supplement the range of impact categories used for aquaculture LCA and to make them more responsive to local contexts.

# Introduction générale :

# Objectifs et structure de la Thèse

L'aquaculture présente une considérable variété de pratiques, une croissance rapide au niveau mondial (12% par an) avec des disparités géographiques très fortes, un marché international dynamique et une base essentielle pour l'alimentation de certaines populations. A la croisée entre des enjeux forts de l'alimentation à l'échelle mondiale et la gestion durable des écosystèmes, il existe une demande importante d'outils pour aider au développement et à la régulation de l'aquaculture dans le monde. Compte tenu de ces enjeux, l'aquaculture est un objet pertinent et passionnant pour analyser les liens entre élevage et environnement dans le cadre d'un développement durable, avec un double objectif, celui de l'amélioration des connaissances et celui de l'accompagnement de la décision.

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode normalisée d'analyse environnementale qui prend en compte l'ensemble des étapes de la vie d'un produit depuis l'extraction des matières premières, leur transformation pour sa production jusqu'à la gestion des déchets. Offrant une vision holistique et multicritère du lien entre le système de production et l'environnement, cette méthode a été adaptée à l'agriculture. Le sujet de la thèse présentée ici porte sur son adaptation au domaine de la pisciculture. Plus qu'un travail méthodologique, il s'agit aussi de montrer en quoi l'ACV permet d'éclairer le fonctionnement des systèmes de production de poisson et leur lien avec l'environnement. Le document de thèse est construit autour de quatre articles scientifiques, publiés entre 2009 et 2013, qui combinent des questions de caractérisation de différents systèmes de production piscicoles et de modalités d'application de l'ACV.

La problématique générale de la thèse est formulée de la manière suivante :

**En quoi l'ACV apporte-t-elle un changement dans l'analyse de l'impact environnemental de la pisciculture?**

Le premier chapitre présente le contexte général du travail. Il dresse un panorama synthétique de l'aquaculture et de ses enjeux environnementaux et propose une description des principes de l'Analyse du Cycle de Vie. Ensuite, quatre sous questions, correspondant à quatre chapitres, déclinent cette problématique en s'appuyant sur les articles présentés :

**- l'Analyse du Cycle de Vie est-elle capable de prendre en compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental ?**

Pour y répondre, le premier article est une synthèse bibliographique sur l'application de l'ACV aux domaines de l'aquaculture et de la pêche. Il présentant brièvement

les questions méthodologiques associées aux spécificités aquacoles et halieutiques ainsi que la diversité des applications traitées dans la littérature scientifique. Il inclut certaines des avancées réalisées dans le cadre de ce travail de thèse.

**- En quoi l'ACV permet-elle de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement?**

Le deuxième article éclaire cette question en s'appuyant sur le cas des élevages de truite, de turbot et de bar. Il montre comment l'ACV permet de synthétiser les informations de suivi technique des élevages pour mettre en relation les modalités de fonctionnement et les impacts environnementaux afin de définir les objectifs d'amélioration spécifiques à chaque système.

**-En quoi le caractère multicritère de l'ACV permet-il d'accompagner l'orientation des systèmes de production?**

Le troisième article porte sur l'utilisation de l'ACV pour évaluer une innovation relative à la formulation des aliments avec un objectif de limitation de la dépendance aux produits halieutiques (farines et huiles de poisson) qui entrent dans les rations des poissons carnivores. Cet exemple montre l'importance de disposer d'un éventail de catégories d'impact afin d'enrichir le diagnostic et de mettre en évidence les antagonismes entre impacts.

**- Quels sont les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture?**

Le quatrième article montre l'intérêt d'une meilleure prise en compte de la variabilité et des déterminants géographiques dans les ACV ainsi que la nécessité d'approfondir la question de l'allocation dans le cas de polycultures. Il porte sur l'évaluation d'un ensemble de fermes en polyculture, dans une zone d'étangs côtiers aux Philippines. Cet article interroge aussi la notion d'intensivité des systèmes et de leur efficience, dans un type d'élevage largement répandu en Asie.

La discussion générale synthétise en quoi l'ACV apporte un nouveau regard sur l'aquaculture et en précise les limites de la méthode.

Enfin, une conclusion reprend les points saillants de ce travail et les perspectives.

# Chapitre 1:

# Contexte général

## 1.1 Panorama et enjeux environnementaux de la pisciculture

### 1.1.1 Aquaculture et pisciculture: un secteur de production diversifié

Le travail présenté ici porte sur un domaine de l'agriculture en plein développement : l'aquaculture. L'aquaculture (ou aquiculture) s'entend comme l'ensemble des productions animales ou végétales en milieu aquatique. Cette activité se décline en production de poissons (pisciculture), de crustacés, de coquillages (conchyliculture) et de plantes, en particulier les algues (algoculture). Le thème de ce travail porte essentiellement sur la pisciculture (fish farming) même si le terme aquaculture y est régulièrement employé.

L'aquaculture est présente sur tous les continents et couvre une diversité d'espèces et de systèmes de production importante. On cite environ 600 espèces aquacoles (en incluant les végétaux, les crustacés et les mollusques), avec chez les poissons, une variété de comportements alimentaires supérieure à ce que l'on peut trouver dans les élevages terrestres : filtreurs, brouteurs, détritivores, planctonophages, herbivores, carnivores (en particulier ichtyophages). Néanmoins, un nombre réduit d'espèces participe de façon significative au tonnage mondial. En 2004, 15 espèces produisaient 85% de la production piscicole mondiale (Chevassus-au-Louis & Lazard, 2009a). La FAO (2012) signale qu'1/3 des espèces piscicoles élevées (20 millions de tonnes) sont obtenus sans apport d'aliment artificiel, généralement en valorisant la biomasse planctonique. La réalité mondiale de l'aquaculture est fort différente de l'orientation de la pisciculture occidentale basée sur un apport alimentaire exclusivement exogène sous forme de ration granulée (Chevassus-au-Louis et Lazard, 2009a ; Tacon et al., 2010). Cette diversité d'espèces est aussi associée à une diversité et d'écosystèmes: eaux douces, saumâtres, marines, eaux courantes ou stagnantes, sous des climats froids tempérés à tropicaux ; de milieux d'élevage: étangs, lacs, baies, rivières…

Au cours du temps, différents systèmes de production aquacoles se sont développés. Ils sont généralement différenciés en deux grands groupes (Chevassus-au-Louis & Lazard, 2009b) :

1- les systèmes « d'aquaculture de production » dont la vocation est la valorisation d'une biomasse issue d'une production primaire, générée par des intrants naturels (nutriments provenant du milieu), ou induite par l'homme

via une fertilisation organique ou minérale. C'est typiquement le cas pour les étangs en polyculture à base de carpes (Cyprinidés) qui valorisent les nutriments (azote, phosphore en particulier) des cours d'eau qui alimentent les étangs, et qui peuvent aussi être fertilisés par des apports organiques.

2- Les systèmes « d'aquaculture de transformation » qui sont basés sur la valorisation d'aliments composés concentrés exogènes. L'exemple type est celui de l'élevage des salmonidés (truites ou saumons) élevés en eau claire, en cage ou en bassins, qui sont nourris exclusivement par un aliment formulé granulé.

Les systèmes d'aquaculture de production, généralement en eau douce (ou saumâtre) constituent le type le plus ancien. Initié en Asie (traité de Fan Li -460 av JC, *in* Billard, 2010), ce type d'élevage constitue encore le système dominant à l'échelle de la planète (Fig. 1.1). Ces systèmes de production sont généralement basés sur l'élevage en polyculture de plusieurs espèces aquacoles. Ces pratiques sont largement développées (notamment en Asie) et ont principalement pour vocation de jouer sur la complémentarité des espèces dans leurs rôles dans la chaine trophique (valorisation de la biomasse planctonique, consommation de macrophytes et d'invertébrés benthiques, différents niveaux de prédation...), l'exploitation de différents compartiments du milieu (espèces de fond, de pleine eau, de surface) (Milstein, 2005). La complémentarité s'exprime aussi dans des fonctions physiques assurées par les espèces permettant notamment de rendre disponible les éléments minéraux des sédiments et d'homogénéiser les masses d'eau (filtration, bioturbation...) (Billard, 1980). C'est en particulier le cas des polycultures de carpes (Cyprinidés) où chaque espèce exploite un compartiment de l'étang (benthos, phytoplancton, zooplancton) afin d'en optimiser la productivité. D'autres associations d'espèces sont conçues pour limiter le développement de pathologies ou la prolifération d'une espèce particulière. Par exemple, l'association Tilapia (*Oreochromis niloticus*) - Clarias (*Clarias gariepinus*) en Afrique de l'Ouest est construite sur la complémentarité trophique entre une espèce planctonophage et détritivore très prolifique, le Tilapia, associée à un carnivore - omnivore, le Clarias, dont le rôle est de limiter la prolifération des alevins des Tilapias, qui diminuent la disponibilité en ressources alimentaires pour la croissance des Tilapias commerciaux (Efole-Ewoukem, 2011). Ce concept de systèmes en polyculture présente actuellement un regain d'intérêt dans le cadre des approches IMTA (Integrated Multi-Trophic Aquaculture ; Neori et al., 2004 ; Troell et al., 2009) où l'on cherche à associer différents compartiments complémentaires sur le plan trophique pour diminuer les rejets dans l'environnement et augmenter la valorisation des intrants nutritionnels. Dans un certain nombre de pays la pisciculture d'étang est aussi intégrée au système agricole en valorisant en tant que fertilisant les effluents d'élevage terrestre ou les refus de cultures.

La pisciculture de transformation est née plus récemment avec la maitrise de la nutrition des poissons et a notamment permis de développer l'aquaculture mono-spécifique de poissons carnivores ou carnassiers en s'affranchissant de l'élevage de

poissons fourrage leur servant de nourriture. La pisciculture de transformation des espèces carnivores est souvent qualifié d'intensive. Elle est largement dépendante des ressources halieutiques de protéines (farines de poisson) et de lipides (huiles de poissons) notamment pour l'apport en acides aminés essentiels et surtout en acides gras essentiels, qui conditionnent la croissance et la qualité nutritionnelle des poissons produits.

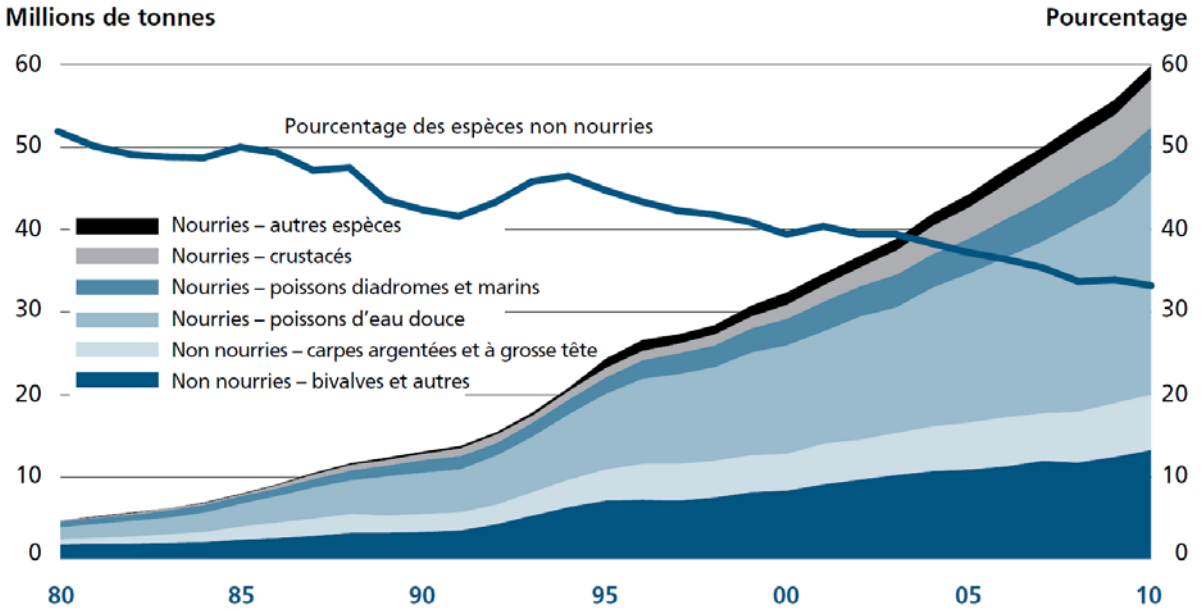



Figure 1.1 : Evolution des productions aquacoles de 1980 à 2010 selon les différents types de production. Extrait de FAO (2012).

Au-delà de ces deux grands groupes d'aquaculture de production ou de transformation, il existe aussi une différenciation des systèmes suivant leur lien avec le milieu naturel. Dans un certain nombre de cas où le cycle vital des espèces n'est pas maitrisé dans son ensemble, l'aquaculture est dépendante du milieu naturel pour la fourniture de juvéniles ou de géniteurs. A l'inverse, le milieu naturel peut aussi être considéré comme une zone d'élevage extensif, où l'on procède au lâcher de juvéniles pour soutenir une activité de pêche comme par exemple le ranching de saumons en Amérique du nord (en particulier pour *Oncorhynchus kisutch, O. tshawytscha et O. keta*) ou le pacage lacustre des ombles chevalier (*Salvenius sp.*) ou des corégones (*Coregonus sp.*) dans les lacs Alpins.

Une des caractéristiques qui différencie le plus les systèmes est leur lien à l'eau. Les systèmes de pisciculture vont exploiter soit des volumes d'eau naturels ou artificiels qui ne leurs sont pas dédiés au départ (lacs, mer ouverte), en utilisant généralement des systèmes de cage ; ou bien modifier le milieu en créant des étendues d'eau plus ou moins stagnante (étangs) et/ou en dérivant tout ou partie d'un cours d'eau pour alimenter des bassins en eau courante (cas des piscicultures de truite). Plus récemment, les technologies de traitement de l'eau ont permis de construire des systèmes en eau recirculée qui cherchent à s'affranchir au maximum de la ressource naturelle en eau et permettent un traitement des rejets de l'élevage plus aisé

(Blancheton et al., 2009). Ils peuvent s'apparenter à des systèmes d'élevage hors sol et sont notamment mis en œuvre pour les écloseries de poissons marins, car ils permettent une maitrise très poussée du milieu d'élevage.

Ce bref panorama n'a pas vocation à être exhaustif mais montre que sur le plan biotechnique, la combinaison des caractéristiques de milieu support, le choix et les associations d'espèces, la maitrise des intrants et les liens avec les ressources naturelles, permettent de définir une très grande diversité de systèmes, ouvrant de larges perspectives quant à la capacité de les faire évoluer pour répondre à des objectifs de productivité et/ou d'optimisation environnementale.

### 1.1.2 La pisciculture une production en plein développement

La demande en produits aquatiques répond aussi à plusieurs objectifs. Le poisson est d'abord une ressource en protéines fondamentale pour une grande partie de la population mondiale. Il contribue à hauteur de 20% à l'apport moyen en protéines animales de 3 milliards de personnes et à hauteur de 15% pour 4,3 milliards de personnes. Dans certains pays, c'est une ressource essentielle : le poisson couvre au moins 50% des protéines animales dans certains pays d'Asie (Cambodge, Indonésie, Sri Lanka) et d'Afrique (Sierra Léone, Gambie, Ghana) (FAO, 2012). Il est aussi recherché pour ses qualités nutritionnelles. Les produits aquatiques sont en général pauvres en cholestérol et en graisses saturées, mais sont une source essentielle en acides gras polyinsaturés (EPA, DHA) reconnus pour leurs effets bénéfiques sur le système cardio-vasculaire. Ils représentent donc un aliment de valeur santé élevée pour une population urbaine sédentaire.

Les produits aquatiques (de pêche et d'aquaculture) sont aussi parmi les premiers produits alimentaires échangés dans le monde (10% des exportations agricoles mondiales) et la croissance de leur marché se poursuit. En 1960 la consommation moyenne de produits aquatiques par habitant était de 9,9 kg/an, alors qu'elle atteint 18,6 kg/an en 2011 (FAO, 2012). Or, les pêches de capture dont le niveau des débarquements stagne à 90 millions de tonnes depuis la fin des années 1980, ne sont plus aptes à couvrir l'accroissement de la demande. Avec 8,8% d'augmentation par an entre 1980 et 2010, les produits de l'aquaculture (hors plantes aquatiques) atteignent 60 millions de tonnes en 2010 (FAO, 2012), et vont bientôt égaler les produits de la pêche. Nous nous trouvons donc dans un processus rare pour l'époque moderne, où une activité de prélèvement dans le milieu naturel est remplacée par de l'élevage, parfois pour des espèces identiques ou équivalentes. Il en découle des questions de perception de ces espèces peu domestiquées, véhiculant une image «d'espèces sauvages », dont le statut d'animal d'élevage reste flou, voire peu accepté.

Avec 60 millions de tonnes en 2010 (FAO, 2012), la production mondiale de produits aquacoles dépasse les prévisions proposées à l'horizon 2020 par l'International Food Policy Research Institute (IFPRI) en 2003 (Chevassus-au-Louis & Lazard, 2009a). Les

volumes ont été multipliés par 12 depuis 1980. Cette croissance est largement portée par l'Asie dont la Chine en particulier (60% du volume de production mondial, FAO, 2012) qui a intensifié ses systèmes de production en eau douce, notamment en introduisant des aliments formulés dans ses systèmes de production traditionnels. Ces dernières années ont vu aussi le développement massif de certaines autres productions. C'est le cas du saumon Atlantique (*Salmo salar*) en Europe (Norvège, Grande Bretagne), Amérique du Nord (Canada) puis du Sud (Chili, Argentine). C'est aussi le cas du Panga (*Pangasianodon hypophthalmus*) au Viet Nam dont la production est passée de quelques centaines de tonnes à 1 140 000 tonnes en 20 ans (Kluts et al., 2012). Le développement rapide de l'aquaculture à l'échelle mondiale cache des disparités très fortes entre les zones géographiques. En particulier, le niveau de production demeure toujours singulièrement bas en Afrique sub-saharienne et stagne voire régresse en Europe du sud. Ces dynamiques montrent que les niveaux de production ne sont pas uniquement liés à des facteurs techniques ou à la demande des marchés, mais aussi déterminés par des facteurs sociaux, environnementaux et aux systèmes de régulation locaux et nationaux. (Rey-Valette et al., 2008 ; FAO, 2012).

L'augmentation de la production aquacole au niveau mondial, avec des dynamiques extrêmement rapides localement, n'est pas sans poser de questions environnementales et de développement durable, comme ce fut le cas avec le développement des élevages de crevettes pénéides (*Penaeus monodon* en particulier) dans les années 1980-1990 dans la ceinture intertropicale (implantation anarchique des exploitations, destruction des mangroves, conflits locaux...). Cette phase a notamment conduit à définir les bonnes pratiques aquacoles et poussé les interprofessions aquacoles à proposer des démarches de développement durable, déclinées en guides (Global Aquaculture Alliance, Fédération Européenne des Producteurs Aquacoles...) (Rey-Valette et al., 2008 ; FAO, 2012).

Par ailleurs, entrant dans un marché international particulièrement dynamique (102 milliards US $ en 2011), les produits aquatiques sont l'objet d'un grand nombre de labels et de cahiers des charges, d'abord orientés vers des pêches plus respectueuses de l'environnement (pêche responsable, pêche durable du Marine Stewardship Council, Dolphin safe...) et la traçabilité de ces produits (Vázquez-Rowe et al., 2012). Ces labels se sont aussi étendus à l'empreinte carbone des pêches pour notamment renseigner l'affichage environnemental de certaines enseignes de grande distribution (Tesco par exemple). La demande de schémas et d'indicateurs pour les éco-labels censés mesurer les performances environnementales des élevages (Global Gap, WWF dialogues...) s'est donc rapidement étendue aux produits de l'aquaculture, en particulier pour la crevette (Mungkung et al., 2006),

## 1.1.3 Les enjeux environnementaux de la pisciculture et les méthodes de mesure.

La pisciculture a une relation intime avec le milieu aquatique. C'est le milieu qui apporte les éléments essentiels au fonctionnement biologique du poisson (oxygène, éléments minéraux et dans de nombreux cas l'alimentation) et qui va aussi être le vecteur de risques pour l'élevage au travers des polluants ou de pathogènes qu'il peut véhiculer. Enfin le milieu aquatique est aussi le récepteur des rejets chimiques ou biologiques de l'élevage. C'est sous cet angle que l'impact environnemental de la pisciculture a d'abord été considéré. Depuis ces dernières années, avec une augmentation de l'intérêt pour les écosystèmes et la biodiversité, la pisciculture est aussi surveillée pour son utilisation d'espaces naturels jugés fragiles (zones humides, cours d'eau, espaces littoraux...), et de ressources sensibles comme l'eau ou les ressources halieutiques.

### 1.1.3.1 Les rejets

Différents impacts sur l'environnement sont générés par les effluents issus des piscicultures. En premier lieu ce sont les rejets en matières particulaires (essentiellement fèces, aliments non consommés et vases de fond d'étang) qui peuvent sédimenter dans les cours d'eau en aval des piscicultures connectées aux rivières ou sur le fond des lacs et des zones côtières pour les élevages en cage, qui ont attiré l'attention par leur caractère visible. En rivière, leur rôle sur le colmatage des fonds, notamment des zones de graviers où se reproduisent certaines espèces, a pu être démontré (Bardonnet et al., 2004). De même, les effets de l'accumulation des sédiments piscicoles sur les fonds marins sont eux aussi bien documentés (Karakassis et al., 1998 ; Hatziyanni, 2000 ; Karakassis et al., 2002 ; Kalantzi & Karakassis, 2006 ; Apostolaki et al., 2007 ; Karakassis, Kutti et al., 2008). Les apports trophiques des piscicultures (en azote et phosphore en particulier), issus des déchets métaboliques des poissons, ont aussi été relevés comme étant des sources potentielles de perturbation des écosystèmes récepteurs (Lemarie et al., 1998 ; Pitta et al., 2006 ; Tsapakis et al., 2006 ; d'Orbcastel et al., 2009 ; Ruiz-Zarzuela et al., 2009). Les rejets métaboliques issus des piscicultures modifient également de façon plus ou moins forte les biocénoses des milieux aquatiques récepteurs. Ces modifications sont notamment sensibles chez les végétaux en eau douce (Haury et al., 2004) ou en milieu marin (Diaz-Almela et al., 2008 ; Holmer et al., 2008), ou sur la faune (Lampadariou et al., 2005 ; Apostolaki et al., 2007; Guilpart et al., 2012). Ces atteintes à la biodiversité sont directement en rapport avec les niveaux des flux de « polluants » issus des piscicultures mais aussi avec la capacité d'accueil du milieu, qui correspond à la capacité des écosystèmes à transformer et valoriser ces flux sans compromettre leur fonctionnement propre.

Les impacts associés aux rejets de produits de traitement et produits médicamenteux en aquaculture restent peu documentés. Les perturbations qu'ils induisent sont difficilement dissociables des effets des autres composants des rejets aquacoles, dès lors que l'on essaie de les mesurer dans l'environnement. Néanmoins, l'utilisation

massive de certaines molécules, comme les antiparasitaires pour lutter contre le pou du saumon, soulèvent de grandes inquiétudes. Une attention particulière est aussi portée aux antibiorésistances induites dans le milieu naturel par l'utilisation d'antibiotiques dans les élevages aquacoles (Giraud et al., 2006 ; Gordon et al., 2007; Naviner et al., 2007). Cependant ces travaux demeurent peu nombreux et leurs conclusions difficilement généralisables.

Les échappements de poissons d'élevage sont aussi une source d'inquiétude pour les écologues et les environnementalistes. Plusieurs raisons sont évoquées : la compétition avec les espèces locales dans le cas d'espèces invasives, qui peuvent soit être prédatrices des populations naturelles, soit être en compétition trophique avec elles (Abrantes et al., 2011), ou modifier de façon drastique l'environnement (destruction des végétaux, bioturbation, ...) de telle façon que les populations autochtones ne puissent plus effectuer leurs cycles biologiques. C'est par exemple le cas des Cichlidés comme le Tilapia du Nil (*O. niloticus*) qui a été diffusé comme espèce d'élevage dans toute la zone intertropicale et qui est devenue invasive dans différentes régions, notamment en Amérique du Sud. L'autre type d'inquiétude est le croisement entre des individus domestiqués (voire sélectionnés sur des critères zootechniques) et ceux d'une population autochtone, provoquant ainsi une perte de variabilité génétique de la population naturelle. Ce point est largement débattu pour le saumon Atlantique (*Salmo salar*) dans les élevages qui côtoient des populations sauvages dont les effectifs sont maintenant inférieurs à ceux des élevages (Bourret et al., 2011 ; Fiske et al., 2006 ; Fleming et al., 2000). De façon concomitante, les élevages peuvent aussi être la source de parasites diffusés dans l'environnement pouvant mettre en péril les populations sauvages également sensibles à ce pathogène. C'est par exemple le cas des copépodes parasites (poux de mer) qui infestent les élevages de saumon Atlantique et contaminent les populations sauvages de salmonidés (Middlemas et al., 2013).

#### 1.1.3.2 L'utilisation des ressources naturelles

L'aquaculture n'est pas seulement montrée du doigt pour ces impacts liés à ses rejets, mais aussi pour son utilisation de ressources naturelles. L'implantation des installations aquacoles est généralement tributaire de la ressource en eau, en qualité et en quantité. Les systèmes aquacoles vont s'implanter dans des zones humides reconnues pour leur diversité spécifique, leurs fonctions de régulation hydrologiques ou d'épuration, qui peuvent aussi être source d'eau potable pour les populations humaines. La mauvaise gestion de ces biotopes peut induire de véritables catastrophes, comme ce fut le cas avec la destruction massive de mangroves (zones de reproduction et nurserie pour les poissons marins, et accessoirement barrière contre les tsunamis) par la production de crevettes dans les années 1980. Par exemple, Naylor et al. (2000) évaluent la perte de biomasse en poisson pour la pêche à 434 g, pour chaque kg de crevette élevé en Thaïlande, uniquement due à la transformation des mangroves. En France, l'implantation des pisciculture de truites (*O. mykiss*) sur les rivières de bonne qualité dans la partie amont des bassins versants est régulièrement remise en cause. Les conflits d'usage

sont donc fréquents que ce soit pour des raisons environnementales, ou pour des raisons d'accès à des sites du fait de leurs caractéristiques esthétiques et/ou touristiques en zones côtières.

L'eau utilisée par l'aquaculture est souvent considérée comme une ressource rare. Si l'eau ne fait généralement que transiter par le système aquacole, elle peut être séquestrée pour des durées plus ou moins longues en induisant des pertes. Dans les systèmes d'étangs les grands volumes stockés augmentent le niveau des pertes en eau de surface par infiltration et la surface d'échange avec l'air peut augmenter le réchauffement de l'eau et les pertes par évaporation. Sur les cours d'eau, la dérivation d'une partie du débit pour alimenter des pisciculture, peut induire l'assèchement partiel (voire total en cas de sécheresse) de portions de rivière et donc la perte de surfaces d'écosystème aquatique et de biodiversité. Par ailleurs, l'eau restituée n'a pas la même qualité (dégradation due aux polluants) que lors de son prélèvement, ce qui amplifie la perception de rareté (Verdegem & Bosma, 2009 ; Chapagain & Orr, 2009 ; Chapagain& Hoekstra, 2011).

Un des points les plus polémiques de l'utilisation des ressources naturelles pour la pisciculture est l'utilisation de ressources d'origine halieutique pour l'alimentation des poissons et crevettes d'élevage. Cette utilisation de farines et huiles de poisson ne va pas sans poser de questions, compte tenu du plafonnement de leur disponibilité au niveau international et de leur très forte utilisation par l'aquaculture : plus de 60% des farines de poisson et plus de 80% des huiles (Tacon, 2004 ; Tacon et al., 2010) sont destinées à l'aquaculture. La demande aquacole continue de croitre notamment au travers des productions de poissons d'eau douce qui s'intensifient en Asie, par l'utilisation d'aliments composés pour des espèces traditionnellement vouées à la valorisation de biomasses naturelles. Cette appropriation des ressources biotiques marines par l'aquaculture de transformation est jugée préoccupante, et il devient nécessaire de diminuer cette pression sur les chaines trophiques (Naylor et al., 2000).

#### 1.1.3.3 Mesurer les impacts de l'aquaculture

Différentes méthodes d'analyse des atteintes de la pisciculture sur l'environnement existent. Le principal point d'intérêt étant les impacts constatés dans les environs proches des sites piscicoles associés aux rejets métaboliques des poissons, c'est donc sur ces éléments chimiques que vont se concentrer la plupart des mesures permettant d'évaluer les impacts des pisciculture sur l'environnement aquatique. On procède par la mesure des flux d'éléments (essentiellement azote et phosphore) en mettant sur pied des campagnes de prélèvements d'eau puis d'analyses chimiques. C'est toujours de cette façon qu'est appliquée en France la règlementation sur les rejets des pisciculture, notamment via des autocontrôles réalisés par les pisciculteurs (règlementation sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement). Il est apparu nécessaire de modéliser ces flux de nutriments afin de les prédire et de définir ce qui était supportable par le milieu aquatique naturel. Des modèles ont donc été proposés pour les pisciculture de truite (Fauré, 1983 ; Liao, 1970 ; Willoughby H. et al., 1972). Ces premiers modèles étaient basés sur des corrélations linéaires définies entre les émissions des sites et les

quantités de poisson présentes ou les quantités d'aliment distribuées. Malheureusement, ces modèles empiriques ne sont pas suffisamment robustes et ne prennent pas en compte la rapide évolution des pratiques et compositions des aliments (Jatteau, 1999). Ces modèles sont progressivement supplantés par des modèles nutritionnels basés sur des bilans de masse (Cho & Kaushik, 1990 ; Kaushik, 1998 ; Papatryphon et al., 2005), qui calculent les rejets en azote, phosphore et matières solides par différence entre les apports alimentaires et la part fixée par le poisson pour sa croissance. Cette démarche est aussi utilisée pour les autres élevages de monogastriques comme le porc (Dourmad et al., 1999)

Petit à petit les approches basées sur les analyses chimiques de l'eau et la modélisation pour évaluer les impacts des pisciculture sont complétées par le recours à des indices biologiques notamment sur les cours d'eau, en Europe dans le cadre de la Loi sur l'Eau (European Community, 2000). Différents indices biologiques normalisés sont disponibles pour les eaux douces en France. Ils concernent les diatomées (Afnor, 2000), les invertébrés (Afnor, 2004a), les végétaux (Afnor, 2003), et les populations piscicoles (Afnor, 2004b). Leur emploi devrait se généraliser dans les années à venir en Europe, sous l'impulsion de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Néanmoins, ces indicateurs biologiques qui intègrent l'état d'un écosystème sur une période de temps plus ou moins longue ne semblent pas toujours adaptés à l'évaluation de l'impact d'une activité humaine sur cet écosystème. Il faut signaler qu'il existe aussi des protocoles particuliers pour évaluer l'écotoxicité des émissions dans l'environnement.

De nombreuses approches sont donc mobilisables pour évaluer les impacts des activités aquacoles, mais elles restent sectorielles (qualité de l'eau, écologie, nutrition, génétique…). C'est le souhait de prendre en compte des atteintes dues aux installations aquacoles tant locales que plus lointaines, comme celles sur les chaines trophiques marines dues aux prélèvements pour les farines et huiles de poisson, qui a justifié le choix d'outils d'évaluation plus holistiques. Petit à petit l'analyse des interrelations entre les différentes activités (pêche, aquaculture, agrofourniture…) est apparue comme une nécessité pour évaluer les impacts à d'autres échelles que celle du site et de son écosystème support, et pour éclairer des orientations de systèmes de production. A titre d'exemple le schéma de la figure 1.2 propose une représentation des liens écologiques entre l'aquaculture et la pêche (Troell, et al., 2013). Il a donc été nécessaire d'identifier des cadres méthodologiques pour réaliser une évaluation environnementale systémique qui soit suffisamment complète et précise pour comprendre les effets directs et indirects associés à l'activité de production.

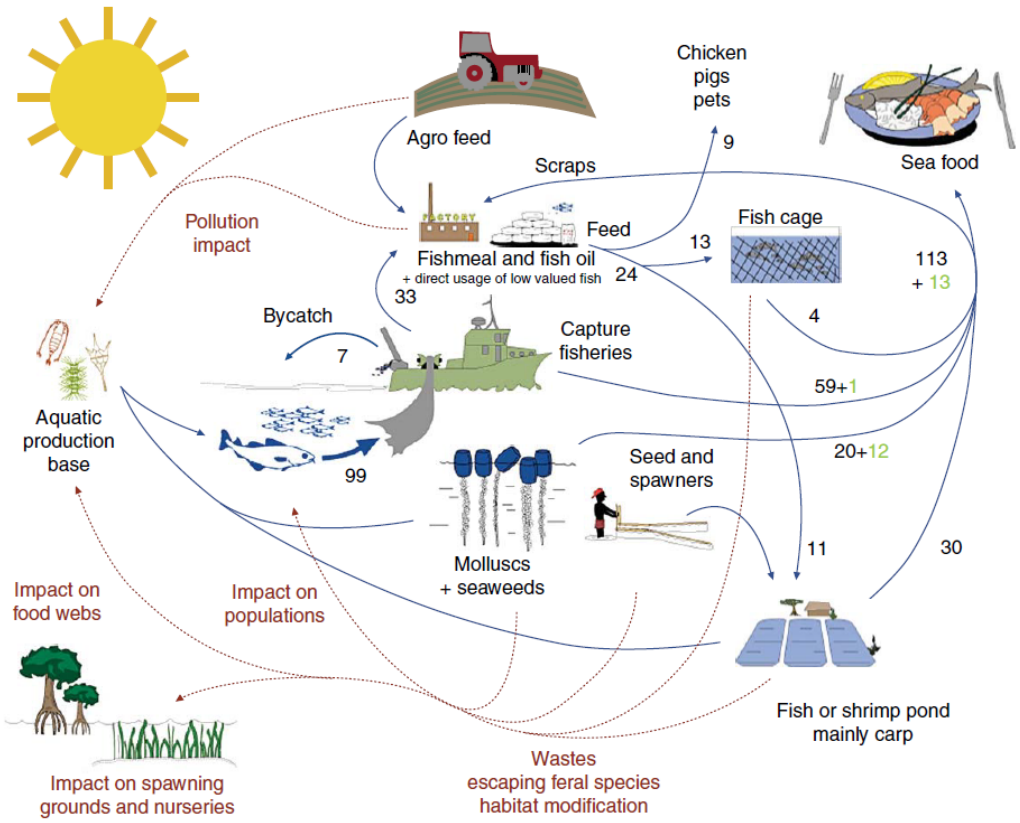



Figure 1.2 : Liens écologiques entre aquaculture et pêches de capture. Les traits bleus représentent le lien avec la consommation humaine de produits aquatiques. Les valeurs exprimées en millions de tonnes représentent les quantités de poissons, crustacés et mollusques (les algues en vert) au niveau mondial pour l'année 2006. Issu de Troell, et al. ( 2013).

# 1. 2 L'Analyse du Cycle de Vie

## 1.2.1 Le choix de l'Analyse du Cycle de Vie

Van der Werf et Petit (2002) ont analysé douze méthodes basées sur des indicateurs pour évaluer les impacts environnementaux de l'agriculture. De ce travail, ils ont conclu qu'il était préférable de s'orienter vers des méthodes proposant une large gamme d'indicateurs complémentaires, à des échelles allant du local au global et basés sur les effets environnementaux plutôt que sur les pratiques des producteurs. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) répondant à ces critères a été retenue comme méthode pertinente pour analyser les impacts environnementaux des systèmes de production agricoles (Van der Werf et Petit, 2002). Elle a d'abord été conçue pour le secteur industriel dans les années 1970, et son adaptation au secteur agricole date des années 1990. Cette méthode normalisée (ISO, 2006a et 2006b) a pour objectif de lister et d'évaluer les conséquences environnementales de différentes options permettant de remplir une certaine fonction (Guinée et al., 2002 ; Joint Research Center, 2010). C'est une méthode d'analyse environnementale globale qui évalue l'ensemble des impacts environnementaux potentiels attachés à un produit, depuis sa source (extraction des matières premières nécessaires à l'élaboration du produit) ou « berceau », jusqu'à son recyclage ou à sa mise en déchet final (mise en

décharge, incinération, ...) ou « tombeau » (Guinée *et al.*, 2002). Elle constitue la seule méthode d'analyse environnementale qui permet de lier l'impact environnemental à la fonction d'un produit. Allant au-delà d'une simple description, elle peut être utilisée pour faire émerger des voies d'amélioration des systèmes de production (Jolliet *et al.*, 2010).
Elle est basée sur l'évaluation des flux de matières entrant et sortant du système, qui sont agrégés puis transformés en catégories d'impact en utilisant des modèles mathématiques simples (caractérisation). Les catégories d'impact proposées sont nombreuses et recouvrent des champs qui vont des impacts environnementaux locaux (ex : eutrophisation) aux globaux (ex : changement climatique) et qui sont relatifs à différents compartiments : air, sol, eau et cibles (ressources naturelles, santé humaine). La méthode ACV s'élargit aux domaines économique et social.
Selon la norme ISO 14044, la méthode ACV est construite en quatre étapes successives (Figure 1.3) : la définition des objectifs et du champ de l'étude, la réalisation et analyse de l'inventaire des éléments entrant et sortant, l'évaluation des impacts, et l'interprétation des résultats.

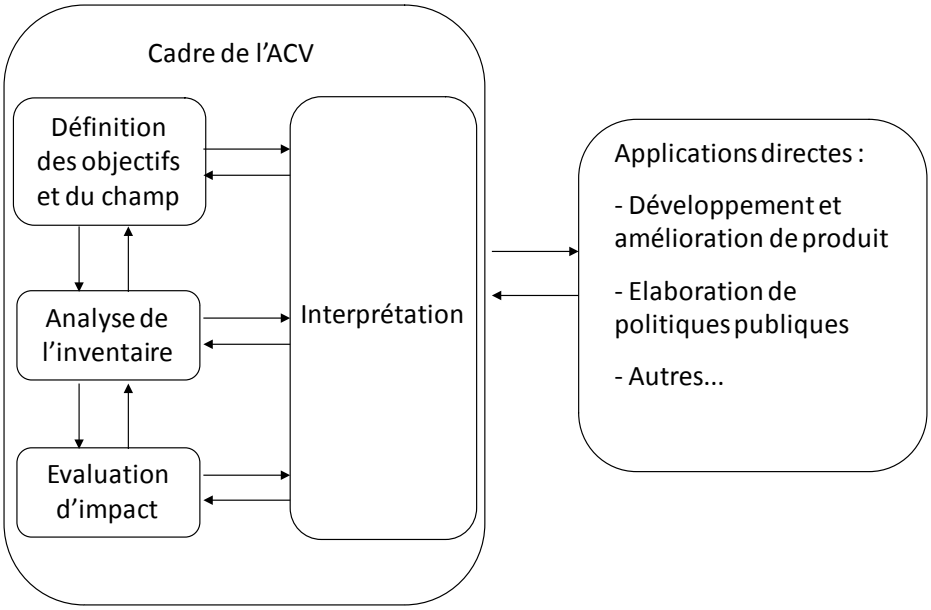



Figure 1.3: Cadre méthodologique : les quatre étapes de l'Analyse en Cycle de Vie, ACV (D'après ISO 14044, 2006)

## 1.2.2 La définition du champ et des objectifs de l'étude

La définition du champ et des objectifs consiste à définir la finalité de l'étude : à quelle question souhaite-t-on répondre ? A qui sont destinés les résultats de l'analyse ? La réponse à ces questions permettra de choisir les modalités de l'étude et notamment sa couverture temporelle et géographique et donc le dispositif de recueil d'information nécessaire à sa réalisation. De ces questions préliminaires découle aussi le choix de l'Unité Fonctionnelle (UF) du produit analysé.

A ce stade il s'agit de définir la fonction dont on souhaite quantifier la performance environnementale et de la traduire en unité (UF). L'ensemble des flux d'intrants et de polluants émis, associés au système de production ainsi que le calcul des impacts prendront cette unité comme référence. Pour un système aquacole, la fonction peut être la production de poisson et donc l'unité fonctionnelle pourra être 1 tonne de poisson ; mais on peut retenir une fonction de production de protéine ou de gestion de l'espace et dans ces cas l'UF pourra être la tonne de protéine ou l'hectare de surface en eau.

Cette étape de l'analyse comprend aussi la définition du système étudié. En fonction de la question posée les limites du système, et donc les processus (étapes de production) qui seront inclus dans l'analyse pourront varier : extraction des matières premières, transport et distribution, étapes de transformation et de production, utilisation, gestion de la fin de vie du produit, … La représentation de ces éléments du système dans un arbre des processus, schématisant les étapes de production et leur lien est alors réalisée. Les ACV des systèmes de production agricoles et aquacoles s'arrêtent souvent « à la sortie de la ferme », à la récolte des produits (avec parfois du stockage) (Nemecek and Kägi, 2007). Les phases ultérieures de transformation, distribution, consommation des produits et la gestion des déchets associés ne sont alors pas prises en compte.

Des ajustements entre les étapes de l'analyse sont fréquemment observés durant la réalisation de l'ACV, comme le montrent les doubles flèches entre les étapes dans la figure 1.3.

### 1.2.3 L'inventaire du cycle de vie (ICV)

L'ICV quantifie les flux de matières et d'énergie associés aux différents processus élémentaires du cycle de vie. Ils sont calculés en les rapportant à l'unité fonctionnelle définie dans l'étape précédente. Il s'agit de réaliser l'inventaire quantifié des ressources consommées (quantités de substances et d'énergie) et des émissions dans l'air, l'eau et le sol à chaque étape du cycle de vie du produit. Le recueil des données est fastidieux mais de sa qualité dépend largement la qualité de l'ACV. Il se base généralement sur la réalisation d'enquêtes (dont l'ampleur déterminera aussi la représentativité de l'étude), et en particulier dans le domaine agricole ou aquacole, de descriptions de matériel, de données zootechniques et comptables. Pour les données qui ne sont pas accessibles par enquêtes ou mesures, on a recours à la modélisation. C'est en particulier le cas pour le calcul des émissions polluantes vers le sol, l'air ou l'eau. Pour les systèmes aquacoles, l'évaluation des émissions de nutriments (azote et phosphore) dans les milieux aquatiques repose sur des mesures de terrain ou des modèles de bilan de masse tels que présentés dans le paragraphe 3.3.

Pour passer d'un inventaire technique ou biotechnique aux flux des éléments émis ou consommés, il est nécessaire de s'appuyer sur des bases de données qui

renseignent sur les consommations et émissions de produits de base (exemple : matériaux) ou de processus utilisés de façon récurrente (exemples : transport en camion, production d'énergie). La qualité de ces bases en termes de précision mais aussi de représentativité et de spécificité géographique et temporelle est aussi une des clés de la qualité d'une ACV. Dans les études présentées ici, la base de données ecoinvent (Frischknecht et al., 2007) a été préférentiellement utilisée, mais les données ont souvent été adaptées aux contextes géographiques. Par exemple, l'origine des ressources énergétiques utilisées pour la production d'électricité dans chaque pays (mix électrique) a été systématiquement prise en compte afin de présenter des inventaires représentatifs du contexte énergétique local.

Dans un système de production, l'attribution des flux de polluants ou d'intrants aux différents coproduits qui peuvent être générés par un même processus de production est une question difficile. Par exemple, la production de volaille génère de la viande mais aussi de la fiente qui peut être considérée comme un fertilisant. Il est nécessaire de s'appuyer sur des règles d'allocation claires et homogènes durant l'étude. La norme ISO 14044 (2006) recommande dans l'ordre:

1 D'éviter l'allocation, et de redéfinir le système de production pour éviter d'avoir à attribuer les impacts entre les différents produits

2 D'utiliser les règles physiques qui sous-tendent les relations entre les différents coproduits et leurs fonctions. En général l'allocation se fera sur la base du poids, ou du contenu énergétique

3 En dernier recours, d'utiliser d'autres règles de relation entre les produits, comme l'allocation économique (poids X valeur marchande)

Dans les travaux présentés ici, du fait de la difficulté de déterminer des fonctions communes entre les coproduits agricoles (certains sont riches en protéines, d'autres en lipides) c'est l'allocation économique qui a été choisie. Un développement plus complet sur ce point est proposé dans la discussion de la thèse.

L'étape d'ICV nécessite un travail méticuleux qui demande une validation minutieuse des données au cours de leur acquisition et de leur traitement.

### 1.2.4 L'évaluation de l'impact environnemental

A partir de l'inventaire conduit précédemment, cette étape consiste à agréger les informations provenant de chaque processus élémentaires (extraction de matière, rejets, ...), en fonction de leurs cibles (air, eau, sol) et de les associer à des catégories d'impacts environnementaux pour permettre une analyse multicritère de l'impact global.

Phase 1 : La sélection des catégories d'impact potentiel.

Il existe plusieurs types de catégories d'impacts (Jolliet *et al*., 2010) : des catégories orientées dommages (épuisement des ressources, impacts sur la santé humaine, impacts écologiques) et des catégories orientées problèmes (changement climatiques, acidification, eutrophisation, utilisation des terres, utilisation de l'eau, ….). Le choix des catégories d'impact doit être pertinent, en couvrant les questions environnementales principales du système étudié et les préoccupations de l'audience de l'étude. Ce choix doit aussi être en concordance avec les éléments qu'il est possible de recueillir durant l'inventaire (chaque catégorie d'impact doit être suffisamment renseignée). Il doit aussi éviter les redondances ainsi que les doubles comptages. Dans les travaux présentés ici, n'ont été retenues que des catégories orientées problèmes. Pour l'aquaculture ces catégories d'impact portent essentiellement sur le changement climatique, l'eutrophisation, l'acidification, l'utilisation d'énergie, l'utilisation de production primaire nette, l'utilisation d'eau et de surface (Aubin, 2013). On peut constater que deux problèmes environnementaux importants ne sont pas pris en compte : l'un orienté problème, l'écotoxicité aquatique par manque d'informations fiables sur les émissions et les facteurs de caractérisation ; l'autre orienté dommage, la perte de biodiversité, par manque de schémas théoriques opérationnels fiables.

Phase 2 : La caractérisation.

Cette phase correspond au calcul de la valeur de chaque catégorie d'impact par agrégation des données d'inventaire à l'aide de facteurs de caractérisation, qui font le lien entre les émissions dans chacun des compartiments de l'environnement et les impacts. Ces facteurs sont exprimés en fonction d'une molécule de référence (exemple le $CO_2$ pour le changement climatique). Ces facteurs de caractérisation sont issus de publications scientifiques et font souvent l'objet de consensus internationaux. Plusieurs méthodes de calcul regroupant les facteurs de caractérisation de certaines catégories d'impact (orientées problème ou dommage) existent. Nous avons privilégié la méthode CML2 base 2001 (Guinée et al., 2002 ) qui propose des catégories d'impact orientée problème. Cette méthode est une des plus anciennes et fait l'objet d'un consensus large. Son utilisation permet facilement de comparer ses résultats à ceux d'études antérieures. A titre d'exemple, quelques facteurs de caractérisation (utilisés dans notre étude) sont présentés dans le tableau 1.1.

Lors du calcul d'une catégorie d'impact, on multiplie le poids de molécule émise par le facteur de caractérisation. Par exemple l'émission d'1 kg de méthane dans l'air, induira un changement climatique de 25 kg-éq $CO_2$.

Tableau 1.1: Facteurs de caractérisation pour trois catégories d'impact de quelques émissions vers l'air, l'eau et le sol selon la méthode CML2 (d'après Guinée *et al.,* 2002 ; Forster *et al.*, 2007).

| Emissions, compartiment (kg) | Eutrophisation (kg-éq $PO_4$) | Acidification (kg-éq $SO_2$) | Changt Climatique (à 100 ans) (kg-éq $CO_2$) |
|---|---|---|---|
| **$CO_2$, air** | - | - | 1 |
| **$CH_4$, air** | - | - | 25 |
| **$N_2O$, air** | - | - | 298 |
| **$NH_3$, air** | 0,35 | 1,6 | - |
| **$NO_x$, air** | 0,13 | 0,5 | - |
| **$SO_2$, air** | - | 1,2 | - |
| **$NO_3$, eau** | 0,1 | - | - |
| **$PO_4$, eau** | 1 | - | - |
| **N, sol** | 0,42 | - | - |
| **P, sol** | 3,06 | - | - |
| **$NO_3$, sol** | 0,1 | - | - |

Les autres méthodes de caractérisation diffèrent par la définition de la partie de la chaine de cause à effet entre émissions/utilisation de ressources et impacts, prise en compte dans l'analyse environnementale, par le nombre et le type de catégories d'impact et par les facteurs de caractérisation qui sont employés (molécules de référence, valeurs...). Quelques méthodes parmi les plus couramment utilisées sont citées ici. La méthode EDIP 2003 (Hauschild et Potting, 2003), prend en compte une différentiation spatiale pour certaines catégories d'impacts (notamment l'acidification) ce qui permet d'être plus précis sur le niveau des impacts. Impact 2002+ est une méthode qui combine une approche orientée problème et une approche orientée dommage, par l'agrégation de 14 indicateurs de problème en 4 indicateurs de dommage (santé humaine, qualité des écosystèmes, changement climatique, ressources) (Jolliet et al., 2003). La méthode ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) implémente aussi des indicateurs orientés dommage et problème, en utilisant des facteurs de dommage pour réaliser l'agrégation. Elle propose notamment des indicateurs de dommage agrégés caractérisant l'atteinte aux écosystèmes en nombre d'espèces.année, la santé humaine en DALY (nombre de jours de vie en bonne santé), l'atteinte aux ressources en excédent de coût. Ces trois indicateurs peuvent être agrégés en une note unique finale. Il faut aussi citer la méthode ILCD 2011 midpoint (Joint Research Center, 2011) qui est développée par la Commisssion Européenne et qui a pour vocation de promouvoir un standard dans le calcul des impacts et des recommandations dans leur application. Elle reprend un certain nombre de catégories d'impact produites dans d'autres méthodes.

Certaines de ces méthodes utilisent des phases de normalisation. La normalisation consiste en la transformation du résultat des catégories d'impact pour le rendre comparable à d'autres valeurs du même domaine. Le résultat est alors divisé par une valeur de référence choisie. Il s'agit souvent d'un équivalent habitant. Dans les travaux présentés ici, elle n'est pas utilisée, car jugée plus communicante que vraiment scientifique et du fait du manque de valeurs de références pour les systèmes étudiés et leurs contextes.

### 1.2.5- L'interprétation

L'interprétation des résultats consiste à présenter et analyser les résultats de l'évaluation de l'impact afin de dégager des conclusions et des recommandations. Elle doit permettre d'aboutir à une prise de décision conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Compte tenu du manque de valeurs de référence pour les différents produits et impacts, on procède généralement par comparaison des performances de différents systèmes (ou de différentes options pour un même système). On peut ainsi déterminer quels sont les impacts environnementaux caractéristiques du produit (ou service) étudié et donc les axes d'amélioration potentiels. Ces comparaisons permettent par ailleurs de vérifier la cohérence des résultats. L'analyse de contribution permet d'analyser la contribution de chacun des processus (étapes du cycle de vie, mais aussi d'une substance ou une ressource) aux différentes catégories d'impact. Cette analyse permet de comprendre le fonctionnement du système et la contribution de chaque processus aux impacts. Par cette analyse il est possible de déterminer les leviers utilisables dans une amélioration environnementale du système.

L'étape d'interprétation peut comprendre aussi une analyse de sensibilité, qui mesure l'effet de la variation de certains paramètres clés sur le niveau des impacts et donc d'apprécier la robustesse des résultats. L'analyse de sensibilité permet aussi de sélectionner les processus à faire évoluer en priorité pour améliorer les systèmes et de détecter des transferts d'impacts associés à ces modifications (Joint Research Center, 2010). Une analyse de l'incertitude permettant de qualifier la qualité des résultats en fonction des données et modèles utilisés est également recommandée. De nombreuses sources d'incertitude existent tout au long d'une ACV, notamment lors de l'inventaire : récolte des données, modèles d'émission, modèles de devenir des substances dans l'environnement… ; mais aussi lors du calcul des impacts, associées aux facteurs de caractérisation. L'ensemble de ces incertitudes est rarement évalué et pris en considération, ce qui nuit à la robustesse des conclusions de l'analyse.

# Chapitre 2:

## L'Analyse du Cycle de Vie est-elle capable de prendre en compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental ?

Ce chapitre s'appuie sur une revue bibliographique, parue en 2013, qui fait le point sur les grandes évolutions et questions associées à l'application des Analyses du Cycle de Vie aux domaines de la pêche et de l'aquaculture. Cette synthèse est construite en reprenant les différentes étapes de l'ACV et en montrant pour chacune d'elles ce qui est spécifique aux productions de poisson (pêche et aquaculture). Elle montre l'intérêt croissant du monde de la pêche et de l'aquaculture pour l'analyse environnementale et les efforts scientifiques qui ont été fournis pour améliorer la méthode, notamment en développant des catégories d'impact spécifiques. Un paragraphe est dédié aux traits environnementaux qui caractérisent les systèmes de production de poisson étudiés par ACV, ce qui est spécifique à la pêche ou à la pisciculture et ce qui leur est commun. Une dernière partie propose des recommandations pour l'amélioration des études environnementales de pêche et pisciculture par ACV.

Le premier paragraphe de ce chapitre a fait l'objet de la publication :

Aubin, J., 2013. Life Cycle Analysis as applied to environmental choices regarding farmed or wildcaught fish. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources. 8, N°11

# 2.1 L'Analyse du Cycle de Vie appliquée aux choix environnementaux associés aux poissons de l'aquaculture et de la pêche

## Life Cycle Analysis as applied to environmental choices regarding farmed or wild caught fish

Joël AUBIN

Address: UMR INRA/Agrocampus 1069 SAS, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65, rue de St-Brieuc, 35042 Rennes Cedex, France

Correspondence:
Email: Joel.Aubin@rennes.inra.fr

Received: 8 October 2012
Accepted: 8 January 2013

doi: 10.1079/PAVSNNR20138011
The electronic version of this article is the definitive one. It is located here: http://www.cabi.org/cabreviews
g CAB International 2013 (Online ISSN 1749-8848)

## Abstract :

Fish production is facing increasing worldwide demand while fish landings are plateauing. Fish production is the only kind of animal production that is still dominated by extractive activity, endangered due to over-exploitation of natural resources and a rearing activity with a rapid expansion. Life Cycle Assessment (LCA), which estimates local- to global-scale environmental impacts, has been adapted to seafood production systems. Scientific publications increasingly propose methodological improvements and case-study applications of LCA in the fishery and aquaculture sectors, with the double objective of better describing and understanding their biophysical interactions with the environment and supporting decision-making and eco-labeling of seafood products. In particular, development of innovative indicators better defines impacts of fisheries on the marine ecosystem (e.g., benthos damage, by-catch, biotic resource use). Nevertheless, the lack of consensus about methodological questions (e.g., coproduct allocation rules, system boundary definition) weakens comparisons between studies and limits generalization of results and dissemination of methods. This paper reviews published applications of LCA to farmed and wild-caught fish.

**Keywords**: Life Cycle Assessment, fisheries, aquaculture, seafood, environment

**Review Methodology:** The ISO standard defines four major steps of LCA: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation. We follow this outline to address the main issues highlighted in the scientific literature about

application of the LCA framework to farmed and wild-caught fish. We mainly searched the CAB Abstracts and Web of Science databases, first by keywords (e.g., 'LCA' and 'fish*'), then by principal authors' names. We then followed references in articles to identify previous studies. We focused mainly on peer-reviewed articles published in English. Nevertheless, a few technical reports for international audiences, such as FAO reports, were included. Increasingly, PhD theses and studies from NGOs and consulting firms apply LCA, but it was not possible to include all of these references.

## 2.1.1 Introduction

Aquatic products play an increasing role in human nutrition. World demand of food fish increased from 9.9 kg per capita in the 1960s to 18.6 kg per capita in 2010 (FAO, 2012), and this increasing demand is reinforced by human population growth (1.7%/year). This growth is no longer sustained by fisheries, as fishery catches have remained stable for more than 10 years (at around 90 million metric tons (FAO, 2012)), while aquaculture production has increased an average of 8.8% per year (1980-2010). Consequently, the same demand for seafood is covered by two different strategies: catching natural stocks or producing fish as an agricultural activity, sometimes for the same species (e.g., sea bass, sea bream, cod, salmon). Fisheries and fish farming, however, constitute a continuum of practices, from direct fish extraction from the wild, to ecological engineering to increase natural productivity, to complete control of species' life cycles and artificial feeding. Combinations of these practices are numerous, such as restocking, or catching juveniles or broodstock for farming purposes. Natural catches and rearing practices increase pressure on aquatic resources, leading to various direct and indirect environmental impacts. For example, intensification of fishing practices endangers natural fish stocks. In 2009, 29.9% of fish stocks were considered over-exploited and only 12.7% not fully exploited (FAO, 2012 ; Pauly et al., 2002). Moreover, intensive fishing can kill non-target species (by-catch), alter benthic habitats and preferentially capture species at the top of food webs, which unbalances aquatic ecosystems and decreases their productivity (Pauly & Christensen, 1995).

Impacts of fish farming, as of most livestock production, are mainly due to feed-ingredient production and farm effluents, along with specific impacts such as release of pharmaceuticals into water bodies (i.e. antibiotics), disease transmission, dispersal of non-native species, genetic-stock depletion and destruction of habitats with specific biodiversity (e.g., mangroves) (Pelletier, Tyedmers, 2008). Moreover, fish farming is not independent from fisheries (Naylor, et al., 2000), as it is the main consumer of fish meal (68%) and fish oil (about 89%) (mainly from industrial pelagic fleets in South America and Norway)(Tacon & Metian, 2008) and in some cases still depends on wild stock for supplies of juveniles or broodstock (Mungkung et al., 2006). In addition to these local effects, diffuse indirect impacts include energy use (e.g., fuel for fishing), building of infrastructure or ships, and production of feed ingredients (Pelletier & Tyedmers, 2008 ; Thrane, 2004a).

Because of the increasing environmental impacts induced by fishery activities at local and global scales, methods need to be developed to guide fishery-system improvements and public decisions. It seems necessary to develop science-based decision-making tools and use a multi-goal approach that is not restricted only to the carbon footprint (Samuel-Fitwi et al., 2012). Also, the seafood trading sector and environmental NGOs, which have proposed certification approaches, need indicators and monitoring tools. Over the past 10 years, the number of certification organizations (e.g., Marine Stewardship Council, Global Aquaculture Alliance,

Natureland) and labels has increased, responding to a general need for standardization (Ellingsen et al., 2009; Pelletier& Tyedmers, 2008). A crucial objective of environmental labeling is to provide the market with valuable information about the environmental effects of products (Ellingsen et al., 2009). Consumers are then supposed to make well-informed decisions based on the environmental profile of their purchase and the amount they are willing to pay. Moreover, eco-labeling is an increasing practice in the seafood sector, driven by environmental goals set by large wholesale and retail chains in Europe and the United States that soon will sell products only from certified fisheries (Ziegler et al., 2011). In this context of greater environmental concern and marketing driven by certification, Life Cycle Assessment (LCA) was adapted to the seafood sector for its broad systemic approach, normative characteristics, and communication ability.

LCA is a standardized method for environmental system analysis (ISO, 2006a; b). It is a tool that analyzes environmental burdens of a product at all stages of its life cycle, from raw material extraction up to its end-of-life or recycling (Guinée et al., 2002). The main applications of LCA include analyzing the sources of a product's impacts, comparing product improvements, designing new products, and choosing between comparable products (Guinée et al., 2002). It was conceived within an industrial perspective and later (in the 1990s) adapted to an agricultural framework. Environmental impacts are calculated in reference to a functional unit, which characterizes the objective of the production system. In agricultural systems, it is often a mass or volume unit (e.g., 1 kg or L) of raw product, but to highlight products' nutritional qualities, it can be energy or protein units (de Vries & de Boer, 2010).

In LCA, a variety of impact categories estimate environmental impacts due to emissions (e.g., to soil, air, water) or use of resources (e.g., land, water, energy carriers, raw materials). Two types of indicators are defined: problem-oriented categories (mid-point categories), which are more directly related to environmental interventions, and end-point categories, which refer to issues of concern (e.g., human health, natural resources ; Guinée et al., 2002). The mid-point approach is generally used, as it is easier to conduct. Environmental impacts are determined by multiplying quantities of emissions and resource use by characterization factors for each impact category to which they may contribute. This paper reviews the use of LCA in the aquaculture and fishery sectors. It aims to explain how LCA has been developed to describe and quantify environmental impacts of the seafood sector from extractive to productive activities, the LCA concepts specifically implemented for fisheries and fish farming, and the limits of LCA application.

## 2.1.2 Material and methods

The ISO standard (ISO, 2006a) defines four major steps of LCA: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment, and interpretation. We follow this outline to address the main issues highlighted in the scientific literature about application of the LCA framework to farmed and wild-caught fish. We mainly

searched the CAB Abstracts and Web of Science databases, first by keywords (e.g., "LCA" and "fish*"), then by principal authors' names. We then followed references in articles to identify previous studies. We focused mainly on peer-reviewed articles published in English. Nevertheless, a few technical reports for international audiences, such as FAO reports, were included. Increasingly, Ph.D. theses and studies from NGOs and consulting firms apply LCA, but it was not possible to include all of these references.

## 2.1.3 Main issues regarding adaptation of LCA to the fishery sector

### 2.1.3.1 Goal and scope definition

The scientific literature of LCA application in fisheries and aquaculture (Fig. 2.1) continues to grow, mainly oriented either toward methodologies for adapting LCA or toward case studies in which LCA is used to estimate environmental impacts. Frequently, however, the methodological papers include application to a specific example, while some case-study papers only present methodological issues. The methodological issues are mainly discussed in the following paragraphs. One first impression is the number of species considered in LCA studies (n=16). Most aquaculture references study salmonid (salmon and trout species) production (Aubin et al., 2009; Ayer & Tyedmers, 2009 ; Boissy et al., 2011; d'Orbcastel et al., 2009; Grönroos et al., 2006; Papatryphon et al., 2004a; Papatryphon et al., 2004b; Pelletier & Tyedmers, 2007; Pelletier et al., 2009; Tyedmers, 2000), which represent approximately 45% of the aquaculture LCA references identified, larger than its global share of aquaculture production (10%) (FAO, 2012). This can be explained by the awareness in European and North American countries of environmental issues associated with the organization and industrialization of salmonid production. In contrast, pond production of cyprinids or tilapia, which is the main farmed-fish system globally, has only three identified references (Casaca, Aubin, 2010; Efole Ewoukem et al., 2012 ; Pelletier & Tyedmers, 2010; Phong et al., 2011). Striped catfish, for which production surpasses one million tonnes in Vietnam, is only considered in two publications (Bosma et al., 2011; Phong et al., 2011).

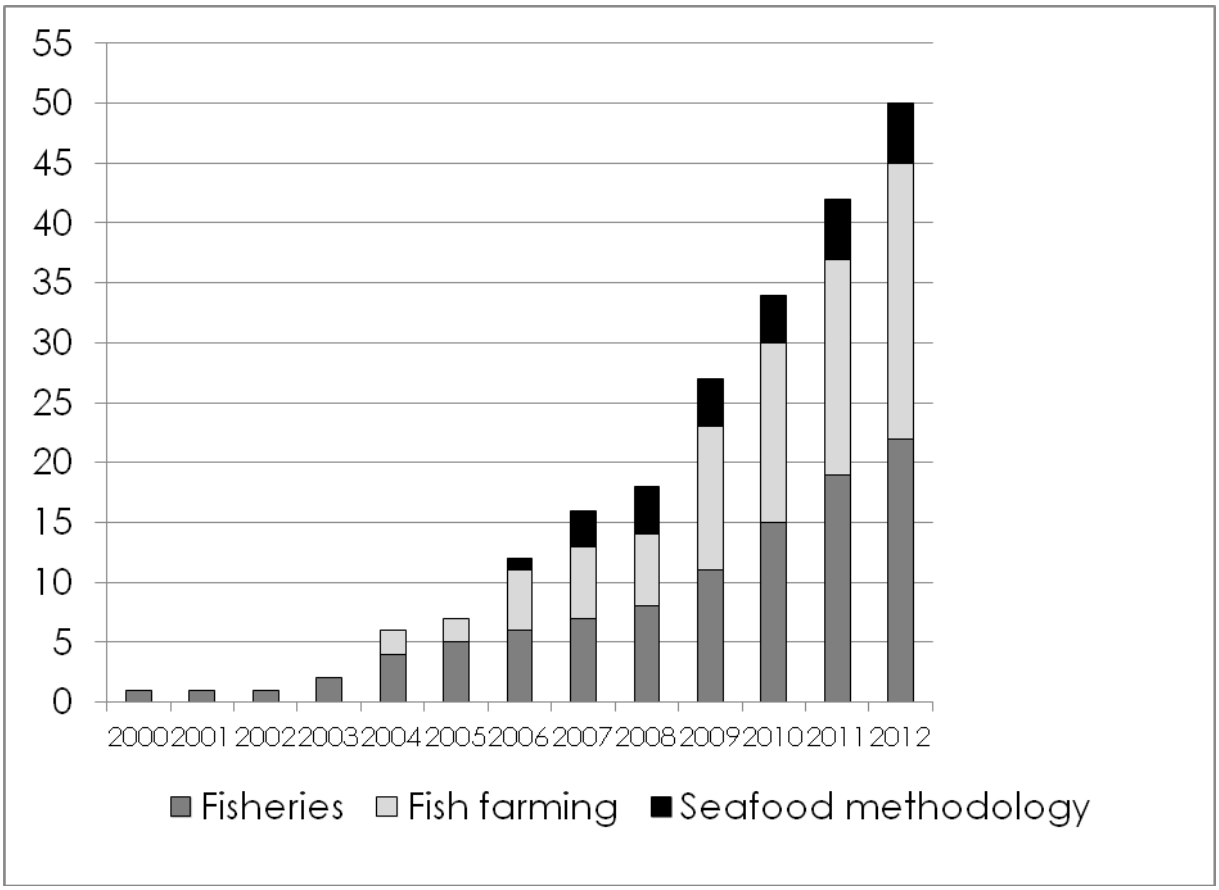



Figure 2.1: Cumulative number of fisheries, fish-farming and seafood-methodology LCA studies in the scientific literature included in this review

For the fishery sector, we identified 12 references focused on case studies of different types of gear and practices. Bottom trawling is specifically studied in 8 papers (Ellingsen, Aanondsen, 2006; Hornborg et al., 2012; Vázquez-Rowe et al., 2010b; Vázquez-Rowe et al., 2011; Vázquez-Rowe et al., 2012; Ziegler & Valentinsson, 2008 ; Ziegler et al., 2003 ; Ziegler et al., 2011), particularly targeting cod, Norwegian lobster, wild shrimp and octopus (demersal species). Purse seining (5 papers: Hospido & Tyedmers, 2005; Hospido et al., 2006; Ramos et al., 2011; Vázquez-Rowe et al., 2010a; Vázquez-Rowe et al., 2011) which specifically targets tuna and mackerel (pelagic species), is studied, as are autoline fisheries (Svanes et al., 2011a; b; Vázquez-Rowe et al., 2012). Vázquez-Rowe et al. (2011) propose simultaneous comparison of all fishery practices, but most studies compare just two (e.g., classical or selective trawling (Hornborg et al., 2012), trawling or purse seining (Vázquez-Rowe et al., 2010a)). LCA of wild-caught fish is conducted mainly in industrialized countries with large fleets and domestic fisheries, as well as high consumption levels or export rates (Vázquez-Rowe et al., 2012).

The boundaries of the system studied in LCA define the dimension of the inventory step. Most studies focus on fish production itself and limit the system to fish landing (Hornborg et al., 2012; Ramos et al., 2011; Vázquez-Rowe et al., 2010a; Vázquez-

Rowe et al., 2010b; Vázquez-Rowe et al., 2011) or the fish-farm gate (Aubin et al., 2009 ; Boissy et al., 2011 ; Efole Ewoukem et al., 2012 ; Pelletier, Tyedmers, 2007; Pelletier, et al., 2009). This boundary is commonly used in agricultural LCA studies but does not properly include the product end-life, as recommended by ISO standards. Some studies regard not only fish production but extend assessment to a processed product and sometimes to consumer delivery. This is particularly the case for fishery products, where the vision of the value chain is more present: canned tuna (Hospido et al., 2006), fillets or processed edible portions (Ellingsen & Aanondsen, 2006 ; Svanes et al., 2011a ; Thrane 2006 ; Ziegler & Valentinsson, 2008; Ziegler et al., 2011). This value-chain approach is less present in aquaculture studies, which center more on internal animal production improvements. There are a few exceptions, for instance frozen tilapia fillets (Pelletier & Tyedmers, 2010), canned mussels (Iribarren et al., 2010b), and packaged frozen shrimp (Mungkung et al., 2006). The production steps or processes included vary among studies. For example, Aubin et al. (2009) did not include the hatchery step, and Pelletier et al. (2009) chose not to include infrastructures, both arguing that these processes have little influence on LCA results. Unfortunately, definition of system boundaries can depend on data availability. No clear-cut rules for which processes to include within system boundaries are specifically addressed in the studies, since they are particularly difficult to apply in complex systems. In addition, system boundaries are closely related to study objectives (e.g., comparison of technologies, benchmarking), which are generally expressed through the functional unit (e.g., yields, quantity of processed products, nutritional value).Thus, the functional unit often differs from one study to another (e.g.,1 t of raw fish at the farm gate or landed in ports,1 packaged product ready for consumption (Vázquez-Rowe et al., 2012). Such differences in system definition and study objectives limit the comparability of the results (Henriksson et al., 2012).

#### 2.1.3.2 Life Cycle Inventory

LCA methodology requires a broad data inventory to reflect production system complexity. Generally, in agricultural or fishery product assessment, data is collected via farm or fleet surveys, which require great effort in time (and money). Consequently, assessing their products implies dealing with small sample sizes, generally associated with high variability and the risk of low representativeness. Data collection can be problematic since it requires obtaining quality data from several processes (e.g., crop farming, feed manufacturing, fisheries), and obtaining it from certain companies may be difficult (Samuel-Fitwi et al., 2012). It is usually easier to collect data from widespread and industrialized systems due to their organization and their countries' economic development, which facilitate generation of national statistics. This characteristic helps explain the difference between the number of LCA studies of production of salmon (Pelletier et al., 2009) vs. tilapia in Africa (Efole Ewoukem et al., 2012). Henriksson et al. (2012) report that inventories are generally poorly documented in published aquaculture LCAs. They highlight that secondary data are often poorly described and foreground databases are sometimes not mentioned. Moreover, most of the studies depend on databases unsuitable for local contexts, for example using the ecoinvent database (mainly focused on Swiss and

European regions) in Asia or Africa (Efole Ewoukem et al., 2012). Improvement of databases for specific technological and geographical contexts is needed. The complex data collection required for LCA studies faces data-availability issues. Private companies that rely directly on their economic efficiency or industrial expertise may not want to communicate data they consider confidential. For this reason, studies on processed seafood products are usually based on a small number of case studies (Hospido et al., 2006; Iribarren et al., 2010b; Pelletier, Tyedmers, 2010), and references for aquafeed processing are often scarce.

Another source of heterogeneity in data is due to the variable recourse to modeling, especially of pollutant emissions. For example, in aquaculture systems, nutrient emissions into the surrounding environment due to feed transformation are a major local impact and the major contributor to eutrophication potential. However, measurement of such emissions is particularly difficult, especially in open environments such as bays and rivers, where water sampling is not sufficiently feasible to allow calculation of average annual emissions. Some aquaculture LCAs do not detail how nutrient emissions are assessed, while some use a mass-balance approach, as described by Papatryphon et al. (2004a). Gaseous emissions from aquaculture systems (i.e. ammonia, methane, and nitrous oxide) are poorly documented and can lead to high uncertainty in impact estimates (Aubin et al., 2006). The recourse to emission models from different contexts, such as for gaseous ammonia emission from intensive catfish culture (Efole Ewoukem et al., 2012) or methane from paddy fields (Phong et al., 2011), is not adapted to extensive pond aquaculture systems, but currently occurs due to the lack of relevant references.

Among the methodological issues remaining in LCA, one of the most controversial is the allocation of burdens between co-products, as recently reviewed for seafood products (Ayer et al., 2007; Svanes et al., 2011b). Allocation in seafood production systems may occur at different stages (Ayer et al., 2007; Winther et al., 2009): landing of caught or reared species, ingredient and feed processing for aquaculture, and seafood processing. ISO guidelines (ISO, 2006b) recommend a hierarchy within the choice of allocation methods: (1) avoid allocation or apply system expansion, (2) allocate in a way that reflects underlying physical relationships, or (3) use an alternate allocation method (e.g., economic allocation). These alternatives open large possibilities for differing interpretations.

Thrane (Thrane, 2006) used consequential LCA to avoid allocation, but this solution has the potential to rely on too many "what-if" assumptions that can lead to diverging results (Heijungs, Guinee, 2007). The most popular approaches are mass allocation (e.g., (Hospido & Tyedmers, 2005; Hospido et al., 2006)) and economic allocation (e.g.,(Aubin et al., 2009 ; d'Orbcastel et al., 2009 ; Papatryphon et al., 2004a; Ziegler et al., 2003)), the latter preferred by those who argue that the large difference in prices of fishery co-products and species influences fishery practices most. Mass allocation, however, is preferred by ISO guidelines and is easily understandable by non-specialists (Svanes et al., 2011b). The choice of allocation method influences LCA results (Ayer et al., 2007 ; Boissy et al., 2011; Svanes et al.,

2011b); nonetheless, though the magnitude of impacts may change in several categories, the overall conclusions of comparative LCAs may either remain unchanged (e.g., for aquafeed ingredient substitution (Boissy et al., 2011)) or be modified depending on the type of seafood products and co-products (Svanes et al., 2011b). Ayer et al. (2007) proposed allocation among fishery co-products according to their gross energy content as a trade-off between physical flows and product function. This approach, however, is considered similar to mass allocation (Svanes et al., 2011b) and could lead to counterintuitive results for whitefish, for example, due to the high energy content of its cut-off (Winther et al., 2009). In contrast, economic allocation in the processing stage magnifies differences between fillets, edible parts and by-products (i.e., head, guts, and cut-off) used for animal feed and other purposes. However, economic allocation is sensitive to sometimes rapid market changes and consequently gives fluctuating results. Moreover, Pelletier and Tyedmers (2011) argue that current economic values and other market signals do not reflect the environmental dimension of economic activities. Hybrid allocation, introducing standard weighting factors in mass allocation depending on the destination of co-products, is possible, giving results that lay between those of mass and economic allocation (Svanes, 2011b). Ultimately, the allocation method can be chosen based on the study goals and audience (e.g., internal, business-to-business, consumers), since the results presented may differ if they are intended for internal improvement or marketing (Svanes et al., 2011b). This proposal raises questions about the generalization of LCA results, considering their communication ability and the variety of methodology options. The question of allocation method is still under debate, and it is not possible in this paper to cover all aspects of this controversial topic. Nevertheless, consultation of the references in this review can help to understand the founding principles of this debate.

#### 2.1.3.3 Life Cycle Impact Assessment

For the impact assessment stage, ISO standards (ISO, 2006a) require the selection of impact categories that reflect the environmental issues described in the goal and scope definition of the study. The impact categories selected must meet the challenge of representing the environmental issues relevant to the system under study yet be sufficiently global and few in number to be understandable and adapted to decision making. A review of LCA impact categories used in seafood-product environmental assessment (Pelletier et al., 2007) concluded that they are consistent with those used in other economic sectors. Nevertheless, improving LCA in the seafood sector requires development of sector-specific impact categories.

Impact categories for climate change, acidification, eutrophication, energy use, biotic resource use (e.g., net primary production (NPP) use), aquatic or terrestrial ecotoxicity, ozone depletion and abiotic resource use are commonly used in seafood-production LCA (Ellingsen et al., 2009; Pelletier et al., 2007) (Fig. 2.2). Most are broad-scale impact categories that reflect general concerns associated with human activities, such as greenhouse-gas emissions, which contribute to climate

change wherever they occur (Pelletier et al., 2007). Considering the fuel used in fisheries and its related greenhouse-gas emissions, the main impact included in fisheries LCAs is climate change, generally identified as a carbon footprint. The frequency of LCA studies seems to increase with the occurrence of energy crises (Vázquez-Rowe et al., 2012), and recent studies have estimated fishery-sector carbon footprints, allowing comparison of impacts of different practices (Iribarren et al., 2010d; 2011; Winther et al., 2009).

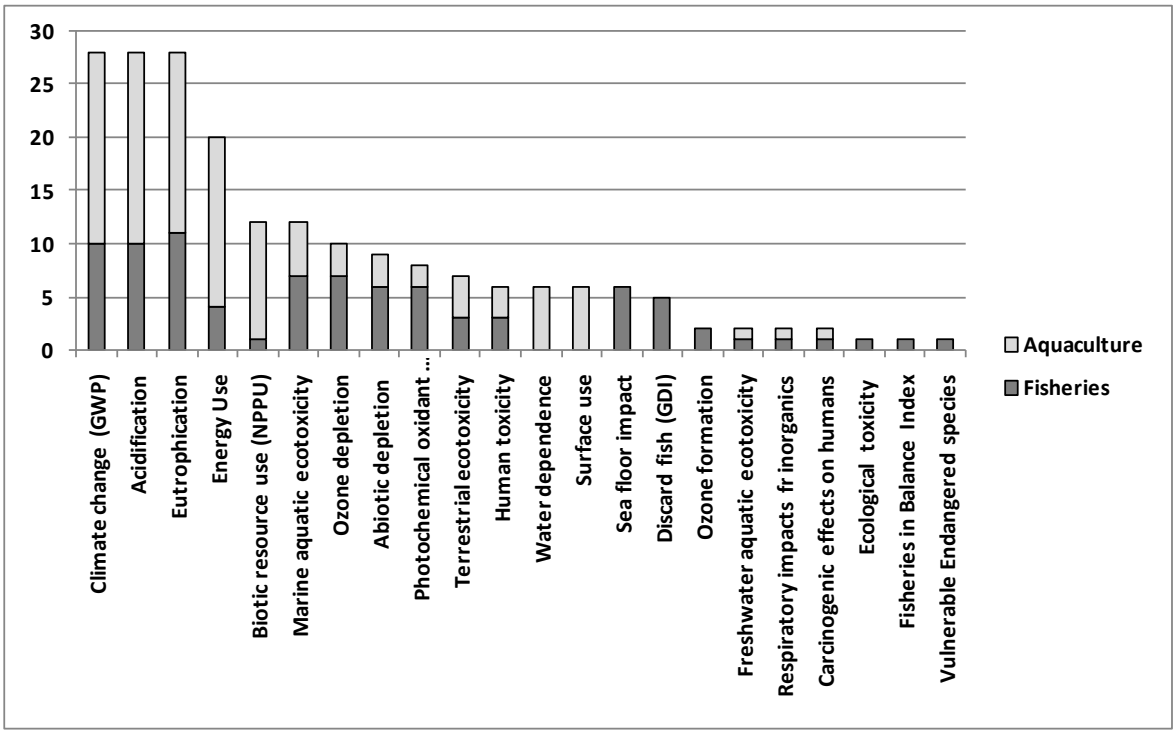



Figure 2.2: Environmental concerns in fish farming and fishery sectors and the number of LCA studies in this review that included them.

In contrast, the occurrence of eutrophication depends on the biophysical context; thus, regional characterization factors have been proposed (Gallego et al., 2010). However, some environmental concerns specific to fisheries or aquaculture that have not been included in LCA, such as exploitation of endangered fish stocks, by-catch, disease spread, escapees, and use of medicines (including antibiotics) (Samuel-Fitwi et al., 2012), are of major concern for the sustainability of seafood products. Newly proposed impact categories require availability of high-quality information about the impact and the ability to link the impact to a functional unit in a realistic manner (Pelletier et al., 2007), in particular for impacts on biodiversity. However, specific biophysical impact categories have been developed in recent years for the seafood sector, as described below.

Ziegler et al. (2003) developed an impact category for the effect of trawling on the seafloor, that estimates the area of seafloor eroded as a function of the quantity of landed cod (the functional unit). This indicator has since been improved by

considering the quality of the ecosystem damaged and its ability to recover, as well as by transferring a recent land-use concept (Milla I Canals et al., 2007) to the seafloor (Langlois et al., 2011). These improvements are consistent with the general trend in LCA to become more location-specific, such as by considering ecosystem sensitivity to human activities or using geospatial data to estimate impacts of land use on biodiversity (Geyer et al., 2010a; Geyer et al., 2010b). For example, Nilsson & Ziegler (Nilsson & Ziegler, 2007) developed a link between fishing efforts and impact on seafloor habitats by coupling fishing intensity with GIS-based habitat data.

(Ziegler et al., 2003) also quantified by-catch of non-target species associated with cod trawling, calculated as the amount of fish discard generated per functional unit of the target species; an approach since applied elsewhere (Hornborg et al., 2012 ; Vázquez-Rowe et al., 2010a ; Ziegler et al., 2011). This idea has been broadened into the mid-point indicator "Global Discard Index" (Vázquez-Rowe et al., 2012), which compares the discard rate of a specific fleet to the global discard rate reported by the FAO. Similarly, Hornborg et al. (2012) propose to supplement discard rate by introducing "species-affected NPP", to improve estimates of the potential impact of fishery practices and management. This proposition agrees with recommendations of Pelletier et al. (2007), who also suggest linking NPP use of fisheries to local carrying capacity. It would be useful to include percentage of carrying capacity reached in LCAs, but Ford et al. (2012) point out that its definition may differ among authors and that there is no consensus on how to calculate it.

NPP use was first introduced in LCA by Papatryphon et al. (2004a) to evaluate the impact of aquafeed composition on global biotic resources, especially through the use of fish meal and fish oil. This concept is based on the net flux of carbon that originates in the atmosphere and passes through the trophic chain. Its application to fisheries was derived from Pauly & Christensen (Pauly, Christensen, 1995) by including the trophic level of fish species. This impact category (also called biotic resource use) has been used to compare aquafeed formulations (Boissy et al., 2011; Papatryphon et al., 2004a; Pelletier & Tyedmers, 2007) and aquaculture species (Aubin et al., 2009 ; Efole Ewoukem et al., 2012 ; Jerbi et al., 2012; Pelletier & Tyedmers, 2010 ; Pelletier et al., 2009).

Water status is specific to aquaculture systems, since it generally passes through the rearing structures before release into the environment. However, losses occur through leakage and evaporation, especially in pond systems. Aubin et al. (2006) developed a mid-point impact category, water dependence, that quantifies the water passing through the production system to estimate dependence on aquatic resources and the temporary appropriation of this resource. This indicator should be improved with freshwater-use concepts (Milla I Canals et al., 2009). Moreover, the introduction of regional freshwater scarcity (marine water being considered an unlimited resource) into mid-point or end-point indicators (Bayart et al., 2010 ; Pfister et al., 2009) could help to describe the local suitability of fish-farming practices (e.g., pond, flow-through, recirculating systems). Otherwise, water use has been applied in seafood processing assessment (Hospido et al., 2006; Iribarren et al., 2010a). Among

the potential improvements, the water footprint concept (Chapagain & Orr, 2009; Chapagain& Hoekstra, 2011), which accounts for water-quality degradation, should be used to understand water use better in fish farming and seafood processing.

Several studies (Hospido, Tyedmers, 2005; Pelletier, Tyedmers, 2008; Thrane, 2006) highlight the ecotoxicity of antifouling used in marine activities (especially due to copper release). Nonetheless, consideration of the ecotoxicity of most chemicals emitted into aquatic environments remains low; we recommended applying emerging methods, such as USEtox (Rosenbaum et al., 2008). USEtox is a scientific consensus model that contains the most influential parameters from surrounding environment and defines more precise characterization factors for a large set of organics. Additionally, other types of water-quality degradation could be included, such as dissolved oxygen demand, thermal effects, pathogenic micro-organisms, turbidity, suspended solids, toxic hazards, and effluent toxicity, as proposed by Owens (2002) and cited by Pelletier et al. (2007).

In a study of salmon cage farming, Ford et al. (2012) proposed indicators of local ecological impacts that could be included in aquaculture LCAs: area altered by farm waste, change in nutrient concentration in the water column, percent of carrying capacity reached, percent of total anthropogenic nutrient release, release of waste into freshwater, number of escaped fish, number of reported disease outbreaks, parasite abundance on farms, percent reduction in wild salmon survival (useful when comparing salmon farming to other human activities), and impact from toxic chemical release. Most of these are mid-point indicators and indicate pressures on biodiversity rather than the state of biodiversity. Moreover, they are difficult implement in farming systems that are less well-documented than salmon farming.

Expanding LCA to socio-economic dimensions of a production system remains a methodological issue, and no consensus about doing so has been reached. The causal links between processes and social impacts are difficult to identify and measure, and metrics are difficult to establish. Nevertheless, Kruse et al. (2009) developed a set of additive, descriptive indicators for socio-economic assessment of salmon farming within an LCA perspective, but a complete application showing their measurement method remains missing. However, LCA can be associated with other methods to broaden its use. For instance, data envelopment analysis (derived from linear programming) was jointly used with LCA to benchmark economic targets and related environmental impacts of fishing fleets in Galicia (Iribarren et al., 2010c ; Vázquez-Rowe et al., 2010b ; Vázquez-Rowe et al., 2011). This approach has the advantage of jointly assessing economic and environmental spheres to compare the operational efficiency of different fleets and to evaluate the potential gains of improved practices (Lozano et al., 2009).

#### 2.1.3.4 LCA interpretation

Henriksson et al. (2012) listed several weaknesses in interpretation of LCAs of aquaculture systems, including a lack of sensitivity analysis of major parameters and a lack of statistical analysis of results (except for Phong et al. (2011)). Such analyses

are important given the use of data of different origins and qualities and the increasing use of modeling during the inventory stage. In addition, uncertainty analysis should be performed.

### 2.1.4 Main features of wild-caught and farmed fish highlighted by LCA

In fish farming, feed is one of the major macro-scale environmental impact sources, especially in intensive systems producing high-trophic-level species such as salmon, trout, or sea bass. Feed is the major contributor to energy demand, climate change, land competition, and biotic resource use. For instance, Pelletier et al. (2009) estimated that feed contributes approximately 93% of the climate change impact of fish farming in several countries (Norway, Canada, UK, Chile), while Aubin et al. (2009) estimated that feed contributed 73% and 86% of climate change impacts in trout flow-through farms and sea bass cage farms, respectively. These observations call into question the composition of aquafeeds. Pelletier et al. (2007) concluded that use of organic compounds in salmon feeds failed to decrease the feeds' environmental impacts. In particular, animal by-products (fish and poultry) are the main sources of environmental impacts. To decrease the pressure on biotic resources, especially the use of fish meal and oil in aquafeeds, substitution with plant proteins and oils has been proposed. Boissy et al. (2011) estimated a decrease in NPP use of this practice but a small increase in land use and terrestrial ecotoxicity impacts, explained by increased use of agricultural resources. Considering the influence of feeds on the environmental impacts of fish production, several authors highlight the role of feed efficiency (food conversion ratio (FCR): mass of feed required to produce one mass unit of fish) in the farming system or of nutrient efficiency in systems combining several species (Aubin, et al., 2009 ; d'Orbcastelet al. 2009; Efole Ewoukem et al., 2012 ; Jerbi et al., 2012; Pelletier & Tyedmers, 2008; Pelletier et al., 2009). In recirculating aquaculture systems, where pumping, aeration and cleaning technologies are used to decrease local impacts of fish farms (e.g., eutrophication, water use, escapees), energy-related impacts (e.g., energy demand, climate change, acidification) are mainly due to farm operations, transferring impact from the local scale to the global scale, as shown for turbot (Aubin et al., 2006) and salmon (Ayer & Tyedmers, 2009) recirculating farms. However, a study of trout recirculating farms (d'Orbcastel et al., 2009) showed that using energy-efficient technologies for water treatment can limit the increase in global environmental impacts associated with energy use.

Fishing is associated with high global environmental impacts due to fuel consumption, as estimated for catching species such as cod (Ellingsen & Aanondsen, 2006 ; Ziegler et al., 2003), flatfish (Thrane, 2004b), tuna (Hospido & Tyedmers, 2005), Norwegian lobster (Hornborg et al., 2012 ; Ziegler & Valentinsson, 2008), and horse mackerel (Vázquez-Rowe et al., 2010a). Fuel consumption varies according to fishing practices and gear, which directly or indirectly influence local impacts such as seafloor degradation and fish stock overexploitation (Ziegler et al.,

2003). Purse seining is usually estimated to have less impact than bottom trawlers, especially on fuel consumption related impacts, such as climate change and seafloor degradation (Vázquez-Rowe et al., 2010a ; Ziegler et al., 2003). Thrane (2004b) estimated that demersal fish and shellfish capture consume more fossil energy than pelagic fisheries and mussel production. Moreover, an increasing distance and fishing effort required to catch the same quantity of fish leads to higher fuel consumption (Hospido & Tyedmers, 2005). Managing for more abundant stocks will have the simultaneous benefit of reducing fossil fuel consumption and its environmental impacts (e.g., climate change, acidification, ecotoxicity, ozone layer depletion; Pelletier, Tyedmers, 2008). Moreover, fish stocks often vary from year to year, which may be a major source of differences in environmental impacts (Ramos et al., 2011). Other issues arise, such as the impact of fishing on biotic resources and ecosystems (especially benthic), the ecotoxicity of antifouling in marine boat paint (Ramos et al., 2011 ; Vázquez-Rowe et al., 2010a), the ozone depletion potential of cooling agents used on boats and in land-based infrastructure (Thrane, 2006), and the use of bait for line fishing. To cover the main environmental issues, Vàzquez-Rowe et al. (2012) propose a common list of processes to include in the inventories of fishery LCAs: diesel production and consumption, gear production and use, antifouling and boat paint, cooling agents, ice production, on-board seafood processing, vessel construction, seafloor impact, bait, captures, and landings.

In both sectors, authors pointed out trade-offs between local and global impacts. For example, more selective fisheries have less pressure on wild stocks but more fuel consumption and its related impacts (Hornborg et al., 2012); similarly, recirculating systems may have less eutrophication impact and impact on local biodiversity per unit of fish produced but higher electricity use and its related impacts (Aubin et al., 2009; Pelletier & Tyedmers, 2008). Since most of the studies use mass as a functional unit, estimated environmental impacts are driven by production yields and input efficiency, which is a system's ability to transform inputs into products and minimize losses. Production efficiency is related to fuel consumption in fisheries and to FCR in fish farming, which suggests emphasizing development of more energy-efficient fisheries or forms of aquaculture, generating greater edible returns while minimizing their polluting emissions.

### 2.1.5 Conclusion

Great demand exists for certification programs of aquatic products stemming from extractive and productive activities. It thus seems necessary to build ready-to-use methods for LCA practitioners and certifying organizations. Huge differences exist between means-based indicators used in certification programs and results-based indicators calculated by LCA (Pelletier, Tyedmers, 2008). Seafood eco-labeling, advocated by a few authors (e.g., Mungkung et al., 2006; Pelletier & Tyedmers, 2008 ; Thrane et al., 2009a), faces the problem of defining thresholds of sustainability for impact categories, which is a limit of LCA. LCA studies generally center on production systems at the farm gate or at landing, with a focus on scientific

understanding of system operation or internal improvement although these references are also used for consumer communication and guidance. The main recommendation is to increase the number of well-documented studies that analyze production up to seafood processing (Thrane et al., 2009a ; Thrane et al., 2009b). Primary data collection remains a problem, especially if producers (fishery workers or fish farmers) do not measure biophysical flows. This typically occurs in non-industrialized systems in developing countries, which support the livelihoods of billions of people and where production yields, input use, and environmental impacts, can be high. The lack of quality data and few case studies are obstacles to the meta-analysis approaches proposed by a few authors (Ford et al., 2012; Henriksson et al., 2012; Pelletier, Tyedmers, 2008). Studies must be extended to more diverse regions, especially Asia and the Pacific Ocean, where large amounts of seafood products originate (Vázquez-Rowe et al., 2012). This extension will require generalizing the LCA approach and developing high-quality regionalized databases, especially for background data, throughout the world. Moreover, LCA requires a general and stable set of methodologies based on up-to-date guidelines (e.g., ISO, ILCD, UNEP-SETAC) to generate results that can truly be compared (Henriksson et al., 2012). Consensus on methodological questions must be reached, especially for functional-unit definition, allocation rules or the use of consequential LCA (which may be more adapted to decision making (Vázquez-Rowe et al., 2012)).

Research on seafood LCA remains very active. Increasingly, studies develop new impact categories adapted to fisheries and aquaculture, and great effort is put forth to adapt studies to local contexts (e.g., ecosystem sensitivity, resource scarcity, geo-location of activities and impacts). Research remains necessary to adapt LCA to the biophysical context of fisheries and aquaculture, in particular methodology standardization and knowledge transfer, to meet stakeholder expectations for eco-labeling and support of regulations (e.g., European Union Common Fishing Policy) in a context of increasing demand for seafood, collapse of wild fish stocks, and aquatic ecosystem degradation.

**Acknowledgements:** The author thanks Michelle and Michael Corson for their suggestions for improving the manuscript.

## 2.2 Conclusion du chapitre

Les normes ISO associées à l'ACV fixent le cadre d'une démarche générique. Ce cadre décrit les différentes étapes de la démarche et quelques règles de fonctionnement. A l'intérieur de ce cadre, les méthodes associées, notamment celles qui permettent de produire les inventaires des ressources utilisées et des polluants émis, ne sont pas décrites. C'est une grande force de l'ACV que d'être suffisamment générique pour s'adapter à un grand nombre de systèmes productifs (services, industrie, agriculture…), à différentes échelles (système agricole, usine, processus de transformation, produit…)… Néanmoins, la qualité d'une étude ACV sera dépendante de la qualité du questionnement initial et de la définition du système et des catégories d'impact choisies, mais aussi de la qualité des données recueillies et des modèles qui permettent de mettre en rapport le fonctionnement du système étudié avec la consommation en intrants, l'émission, le transfert et le devenir des émissions polluantes.

La synthèse bibliographique présentée ici montre la variété des systèmes de production piscicoles dont l'impact environnemental a été étudié par l'ACV. Les cas d'étude sont dominés par des systèmes industriels développés en occident (élevage de salmonidés, bars, turbots…) dont l'ensemble des ressources sont apportées par l'homme et dont les rejets sont directement déversés dans le milieu aquatique. Dans ce cadre, l'ACV des systèmes piscicoles a pu s'appuyer sur les travaux réalisés antérieurement en agriculture pour caractériser les intrants : les ingrédients de l'aliment, les structures d'élevage, le matériel, les sources d'énergie, etc… Dans la plupart des cas, les études ont utilisé la modélisation pour quantifier les émissions polluantes, notamment l'azote et le phosphore émis dans l'eau, en s'appuyant sur des approches de bilan de masse spécifiques aux poissons (dont les principes sont communs avec ceux des élevages de monogastriques). Certaines catégories d'impact ont aussi été créées pour répondre aux spécificités des élevages de poisson. C'est notamment le cas pour l'utilisation de production primaire nette (UPPN) qui caractérise la pression sur la ressource biotique (calculée en quantité de carbone de production primaire) et permet ainsi de mesurer la pression environnementale due au recours aux farines et huiles de poisson dans les aliments piscicoles. Une tentative pour qualifier la dépendance de ces systèmes de production avec le milieu aquatique a aussi été proposée (voir chapitre 3), mais elle ne permet pas de répondre de façon simple à la question communément posée : « combien consomme-t-on d'eau pour produire un kg de poisson ? », pour faire une comparaison avec d'autres élevages.

L'ACV a donc permis de dresser des profils d'impacts environnementaux de la pisciculture avec une série de catégories d'impact proposée par les méthodes de caractérisation classique comme CML (voir paragraphe 1.2.4 du chapitre 1) et quelques indicateurs complémentaires (Utilisation de productivité primaire nette, Demande totale en énergie, dépendance à l'eau). Néanmoins, certaines

spécificités des élevages aquacoles, parfois communes à toutes les productions animales, ne sont pas couvertes. C'est en particulier le cas de l'utilisation des médicaments vétérinaires et de l'émission de leurs résidus dans le milieu naturel, qui posent la question de la toxicité de ces résidus, de leur rémanence et de l'induction de résistances (pour les antibiotiques) (Naviner et al., 2011). C'est aussi le cas pour la dissémination de maladies pouvant affecter les populations sauvages (voire l'homme). Un exemple très connu est celui des parasites copépodes (poux du saumon) affectant les élevages de saumon Atlantique et qui infestent maintenant les populations sauvages de salmonidés (Middlemas et al., 2013). Plus spécifiques aux élevages d'animaux aquatiques, les conséquences environnementales des échappements de populations d'élevage dans le milieu naturel ne sont pas prises en compte dans les ACV. Ces échappements peuvent induire différents types d'impact comme la perte de biodiversité génétique des populations sauvages de la même espèce, la concurrence trophique ou la prédation sur des populations sauvages d'autres espèces aquatiques, la modification drastique des biotopes... Les cadres méthodologiques permettant la prise en compte de ces risques environnementaux dans les ACV n'existent pas encore.

Les mêmes catégories d'impact ont été utilisées dans les systèmes d'élevage aquacoles industriels et dans les systèmes en étang. Sur le plan environnemental, de grandes différences existent entre les systèmes en étang et en eau claire (rivière, lac, mer). L'étang est d'abord en lien avec un réseau hydrographique et en reçoit des quantités de matières qui peuvent être du même ordre (voire largement supérieures), aux quantités émises par l'élevage des poissons. D'autre part, l'ensemble de ces matières évoluent de façon complexe dans l'étang entrant dans les chaines trophiques, sédimentant ou étant remobilisées depuis les sédiments. Par ailleurs, les phases successives aérobies et anaérobies sont susceptibles d'induire des phénomènes de dénitrification et de méthanisation pouvant induire des émissions gazeuses (Gross et al., 2000). Dans les ACV réalisées sur les systèmes d'étangs, l'utilisation des bilans de masse à l'échelle des poissons a été complétée par des modèles de devenir des fractions azotées, issus de la littérature. Néanmoins, ces modèles ne permettent pas encore de représenter de façon précise les émissions de ces systèmes complexes, et ne prennent pas en compte les émissions de méthane. Une meilleure prise en compte de ces phénomènes complexes dans la constitution des ICV est une nécessité pour caractériser ces systèmes de production en étang qui sont la source principale de la production piscicole à l'échelle mondiale.

Les ACV ont montré leur capacité à réaliser des bilans environnementaux utiles pour comprendre et caractériser les systèmes piscicoles mais ils ont une marge d'amélioration importante qui tient plus des lacunes de connaissance et de modélisation de ces systèmes que du cadre conceptuel de l'ACV. La mobilisation de savoirs et de compétences complémentaires dans les interactions pisciculture-environnement sont nécessaires pour une évaluation environnementale plus complète et plus précise de ces systèmes.

Dans le chapitre suivant, nous allons vérifier l'applicabilité de l'ACV aux systèmes d'élevage de poissons carnivores afin d'en déterminer les performances environnementale.

# Chapitre 3 :

## En quoi l'ACV permet-elle de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement?

Ce chapitre s'appuie sur un article publié en 2009, qui pose les bases des ACV appliquées à l'aquaculture telles que nous les avons conçues et publiées par la suite. Il fait partie des premiers articles publiés sur cette thématique s'appuyant sur des cas réels de pisciculture. Il fait suite aux premiers travaux méthodologiques réalisés à l'UMR SAS par Elias Papatryphon et Hayo van der Werf (Papatryphon et al., 2004 a et b). Il poursuit et reprend une partie de l'étude réalisée sur une ferme française produisant des turbots dans un système en recirculation d'eau (Aubin et al., 2006). S'y ajoutent des résultats obtenus dans le cadre de collaborations avec le Hellenic Centre for Marine Research, sur les élevages de bar en Grèce et dans le cadre de collaboration avec les professionnels français de l'élevage de la truite arc-en-ciel. Publié en 2009, il n'a pas bénéficié des réflexions plus poussées sur l'application des ACV à la pisciculture telles que décrites dans le chapitre précédent. Néanmoins, il aborde une première réflexion sur la traduction de l'utilisation de l'eau dans les systèmes d'élevage piscicoles en introduisant la notion de dépendance à l'eau, et pose la question de la relativisation de l'importance des impacts et de leur signification, selon l'implantation géographique des élevages. Au travers de ces trois systèmes techniques contrastés (cages en mer, dérivation d'eau de rivière et eau recirculée), cet article présente les niveaux des principaux impacts environnementaux de ces élevages, et la contribution des différentes parties du système (intrants, énergie, phase d'élevage…). Il montre en particulier l'influence de la consommation en énergie, et en alimentation sur le niveau des impacts dans les systèmes piscicoles intensifs en monoculture tels qu'ils ont été développés dans les pays du nord.

Aubin, J., Papatryphon, E., van der Werf, H.M.G., Chatzifotis, S., 2009. Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. J. Clean Prod., 17, 354-361.

# 3.1. Evaluation de l'impact environnemental des systèmes de production de poissons carnivores en utilisant l'Analyse du Cycle de Vie

## Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using Life Cycle Assessment

J. Aubin [a],*, E. Papatryphon [b], H.M.G. van der Werf [a], S. Chatzifotis [c]

a INRA, Agrocampus Rennes, UMR1069, Sol Agronomie Spatialisation, 65 rue de Saint Brieuc, CS 84215, F-35042 Rennes Cedex, France
b Scientific Cooperation Unit, European Food Safety Authority (EFSA), Largo Natale Palli 5/A, I-431 Parma, Italy
c Institute of Aquaculture, Hellenic Centre for Marine Research, PO Box 2214, G-71003 Heraklion, Greece

Article history: Available online 21 September 2008

## Abstract :

When evaluating the environmental impacts of finfish production systems, both regional impacts (e.g.,eutrophication) and global impacts (e.g., climate change) should be taken into account. The Life Cycle Assessment (LCA) method is well suited for this purpose. Three fish farms that represent contrasting intensive production systems were investigated using LCA: rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in freshwater raceways in France, sea-bass (*Dicentrarchus labrax*) in sea cages in Greece, and turbot (*Scophtalmus maximus*) in an inland re-circulating system close to the seashore in France. Two main characteristics differentiated the three farm systems: feed use and energy use. Emission of nitrogen and phosphorus accounted for more than 90% of each farm's potential eutrophication impact. In the trout and sea-bass systems, feed production was the major contributor to potential climate change and acidification impacts and net primary production use (NPPU). In these systems, the main source of variation for environmental impacts was the feed conversion ratio. Results from this study indicate that the seabass cage system was less efficient than the trout raceway system, with a higher level of potential eutrophication (65% greater) and NPPU (15% greater). The turbot re-circulating system was a high energy-consumer compared to the trout raceway system (four times higher) and the sea-bass cage system (five times higher). Potential climate change and acidification impacts were largely influenced by energy consumption in the turbot re-circulating system. In the turbot re-circulating system 86% of energy use was due to on-site consumption, while in the sea-bass cage farming system 72% of energy use was due to feed production. These results are discussed in relation to regional contexts of production and focus attention on the sensitivity of each aquatic environment and the use of energy carriers.

**Keywords:** Life cycle assessment, Environmental impacts, Production systems, Fish farming

## 3.1.1 Introduction

In North America and western Europe, finfish aquaculture is based mainly on carnivorous species due to their high price and consumer appreciation. In these production systems all feeds come from external sources and are still based mostly on fish oil and fish meal extracted from wild fish-stocks. These fish-production systems have evolved during the last few decades. A major tendency driving this evolution has been the need to provide rearing conditions suitable for growth and welfare of the different species. To this end, water management has been based on supplying a large quantity of water to provide adequate oxygen and permit the dilution of metabolic wastes. This water is often supplied by diverting river flows or by placing cages in large water bodies, such as open seas, bays and lakes. The need to increase the quantities of farmed fish to satisfy market demand, either by increasing the number and/or productivity of farms, often conflicts with an increasing human demand for potable water and for freshwater and marine shorelines for recreation. In the face of these new constraints, land-based fish farms have adapted by moving away from the shore and by using new technologies such as liquid oxygen, mechanical filters, and biological filters to limit their water use and nutrient release. In addition, they have improved their feeding management, which has limited releases of non-ingested feed and nutrients at the farm level.

This article aims to characterise the environmental impacts of different production systems of carnivorous fish in Europe using three case studies chosen due to differences in how they depend upon the aquatic environment:

- a flow-through system of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) production inherited from traditional inland French methods that take advantage of precise stock management,
- a farm of sea-bass (*Dicentrarchus labrax*) cages in Greece, in which the water resource is not limiting, and
- a re-circulating system for turbot (*Scophtalmus maximus*) production based in France in which high technology compensates for local constraints.

The environmental impacts are evaluated by Life Cycle Assessment (LCA), an integrative methodology that provides indicators of impact at regional and global scales.

## 3.1.2 Methods, goal and scope

Life Cycle Assessment is a standardised method (ISO, 1997; ISO,2000) conceived to assess potential impacts associated with a product, by quantifying and evaluating the resources consumed and emissions to the environment at all stages of its life cycle, from the raw-material extraction to the disposal of waste (Guinée et al.,2002). For each environmental impact taken into account in the LCA, a characterisation model is used to convert the inventory data (resources use and emitted pollutants) that contribute to this impact into potential-impact estimates. This is done by multiplying the resources use and emissions by a characterisation factor for each impact category to which it may contribute.

The environmental impact assessment was conducted according to Papatryphon et al. (2004a), using the SimaPro® 6.0 software and its databases, original data collected on the farms, and data provided by previous studies (Basset-Mens and Van der Werf, 2005; Papatryphon et al.,2004a; Papatryphon et al., 2004b, Aubin et al., 2006). The system studied included production of fish at the farm level and related processes such as feed production (including both fisheries and agricultural phases), construction of infrastructures, and equipment manufacturing. The transportation of material at each step was also taken into account. The slaughtering, processing, and sale phases were not included. This study was limited to the delivery of raw fish at the farm gate (or at the shore, for sea cages). The hatchery phase was not included in this study as it has an entirely different production concept for which data were not available. All environmental impacts were expressed for the production of 1 ton of live fish weight.

Local emissions of nutrients associated with fish growth were estimated by using nutrient-balance modelling (Cho and Kaushik, 1990). This modelling method has been adapted and validated for different fish species (Kaushik, 1998; Mallekh et al., 1999; Bureau et al., 2002). It has been used previously to establish an emissions inventory of fish-production systems (Papatryphon et al.,2004a; Papatryphon et al., 2004b, Aubin et al., 2006).

The calculation of N, P, and solids emissions was based on the difference between the amount of nutrients provided to fish via the feed and the amount assimilated as fish weight-gain. The nutrient digestibility of the feed, fish body-composition, and the non-ingested part of the distributed feed (estimated at 5%, expert opinion) were used to calculate solid and dissolved fractions of emitted N and P. The quantity of sludge extracted by water-cleaning devices and spread on land fields was subtracted from the nutrient release. The evaluation of nutrient release and Theoretical Oxygen Demand (calculated using the Chemical Oxygen Demand of protein, carbohydrates, lipids, hash and fibre emitted) per ton of fish for each farm is shown in Table 3.1. The inventory phase was based on direct measurement or assessment of real farms for one normal year of production, eventually corrected by average data from previous production cycles.

Table 3.1 : Local emission of nutrients to water and the Theoretical Oxygen Demand for three fish farms, calculated for 1 ton of fish.

| Local emission to water (kg $ton^{-1}$ of fish) | Trout Farm | Sea-bass Farm | Turbot Farm |
|---|---|---|---|
| Dissolved N | 57.8 | 83.2 | 68.8 |
| Solid N | 7.2 | 18.5 | 12.7 |
| Dissolved P | 4.0 | 4.7 | 2.6 |
| Solid P | 6.0 | 12.0 | 8.0 |
| Theoretical $O_2$ demand | 135.7 | 347.7 | 147.8 |

## Main characteristics of each production system

We can define the three studied systems by a combination of factors: fish species and their growth characteristics, fish size at sale, feed efficiency, facilities, technologies used, and management practices. The following descriptions are based on the running of three real farms during one year of production. The reference year was 2000 for the turbot and trout farms and 2003 for the sea-bass farm. Each farm's energetic background (i.e., electricity production), which

influenced the emissions considered in this study, was based on its reference year and location.

The rainbow trout flow-through farm is located in the Aquitaine region of south-western France. It is an inland farm that contains raceway tanks. The farm specialises in raising trout from the fingerling stage (60 g) and produces annually three sizes of fish: pan-sized trout (270 g) in 6 months, large trout (1250 g) in 12 months, and very large trout (3500 g) in 18 months of rearing. The farm's annual calculated growth gain reached 330 tons, provided mainly by the production of very large trout (63%) and large trout (31%). Because the farm focuses on producing large-size fish, we are able to compare its LCA results to those of farms producing other large salmonids (e.g., Atlantic salmon in Tacon (2005)). The economic Feed Conversion Ratio (FCR = kg of feed distributed / kg of fish produced) equalled 1.21. The average feed composition declared by the manufacturer included 44% protein, 28% lipids, and 1.2% phosphorus (Table 3.2). Water entering the farm is diverted from a river and had an average flow-rate of 550 l $s^{-1}$. The water oxygen supply was supplemented by liquid oxygen use (300 ton $year^{-1}$). At the outlet of the farm, a drum filter extracts solids from the water. The extracted solids (sludge) are exported as manure for agricultural crops and were not taken into account in the environmental analysis.

Table 3.2: Mean feed composition in three fish-farm systems.

| **Chemical composition (%)** | Trout Feed | Sea-bass Feed | Turbot Feed |
|---|---|---|---|
| Protein | 44.0 | 45.0 | 55.0 |
| Lipids | 28.0 | 12.0 | 12.0 |
| Phosphorus | 1.2 | 1.3 | 1.6 |
| **Components (%)** | | | |
| Fish meal, Norway | 22.5 | 42.0 | 40.0 |
| Fish meal, Peru | 22.5 | | 23.5 |
| Fish oil, Denmark | 24.0 | | 5.0 |
| Fish oil, Norway | | 8.0 | |
| Winter wheat, France | 11.1 | | 13.5 |
| Winter wheat, Greece | | 22.0 | |
| Wheat gluten meal, France | 7.0 | | |
| Wheat gluten meal, Greece | | 8.0 | |
| Maize gluten meal, France | | | 4.5 |
| Soy cake, Brazil | 12.0 | | 9.5 |
| Soybean meal, USA | | 15.0 | |
| Additive premix & amino acids, France | 0.9 | | 4.0 |
| Additive premix & amino acids, Greece | | 5.0 | |

The sea-bass cages are located on the Evoikos Gulf, north of Athens, Greece. The farm is dedicated to growing European sea-bass from 2 to 350 g in approximately 16 months. It consisted of 12 circular net-cages, each 1100 $m^3$ in volume, arrayed around a platform used for equipment handling. The depth of water under the cages was 25 m, and the average water current was 3 cm $s^{-1}$. The farm is equipped with boats and land-based facilities for feed and material stocking and net cleaning. The annual growth gain was 256 tons. The economic FCR equalled 1.77. The average composition of feeds declared by the manufacturer included 45% protein, 12% lipids, and 1.3% phosphorus (Table 3.2).

The re-circulating turbot production system is located in the Brittany region of north-western France. It is dedicated to raising 15-g fingerlings into 1200-g fish of

commercial size. The annual growth gain was 70 tons. The facilities are composed of 32 concrete tanks (each 30 $m^3$) supplied by re-circulated water. Water coming from a river estuary is thermoregulated to 17°C and recycled through mechanical filters that extract solids coming from the rearing tanks and biological filters that change ammonia into nitrate (Aubin et al., 2006). The sludge extracted by filters is stocked and exported as manure for land crops. The fate of sludge applied to crops was not taken into account in the environmental analysis. Estimating 50% water replacement per day, the annual water input reached 339,012 $m^3$. The feeds used in the farm contained a high level of fish-based ingredients as recommended by the Red Quality Label ("Label Rouge"). The Red Quality Label indicates a high standard of quality based on sensorial and chemical characteristics of the fish produced. This label assumes that higher fish-based ingredients in feeds increases the quality of fish meat. The declared feed composition contained 55% protein, 12% lipids, and 1.6% phosphorus (Table 3.2). The observed economic FCR equalled 1.23.

### Impact categories

The impact categories considered in this study are: Eutrophication, Acidification, Climate Change, Net Primary Production Use, and Energy Use. Eutrophication refers to the potential impacts of high levels of nutrients in the environment, in particular N and P. This indicator is calculated using the factors proposed by Guinée et al. (2002), adding the Theoretical Oxygen Demand calculation for solid wastes from fish farms. It is expressed in kg $PO_4$-equivalents. Acidification refers to the negative effects on soils, ground and surface water, and ecosystems of acidifying pollutants. It was calculated using the average European Acidification Potential factors according to Huijbregts (1999) and is expressed in kg $SO_2$-equivalents. Climate Change is defined as the potential impact of gaseous emissions on heat-radiation absorption in the atmosphere. It was calculated according to the Global Warming Potential 100 factors (potential effect at a 100-year time horizon) by IPCC (Houghton et al., 1996) and is expressed in kg $CO_2$-equivalents. Net Primary Production Use (NPPU) refers to the use of Net Primary Production (biomass produced by photosynthesis) as a biotic resource, in the sense of it being unavailable for other purposes. It was calculated according to Papatryphon et al. (2004a) and is expressed in kg of carbon. Energy Use (EU) refers to the consumption of fossil fuel, wood, uranium and hydropower electricity. It was calculated by using the Lower Heating Values of the SimaPro 2.0 method (Pré Consultants, 1997) and is expressed in MJ.

An additional impact is proposed: Water Dependence. This impact refers to the water input relative to fish biomass production at the farm level. It stems from the occupation concept developed for impacts of land use (Guinée et al., 2002). In land-based fish production systems, Water Dependence equals the total water input diverted or pumped from a river, divided by the fish growth measured during the reference period. It is important to note that water is not considered to be consumed in the rearing system. For sea-cage systems the water input takes into account the rearing volume and the average water current. It is expressed in $m^3$. All of the environmental indicators are calculated on the basis of a single functional unit: the production of 1 ton of live fish weight.

To understand the contribution of system parts to the impact categories, the following system components were identified: (1) Fish production, i.e. the emissions induced by the biological transformation of feeds at the farm level; (2) Feed, including production of feed ingredients, processing and transportation;

(3) Equipment, including its manufacturing, transport, and use; (4) Infrastructure (raceways, cages, buildings), including material production and transportation, construction, and use; (5) Chemicals, including liquid oxygen, medicines and disinfectants, and their production and transportation; and (6) Energy carriers used on the farm (electricity, gasoline, natural gas), including their production and transportation.

### 3.1.2 Results

The contribution of each system component to each impact category was estimated for the three systems studied (Table 3.3). Fish production at the farm level was the principal contributor to Eutrophication (91-93%), mainly due to the direct release of nutrients into the aquatic environment. Feed production contributed only 5-7% of the total potential impact. Energy carriers were noticeable contributors only in the turbot re-circulating system. For sea-bass cages Eutrophication was 65 and 41% higher than for the trout and turbot production systems, respectively.

The contribution of system components to Climate Change varied among the production systems. In trout and sea-bass systems, Climate Change was mainly due to feed production, (73% and 86% respectively) as it included, among others, energy carriers in the agricultural, fishery and processing phases. In contrast, in the turbot re-circulating system, energy carriers used at the farm level were its main contributors (61%). This characteristic was associated with a higher absolute level of Climate Change (6017 kg $CO_2$-eq) in the turbot farm. Infrastructures contributed to Climate Change at a level of 4-8%. Energy carriers contributed less to Climate Change in sea-bass cages (5%) than in the trout flow-through system (15%).

Acidification was mainly due to feed production in trout and sea-bass systems (68 and 80%, respectively). In this case Acidification was associated with the production of crop ingredients and the energy used for processing pellets. In the turbot re-circulating system, the main contributors (52%) to Acidification were energy carriers used at the farm level. Equipment induced a noticeable portion of Acidification (14%) in the turbot re-circulating system. Also, Acidification level was much higher in the turbot re-circulating system (48 kg $SO_2$-eq) than in the trout flow-through or sea-bass cage systems (19 and 25 kg $SO_2$-eq, respectively).

Net Primary Production Use was exclusively due to feed production in this study. The NPPU level was similar for the three production systems. The greatest difference (17%) was observed between the sea-bass cages and the turbot re-circulating system. These levels can be explained by differences in FCR between the systems (1.21 in turbot and trout, 1.77 in sea bass), which was partially counter-balanced by the use of fish oil and fish meal in the diets (69% in turbot and trout, 50% in sea bass).

Contributions to Energy Use differed among the three production systems. In the trout flow-through system, EU was primarily due to energy carriers used on the farm (47%), but the contribution of feed was not much lower (40%). One can observe here a noticeable effect of chemical use (7%), mainly due to liquid oxygen consumption. In the sea-bass cage system, feed production contributed the main portion of EU (72%), followed by energy carriers used on the farm (17%) and infrastructure (9%).

Table 3.3: Environmental impacts per 1000 kg of live fish weight (last column) and the percentage of each impact contributed by system components for three fish-farm systems.

| | Fish Production | | Feed Production | | Equipment | | Infrastructures | | Chemicals | | Energy Carriers | | Total | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Eutrophication (kg $PO_4$-eq)** | | | | | | | | | | | | | | |
| Trout flow-through | 60.80 | (92%) | 4.67 | (7%) | 0.01 | (0%) | 0.14 | (0%) | 0.08 | (0%) | 0.20 | (0%) | 65.91 | (100%) |
| Sea-bass cages | 101.00 | (93%) | 7.64 | (7%) | 0.01 | (0%) | 0.10 | (0%) | 0.02 | (0%) | 0.09 | (0%) | 108.85 | (100%) |
| Turbot re-circulated | 69.90 | (91%) | 3.88 | (5%) | 0.08 | (0%) | 0.18 | (0%) | 0.01 | (0%) | 2.92 | (4%) | 76.97 | (100%) |
| **Climate Change (kg $CO_2$-eq)** | | | | | | | | | | | | | | |
| Trout flow-through | 0 | (0%) | 2,020 | (73%) | 33 | (1%) | 211 | (8%) | 83 | (3%) | 406 | (15%) | 2,753 | (100%) |
| Sea-bass cages | 0 | (0%) | 3,090 | (86%) | 22 | (1%) | 286 | (8%) | 40 | (1%) | 163 | (5%) | 3,601 | (100%) |
| Turbot re-circulated | 0 | (0%) | 1,920 | (32%) | 163 | (3%) | 232 | (4%) | 32 | (1%) | 3,670 | (61%) | 6,017 | (100%) |
| **Acidification (kg $SO_2$-eq)** | | | | | | | | | | | | | | |
| Trout flow-through | 0.00 | (0%) | 13.10 | (68%) | 1.03 | (5%) | 1.58 | (8%) | 0.67 | (4%) | 2.79 | (15%) | 19.17 | (100%) |
| Sea-bass cages | 0.00 | (0%) | 20.20 | (80%) | 0.19 | (1%) | 1.55 | 6% | 2.14 | (8%) | 1.22 | (5%) | 25.30 | (100%) |
| Turbot re-circulated | 0.00 | (0%) | 13.90 | (29%) | 6.71 | (14%) | 2.35 | (5%) | 0.20 | (0%) | 25.12 | (52%) | 48.28 | (100%) |
| **Net Primary Production Use (kg C)** | | | | | | | | | | | | | | |
| Trout flow-through | 0 | (0%) | 62,200 | (100%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 62,200 | (100%) |
| Sea-bass cages | 0 | (0%) | 71,400 | (100%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 71,400 | (100%) |
| Turbot re-circulated | 0 | (0%) | 60,900 | (100%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 0 | (0%) | 60,900 | (100%) |
| **Energy Use (MJ)** | | | | | | | | | | | | | | |
| Trout flow-through | 0 | (0%) | 31,100 | (40%) | 1,354 | (2%) | 3,470 | (4%) | 5,173 | (7%) | 37,132 | (47%) | 78,229 | (100%) |
| Sea-bass cages | 0 | (0%) | 39,400 | (72%) | 325 | (1%) | 5,184 | (9%) | 557 | (1%) | 9,191 | (17%) | 54,656 | (100%) |
| Turbot re-circulated | 0 | (0%) | 30,900 | (11%) | 3,120 | (1%) | 4,100 | (1%) | 2,856 | (1%) | 250,010 | (86%) | 290,986 | (100%) |
| **Water dependence ($m^3$)** | | | | | | | | | | | | | | |
| Trout flow-through | 52.6 | (100%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 52.6 | (100%) |
| Sea-bass cages | 48,782.2 | (100%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 48,782.2 | (100%) |
| Turbot re-circulated | 4.8 | (100%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 0,0 | (0%) | 4.8 | (100%) |

In the turbot re-circulating system, the main contributor was energy-carrier consumption on the farm (86%), followed by a feed-production contribution (11%) relatively lower than that in the other two systems. The highest energy consumer was the turbot re-circulating system (290,986 MJ). This value was 5 times that of the sea-bass cage system (54,656 MJ) and 4 times that of the trout flow-through system (78,229 MJ).

Water Dependence showed the largest disparity among the production systems. With 4812 $m^3$ of water needed to produce 1 ton of fish, the re-circulated system required 9% of the water used in the flow-through system and only 0.01% of the water used in the cage system.

**Classification of the production systems using the LCA impact categories**

Figure 3.1 shows the environmental profile obtained for each system using the selected impact categories. The turbot re-circulated system was characterised by its high level of EU and the related impact categories Climate Change and Acidification, whereas it showed a low Water Dependence. The sea-bass cage system was characterised by its high dependence on water and high Eutrophication due to the relatively low feed-efficiency of the system. However, it had the lowest energy consumption. The trout flow-through system seemed to be a good compromise, with moderately low impacts for all of the chosen categories. Nevertheless, one must keep in mind that 11 times more water passed through the trout farm than through the re-circulated system to produce 1 ton of fish.

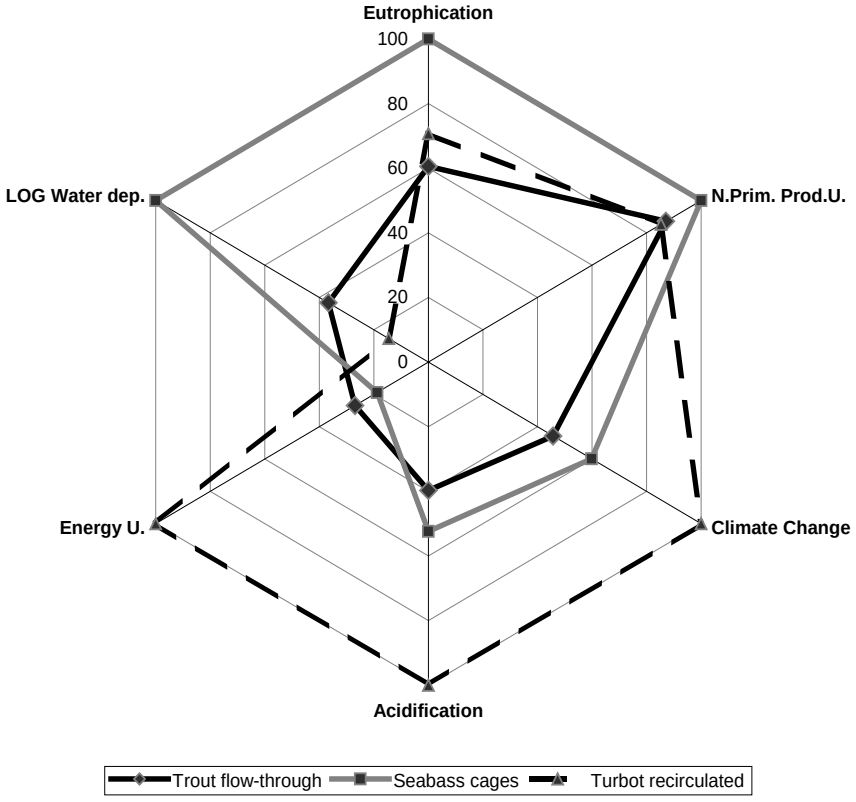



Figure 3.1: A radial graph comparing the relative impact, for six impact categories, of three fish-farm systems. Points closer to the center of the graph have less environmental impact. Values for Water dependence have been log10 – transformed.

## 3.1.3 Discussion

At first glance, comparing the environmental impacts of production systems that have different characteristics, such as species (sold at different sizes), water characteristics, infrastructure, and geographic location, and based on the results from three specific farms, can be considered difficult. The aim of this study, however, is to propose a rough estimate of potential environmental impacts with the LCA method and to propose a hierarchy of explanatory factors in fish farming systems. Considering the previous results, three factors seem to influence environmental impacts the most:

a) feeds and their management
b) energy consumption and its origin
c) water characteristics and requirements

These three factors interact at both the local and global scales.

### Feeds and their management

Feed composition and management mainly influences Eutrophication, Acidification, and NPPU. Feed production (including agricultural and fishery stages) requires a relatively large amount of energy and represents a major proportion of Energy Use in flow-through and cage production systems (40% and 72%, respectively). Eutrophication has a direct relationship with nutrient loading at the farm scale. The calculated nutrient loading of this study (Table 3.1) is not far from the data obtained by other authors. It lies within the range of values observed by Axler et al. (1997) for trout farming: 47-87 g N $kg^{-1}$ of fish and 4.8-18.7 g P $kg^{-1}$ of fish. For turbot, our results are higher than those of Mallekh et al. (1999) (51 g N $kg^{-1}$ of fish and 8.7 g P $kg^{-1}$ of fish), probably because their study was conducted in tanks, which induced a low FCR (0.96). For sea-bass nitrogen-loading our results are similar to those (91 g N $kg^{-1}$ of fish) that occurred with a low-lipid diet observed by Boujard et al.(2004).

Considering relative homogeneity in the diets of these carnivorous species and high digestibility of the components, the major factor of variation is the Feed Conversion Ratio, as shown by Papatryphon et al. (2004a) in trout farms in France. The FCR is determined by the combination of species characteristics (including their size) and the ration management. In particular, the FCR increases with fish size, which leads to a minimisation of the value for the sea bass sold at 350 g, compared to the trout sold mainly at 1250-3500 g in our study.

Rearing systems in tanks permit easier management of stocks (controlling both number of fish and their growth) and allows a more precise rationing. Thus, FCR reaching 1.7 for sea-bass cages can be explained by poor estimation of stocks and low feed-intake control; previous studies have observed a FCR of 1.45 for sea bass at marketable size (Kaushik et al., 2004). The Eutrophication results for 1 ton of product obtained for the trout farm in our study (66 kg $PO_4$-eq) are in accordance with previous results for large trout production from Papatryphon et al. (2004b) (58-72 kg $PO_4$-eq) and greater than those obtained from a calculation based on Seppala et al. (2002) and Silvenius and Grönroos (2003) for trout sea cages (53.7 kg $PO_4$-eq).

The difference in Eutrophication between the trout flow-through and the turbot re-circulated systems is due not to their FCR (1.21 vs. 1.23, respectively), but to the protein content of the diets (44% and 55%, respectively). In this particular case, a high protein-content of marine origin is required by the Red Quality Label for turbot production. This feed characteristic induces a higher release of N and P by the turbot, which is partially balanced by the water refinement facilities of the re-circulated system. In 2002, 46% of fish-meal production and 81% of fish-oil production were used for aquaculture (Tacon, 2005).

Because fish-meal and fish-oil production has levelled out at 6-7 million and 1 million tons per year, respectively (International Fishmeal and Fish Oil Organisation, 2006, in FAO, (2006)), the increasing production of aquaculture products (+8.8% year$^{-1}$ 1950-2004 (FAO, 2006)) makes diversification of protein and lipid sources an important challenge. Raising carnivorous fish with feeds containing high levels of wild-fish protein (e.g., 50-69% in this study, Table 3.2) is greatly debated in aquaculture, particularly when fish-farming is compared to commercial fishing (Ellingsen and Aanondsen, 2006; Tyedmers, 2000; Folke et al., 1997). Research is underway to identify plant-based alternatives to fish meal and oil (FAO, 2006), and there are great hopes to find high-quality inputs to replace them. The use of fish by-products seems an interesting way to complement the nutritional inputs of plant-based diets. It decreases dependence on the wild stocks that supply fish meal and seems to offer the best environmental compromise (Papatryphon et al., 2004a); however, these by-products are available only in certain markets, which, considering fish-farming expansion, does not make them a global solution. Nonetheless, at the farm level, this trend should induce a decrease of wild-fish protein and oil inputs in feeds and an increase of feed efficiency; in addition, these choices have a positive economic effect for fish farms.

### Energy consumption and its origin

The three rearing systems show clear differences in their energy requirements. The sea-bass cage system uses the least energy, due to the absence of equipment for water management (oxygenating, pumping, filtering) at the farm level, and despite frequent shipping from the cages to the shore. The distant origin of some feed inputs (i.e., fish meal; Table 3.2) has been identified as a potential source of energy waste, yet the energy cost of transporting raw materials to feed plants contributes only 4-10% of the energy consumption of feed production (Table 3.4) in our study. Nonetheless, other impact categories are affected by raw material transportation, especially Acidification (10-17% of Acidification induced by feed production).

The trout flow-through system requires more energy due to the use of liquid oxygen and water-cleaning drum filters at the outlet. It reaches the higher level observed by Papatryphon et al. (2004b): 78,400 MJ ton$^{-1}$. Energy consumption in the trout and sea-bass farms is somewhat lower than estimates for salmon (*Salmo salar*) farming (94,000 MJ ton$^{-1}$ (Tyedmers, 2000), 99,000 MJ ton$^{-1}$ (Troell et al., 2004)). In contrast, the re-circulated system depends more on energy (291,000 MJ ton$^{-1}$) due to technical choices that influence energy consumption (Aubin et al., 2006). In the re-circulated system, thermoregulating water at 17°C throughout the year using a heat pump requires a high water-replacement rate (around 50% per day) and continuous pumping. In the turbot farm, Climate Change and Acidification are determined

mainly by electricity generated from fossil fuels (both on and off the farm). In France, 82% of off-site electric energy is provided by nuclear plants Electricité de France, 2004), which produce fewer greenhouse gases and acidifying substances than electric plants that use fossil-fuel. Locating a re-circulating system in Greece, where 95% of electricity is produced by fossil-fuel combustion (DEI, 2003), would increase the Climate Change and Acidification impacts of this system by a factor of four. This point clearly illustrates the influence of the energy context on the environmental impact of a production system. These reasons could partially explain why the Climate Change estimate observed for this turbot farm (6017 kg $CO_2$-eq) is similar to the salmon production estimate proposed by Tyedmers (2000): 6470 kg $CO_2$-eq $ton^{-1}$. Research into renewable energy sources such as solar or wind power, or co-location with other industrial facilities, could help to decrease Climate Change and Acidification.. Myrvang (2006), describing a innovative turbot farm co-located with a refinery, observed a Acidification impact 75% lower (12.1 kg $SO_2$-eq) and a Climate Change impact 63% lower (2209 kg $CO_2$-eq) than those of the turbot farm in our study. The estimate of Seppala et al.(2002) for trout sea-cage Climate Change (2780 kg $CO_2$-eq $ton^{-1}$) is close to those of the trout and sea-bass farms in this study. In developed countries to date, energy for production systems has not been a major limiting factor; consequently, technical choices have mainly been driven by cost factors. Nevertheless, fossil-fuel availability is of great concern. Energy conservation at the farm scale and replacement of fossil fuels by renewable sources must be

Table 3.4: Percentage contribution of raw-material transportation to the environmental impacts of three fish feeds.

| Potential Impact | Trout Feeds | Sea-bass Feeds | Turbot Feeds |
|---|---|---|---|
| Eutrophication | 5.2% | 6.9% | 3.8% |
| Climate Change | 7.3% | 9.4% | 5.2% |
| Acidification | 14.4% | 17.4% | 9.5% |
| Energy Use | 6.4% | 9.9% | 4.3% |

**Water characteristics and requirements**

The characteristics of the water resource and the sensitivity of aquatic ecosystems to eutrophication is another example of the influence of geographic location on fish-production system impacts. The trout farm studied requires fresh water of high-quality, a resource that is relatively limited, is subject to annual variations, has a multitude of legal constraints, and is closely monitored by other users (Papatryphon et al., 2005). The water requirement of this type of farm can decrease water flow along a section of river sufficiently to modify the river ecosystem and lower fish migration rates. Moreover, the effluent composition of trout farms is particularly controlled, as river ecosystems are sensitive to nutrient and suspended-solid loadings, which can cause visible changes in the aquatic biotope. Its position in relation to water availability and the perceived value of the natural context by stakeholders is essential for the continuity of trout production.

The sea-cage farm is located in a gulf of the Mediterranean, where the water resource is essentially non-limited, and the oligotrophic characteristic of the sea induces a low sensitivity to eutrophication around fish farms (Pitta et al., 2005). The solid and nutrient emissions of the cages mainly have a benthic effect (Karakassis, et al., 2000). An impact indicator focused on the surface of damaged sea-bottom

would give a good idea of the visible effect of the cage system. Nevertheless, since the effects of nutrient loading on sensitive ecosystems such as sea-grass meadows (*Posidonia oceanica)* have been confirmed (Marbà, et al., 2006), Eutrophication seems to be a relevant impact category, given its integrative feature. This point is often disputed, and sometimes Eutrophication is not taken into account because these farms do not overwhelm the carrying capacity of the local aquatic environment (Ellingsen and Aanondsen, 2006). Moreover, Machias et al. (2004) show a positive effect of fish farming under these environmental conditions by an increase in sea productivity as measured by an increase in the biomass of the fish community.

In contrast, the turbot farm is located on the shore of an estuary in Brittany. In this coastal area, the high phosphorus concentration in sediments due to agricultural and other human activities induces a high risk of eutrophication when nitrogen is available and thermal conditions are favourable (Ménesguen et al., 2001). Consequently, this fish-production system competes with other animal production systems in the region (pig production for example) for the environmental carrying capacity. The primary goal of the re-circulating system was to decrease the water dependence of the farm by moving it away from shore (where land competition is high). This goal has been partially fulfilled in the studied turbot farm, as lower water replacement is now technically possible in such systems (Gelfand et al., 2003). The water replacement limitation tends to balance its increased energy consumption due to the thermoregulation and circulation of water.

### Specific environmental objectives depending on local and global contexts

Depending on the local context, the major environmental constraints are different and can modulate the conclusions given by the impact indicators. Table 3.5 proposes a semi-objective hierarchy of impact relevance facing each system according to its characteristics and environmental context. A more comprehensive weighting of the impacts could be developed with stakeholder collaboration to compare the environmental profiles of rearing systems in different environmental contexts.

Table 3.5: Estimated relative importance of environmental impacts for each of the three production systems studied, given their environmental contexts, from more important (1) to less important (3). Environmental impacts on a given system may have equal importance.

| Potential impact | Trout Flow-Through System in France | Sea-bass Cages System in Greece | Turbot Recirculating System in France |
|---|---|---|---|
| Eutrophication | 1 | 2 | 2 |
| Climate Change | 2 | 3 | 1 |
| Acidification | 3 | 3 | 1 |
| Net Primary Production Use | 1 | 1 | 1 |
| Non Renewable Energy Use | 2 | 3 | 1 |
| Water dependence | 1 | 3 | 3 |

For the trout flow-through system, two main objectives have to be considered: limitation of both water input and nutrient output. Limiting water input decreases the competition for freshwater resources with other water users (e.g., cities, anglers, agriculture). Reducing its dependence on water is a key sustainability issue for this system, especially under fluctuating water regimes. In parallel, solid and nutrient loading into the river ecosystem must be limited to reduce ecological and visible impacts. Management solutions (i.e., feeding management) applied to decrease the FCR are forthcoming. On the other hand, adaptation of fish stocks to the carrying capacity of the river is a common request by ecological organizations. The efficiency of cleaning systems at farm outlets has to be improved. For instance, the installation of re-circulating techniques in trout farms has been studied in Denmark (Lareau et al., 2004). For the trout flow-through system located in France, the control of impact indicators Eutrophication, Water Dependence, and NPPU is a priority (Table 3.5).

In the sea-bass cage system, the main objective is the limitation of nutrient loading by reducing feed spill through better feeding management. In addition, reduction of nutrient and solid loading of cage systems by management or technical solutions (e.g., stock assessment, feed intake control) is an important objective on environmental (preserving the oligotrophic ecosystem) and economic grounds. The high dependence on water of this rearing system is balanced by the essentially non-limited nature of this resource; thus, this indicator is not well adapted for this kind of system. For the sea-bass cage system in Greece, the reduction of Net Primary Production Use and, secondly, Eutrophication is a main objective (Table 3.5).

The turbot farm has to pursue two main objectives: decreasing its energy dependence and nutrient loading. These objectives are re-enforced due to changes in the economic context (energy cost) or legal context (environmental regulation) and could lead to the search for other types of technical or management solutions. Due to the sensitivity of the local aquatic ecosystem to eutrophication, nutrient releases must be limited. This goal could be carried out by technical solutions such as biofilter design or management choices such as using a lower-nutrient fish diet. Consequently, the impacts to be considered a priority in this system are primarily Energy Use (and the related impacts Climate Change and Acidification), as well as Net Primary Production Use and, of less importance, Eutrophication (Table 3.5).

### 3.1.4 Conclusion

A monoculture of carnivorous fish is not the best form of aquaculture from an environmental point of view. These species require a high level of protein and oil, to date provided by wild-fish stocks. Consequently, they release a great amount of nitrogen and phosphorus into the aquatic environment because of the high feed quality. Their metabolism requires a high level of oxygen, which requires either great water availability or costly techniques such as re-circulating systems or liquid oxygen use. Nevertheless, carnivorous fish species are demanded by consumers, and farms raising them are constantly expanding all over the world.

Solutions for more environmentally friendly systems are being researched, due to a fish-farming sector in quick evolution. Novel fish-production systems are evolving towards more efficient water-filtering techniques to limit water input and decrease nutrient and solids release (Lareau et al., 2004; Blancheton, 2000; Ebeling et al., 2006; Van Rijn et al., 2006) or towards more integrated systems based on the reuse of nutrients, water, and energy at the farm level through the associated culture of plants or animals at a lower trophic level (Lefebvre et al., 2001; Neori et al., 2004; Schneider et al., 2005). These two approaches are not exclusive and can be combined. The evolution of a production system is complex and involves many constraints such as:

- improvement of one impact must not induce pollution transfer to other impacts. For instance, trade-offs between Eutrophication and Climate Change (risk of $N_2O$ emissions to the air associated with $NO_3$ reduction in water during denitrification) are poorly documented in aquatic production systems (Aubin et al., 2006).
- avoiding a real or perceived decrease in the quality of the product, which would influence the marketing strategy. This could result from using indoor farms or by changing feed components.
- using techniques that are economically viable considering production costs and fish market-values.

Life Cycle Assessment is a relevant tool for qualifying and studying the evolution of production systems, permitting the characterisation of production systems based on their potential environmental impact. Its multi-goal approach covering different scales offers a wide view of environmental impacts of an activity and allows one to compare different systems or alternative strategies. In particular, LCA is a good tool to make an inventory of all product pollutant emissions and resources use in a system. Thus, LCA automatically takes into account a part of the regional context of system location, through the distances of material transportation and the energetic background. In our study, we have seen the influence of feed raw-material origins and electricity components. Nevertheless, the relevance of an impact is linked to at least two other factors:

- the sensitivity of the environmental target
- the amount of social and economic constraints on this target

In this study, taking these factors into account lead us to emphasize the importance of Eutrophication in trout and turbot farms in France and to minimise its importance for sea cages in Greece. Considering the worldwide attention paid to global warming and fish resources, Climate Change and Net Primary Production Use are considered important impacts in all these systems.

Consequently, the turbot re-circulated system, less dependent on water, invisible from the shore, but requiring a high level of energy, is more relevant in France, where electricity is not a major limiting factor and emits little greenhouse gas (important where stakeholders closely watch environmental issues). In contrast, the sea cages of sea-bass located in Greece benefit from essentially unlimited water and a low sensitivity to Eutrophication (due to the low availability of phosphorus), complemented by a lower social pressure regarding fish-farm impacts. These examples must lead us to improve consideration of environmental, social, and economic contexts to balance the conclusions of environmental studies on aquatic production systems.

**Acknowledgements:** The authors wish to warmly thank the following persons: Yann Marchand from Le Gouessant cooperative, Nikos Liberis from Perseus S.A., Yves-Marie Morvan from France Turbot S.A., and Viviers de France S.A., for the time they spent with us and the collection of precise data used in this study. Michael Corson is thanked for his helpful comments on two drafts of this paper.

## 3.2. Conclusion du chapitre

Afin de mieux comprendre le fonctionnement des élevages et de mieux définir leurs enjeux, le développement d'approches système est devenu une nécessité. Par son caractère holistique et sa capacité à proposer une lecture multicritère, L'ACV est devenue un outil incontournable pour comprendre les interactions entre les systèmes d'élevage et l'environnement.

Pour la pisciculture le premier niveau d'apport de la méthodologie ACV est celui de la représentation du système qui va au-delà de la description du fonctionnement de l'exploitation. Dans les exemples présentés dans l'article du paragraphe 3.1, il a été nécessaire d'arbitrer sur les limites du système à prendre en compte dans l'analyse, notamment sur le rôle relatif de l'écloserie, des aliments, du devenir des boues... C'est donc une vision élargie, qui montre combien le système piscicole n'est pas isolé, mais solidaire d'un monde agricole pour la fourniture de ses intrants alimentaires (dans des territoires proches ou lointains), pour le recyclage de ses boues, et solidaire aussi du monde halieutique pour certains de ses intrants (farines et huiles de poisson). D'autres liens sont aussi mis en évidence avec l'industrie, la fourniture d'énergie, le monde des transports. Ainsi l'étude précédente signale l'influence du rôle de l'origine de l'électricité dans les bilans environnementaux. L'ACV permet d'objectiver ces liens en poussant au calcul des flux des différentes matières qui transitent par l'exploitation.

La gestion des flux au sein de l'exploitation apparait comme un facteur majeur de la performance environnementale. Ainsi, les facteurs de performance zootechniques : taux de survie et taux de conversion alimentaire, influent directement sur la capacité du système à valoriser les intrants et donc se traduisent en niveaux d'émission de polluants ou de consommation de ressources, directement en lien avec les impacts environnementaux. Ainsi, le niveau des impacts est une traduction indirecte de la performance globale du système, avec en plus la quantification et la destination des pertes.

Grace aux analyses de contribution aux impacts des parties du système (processus), l'ACV permet d'analyser l'origine des impacts. L'ACV ne dit rien sur les modalités d'amélioration à mettre en œuvre mais permet de définir des objectifs et des processus cibles. Ainsi, si l'on voit que l'aliment est un processus clé qui régit le niveau de nombreux impacts des élevages de poissons carnivores, il s'agira de réfléchir sur la qualité (composition de l'aliment) mais aussi sur l'efficacité alimentaire qui dépend des conditions et pratiques d'élevage. Cette notion d'efficacité explique en bonne partie les différences observées entre les profils environnementaux des systèmes intensifs (souvent plus maitrisés) et ceux des systèmes extensifs (voir chapitre 5), quand on calcule les impacts par unité de masse de produit (Unité Fonctionnelle).

Ainsi, l'ACV permet de définir les catégories d'impact pertinentes pour chacun des systèmes et de mettre en évidence le rôle des parties du système dans l'origine et le niveau de ces impacts.

L'article du paragraphe 3.1. met en évidence 3 facteurs clés pour les élevages de poissons carnivores :

- l'aliment, sa composition et sa gestion
- l'énergie, sa consommation et son origine

- l'eau, sa disponibilité et son besoin pour l'élevage

Ces facteurs vont se combiner avec les caractéristiques du cadre économique et environnemental proche pour permettre de proposer des priorités dans les voies d'amélioration à proposer.

La comparaison des différents systèmes de production de poissons carnivores montre aussi comment le changement de type de pratiques (ici milieu ouvert ou circuit recirculé) induit des profils d'impact environnementaux différents. Une balance peut être mise en évidence entre l'application de solutions pour réduire des impacts locaux (eutrophisation) par des solutions pouvant aggraver les impacts globaux (changement climatique) pour lesquels les gestionnaires des élevages sont moins sensibilisés.

L'ACV propose une vision agrégée sous formes d'indicateurs complémentaires de la performance des systèmes de production piscicole. En cela, c'est un outil qui va au-delà du simple bilan environnemental, en étant intégratrice et indicatrice des points d'amélioration potentielle de la performance globale.

Ce chapitre a mis en avant l'importance de l'aliment dans la genèse des impacts environnementaux de l'élevage des poissons carnivores et montré les conséquences du contenu en farine et huile de poisson de la ration. Le chapitre suivant sera consacré aux impacts environnementaux associés à la substitution des farines et huiles de poisson dans l'aliment, comme exemple de l'utilisation de l'ACV pour étudier les conséquences d'un changement technologique.

# Chapitre 4:

## En quoi le caractère multicritère de l'ACV permet-il d'accompagner l'orientation des systèmes de production?

Pour répondre à la question « En quoi le caractère multicritère de l'ACV permet-il d'accompagner l'orientation des systèmes de production ? », objet de ce chapite, nous nous appuierons sur un article présentant l'utilisation de l'ACV pour analyser l'influence d'un changement de pratiques dans un système de production. Il s'agit ici d'étudier l'impact environnemental des rations des salmonidés basées sur des ingrédients végétaux. Ce travail est aussi l'occasion d'utiliser l'ACV, sur la base de résultats expérimentaux en conditions d'élevage commercial. Ici deux niveaux sont traités : celui de l'aliment en analysant le profil environnemental des différentes formules alimentaires à la sortie de l'usine, et celui du poisson en analysant son profil environnemental à la sortie de l'élevage.

Le chapitre précédent a montré l'importance de l'aliment (ses ingrédients, sa fabrication et sa valorisation au sein des élevages) dans la genèse des impacts environnementaux des poissons carnivores d'aquaculture. Une des interrogations majeures, qui est aussi un reproche régulier adressé à la pisciculture, est sa dépendance aux ressources halieutiques pour produire du poisson. Ce système d'élevage ne serait- il pas un destructeur plutôt qu'un producteur de protéines animales ? Face à ce constat, des travaux scientifiques ont exploré la possibilité de s'affranchir des huiles et farines de poisson dans les aliments pour poissons carnivores en les substituant par des ressources d'origine végétale. Cette étude a été conduite dans le cadre du projet Européen Aquamax (Framework Programme 6), qui avait pour objectif d'étudier les implications de la substitution des ingrédients d'origine halieutique par des ressources végétales dans les rations alimentaires des poissons pour la zootechnie, la biologie, la qualité de la chair, la sécurité sanitaire et les performances environnementales. Différentes espèces et systèmes d'élevage ont été étudiés dans ce programme : daurades en bassins et en cages (Espagne, Grèce), monoculture de carpes en étang (Hongrie), polyculture de carpes indiennes en étang (Inde), truite arc-en-ciel en bassin (France) et saumon Atlantique en cage (Ecosse). Seules les résultats des deux dernières espèces sont présentés ici, sachant que dans les grandes lignes les résultats sont semblables chez les autres espèces.

Les calculs d'ACV ont été réalisés par J. Boissy (premier auteur de l'article, ingénieur en CDD) avec l'aide d'A. Drissi (étudiant de Master 2) sous ma direction, avec l'aide de H. van der Werf, en collaboration avec S. Kaushik de l'UR NUMEA. (St Pée sur Nivelle) et Gordon Bell de l'Université de Stirling (UK). Je suis l'auteur correspondant de cette publication.

Boissy, J., Aubin, J., Drissi, A., van der Werf, H.M.G., Bell, G.J., Kaushik, S.J., 2011. Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales. *Aquaculture* 321, 61-70.

# 4.1. Impact environnemental de la substitution des ingrédients d'origine halieutiques par des ressources végétales dans l'alimentation des salmonidés

## Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales

Joachim Boissy, Joël Aubin*, Abdeljalil Drissi, Hayo M.G. van der Werf, Gordon J. Bell, Sadasivam J. Kaushik

**Article history:**
Received 10 January 2011
Received in revised form 23 August 2011
Accepted 25 August 2011
Available online 1 September 2011

## Abstract :

The environmental consequences of replacing fish meal and fish oil with plant-based sources in salmonid feeds was investigated using Life Cycle Assessment (LCA). Two scenarios of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farming were compared. The first scenario used a Standard Diet (STD) with high levels of fish meal and fish oil, and the second a Low Marine-Fishery-Capture Diet (LFD) in which fish meal and fish oil were replaced by plant protein and oil sources. Environmental impacts assessed were: acidification, eutrophication, climate change, terrestrial ecotoxicity, net primary production use (biotic resource use), water use, land occupation and total cumulative energy demand. The assessment confirmed the substantial contribution of feed to the environmental burdens of fish production and the LFD scenario led to a significant decrease in biotic resource use compared to the STD scenario with the same total energy demand. Environmental impacts of feeds depended highly on the geographic origins of feed ingredients from fishery (e.g., fish oil from Norway or Peru) and from terrestrial agricultural crop species (e.g., palm oil or rapeseed oil). This study demonstrated the importance of a multicriteria method to give stakeholders the most accurate information on the potential consequences of replacing fishery products with plant-based sources in aquafeeds.

**Keywords:** Environmental impact, Life cycle assessment, Salmon, Trout, Vegetable feed, Vegetable protein

### 4.1.1 Introduction

Aquaculture produced nearly half of the aquatic-based food consumed by humans in 2009 (55 out of 118 million tonnes; FAO, 2010). In Europe, fish farming is based mainly on carnivorous fish such as salmonids (*Salmo salar* and *Oncorhynchus mykiss*), gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). Their production depends highly on marine-capture fisheries for the provision of fish meal (FM) and fish oil (FO), major components of feeds for these species (Naylor et al., 2000; Tacon, 2005). Both FM and FO rely mainly on small pelagic species such as anchovies from Peru or blue whiting from the Northern Atlantic. Fisheries for milling are regulated by international laws and quotas. At a global level, about 68% of FM and 89% of FO are used as aquafeed ingredients, and salmonid production consumes 21% and 56%, respectively, of the available FM and FO (Tacon & Metian, 2008).

Given that FM and FO production from wild fishery resources has remained stable over recent decades (FAO, 2010), it is clear that the high dependence of aquafeeds on feedstuff derived from capture fisheries can limit the expansion of fish farming. Although the quantity of fishery by-products (trimmings, offal, by-catch) available is not documented, it seems insufficient to replace fisheries for milling given aquaculture's growing demand (Tacon & Metian, 2008). For many years efforts have been initiated to replace marine protein and oil with plant protein sources (Gomes *et al.*, 1995; de Francesco *et al.,* 2004; Kaushik & Hemre, 2008) or vegetable oils (Bell *et al.,* 2004; Torstensen *et al.,* 2004; Torstensen *et al.,* 2008) in salmonid feeds.

A major objective of an EU funded research project entitled "Aquamax" (http://www.aquamaxip.eu) was to achieve maximum replacement of both FM and FO using sustainable and largely contaminant-free feed resources, thus ensuring the quality, food safety and nutritional value of cultured fish. Under this general framework, an environmental assessment using Life Cycle Assessment (LCA) methodology was also undertaken on feeds and fish production at the farm level to assess the consequences of plant-based fish diets. The results presented here concern rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) and Atlantic salmon (Salmo salar) case studies.
Guidelines and a specific framework were proposed to adapt the general concepts of LCA to the assessment of aquatic products (Pelletier *et al.*, 2007; Ayer *et al.*, 2007). Several LCA studies have been performed on salmonid farming systems (Papatryphon *et al.*, 2004b; Aubin *et al.*, 2009; Pelletier *et al.*, 2009). When the contribution of feeds to overall impacts was quantified for these production systems, the introduction of organic ingredients in feed for salmon farming did not significantly reduce environmental impacts (Pelletier & Tyedmers, 2007). The theoretical impact of replacing FM and FO in rainbow trout feeds was investigated using nutritional modelling and LCA (Papatryphon *et al.*, 2004a). The authors showed that completely replacing FM and FO with plant sources did not decrease environmental impacts, although it strongly reduced the reliance of trout production on fishery-derived feed

inputs. The best compromise consisted of keeping 5% of the diet as FM. Following these guidelines, the present study compares the environmental impacts of a Standard Diet (STD) and a Low Fishery Diet (LFD) based on experimental results. This study covers two aspects: the replacement of fish-based protein with plant sources in rainbow trout feed and the replacement of FO with plant oil in Atlantic salmon feed. Thus, this study aims to confirm previous results on fish protein replacement in the diet by taking into account real farming performances based on large-scale experiments and to investigate the consequences of FO replacement using the same approach. Specific attention was given to the nutritional aspects of providing a balanced diet and insuring flesh quality by providing optimised levels of amino acids and omega-3 fatty acids.

### 4.1.2 Materials and methods

LCA is a standardised method for environmental system analysis (ISO, 2006a,b). It inventories and evaluates the inputs, outputs and potential environmental impacts of a production system (Guinée *et al.,* 2002) from raw material extraction up to the product's end-of-life or recycling. Environmental impacts were determined by multiplying quantities of emissions and resource use by characterisation factors for each impact category to which they may contribute. In this study, we used an LCA database developed by INRA, specifically within the Aquamax project. We applied a cradle-to-farm-gate analysis (Figure 4.1) including two stages: feed production and fish production. For each species, an STD scenario was compared to an LFD scenario. In all stages, transportation was taken into account. The mode of LCA analysis was attributional.

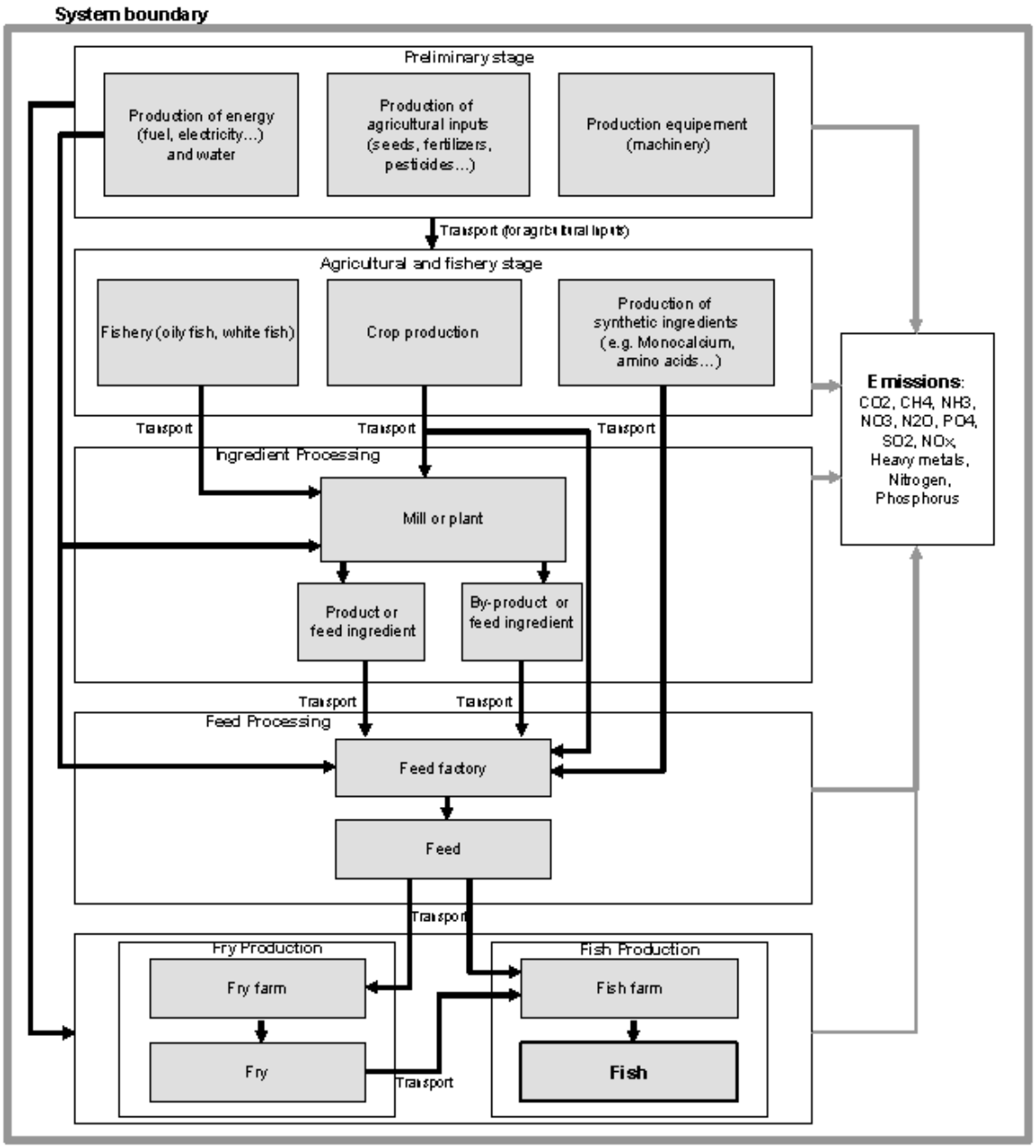



Figure 4.1: Flow chart and system boundaries for salmonid production

### 4.1.2.1 Feed production

The feed production stage includes agricultural crops from several sources (e.g., Brazil, France, Malaysia), capture fishery sources from Peru and Norway, and feed-ingredient processing and manufacture. The product systems studied contain several unit processes yielding more than one product or by-product (i.e., soybean meal and oil or maize starch and gluten). For these processes, environmental interventions were allocated using the economic value of the co-products according to the ISO 14044 standard (ISO, 2006b), due to the lack of common key factors for the different functions delivered by the crop and fishery production systems. The underlying assumption of this choice is that the economic value of the co-products refers to the

objective of the products and their function in the economic sphere. This characteristic is of great importance and is the cause of significant controversy (Ayer *et al.*, 2007). To illustrate this point, a calculation on both economic and mass based allocation was conducted on two specific diets of the study (Table A.11). The prices chosen for economic allocation were means for the 2004-2007 period or market prices proposed by experts. Environmental impacts were calculated per tonne of fish feed. Salmon feed results are weighted means for the 3 pellet sizes according to quantities used of each (3 mm: 18%, 6 mm: 25%, 9 mm: 57%).

Table 4.1 : Atlantic salmon feeds composition : ingredients and chemical characteristics for standard (STD) diet and low fishery product diet (LFD), according to pellet type (size in mm).

| **Ingredients** | **Content %** | **Content %** | **Content %** | **Content %** | **Content %** | **Content %** | **Origin** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wheat | 7 | 7.2 | 7.7 | 7.7 | 7.9 | 7.9 | France |
| Wheat gluten | 15 | 15 | 15 | 15 | 9 | 9 | France |
| Fish meal | 32 | 32 | 25 | 25 | 25 | 25 | Peru |
| Soybean meal | 12.5 | 12.5 | 10 | 10 | 11 | 11 | Brazil |
| Soy protein concentrate | 5 | 5 | 6.56 | 6.56 | 7 | 7 | Brazil |
| Fish oil | 22.8 | | 27.5 | | 30 | | Norway |
| Camelina oil | | 4.5 | | 5.5 | | 6 | USA |
| Palm oil | | 7 | | 8 | | 9 | Malaysia |
| Rapeseed oil | | 11.4 | | 14.04 | | 15 | Germany |
| Corn gluten meal 60 | 4.3 | 4.3 | 5.72 | 5 | 5 | 5 | USA |
| Premixes | 1.5 | 1.5 | 2.5 | 2.5 | 5.1 | 5.1 | Netherlands |
| *Moisture* | 7.46 | 7.49 | 6.35 | 6.37 | 6.42 | 6.52 | |
| *Protein* | 46.3 | 46.31 | 42.39 | 42.3 | 38.85 | 38.85 | |
| *Fat* | 26.99 | 27.18 | 30.99 | 30.99 | 34 | 34.22 | |
| *Phosphorus* | 1 | 1 | 0.84 | 0.84 | 0.84 | 0.84 | |

## Crop production

Inventories of inputs used for crop production were based on government statistics for the country concerned. For crops produced in France, these data were mainly obtained from the AGRESTE database (AGRESTE, 2006; AGRESTE, 2007) or the literature, while those for other crops came from the literature or expert advice. Yield data were obtained from AGRESTE (2010) and FAOSTAT (2009) and used as 4-year means. Diesel consumption for agricultural machinery was estimated using a model based on operation and machinery (Institut de l'Elevage, 2009), or from literature data and databases for specific crops. The inventory associated with palm fruit oil was based on the Schmidt (2007) study in Malaysia. For soybean and palm oil production, deforestation was also taken into account. Two sources of soybean were considered, one from the Centre West of Brazil associated with recent deforestation (within 10 years) and one from South Brazil no longer associated with deforestation due to clearing that occurred more than 100 years ago (Prudêncio da Silva *et al.*, 2010). Data for soybean were a weighted mean corresponding to the average profile of exportations to the European Union, i.e. 70% from Centre West and 30%

from South. Some additional inventories (i.e., maize and wheat from the United States, rapeseed from Germany and sugarcane from Brazil) were extracted from the ecoinvent database (Nemecek & Kägi, 2007) and were adapted to our methodology and to local contexts.

### Fishery products

Fishery-product inventories were based on the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) fleet for FM and on the blue whiting (*Micromesististius poutassou*), herring (*Clupea harengus*) and capelin (*Mallotus villosus*) fleet from Norway for FO. Construction and maintenance of fishing vessels were taken into account, for which data were adapted from Tyedmers (2000). This information was updated according to the regional gross tonnages specific to each fish species. Vessel tonnages and fuel consumption were extracted from official statistics (SSB, 2009; Schau *et al.*, 2009; IFFO, 2009; IMARPE, 2009). Energy-use data for fisheries were drawn from different sources to capture the variation in fish abundance and the characteristics of Norwegian and Peruvian fishery practices (Tyedmers, 2000; Pelletier, 2006; Schau *et al.*, 2009). FM and FO processing, yields, energy input and emissions (e.g., nitrogen, Chemical Oxygen Demand) were calculated from several reports (IFFO, 2009; Myrvang, 2007), articles (Thrane, 2004; Pelletier, 2006) and personal communications from industry.

### Ingredient processing stage

For ingredient processing, inventory data were derived from a combination of technical reports (Nemecek & Kägi, 2007; Jungbluth *et al.*, 2007), databases (ecoinvent) and personal communications from industry. We used country-specific energy mixes in the inventories (IEA, 2008; ecoinvent). To combine practices and the energy background of production stages, the proportion of electric energy sources was adapted to national contexts. Data and information on the transportation of crop products to processing units were based on results from discussion with industry and the literature.

### Feed processing

Inventory data for feed processing were derived from a combination of technical reports, literature, and data from industry. We used country-specific energy mixes in the inventories. Data and information on the transportation of feed ingredients and feed formulations were provided by the industrial partners of the Aquamax project.

STD and LFD diets had similar chemical compositions but differed in their ingredient compositions (Tables 4.1 and 4.2). For Atlantic salmon, three pellet sizes per feed type were used, depending on the fish-growth stage. In the LFD for Atlantic salmon, FO was completely substituted with plant oil. In rainbow trout feeds, FM content was 5% for LFD and 24% for STD. Fishery products were mainly substituted by maize gluten meal and wheat gluten. FO content was low (5%) in both diets.

Table 4.2 : Trout feeds composition : ingredients and chemical characteristics for standard (STD) diet and low fishery product diet (LFD).

| | ***STD*** | ***LFD*** | |
|---|---|---|---|
| **Ingredients** | **Content %** | **Content %** | **Geographical origin** |
| Fish meal 73 | 24.4 | 5 | Norway |
| Soybean meal | 17 | 3.3 | Extraction: France; Soybean: Brazil |
| Wheat | 17 | 8.1 | France |
| Rapeseed oil | 7.1 | 14.6 | France |
| Rapeseed meal | 6 | 10 | France |
| Fish oil | 5.6 | 5 | Peru |
| Soya concentrate | 5.6 | 20 | Brazil |
| Palm oil | 5 | 4.9 | Malaysia |
| Extruded soybean | 5 | 2 | Extrusion: France; Soybean: France |
| Corn gluten meal, 60 | | 16 | France |
| Wheat gluten | | 7.8 | France |
| Dehulled pea protein | 1 | | France |
| Brewer's yeast | 1 | | Brazil |
| Monocalium phosphate | 0.15 | 2 | France |
| Amino acids by-products | 4.4 | | France |
| Lysine | | 0.41 | France |
| DL methionine | | 0.05 | Japan |
| Premix | 0.84 | 0.84 | France |
| *Moisture* | 7 | 7 | |
| *Protein* | 40 | 39 | |
| *Fat* | 23 | 27 | |
| *Phosphorus* | 0.90 | 0.94 | |

#### 4.1.2.2 Fish production

Data on the fish production stage and rearing performances were obtained from long-term rearing under commercial farming conditions (Table 4.3) in a production trial of large rainbow trout (3 kg) in freshwater and Atlantic salmon (almost 3 kg) in sea cages from 2007-2009. This stage included energy production, infrastructures and equipment, fry production and other inputs (e.g., liquid oxygen for trout production). The slaughtering, processing, and sale stages were not included. The rainbow trout were grown in a commercial farm (Viviers de France) in south-western France using a flow-through system. Atlantic salmon was produced in net cages of a major salmon-producing company (Marine Harvest Scotland Ltd.) in Scotland, and the trials were conducted by the University of Stirling.

Table 4.3: Rearing performances of salmon and trout during the experimental trial, according to standard diet (STD) and low fishery product diet (LFD).

| | **Salmon** | | **Trout** | |
|---|---|---|---|---|
| | **STD** | **LFD** | **STD** | **LFD** |
| Feed:Gain ratio, FGR | 1.08 *(± 0.05)* | 1.08 *(± 0.05)* | 1.11 | 1.16 |
| Mortality (%) | 12 *(± 6.5)* | 11.7 *(± 0.4)* | 17.1 | 20.7 |
| Initial weight (g/fish) | 60 | 60 | 65 | 60 |
| Final weight (g/fish) | 2750 *(± 127.28)* | 2890 *(±39.60)* | 2990 | 2830 |

In the trout and salmon farms the growth performance, feed and nutrient utilisation of the two diets were similar. Nutrient and solid emissions associated with fish rearing that entered the river or the sea from fish and fry farms were estimated by using nutrient-balance modelling adapted for several fish species (Cho & Kaushik, 1990; Kaushik, 1998). Nutrient balances were based on the difference between nitrogen and phosphorus contents of feed and the amount of each assimilated by the fish. For this calculation, fish body-composition, nutrient digestibility and uneaten feed were considered. For Atlantic salmon, data on emissions from smolt production came from Colt (2008). The trout farm also had a mechanical filter at the outlet (rate of abatement: 30% of solids emitted) that was taken into account. The Chemical Oxygen Demand of protein, carbohydrates, lipids, ash and fibre emitted was also calculated. For this stage, environmental impacts were calculated per tonne of fish weight-gain.

### 4.1.2.3 Impact categories

The impact categories considered in the Life Cycle Impact Assessment were: acidification (kg $SO_2$-equivalents), eutrophication (kg $PO_4$-eq.), climate change (kg $CO_2$-eq.), terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DCB-eq.), land occupation ($m^2$/yr), total cumulative energy demand (CED, MJ), water use ($m^3$) and net primary production use (kg C). These impact categories refer to material emissions and consumption throughout the product life cycle. Consequently, the impacts may occur at different scales (locally, regionally or globally) and aggregate the contributions of factors that may act on different locations (i.e., crop farm, feed plant, fish farm). Acidification, eutrophication, climate change, terrestrial ecotoxicity and land occupation were calculated using the CML2 baseline 2001 method (Hischier & Weidema, 2009) and SimaPro 7.1 software. For climate change potential we updated values of 100-year-horizon characterisation factors for biogenic methane (25 kg $CO_2$-eq.) and nitrous oxide (298 kg $CO_2$-eq.; Forster *et al.*, 2007). Total Cumulative Energy Demand (CED) includes consumption of non-renewable resources (e.g., fossil fuels, uranium, wood and biomass from primary forest) and renewable resources (e.g., wood, biomass from agriculture, wind energy, solar energy, geothermal energy and hydroelectricity). A description of the CED calculation can be found in Frischknecht *et al.* (2007).

Water use is an impact category similar to the "water dependence" proposed by Aubin *et al.* (2009). It refers to "evaporative blue water" use or the volume of water in

ground and surface water bodies available for abstraction that is not immediately reusable (Milà i Canals *et al.*, 2008), comprising water input required for crop production (irrigation) and feed processing (e.g., steam, cooling, cleaning). Therefore, in the case of trout, water drawn from the river to supply the raceways for trout production was not taken into account because this water was returned to the river and thus reusable.

Net Primary Production Use (NPPU) refers to the use of NPP as a biotic resource, in the sense of being unavailable for other purposes (Papatryphon *et al.*, 2004a). For the crop-based feed ingredients, NPPU was calculated using the carbon content of the harvested part of crops. For fishery-derived feed ingredients NPPU was calculated using the formula described by Pauly & Christensen (1995): $NPPU = (M/9)\times10^{(T-1)}$, where M is the wet-weight mass of the organism used as the ingredient and T is its trophic level (Huckstadt, 2007; FishBase, 2011). The specific mixture of fish species within fishery-derived products was taken into account to determine the NPPU values. Data on catch by fish species were derived from several reports and statistics (European Parliament, 2004; FIN, 2005; IFFO, 2009; SSB, 2009). As fisheries for fish meal and oil production are based on pelagic fish, fleets do not damage sea benthos. Consequently, seafloor impact was not taken into account in this study. We calculated the environmental impacts as differences between feeds and differences between production scenarios using these two feeds.

## 4.1.3 Results

### 4.1.3.1 Feeds

Resource use and LCA results for the fish feeds are summarised in Table 4.4 and detailed in Appendix A1. Contribution analysis is also available in Appendices A3, A4, A5 and A6.

Table 4.4: Main input use and impact categories for one tonne of salmon and trout feeds according to standard (STD) or low fishery product (LFD) composition.

| | | Salmon feeds | | Trout feeds | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | **STD** | **LFP** | **STD** | **LFM** |
| **Resource use** | **Unit** | | | | |
| Pesticides | kg AI | 0.1 | 0.3 | 0.3 | 0.4 |
| Electricity | MJ | 1899 | 1845 | 1413 | 1687 |
| Gas | $m^3$ | 139 | 177 | 95.4 | 158 |
| Fuel/diesel | kg | 262 | 186 | 225 | 109 |
| **Impact category** | **Unit** | | | | |
| Acidification | kg SO2-eq | 8.1 | 10.5 | 8.9 | 9.0 |
| Eutrophication | kg $PO_4$-eq | 4.3 | 9.3 | 5.7 | 8.0 |
| Climate change | t $CO_2$-eq | 1.66 | 1.96 | 1.54 | 1.45 |
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1.4-DB-eq | 5.0 | 6.6 | 5.6 | 7.7 |
| NPPU | kg C | 135860 | 48554 | 99776 | 26378 |
| Water use | $m^3$ | 16.0 | 19.3 | 39.3 | 35.1 |
| Land occupation | $m^2a$ | 932 | 2770 | 1618 | 2256 |
| Total cumulative energy demand | MJ-eq | 23803 | 22654 | 19600 | 18070 |

Remarks: salmon feeds cover the weighted average of the different diets used during the salmon growing.
kg AI: kg of active ingredients

Given the extremely high contribution of fishery products to NPPU (> 98%) in all diets, NPPU was much lower for LFD feeds than for STD feeds (Fig. 4.2). NPPU of STD feed was 64% and 74% lower than that of LFD feed in salmon and trout production, respectively. CED for LFD feed was slightly lower than that for STD feed, both for trout (-8%) and salmon (-5%).

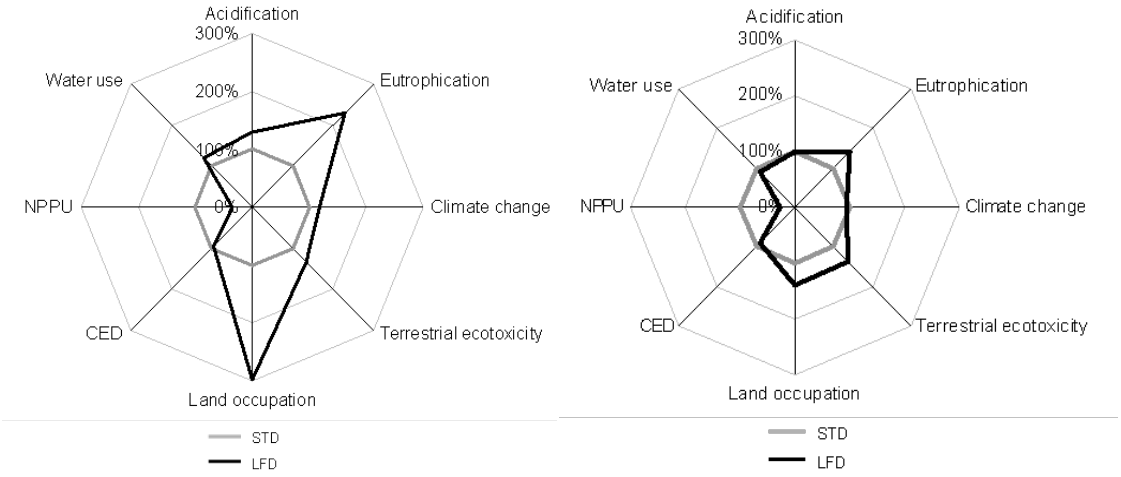



Figure 4.2: Radial graph of relative environmental profiles of one tonne of STD and LFD for salmon diets (left) and trout diets (right). The LFD results are expressed relatively to STD in each graph.

Total CED values (CED for production + CED for transportation) for oils used in salmon feeds were similar to those for rapeseed oil (26800 MJ/t) and FO (26300 MJ/t), higher for camelina oil (31800 MJ/t) and lowest for palm oil (17400 MJ/t) (Fig. 4.3). For protein sources used in trout feeds, the CED value of wheat gluten (43100 MJ/t) was higher than that of FM (37400 MJ/t), whereas the CED of maize gluten meal (14600 MJ/t) was much lower (Fig. 4.3). For these ingredients, the values for impacts associated with energy use (climate change and acidification) show a similar pattern.

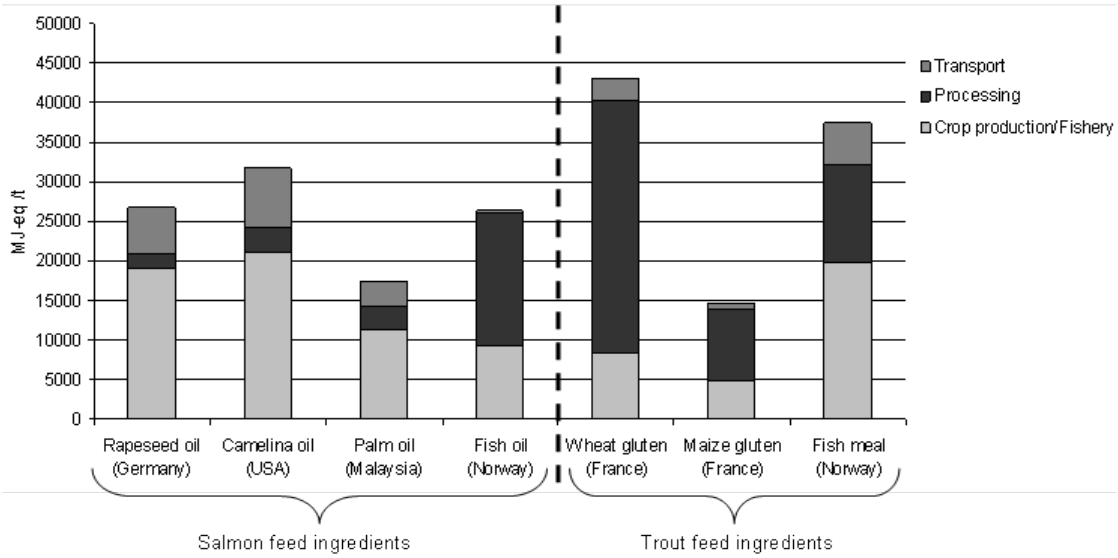



Figure 4.3: Comparison of Total Energy Consumption Demand (CED) for oils and glutens used in salmon and trout diets, transported to feed plants (to Scotland (salmon) or to France (trout)).

For trout feed, the climate change potential was 6% lower for LFD than for STD. Climate change potential of maize gluten (1130 kg $CO_2$-eq./t) was lower than that of FM (2590 kg $CO_2$-eq./t) and wheat gluten (2740 kg $CO_2$-eq./t) for similar levels of protein. For salmon feed the substitution of FO with vegetable oil increased the climate change potential (+18%). All vegetable oils had larger climate change potentials than FO.

The substitution of FM by rapeseed and soybean meal in trout feed did not affect the acidification potential. For salmon feed, acidification potential of LFD feed was 25% higher than that of STD feed. The contribution of plant oils to acidification was 42% for LFD and 28% for STD. Plant oils had higher acidification impacts than FO.

Relative to STD feeds, LFD feeds had higher values of eutrophication potential (+41% for trout, +130% for salmon). In particular, eutrophication potential for gluten (13.4

and 6.53 kg $PO_4$-eq/t for wheat gluten and maize gluten meal, respectively) was much higher than that for FM (2.93 kg $PO_4$-eq./t). For Atlantic salmon, eutrophication potential of LFD was twice that of STD, due to plant oils, which represent 61% of its total eutrophication impact (12.6, 33.4 and 12 kg $PO_4$-eq./t for rapeseed , camelina and palm oils, respectively). In contrast, FO had a low eutrophication potential (2.16 kg $PO_4$-eq./t).

As expected, land occupation was higher for LFD than for STD (+40% for trout feed, +197% for salmon feed). This significant difference resulted from major differences in crop yields and extraction rates among crop species. Moreover, LFD feeds had higher terrestrial ecotoxicity values than STD feeds (+35% for trout, +33% for salmon). This was due to fertiliser and pesticide use, particularly for rapeseed. For example, rapeseed oil contribution to terrestrial ecotoxicity was 25% in LFD salmon feed and 36% in LFD trout feed.

Relative to STD, water use of LFD was lower for trout feed (-11%) but higher for salmon feed (+21%). The latter value is due to the quantity of water used in plant oil production, which ranged from 19.9 $m^3$/t for palm oil to 30.1 $m^3$/t for camelina oil, compared to 9.0 $m^3$/t for FO (Figure 4.4). The high plant oil content of LFD in salmon feeds contributed to high water use. Water use of plant oil was due to inputs from crop production (fertilisers) and processing, especially in palm oil production, where water use in processing contributes to 67% of total water use.

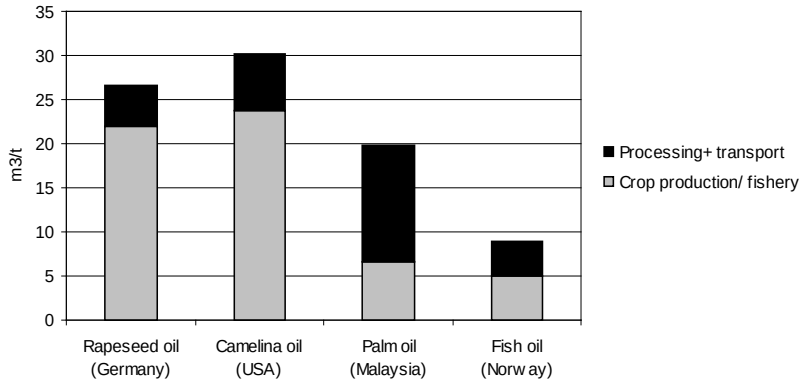



Figure 4.4: Comparison of water use for the production of one tonne of vegetable oils and fish oil used in salmon and trout diets.

#### 4.1.3.2 Fish farming stage

Resource use and LCA results for fish production are summarised in Table 4.5 and detailed in Appendix A2. Contribution analyses are available in Appendices A7, A8, A9 and A10. Figure 4.5 shows the environmental impacts of trout and salmon production with STD and LFD feeds. Contribution analysis of the salmon scenarios reveals that feed contribution to acidification, climate change, NPPU, terrestrial ecotoxicity, CED, land occupation and water use was greater than 58% and reached 98% for NPPU in the salmon STD scenario. Regarding the two rainbow trout scenarios, contribution analysis showed almost the same impacts. Feed contribution

to acidification, climate change, NPPU, land occupation and water use ranged between 55% (water use in LFD scenario) and 98% (NPPU in STD scenario). However, feed contribution ranged from 36-44% for terrestrial ecotoxicity and equalled 38% for CED in both scenarios. This difference from the salmon scenarios was caused by the contribution of liquid oxygen use and electricity consumption to both impacts.

Table 4.5: Main resources use and LCA impact categories for one tonne of salmon and trout according to standard (STD) or low fishery product (LFD) production scenarios.

| | | Salmon scenarios | | Trout scenarios | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | **STD scenario** | **LFD scenario** | **STD scenario** | **LFD scenario** |
| **Resource use** | **Unit** | | | | |
| Pesticides | kg AI | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.4 |
| Electricity | MJ | 3098 | 2962 | 9962 | 10423 |
| Gas | m3 | 197 | 234 | 136 | 209 |
| Fuel/diesel | kg | 316 | 234 | 343 | 223 |
| **Impact category** | **Unit** | | | | |
| Acidification | kg SO2-eq | 10.3 | 13.4 | 12.7 | 13.5 |
| Eutrophication | kg PO4-eq | 40.2 | 43.7 | 42.2 | 47.9 |
| Climate change | t CO2-eq | 2.15 | 2.48 | 2.22 | 2.22 |
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1.4-DB-eq | 6.3 | 8.7 | 16.7 | 19.4 |
| NPPU | kg C | 144591 | 53150 | 111526 | 32164 |
| Water use | m3 | 30.0 | 34.1 | 72.6 | 69.5 |
| Land occupation | m2a | 1867 | 3026 | 1889 | 2759 |
| CED | MJ-eq | 32159 | 31688 | 55730 | 55057 |

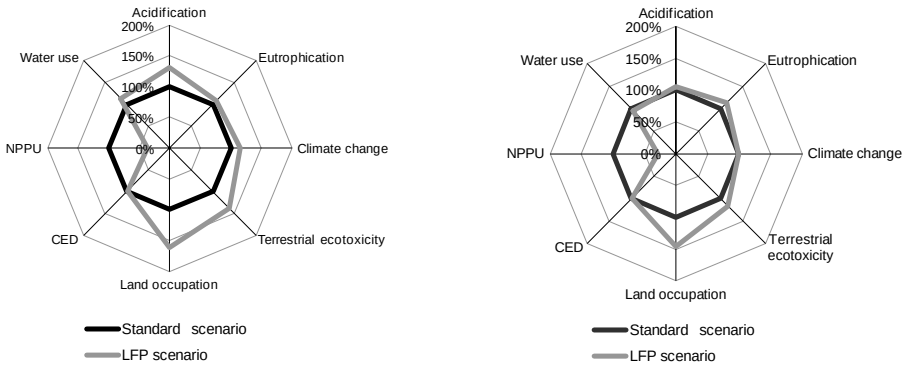



Figure 4.5: Radial graph of relative environmental profiles of standard scenario and LFP scenario, for one tonne of salmon (left) and one tonne of trout (right). The LFP results are expressed relatively to standard in each graph.

Consequently, feed was the main contributor for seven of the eight impacts at the fish farm level. The impact differences between STD and LFD scenarios follow the

tendencies observed for STD and LFD feeds. Nevertheless, these differences between scenarios are more or less reduced depending upon the influence of the other inputs to the system. For example, for the trout farm stage, terrestrial ecotoxicity for LFD was 16% higher than that for STD, whereas at the feed stage, the difference was 35%. This result is due to electricity use at the farm stage which was similar for both scenarios and contributed more than 38% to this impact.

For trout and salmon production, the most significant differences between STD and LFD scenarios were observed for NPPU and land occupation. Relative to STD, NPPU for LFD decreased by 71% for trout farming and 63% for salmon farming. Land occupation increased for LFD scenarios (+46% for trout, +62% for salmon). Relative to STD, the impacts of LFD were similar for climate change (0% for trout, +15% for salmon), CED (-1% for both) and water use (-4% for trout, +14% for salmon). For acidification, the impacts were similar for trout (+6%), whereas for salmon, LFD was 30% higher than STD due to a large difference in the amount of plant oil in the feeds.

At the farm stage, eutrophication values were higher for LFD than for STD (+12% for salmon, +14% for trout) but the difference was smaller than that for the feed stage (+41% for trout feed, +130% for salmon feed). This is due to the considerable contribution to eutrophication by farm nutrient emissions (nitrogen and phosphorus) to water (between 73% and 87%; Table 4.6). The magnitude of eutrophication impacts was due more to the degree to which fish assimilated feed nutrients than to other processes of the production system. This is directly linked to the digestibility of feed ingredients.

Table 4.6: Emissions of wastes to water during farm running in salmon and trout production according to standard (STD) or low fishery product (LFD) production scenarios.

| | Salmon | | Trout | |
|---|---|---|---|---|
| **Emission to water (kg/t of fish live-weight)** | **STD scenario** | **LFD scenario** | **STD scenario** | **LFD scenario** |
| Nitrogen | 38.66 | 37.72 | 41.55 | 42.20 |
| Phosphorus | 4.12 | 3.99 | 4.24 | 4.92 |
| COD* | 224 | 222 | 161 | 180 |

*: chemical oxygen demand

## 4.1.4 Discussion

### 4.1.4.1 Impacts of standard scenarios

In accordance with Aubin *et al.* (2009) and Pelletier *et al.* (2009), this study shows that feed is the largest contributor of most environmental impacts of fish farms, except eutrophication. Values for most environmental impacts in this study are in the same range as in studies by Pelletier *et al.* (2009) and Ayer & Tyedmers (2009) for salmon production with a standard feed in different countries. However, compared to our study, Pelletier *et al.* (2009) and Ayer & Tyedmers (2009) found much higher values for acidification (respectively +66% and +74%). Acidification is strongly linked to fuel

combustion and fuel use per kg of fish caught and can vary greatly according to the region and fish species (Tyedmers, 2004; Pelletier, 2006), which differ in our study from the above-mentioned studies. The cropping method is another source of uncertainty regarding acidification, as the emission factor of ammonia differs greatly among fertiliser types and application methods (Payraudeau *et al.*, 2007).

Concerning standard trout production, the impact values shown by Aubin *et al.* (2009) are higher than the values found here (except for NPPU), particularly for eutrophication (+53% in this study). These differences can be attributed to different feed:gain ratios (FGR, 1.21 in the former and 1.11 in this study), different ingredient compositions in feeds, and the higher protein, fat and phosphorus contents of the feeds (44%, 28%, and 1.2%, respectively) in Aubin *et al.* (2009). Even though impact levels differ between studies, fish feeds are always the largest contributor. Consequently, fish feed, and particularly feed composition, is an important element to consider in reducing the environmental impacts of carnivorous fish production.

#### 4.1.4.2 Is a low-fishery diet better than a standard diet?

As reported by Papatryphon *et al.* (2004a), this study shows that substitution of fishery products with plant-based products is efficient for decreasing the reliance of aquaculture production on fishery-derived feed inputs. However, neither the LFD nor STD diets proved to be the best solution for the environmental impacts examined. Rearing performances and energy consumption were similar for both types of feed at the fish farm stage in both species; hence fishery-product substitution caused negligible changes on CED and climate change. In addition, as FGR values were equivalent between STD- and LFD-fed fish, the substitution of feed ingredients is the main action that decreases environmental impacts of fish feed.

#### 4.1.4.3 Plant-based products versus fishery products and sensitivity analysis

Except for eutrophication and land occupation, a substitution of FM with plant protein sources provides some interesting results. For instance, the use of maize gluten meal as a protein source encourages a decrease in use of marine resources in diets, with lower or similar environmental impacts than STD feed (as energy used to produce maize gluten meal is lower than that required to produce wheat gluten or FM). Nevertheless, the nutritional profile of diets has to be maintained when using more plant-based ingredients, and the cost (economic and environmental) of supplementation with amino acids should be further investigated. The intermediate solution of keeping a modest percentage of FM in the diet (i.e., 5%, as in the current Aquamax scenario) might be a promising approach.

Substitution of FO by plant oils did not reduce environmental impacts, except for NPPU. The LFD scenario of salmon production enabled a large decrease in marine resource use and had almost the same CED as the STD scenario; however, all other impacts were higher. The production of plant oils required a similar quantity of energy as the production of FO due to intensive crop production using a large amount of energy and other inputs such as fertilisers and pesticides. Nevertheless,

the energy required to produce plant oil depends greatly on the crop used as raw material.

#### 4.1.4.4 Sensitivity to plant-oil origin

The choice of plant-oil source is hence a key question, as a large variation in environmental profile exists among the oils. To study the influence of oil origin on the environmental impacts of fish production, three LFD scenarios were constructed based on the use of a single type of oil:

- palm oil from Malaysia (LFD-PO)
- camelina oil from the USA (LFD-CO)
- rapeseed oil from Germany (LFD-RO)

For these scenarios we assumed that the rearing performances of Atlantic salmon were unchanged, based on already published data on salmon (Torstensen et al., 2008).

Compared to LFD, LFD-PO reduced impacts, particularly for land occupation (-16%), terrestrial toxicity (-24%), CED (-7%) and acidification (-7%; Table 4.7). Relative to LFD, LFD-CO had higher impacts, except for NPPU (identical), land occupation (-6%) and terrestrial ecotoxicity (-4%). For LFD-RO, terrestrial ecotoxicity (+16%) and land occupation (+12%) presented higher values than LFD, with the other impacts being similar. Among plant oils, palm oil seemed to be the best substitute for FO. This agrees with Schmidt (2010) who showed that palm oil has lower impacts than rapeseed oil from Denmark. Nevertheless, this assumption can be disputed based on the geographic origin of oil crops, as French rapeseed oil has a far lower impact profile than the German rapeseed oil and palm oil used in this study. For example, climate change potential is 2094 kg CO2-eq./t for French rapeseed oil (Mosnier et al., 2011), while that for German rapeseed oil and palm oil (our study) is 2960 and 2780 kg CO2-eq./t, respectively. Differences in the values for rapeseed oils are due to different yields and cropping methods (i.e., type and quantity of fertiliser). Therefore, it is important to consider the geographic origin as well as the type of plant product to select the appropriate plant oil for the LCA. In addition, omega-3 input is one of the main reasons for FO inclusion. FO substitution has to be conducted by accounting for the fatty-acid profile of each oil and mixing the different sources to optimise both the nutritional and environmental performances. For the trout and salmon analysed in this study, fatty-acid profiles of fish flesh were maintained high in eicasopentanoic and docasohexanoic acids to ensure its nutritional value. The use of plant oil in fish diets is not associated with a decline in the nutritional quality of flesh. Nevertheless, feed producers must focus specific attention on this characteristic to maintain the nutritional benefit of cultured fish.

Table 4.7: LCA impact category results of one tonne of salmon in LFD scenarios according to the vegetable source, compared with original LFD scenario. Values and percentage of variation with LFD scenario into brackets.

| Impact category | Unit | LFD PO scenario | LFD CO scenario | LFD RO scenario | LFD scenario |
|---|---|---|---|---|---|
| Acidification | kg $SO_2$-eq | 12.5 (-7%) | 16.0 (+19%) | 13.0 (-3%) | 13.5 |
| Eutrophication | kg $PO_4$-eq | 42.3 (-3%) | 48.7 (+11%) | 42.5 (-3%) | 43.7 |
| Climate change | t $CO_2$-eq | 2.41 (-3%) | 2.62 (+5%) | 2.47 (-1%) | 2.48 |
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1.4-DB-eq | 6.6 (-24%) | 8.3 (-4%) | 10.0 (+16%) | 8.7 |
| NPPU | kg C | 53258 (0%) | 53096 (0%) | 53108 (0%) | 53150 |
| Water use | $m^3$ | 32.5 (-5%) | 35.5 (+4%) | 34.5 (+1%) | 34.1 |
| Land occupation | $m^2a$ | 2531 (-16%) | 2849 (-6%) | 3389 (+12%) | 3026 |
| CED | MJ-eq | 29418 (-7%) | 33696 (+6%) | 32229 (+2%) | 31688 |

*LFP PO: LFP feed only with Palm oil; LFP CO: LFP feed only with Camelina oil; LFP RO: LFP feed only with Rapeseed oil.*

Our study shows that plant-based ingredients in fish feeds can dramatically increase land occupation, which can cause major impacts on biodiversity and soil quality (Milà i Canals, 2007). These impacts can be more significant for intensive crop production (e.g., compaction due to agricultural machinery or reduction in biodiversity due to pesticides). Nevertheless, land quality is not taken into account, especially its original biodiversity, as there is a considerable difference between lands used for agriculture for centuries in Europe and lands more recently deforested for palm oil culture in tropical countries. Land competition impact expressed as $m^2$/year is a coarse indicator of impacts on biodiversity and soil quality (Milà i Canals, 2000). Moreover, it is difficult to compare and aggregate aquatic with terrestrial system characteristics (e.g., land occupation, ecosystem quality). Consequently, the balance between NPPU and terrestrial land occupation is currently difficult to interpret.

#### 4.1.4.5 Sensitivity of environmental impacts to FM and FO origin

Except for NPPU, we observed that substitution of FM and FO by plant protein and oil does not reduce the environmental impacts considered in this study. Changing the type and geographic origin of fishery products in fish feed may affect environmental impacts of diets. Pelletier *et al.* (2009) reported large variations in environmental impacts for different FMs and FOs. Consequently, it seems interesting to assess the sensitivity of environmental impacts of feeds to the origin of FO. For this analysis, we replaced Norwegian FO and FM in the standard salmon and trout scenarios with FO and FM from Peru (Table 4.8), as Peru is the largest producer and exporter of FM and FO, with around 30% of worldwide production (Oil World Annual, 2010). Two new STD scenarios were assessed and compared with the original scenarios (Table 4.8): Salmon STD-FOP, with feed containing only FO from Peru, and Trout STD-FMP, with feed containing only FM from Peru. We assumed that fish rearing performances were not affected.

Table 4.8: LCA impact category results of one tonne of fish in standard scenario including the replacement of Norwegian fishery product by Peruvian fishery product (oil in salmon case and meal in trout case), compared with the standard scenarios. Values and percentage of variation with standard scenario into brackets.

| Impact category | Unit | Salmon Standard FOP | Salmon standard scenario | Trout Standard FMP | Trout standard scenario |
|---|---|---|---|---|---|
| Acidification | kg $SO_2$-eq | 9.7 (-6%) | 10.3 | 11.9 (-6%) | 12.7 |
| Eutrophication | kg $PO_4$-eq | 40.0 (0%) | 40.2 | 43.0 (+2%) | 42.3 |
| Climate change | t $CO_2$-eq | 1.95 (-10%) | 2.15 | 1.98 (-11%) | 2.22 |
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1.4-DB-eq | 5.8 (-7%) | 6.3 | 16.7 (0%) | 16.7 |
| Net primary production use | kg C | 94490 (-34%) | 144591 | 61648 (-45%) | 111526 |
| Water use | $m^3$ | 28.7 (-4%) | 30.0 | 72.1 (-1%) | 72.6 |
| Land occupation | $m^2a$ | 1866 (0%) | 1867 | 1925 (+2%) | 1889 |
| Total cumulative energy demand | MJ-eq | 28950 (-10%) | 32159 | 51565 (-7%) | 55730 |

*Salmon Standard FOP: Salmon Standard scenario with standard feed containing Fish oil from Peru; Trout Standard scenario FMP: Trout Standard scenario with standard feed containing only Fish meal from Peru.*

When substituting Norwegian fishery products with Peruvian products in the STD diet, NPPU decreased by 34% for salmon (substitution of FO) and by 45% for trout (substitution of FM). The difference in NPPU between STD scenarios and the scenario with Peruvian fishery products is due to the source of Peruvian FO and FM: anchovy (IFFO, 2009). Anchovy has a lower trophic level than the species (blue whiting, Norway pout, and herring) caught in Norway (SSB, 2009). In addition, as the boat tonnage is higher, diesel consumption to capture 1 tonne of anchovy in Peru is lower than that of the Norwegian industrial fishery (IFFO 2009, SSB, 2009; IMARPE 2009). This factor can explain the lower values for impacts such as acidification, climate change and CED. Although the original LFD and STD scenarios consumed similar amounts of energy, Salmon STD-FOP used 10% less energy than STD, resulting in a concomitant reduction in acidification (-6%) and climate change (-15%) impacts. CED for FO from Peru was 42% lower than CED for FO from Norway, including transportation.

Even though substitution with Peruvian fishery products reduces environmental impacts, these products are limited by anchovy stocks. Despite growing demands from aquaculture, Peruvian FM and FO production remains relatively stable: 307 Mt of FO in 2007, 284 Mt in 2008 and 285 Mt in 2009 (Oil World Annual, 2010). During the last 10 years, catches of Peruvian anchovy in Peru and Chile ranged from 7-10 Mt (FAO, 2010), and the average for 2006-2008 was 7.4 Mt of fish. Consequently, a large increase in use of anchovy oil and meal to decrease climate change impact and energy use of fish feed seems impossible. Stagnation of wild fish supply and strong market demand has caused FO and FM prices to increase since 2000 (Tacon, 2008). Use of FM and FO as an inexpensive source of dietary energy will no longer be economically sustainable in the long term. As of 2010, plant-oil prices (rapeseed oil:

US$909/t, palm oil: US$811/t) are lower than that of FO (US$1025/t), but price elasticity is difficult to control (Oil World Annual, 2010).

In this context, a substitution of fishery products with plant products seems to be the most credible alternative to respond to the strong demand by the aquaculture feed sector and to confront new environmental constraints, particularly regarding the use of finite marine fishery resources. The use of fishery by-products (i.e., FM from trimming) is another way to provide high-quality protein and oil for fish feeds. Nevertheless, due to the low availability of this material on the market, these materials are mainly dedicated to organic fish production in Europe. Ideally, both strategies will be followed conjointly.

#### 4.1.4.6 Sensitivity of environmental impacts to allocation method

As pointed out by Ayer et al. (2007), the allocation method for environmental interventions in LCA calculations has a great influence on the results. In our study, we chose economic allocation to take into account the value of each co-product in the economic sphere and consequently, the objective of the production activity. To evaluate the influence of allocation method, we calculated the environmental impact of two diets (at mill gate) used in the salmon production cycle: STD 6 and LFD 6 (6 mm) according to economic- and mass-based allocation for co-products of food-processing industry (Table A.11). This calculation influenced potential impacts of co-products (oil, meal, gluten or concentrate) of fish, wheat, corn, soya and rapeseed. The use of mass allocation decreased most impact category levels by 18-47%, except for NPPU. This difference varied depending on the diet (due to ingredient composition). Nevertheless, the results do not modify the overall conclusion of the comparison between STD and LFD. Although the difference in impacts between the two diets was smaller with mass-based allocation, LFD continued to have higher impacts than STD (except for CED).

### 4.1.5 Conclusion

Our study shows that the use of plant-based ingredients in fish feed instead of fish oil and fish meal could drastically decrease the pressure of aquaculture, particularly salmonid production, on marine biotic resources. We confirm that feed is the major contributor to the environmental impacts of intensive fish farming (except eutrophication). Energy consumption to produce and transport fish feeds with a high content of plant products is similar to that to produce and transport fish feeds based on fishery products. At the farm level, the inclusion of plant oils, glutens or oilseed meals did not substantially affect other environmental impacts, except for land occupation and terrestrial ecotoxicity, both of which increased. The origin of ingredients influences the LCA results, which differ according to the type and origin of plant oils. Environmental impacts of fish feed also depend highly on the fish species used to produce fish meal and oil and the energy required to catch them. Some impact categories are more influenced by the origin of fishery-based ingredients than by their substitution with plant-based sources. Particularly, this is the

case for climate change and acidification, which depend strongly on fuel consumption. For these impacts, replacement of Norwegian fish oil with Peruvian fish oil leads to a larger decrease than the substitution of fish oil with plant sources. In this type of study, land-use characterisation and the consideration of sea use requires more investigation. These investigations are necessary to estimate the environmental impact of land-use increase balanced by a decrease in biotic marine resource use. It may be expected that if the demand for sustainable development continues to increase, feed formulation will focus on co-optimisation of nutritional characteristics, cost, and environmental impacts of the ingredients. This evolution will demand methodological progress on environmental characterisation methods and their standardisation, using open and high-quality databases.

**AKNOWLEDGMENTS**

This work was funded by the EU FP6 Aquamax project. The authors gratefully thank Yann Marchand (Le Gouessant cooperative), Francisco Frindt (Viviers de France S.A.) and industry contacts for data and advice. We also thank the team members of the INRA LCA research group (UMR SAS, Rennes, France) for their helpful collaboration.

## 4.2. Conclusion du chapitre

Dans le paragraphe précédent 4.2, l'ACV est utilisée comme élément de validation dans une démarche d'éco-conception basée sur un seul critère : la diminution de la dépendance des rations alimentaires des poissons d'élevages aux ressources halieutiques. La démarche réalisée dans le cadre du projet Européen Aquamax porte sur le démarrage d'une boucle : analyse d'une situation, conception d'hypothèses, réalisation d'expériences, diagnostic. La démarche a pour vocation à progresser par le test de nouvelles hypothèses issues du premier diagnostic et donc de poursuivre la boucle.

L'étude partait sur le postulat qu'un aliment contenant moins de farine et d'huile de poisson était meilleur pour l'environnement. L'introduction de la méthodologie ACV dans le processus d'écoconception permet d'ouvrir le champ des critères selon lesquels est évaluée la performance de l'hypothèse de départ. L'hypothèse de départ est validée au travers de la catégorie d'impact Utilisation de Production Primaire Nette (UPPN) dont la diminution montre bien la baisse de pression sur les chaines trophiques induite par le recours à des végétaux plutôt qu'à des produits de poisson dans la composition de l'aliment.

Un des intérêts reconnus de l'ACV concerne son aptitude à mettre en évidence les transferts d'impacts. On peut différencier plusieurs types de transferts d'impacts : entre catégories d'impact, entre processus, entre zones géographiques. Dans l'étude présentée ici, on observe d'abord un intéressant transfert entre processus. La demande en énergie associée aux rations avec ou sans substitution des produits halieutiques est identique. Cette caractéristique indique un transfert total entre le besoin en énergie pour la pêche et la production des huiles et farines de poisson et le besoin en énergie pour la production agricole et la transformation des ingrédients végétaux concentrés (élaborés) comme les glutens et les tourteaux, ou les huiles végétales. Le coût énergétique des apports de calories et de protéines dans les différents types d'aliment semble donc être le même. Par contre, on assiste bien à un transfert d'impacts : entre l'UPPN de l'aliment standard et l'utilisation de surface, l'acidification et l'écotoxicité terrestre, plus marquées dans le cas de la substitution des huiles de poisson chez le saumon. On assiste ici au transfert d'un impact majeur associé à la pêche (UPPN) vers des impacts associés à l'activité agricole. Ces résultats attirent l'attention sur le fait que la diminution de la pression sur la ressource halieutique se fait au prix d'une utilisation de terres agricoles accrue, ce qui implique une entrée plus marquée des productions aquacoles dans la compétition de l'usage des terres pour l'alimentation des animaux et des humains.

L'analyse de sensibilité sur l'origine des huiles montre aussi un exemple de transfert d'impact géographique possible entre l'huile de colza européenne (dont le profil environnemental est moins favorable) et l'huile de palme produite en Asie du Sud-Est. Cet exemple pointe du doigt la responsabilité de choix réalisés en occident sur des impacts environnementaux réalisés dans des pays tiers. L'huile de palme est par ailleurs décriée à cause de la déforestation d'écosystèmes fragiles et jugés précieux

pour leur biodiversité en Indonésie et en Malaisie. L'évaluation de la dégradation de la biodiversité associée à ces productions n'étant pas prise en compte par manque de cadre méthodologique, la comparaison des différentes huiles sur cette base n'a pu être faite. Depuis la parution de cet article, des améliorations ont été proposées pour mieux prendre en compte l'effet de la déforestation sur les émissions de gaz à effet de serre (changement climatique).

Le caractère multicritère de l'ACV permet ici d'offrir une vision élargie des implications environnementales d'un changement de pratiques (ou d'une innovation) et d'arbitrer entre différentes solutions. Cependant, il est toujours possible d'améliorer l'exhaustivité de l'analyse. En effet, certaines émissions de polluants n'ont pas été prises en compte dans cette étude. L'utilisation des pesticides n'a par exemple pas été comptabilisée dans la catégorie d'impact écotoxicité terrestre (qui n'a considéré que les émissions de métaux lourds) et d'autres catégories d'impacts spécifiques à la pêche auraient pu aussi être introduites (prise en compte des espèces en danger, dégradation des fonds marins...). Une des difficultés repose donc sur un choix a priori d'un jeu de catégories d'impact suffisamment complet pour couvrir l'ensemble des impacts pertinents, sans que les objectifs environnementaux soient redondants, et que le nombre de catégories d'impact ne soit trop élevé pour permettre une prise de décision.

Nous n'avons pas abordé ici des étapes facultatives de l'ACV comme la normalisation (calcul des catégories d'impact relativement à une référence ; en général une population humaine), l'agrégation (le regroupement des indicateurs en une note unique) ou la pondération (permettant de mettre l'accent sur certains objectifs environnementaux). Nous avons jusqu'ici choisi de nous limiter à la proposition de valeurs objectives sans entrer dans l'analyse des processus de prise de décision et en gardant l'éventail des indicateurs comme source d'information sur les systèmes étudiés.

L'étude présentée ici montre clairement l'intérêt environnemental de la substitution des farines et huiles de poisson pour ménager ces ressources biotiques qui sont particulièrement en danger. Elle pointe aussi les risques associés à d'autres impacts environnementaux et pour lesquels des choix ciblés d'ingrédients doivent être faits. Ce type d'étude ouvre sur la possibilité de mener conjointement des formulations d'aliments sur la base des caractéristiques nutritionnelles, économiques et environnementales des ingrédients. Néanmoins ce type de travaux ne pourra se développer qu'à la condition du développement de bases de données complètes et transparentes sur les ingrédients de l'alimentation animale.

Dans ce chapitre et le précédent, l'ACV a été appliquée à des élevages mono espèce de carnivores pour lesquels le système d'élevage est relativement simple. Dans le chapitre suivant, est présentée une des premières tentatives de mise en œuvre de l'ACV sur de la pisciculture en étang, et commente des évolutions nécessaires à ce type d'analyse.

# Chapitre 5:

# Quels sont les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture?

Pour essayer de répondre à cette question nous nous appuierons sur un article portant sur les performances environnementales de la polyculture d'eau saumâtre dans la province de Pampanga (Philippines), par une approche de cycle de vie.

Après deux chapitres consacrés aux élevages de poissons carnivores en monoculture qui correspondent à une vision occidentale « moderne » de l'aquaculture, ce chapitre est consacré à un système d'élevage en polyculture développé en zone côtière en Asie. C'est ce type de système d'élevage qui génère la majorité des tonnages de produits aquacoles à l'échelle mondiale. Il repose sur la complémentarité de différentes espèces élevées dans le même milieu, complémentarité en termes de niches trophiques, d'habitats, ou de fonctions (limitation des pathogènes, entretien du milieu, recyclage des nutriments, aération, bioturbation...). Il est moins dépendant des aliments exogènes et se rapproche du « système aquacole de production majoritaire » présenté dans l'introduction générale. Les résultats obtenus dans cette étude interrogent sur la relation entre le niveau d'intensification des systèmes et le niveau des impacts environnementaux.

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet ANR EVAD (Evaluation de la durabilité des systèmes de production aquacoles), qui avait pour objectif de proposer une méthode pour l'évaluation de la durabilité basée sur une co-construction d'indicateurs avec les acteurs des territoires (Rey-Valette et al., 2008 ; Lazard et al., 2010). Dans ce projet, l'ACV apparait plus comme complément normatif à l'approche procédurale employée et resitue les questions d'environnement réelles ou perçues de chaque terrain. Ce projet a été conduit sur différents terrains et systèmes d'élevage ayant tous des questions de durabilité ou de développement différentes : l'élevage de truite en Bretagne, l'élevage de bar daurade en Méditerranée, la polyculture familiale de Tilapia et Clarias au Cameroun, l'élevage combiné carpe –Tilapia en cage à Java, l'élevage de panga en étang à Sumatra, et la polyculture de crevettes crabes Tilapia et milkfish en zone côtière à Pampanga aux Philippines, qui est présenté ici. Cette étude a permis aussi de renforcer les liens scientifiques avec le CIRAD et avec l'Université Kasetsart de Thaïlande (Post doc de Tam Mungkung).

Aubin, J., Baruthio, A., Mungkung, R., Lazard, J., 2014. Environmental performance of brackish water polyculture system from a life cycle perspective: A Filipino case study. *Aquaculture*. In press.

# 5.1. Performance environnementale par ACV de la polyculture en eau saumâtre: cas d'étude aux Philippines

# Environmental performance of brackish water polyculture system from a life cycle perspective: A Filipino case study.

**Joël Aubin[1,2], Aurèle Baruthio[1,2,4], Rattanawan Mungkung[3], Jérôme Lazard[4]**

[1] INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
[2] AGROCAMPUS Ouest, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
[3]Centre of Excellence on enVironmental strategy for GREEN business and Department of Environmental Technology and Management, Faculty of Environment, Kasetsart University, 50 Ngamwongwan Rd, Ladyao,Chatuchak, Bangkok 10903, Thailand
[4]CIRAD, UPR « Aquaculture et gestion des ressources aquatiques », Département Persyst, TA B-20/01, Avenue Agropolis, F-34398 Montpellier, France

## Abstract

**Abstract**

Life Cycle Assessment (LCA) was applied to assess the environmental performance of brackish water polyculture of black tiger prawn, mud crabs, tilapia and milkfish in a pond aquaculture system. The study was conducted on 15 production sites, located in Pampanga province of the Philippines. The scope of analysis covered the hatchery or capture of juveniles from the wild up to the delivery of products to auction markets. Impact categories included eutrophication, acidification, climate change, land occupation, net primary production use, total cumulative energy demand (TCED), and total human labour. Life cycle impact indicators were calculated for one tonne of product (total production or that of individual species) using both energy-based and economic allocations. The results indicated that the main impacts from farming operations were eutrophication, land occupation, acidification and human labour. Feed (molluscs harvested from aquatic ecosystems) mainly influenced net primary production use, TCED and climate change, and harvesting and delivery mainly influenced climate change and TCED. Differences in farm practices and yields induced high variability in impacts. Production site size had no significant effect; however, its distance from the sea appeared to affect its efficiency and, consequently, impacts. Changing the allocation method changed the ranking of species' impacts within each impact category, milkfish having the highest impacts with energy-based allocation and prawn and crabs having the highest impacts with economic allocation. The lack of differences in impacts

between intensive monocultures of prawn and tilapia recorded in the literature and the same species in Pampanga's polyculture suggests that the degree of intensification is not a relevant concept for distinguishing impacts of aquaculture systems.

***Keywords:*** Life Cycle Assessment (LCA), polyculture, aquaculture, Philippines, sustainability

## 5.1.1 Introduction

Polyculture is an approach of culturing multiple species in the same space (Milstein, 2005). Though it originated in agricultural systems, it also has been applied in aquaculture systems, mainly to efficiently increase utilization of natural foods in ponds with multiple trophic levels of cultured species. It is dominant mainly in Asia, especially for local communities, to provide a sustainable livelihood and sources of nutrition (FAO, 2012). The Philippines developed aquaculture along its coast more than 300 years ago. Aquaculture production in the Philippines reached 744,000 tonnes in 2010, ranking 9th in the Asiatic region (FAO, 2012), and plays a significant role in the country's economy (BFAR, 2004). In the Philippines, Pampanga province is one of the main production areas for brackish water polyculture based on a pond aquaculture system. This brackish water polyculture system is located in an estuary that opens onto Manila Bay (Luzon Island) and occupies more than 16,000 ha of ponds in the province. Three to four species are associated with this system: tiger prawn *(Penaeus monodon)*, mud crabs *(Scylla serrata* and *S. olivacea)*, milkfish *(Chanos chanos)* and, in areas further from the sea, tilapia *(Oreochromis niloticus)*. Native and introduced wild fish (detailed later) are also part of the polyculture. The rationale for this polyculture system is the combination of complementary species that use different habitats in the pond ecosystem, such as the bottom (tiger prawn and crabs) or the water column (milkfish and tilapia). These species, despite being opportunistic omnivores, also feed on different trophic levels, tiger prawn and crabs focus more on detritus and milkfish and tilapia focuses more on plankton. Moreover, these species meet different market demands: milkfish and tilapia supply the local market, while tiger prawns and crabs are marketed in large cities (mainly in the Philippines).

Performance of polyculture systems is debatable in terms of sustainability, particularly when compared to the results of monoculture. The Life Cycle Assessment (LCA) method has been previously applied to assess the environmental performance of intensive fish-production systems, especially for salmonids (Papatryphon et al., 2004a,b; Pelletier et al., 2007; Pelletier and Tyedmers, 2007; Aubin et al., 2009; d'Orbcastel et al., 2009; Boissy et al., 2011; Samuel-Fitwi et al., 2012). However, there are few available studies on pond systems (Mungkung et al., 2005; Pelletier and Tyedmers, 2010; Bosma et al., 2011; Cao et al., 2011; Cao et al., 2013) and even fewer on extensive polyculture systems (Casaca, 2008; Phong et al., 2011; Efole-Ewoukem et al., 2012). However, no studies have been performed on polyculture

systems in Asia. Therefore, this study aims to: (1) estimate environmental impacts of this type of polyculture system, (2) define the principal sources of the impacts, (3) discuss their allocation among the species, and (4) compare impacts of this polyculture system to those of intensive fish farming systems.

## 5.1.2 Materials and methods

### 5.1.2.1 Production system

A sample of farms, representative of common practices, was surveyed to conduct the environmental study. Three tiger prawn hatcheries were studied in Zambales, Pangasinan and Quezon Provinces in the east, northeast and west of Luzon Island, respectively. The main difference among them concerns the feed, which is based either exclusively on diatoms (*Skeletonema* spp.) or on diatoms supplemented with concentrated feeds or brine shrimp (*Artemia* spp.). Broodstock are fished from the sea with small trawlers. Tiger prawn larvae in Pampanga come mainly from Luzon Island, but also from Mindanao and the Visayas islands. Two tilapia hatcheries were studied in Pampanga, the main production area for tilapia fingerlings on Luzon Island. Milkfish fingerlings are either fished from the sea or provided by Indonesian or Taiwanese hatcheries. When fished, they are caught by hand using a 15-meter-long net. The main fishing area is at Iba, Zambales Province. Once caught, they are transported to Bulacan Province (next to Pampanga Province) and are fed in pre-growing ponds for two months before being sent to Pampanga. About 50% of the fingerlings are fished and 50% are purchased from foreign hatcheries. For the LCA, capture of milkfish fingerlings from the sea was assumed. Crab larvae are collected by hand in the river and mangrove (using a landing net) in two main locations: Aparri Estuary (north of Luzon Island) for the orange mud crab (*S. serrata*) and Sorsogon Bay (southeast of Luzon Island) for the king mud crab (*S. olivacea*).

Fifteen production sites were surveyed in Pampanga. Each production site is a pond with its surrounding area depending on a farm, which is defined by its surface area, location and production practices. The ponds range in size from 1-101 ha. In this area the mean pond size is 19.4 ha (Grandmougin, 2003). Depending on the size, one or more employees manage the production site and live on the dykes permanently. Several ponds can be operated by the same farmer. Since tiger prawn is the most profitable species in the polyculture, farm activity is mainly organised around its production cycle, which lasts 3-4 months (Fig. 5.1). Crabs, representing the second most valuable product, are produced in six months. The production cycles of tiger prawns and crabs are independent, as crabs can be harvested without draining ponds. Tilapia and milkfish are sorted at each tiger prawn harvest into large fish that can be sold and small fish that are transferred into another grow-out pond. Consequently, fish are produced in 3-9 months depending on their growth rate and farmers' decisions. Infrastructure is generally limited to the wood or concrete house of the permanent caretaker, motorised boats (made of epoxy resin and fibreglass)

and concrete water gates of the pond. The main tiger prawn feed consists of horn snails (*Cerithium tenellum*), considered a pest (Bagarinao and Lantin-Olaguer, 2000), and mangrove whelk (*Telescopium telescopium*), collected either from a river by the farmer or, for farmers operating several production sites, from Manila Bay (60 km from Pampanga), from where it is transported by truck. Depending on farmer practices, other feeds are distributed in limited quantities during the first weeks of the production cycle as a supplement; for example, trash fish from the previous harvest or the local markets, or in rare cases, frymass. Chemicals and fertilisers commonly used are lime and urea (16-0-0), respectively.

One of the main concerns in the polyculture system is an extremely high mortality rate (up to 95%) of tiger prawn post-larvae (Table 5.1). Several factors may be responsible, including water pollution, interspecies competition (especially with crabs) and insufficient river flow due to Mt. Pinatubo's eruption, in 1991. Nevertheless, the commonly held cause is the presence of white-spot disease in the ponds, a viral syndrome, which caused major abandonment of tiger prawn monoculture in the Philippines in the 1990s (FAO, 2005). It also must be noted that the fishponds of Pampanga were historically adapted for milkfish culture, not for shrimp. Survival rates of the other three species range from 50-68%.

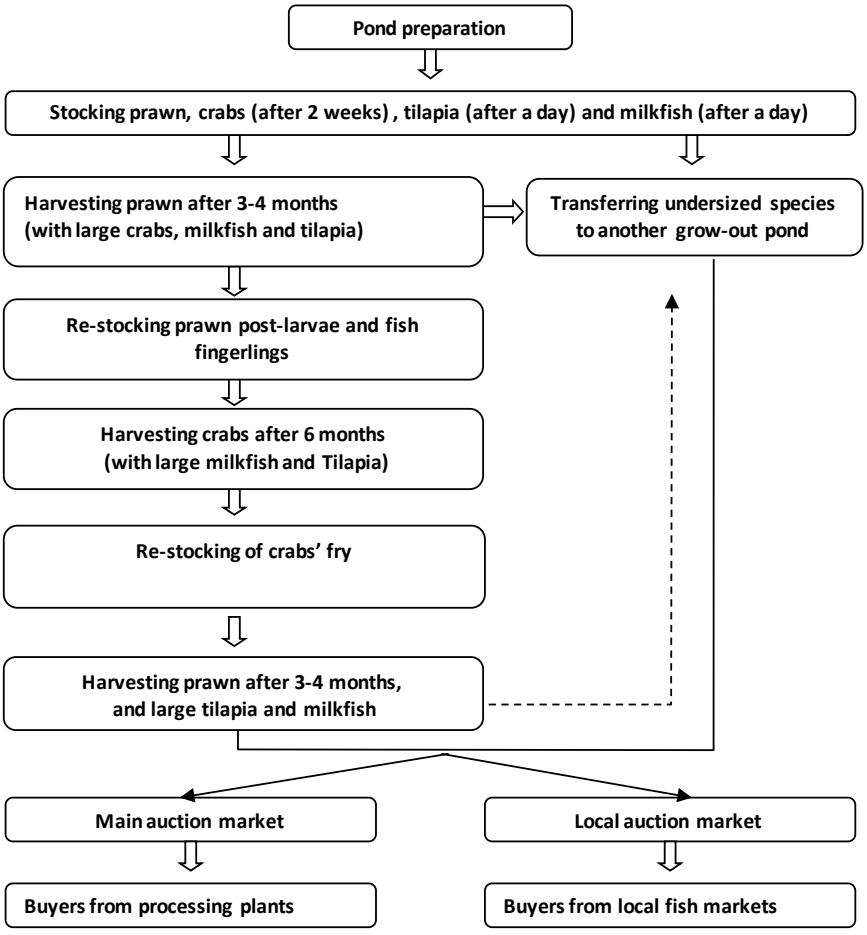



Figure 5.1: Production cycle of the brackish water polyculture system of Pampanga, Philippines

As previously mentioned, some native and introduced species from the wild are found in Pampanga fishponds. Native species include silver perch (*Bidyanus bidyanus*), snakehead murrel (*Channa striata*), goby (*Callogobius tanegasimae*), and Indian white shrimp (*P. indicus*), while introduced species include blue tilapia (*O. aureus*) and white leg shrimp (*L. vannamei*). These "wild fish" harvested from ponds can represent up to 10% of the gross income of a production site. This was included in the inventory by estimating a mean mass of wild fish per ha.

Table 5.1: Mean stocking densities, mortality rates and annual production of the brackish polyculture system of Pampanga, based on a 30-sites sample in a previous survey from April-July 2006. (Baruthio, 2006).

| Species | Initial stocking density (per $m^2$) | Whole-cycle survival rate (%) | Production (kg/ha/yr) |
|---|---|---|---|
| Tiger prawn | 5.61 | 5 | 218 |
| mud crabs | 0.51 | 50 | 191* |
| milkfish | 0.70 | 68 | 269 |
| tilapia | 0.64 | 61 | 563 |

* individuals/ha/year

Ponds are drained using water pumps during the shrimp harvest. Temporary workers are employed for the entire harvest. Transport to market is performed by boat and/or jeep, depending on production site location. Fish and crabs are usually transported separately from shrimp, as the former are sold in local markets and the latter in regional markets.

### 5.1.2.2 Environmental impact assessment

LCA is a standardised method (ISO, 2006a; ISO, 2006b) conceived to assess potential impacts associated with producing a product by quantifying and evaluating the resources consumed and emitted into the environment at all stages of its life cycle, from raw material extraction up to its end-of-life (Guinée et al., 2002). Each substance emitted or consumed is assigned to indicators in one or more impact categories as a function of its potential environmental effects, according to scientific literature. Impact categories were selected based on previous studies and guidelines in aquaculture LCA (Pelletier et al., 2007; Aubin et al., 2009; Henriksson et al., 2012; Aubin et al., 2013): climate change (kg $CO_2$-eq.), acidification (kg $SO_2$-eq.), eutrophication (kg $PO_4$-eq.), and land occupation ($m^2y$) were calculated using the characterisation factors of CML2 Baseline 2000 version 2.03 (Guinée et al., 2002). Energy use (MJ) was calculated according to the Total Cumulative Energy Demand (TCED) method, version 1.03 (Frischknecht et al., 2004). Net Primary Production Use (NPPU), as defined by Pauly and Christensen (1995), refers to the biotic resource used in terms of carbon contents as a result of net carbon flux in the trophic chain involved in feed provision; it was calculated according to Papatryphon et al. (2004b). No toxicity impact categories were included in the study due to the lack of reliable models adapted to tropical brackish water. Water dependence or use was not included, as most of it is brackish and cannot be used for other purposes, and

the large amount of water passing through the ponds leads to high variability and uncertainty in flux estimates. In addition, human labour (man.day), referring to the number of nominal 8-hour work days necessary to perform the main production stages (fry hatchery or capture, feed harvesting, pond operations, fish harvesting and transportation at each stage up to markets) was added to the list of environmental impacts. Calculation was performed using Simapro® 7.0 software and the ecoinvent v2.2 database (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010) as secondary data. Many items in the ecoinvent v2.2 database were adapted to the local context, in particular the local energy mix for producing electricity (Sharma et al., 2004).

Data were collected from April-June 2007 from each stage of the production network: hatcheries, production sites (n=15), feed and fish seed providers and auction markets. Analysis was based on one year of production. Data include all inputs and outputs of the system, including pollutant emissions. From these data, we defined a standard polyculture system, whose boundaries include (1) producing fry/fingerlings at a hatchery (tiger prawns and tilapia) or catching them from a sea/river (milkfish and crabs), (2) growing-out at the production site, and (3) harvest and transport to auction markets. After-market sales, processing, transport and distribution were not included in the system boundaries since each product has a specific fate: 30% of the shrimp is intended for export, crabs and the non-exported shrimp are sold for local and national consumption, and milkfish and tilapia are sold locally. This system definition does not follow the full cradle-to-grave approach recommended in LCA (Joint Research Centre, 2010) but the cradle-to-gate approach usually used in agricultural environmental studies. Consequently, products' end-of-life stages are not taken into account, especially waste management and by-product recycling after processing or consumption, which can influence the environmental performance of the product chain. This is a limit of this study, which focusses more on the production step.

To assess nitrogen (N) and phosphorus (P) emissions into water from each pond, a mass balance was calculated as the difference in masses of N and P in harvested products and those of inputs (larvae/fingerlings, fertiliser and feeds) (Cho and Kaushik, 1990). The type of N and P emissions (molecular, dissolved or solid) was not considered. As weeds and sediments (except for pond banks) are not exported, all nutrients not fixed by polyculture species were considered to be released into the environment. This method was adapted to pond systems by including gaseous N emissions (Gross et al., 2000). The approach of Gross et al. (2000) is not fully adapted to our study, as it is based on intensive catfish ponds. Nevertheless, it permits the evaluation of N emissions that do not contribute to eutrophication.

Although they have a huge impact on climate change (characterisation factor of methane is 25 kg $CO_2$-eq.$kg^{-1}$, Forster et al.,2007) methane emissions were not included in our study for two reasons. The first is the high uncertainty of methane emissions depending on the depth of pond sediments, its organic matter content, the level of anoxia and the water temperature (Marty et al., 1990). The second is the

origin of the carbon source of methane, which could be either farming activity or the water catchment. Therefore, it is impossible to distinguish the emissions directly due to farming activities from those which naturally occur without farming activity. The use of methane-emission factors stemming from Frei and Becker (2005) obtained in intensive rice-fish culture, as proposed by Phong et al. (2011), would increase the climate change impacts in our study by a factor 10. Considering the questionable relevance of this reference, the lack of reliable data and the high uncertainty of methane emissions, we decided not to include methane emissions. On the other hand, the potential carbon sequestration in pond sediments, as highlighted by Boyd et al. (2010), which could mitigate the effect of methane emissions on climate change, was also not included due to the lack of data.

We chose to use one tonne of fish production sent to auction market as the functional unit. Due to the multiple fish products, it would have been interesting to choose the weight of edible flesh as the functional unit. Nevertheless, this option would require including the end-of-life of the edible product and the fate of the other products and by-products (bones, heads, etc.), which was not possible within the scope of this study. LCAs were performed at the production-site scale (total production) and the species scale (production of each species). For whole-site analysis, we considered that simultaneous production of tiger prawn, mud crabs, milkfish, tilapia and wild species in the polyculture is not divisible among species and that all inputs are associated with the production of the whole system considered as a black box (Fig. 5.2). Whole-site results equal the mean results of the 15 production sites.

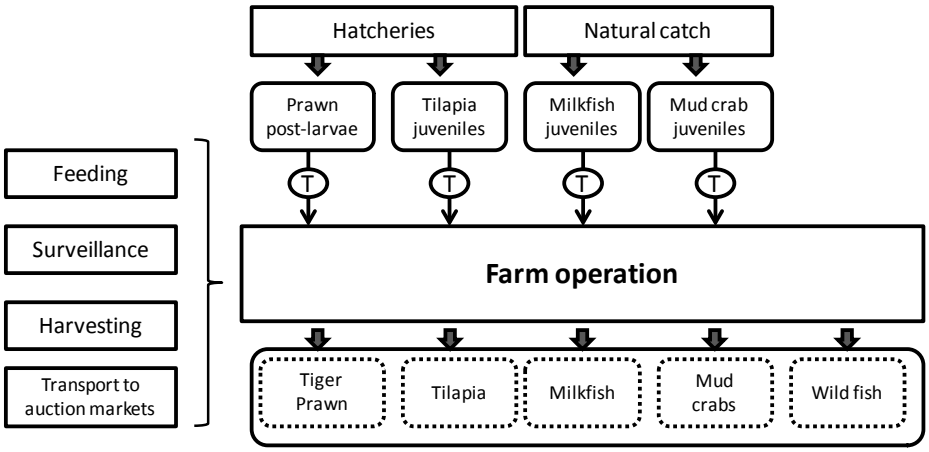



Figure 5.2: Definition of the Pampanga brackish water polyculture system used for environmental assessment of whole-farm production.

Assessing the environmental impacts of each species in a polyculture faces the issue of opening the black box and defining processes which can be subdivided. Thus, two separate sub-systems were defined: a species-specific sub-system of juvenile production (hatcheries or capture from the wild) and transportation, and a common sub-system, including farm operation and delivery to auction markets, which is still a black box and must be shared among species (Fig. 5.3). Therefore,

calculating the environmental impacts of each species requires defining relevant allocation rules in order to share the impacts associated with the remaining black box. System expansion (to avoid allocation) is not applicable, as the species are not independent (trophic and rearing performance interactions), and it is particularly difficult to find other products which fulfil the same objectives since not all of the species are reared in a monoculture (Ardente and Cellura, 2012). Moreover, the mix of methodologies used in complex agricultural systems makes the use of system expansion inappropriate.

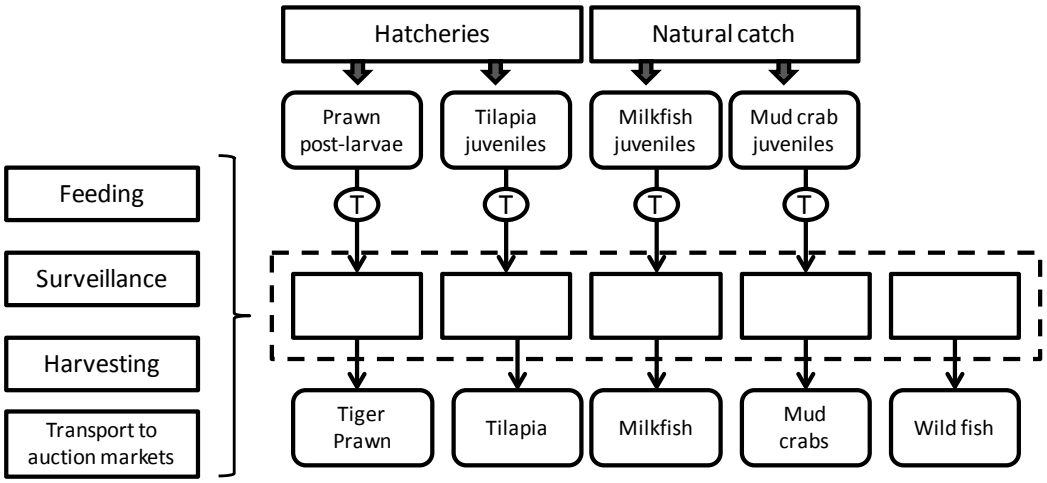



Figure 5.3: Definition of the Pampanga brackish water polyculture system used for environmental assessment of species-specific production.

Two allocation rules were applied, one based on gross energy contents (Ayer et al., 2007; Pelletier and Tyedmers, 2011) and one based on economic values (Aubin et al., 2009; Aubin et al., 2006; Boissy et al., 2011; Efole-Ewoukem et al., 2012). The former were calculated from the U.S. Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service database (U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 2012), Mwangamilo and Jiddawi (2003), and FishBase (Froese and Pauly, 2012), while the latter came from surveyed farmers (Table 5.2).

Table 5.2: Gross energy content and mean prices (Philippine pesos, PhP) of species in Pampanga brackish water polyculture.

| Species | Gross Energy (kcal/100 g) | Price (PhP/kg) |
|---|---|---|
| tilapia | 96 | 35 |
| milkfish | 148 | 50 |
| mud crabs | 90 | 365 |
| prawn | 85 | 375 |
| wild species | 104 | 115 |

For species-level analysis, impact categories were limited to eutrophication, TCED, climate change, and human labour.

Preliminary data analysis was conducted using a correlation matrix to highlight relations between descriptive parameters and impacts. Afterwards, a Kruskal-Wallis test was used to identify potential differences between groups of production sites. Comparison of environmental impacts among species using the two allocation rules was performed using an asymptotic paired Wilcoxon signed-rank test. Significance was inferred at $p<0.05$.

## 5.1.3 Results and specific discussion

### 5.1.3.1 Life cycle impact assessment

A table showing the characteristics and results of impact categories farm by farm is available in the supplementary data (Table 5.3). At the whole-site level, climate change impact is mainly influenced by feeds (35%), harvesting operation (22%) and fertilisers (13%), as is energy use (40%, 23% and 8%, respectively) (Fig. 5.4). The high contribution of feeds to climate change and energy use can be explained by the high quantities of molluscs fed to tiger prawns (400-5000 kg/ha per cycle). Collecting molluscs with a boat-operated net induces high fuel consumption. The relatively high contribution of tiger prawn larvae production to climate change (8%) is due to the extremely low survival rate of the tiger prawns. Harvesting has a moderate influence on climate change and TCED due to high fuel consumption for pond drainage (15-45 l of diesel per ha). The higher level of the Pampanga River since Mt. Pinatubo's eruption prevents ponds from draining at low tide.

Table 5.3. Environmental impacts, production and characteristics of studied production sites in Pampanga province, The Philippines

| Site code | | L1 | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | M6 | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Size class | | Large | Large | Large | Large | Large | Large | Large | Small | Small | Small | Small | Small | Small | Small | Small |
| Acidification | kg $SO_2$eq /tonne | 21.08 | 20.83 | 80.51 | 55.09 | 56.49 | 4.62 | 5.50 | 23.88 | 54.49 | 34.53 | 7.93 | 51.85 | 23.82 | 6.36 | 19.13 |
| Eutrophication | kg $PO_4$eq /tonne | 61.52 | 54.25 | 311.86 | 230.39 | 215.11 | 16.07 | -0.33 | 20.59 | 127.33 | 114.38 | 26.40 | 192.09 | 67.20 | 35.20 | 50.56 |
| Climate change | kg $CO_2$eq /tonne | 1406 | 1160 | 3940 | 3218 | 3186 | 850 | 1076 | 958 | 2861 | 2381 | 1578 | 3188 | 2092 | 1369 | 1592 |
| Land occupation | m2.y/tonne | 11735 | 9614 | 26145 | 19549 | 20921 | 8276 | 12,016 | 11,362 | 18,721 | 19,034 | 12,063 | 22,419 | 16,315 | 10,718 | 13,217 |
| Total cum. energy dem. | MJ /tonne | 20,348 | 16,116 | 56,629 | 44,673 | 47,386 | 12,589 | 15,098 | 11,224 | 40,875 | 35,219 | 23,778 | 44,787 | 26,213 | 16,064 | 19,803 |
| Net primary product. use | kg C/tonne | 29,815 | 25,051 | 11,927 5 | 89,910 | 84,774 | 12,365 | 8417 | 5014 | 48,641 | 50,763 | 16,487 | 77,647 | 33,748 | 21,823 | 27,925 |
| Manpower | man.day /tonne | 79.6 | 69.0 | 186.6 | 176.6 | 151.5 | 51.5 | 84.4 | 39.4 | 146.9 | 106.2 | 274.4 | 290.1 | 232.7 | 65.2 | 172.2 |
| Distance to the sea | km | 10-20 | <10 | <10 | <10 | 10-20 | 10-20 | 10-20 | 10-20 | <10 | 10-20 | 10-20 | <10 | >20 | >20 | >20 |
| Tiger prawn yield | kg/ha | 171 | 157 | 256 | 336 | 174 | 210 | 44 | 180 | 51 | 148 | 128 | 213 | 269 | 504 | 448 |
| Crab yield | kg/ha | 67 | 217 | 100 | 188 | 47 | 84 | 130 | 125 | 579 | 17 | 150 | 278 | 250 | 207 | 208 |
| Tilapia yield | kg/ha | 545 | 22 | 10 | 13 | 156 | 1125 | 83 | 375 | 0 | 346 | 150 | 0 | 140 | 300 | 167 |
| Milkfish yield | kg/ha | 149 | 587 | 9 | 75 | 94 | 31 | 222 | 375 | 25 | 115 | 120 | 40 | 78 | 113 | 90 |
| Vanamei yield | kg/ha | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 71 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Wild sp. yield | kg/ha | 33 | 7 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 |
| Total production | kg | 97,333 | 45,530 | 11,570 | 12,440 | 15,420 | 23,386 | 20,223 | 8528 | 6220 | 8289 | 1118 | 1626 | 3739 | 4538 | 2772 |
| Pond surface area | ha | 101 | 46 | 30 | 20 | 32 | 16 | 36 | 8 | 9.5 | 13 | 2 | 3 | 5 | 4 | 3 |
| Total Yield | kg/ha | 964 | 990 | 386 | 611 | 482 | 1462 | 562 | 1066 | 655 | 638 | 559 | 542 | 748 | 1135 | 924 |
| Total Yield | PhP/ha | 126,375 | 143,977 | 123,048 | 178,328 | 99,171 | 161,453 | 111,959 | 131,890 | 287,265 | 78,880 | 132,515 | 216,598 | 196,365 | 277,288 | 250,848 |

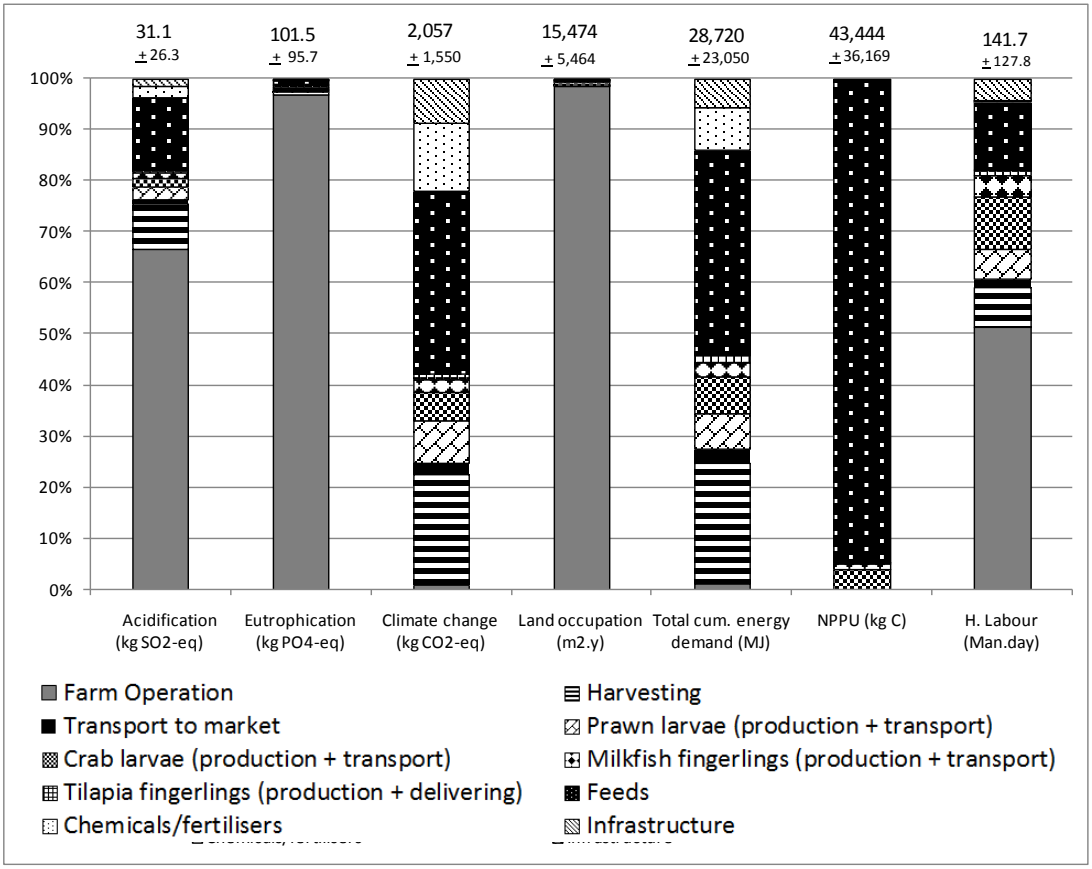



Figure 5.4: Impacts (± 1 standard deviation) and contribution analysis for 1 tonne of polyculture products in the Pampanga brackish water system.

Farm operation is the main contributor to eutrophication (97%) due to nutrient emissions into the environment and is associated with low input-use efficiency. However, significant differences in eutrophication were observed among ponds depending on their emissions of N and P compounds, which result from the productivity level, use of fertilisers and quantities of feeds provided. Thus, the most productive sites have a negative value for eutrophication, indicating the water-cleaning role of ponds, which recycle nutrients from inlet water. Juvenile tilapia and tiger prawn production contributes little to eutrophication (0.6% and 0.3%, respectively). The low impact of producing tilapia fingerlings may be due to the relatively small size of this sub-component, the low fertilisation rate (urea applied only twice a year) and a high Feed Conversion Ratio (kg of feed distributed per kg of fish produced) of the grow-out stage. Tiger prawn larvae are fed mainly *Skeletonema* sp. (phytoplankton), which induces low N and P emissions. Moreover, only larvae are fed, as the broodstock is not fed during the few days it is kept for spawning. Acidification impact is mainly influenced by farm operation (67%) due to the use of energy by daily operations and the estimated ammonia emissions from the water. This estimated value has high uncertainty due to the model used.

NPPU (43,444 kg of carbon) is mainly influenced by feeds (95%) due to the use of wild-caught molluscs. Crab larvae collected in rivers and mangroves contribute to 4% of NPPU. These results can help assess the sustainability of supplying molluscs and

larval crabs. Growing-out (at the farm stage) is the major contributor to land occupation (99%), as the extensive polyculture system occupies a relatively large area. Nevertheless, this area was modified by people many years ago (mangroves were cleared 50 years ago), and the salty soils cannot be used for agricultural purposes. With regard to human labour, one tonne of products requires 142 working days. The main contributor to human labour is farm operation (51%), making the farm stage the main employer of the production system. Other contributors include feeds (14%), based on two fishermen catching 800 kg of molluscs in four hours; crab larvae (10%), employing one fisherman to catch an average of 100 larvae; and the harvesting stage (8%).

### 5.1.3.2 Testing the homogeneity of environmental impacts within farm groups

Effect of production site size

Farm size is often considered an important factor influencing production efficiency. We specifically investigated it because of an inverse relationship observed by Irz and Stevenson (2012) between size and technical efficiency in a sample of 127 Filipino brackish water polyculture farms. In Irz and Stevenson's study, the term "farm" is not defined, but we assume that it refers to a group of ponds that depend on the same manager. The two concepts, "farm size" and "production-site size", are different; nevertheless, the largest farms have the largest ponds (Stevenson et al., 2005; Baruthio, 2006; Heijdova and Morissens, 2006). In our study, the 15 production sites were classified into two groups according to pond size. The threshold was fixed at 15 ha based on classifications of polyculture ponds in Pampanga (Heijdova and Morissens, 2006; Lazard et al., 2007).

Table 5.4: Average farm production yields and standard deviation, according to production site size groups (L: large, S: small) and distance to the sea groups (<10 km, 10 -20 km , >20 km).

| | | Number | Yields (kg/ha) | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Mean | Stand dev. |
| Production site size | L | 7 | 779 | 379 |
| | S | 8 | 783 | 230 |
| Distance to the sea | <10km | 5 | 637 | 222 |
| | 10-20 km | 7 | 819 | 359 |
| | >20 km | 3 | 935 | 194 |

Comparison of large and small sites (Fig. 5.5) reveals no significant differences in impact among the categories, possibly due to the small sample size and high variability. Nevertheless, there is a trend for large sites to have higher eutrophication, acidification, TCED and NPPU impacts, with higher variability. This is not due to a difference in productivity per ha (as both have the same mean land occupation, Table 5.4) but may be due to the ability to manage production factors (feeds,

energy) on such large areas. This assumption is similar to that of Irz and Stevenson (2012), but its validity is limited by the sample size. Managers of large sites generally have long-standing experience in aquaculture and use more traditional practices, especially in the choice of the species seeded (more tilapia and milkfish) than small farmers (Grandmougin, 2003; Stevenson et al., 2005; Irz and Stevenson, 2012). The difference may also be due to innovative practices, such as the progressive use of probiotics (dehydrated microorganisms) by some small farmers. Moreover, usually fewer tiger prawn larvae are stocked in small ponds (mean of 121,000 post-larvae/ha in small sites and 213,000 post-larvae/ha in large sites) and their yield is higher (mean of 243 kg/ha in small sites and 193 kg/ha in large sites). Human labour per tonne of product is higher for small sites and mainly concerns farm operation. This can be explained by the fewer permanent employees needed per ha on large sites (one employee taking care of 6-11 ha), whereas at least one employee is required on a small site regardless of size. However, these hypotheses were based on results from 15 sites and should be confirmed by analysing a larger sample.

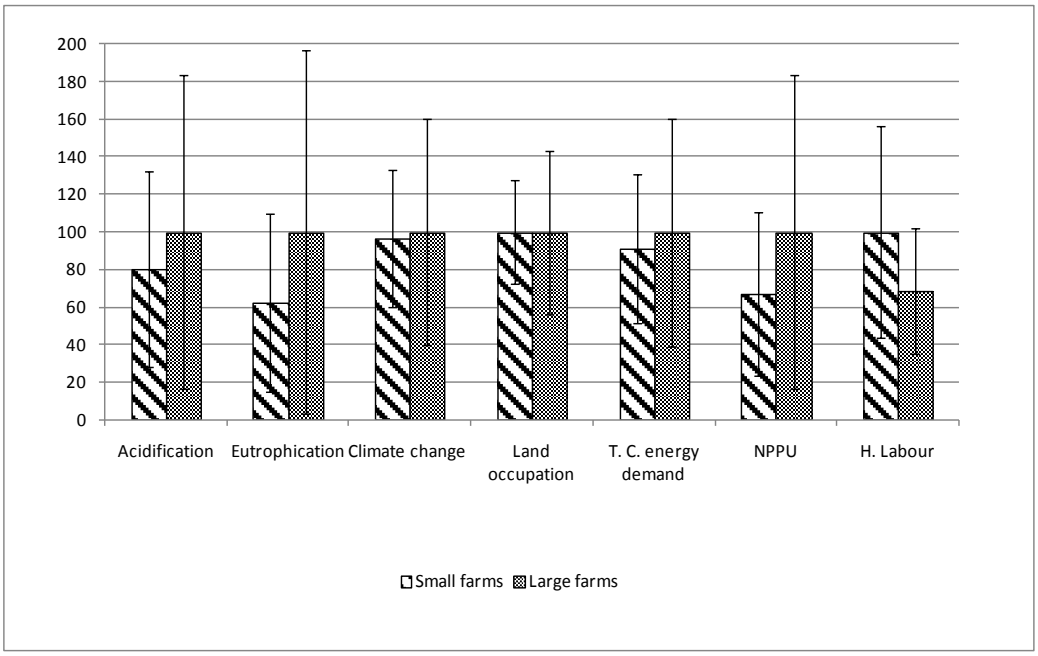



Figure 5.5: By impact category, relative impacts for 1 tonne of aquatic products in the Pampanga area as a function of production site size: small (<15ha, n = 8) vs. large (16-91 ha, n = 7). The highest value per category has a value of 100. Error bars represent 1 standard deviation.

### Distance from the sea

The straight-line distance of the farm (measured by GPS) from the sea was significantly correlated with acidification (R=-0.57), human labour (R=0.66) and tiger prawn productivity (R=0.57), with high but insignificant correlation with other impacts. Therefore, we classified the production sites into three groups based on their distance from the sea: <10 km (n = 5), 10-20 km (n = 7), and >20 km (n = 3).

The limit of statistical significance was reached only in the differences between the <10 km and >20 km groups for acidification and eutrophication (Fig. 5.6, supplementary data Tables A2, A3, A4). Results show a trend for impacts to decrease with increasing distance from the sea. This trend seems associated with an increase in productivity per ha (Table 5.4), as land occupation also tends to decrease with distance. As fishponds are located in an estuary and near sea level, polyculture farms are subject to daily tides. Salinity gradually decreases as distance from the sea increases, determining the aquatic environment and where species are reared (in particular tilapia, which grow mostly in freshwater, and mud crabs, which prefer a saline environment). Salinity influences the presence of disease, specifically white-spot disease, which usually spreads when salinity exceeds 15 ppm and causes tiger prawn mortality. The greater the water salinity, the more tiger prawn larvae are stocked, which induces an indirect increase in impacts associated with larvae production. Additionally, tilapia production is correlated with system productivity per ha (R=0.76). As this species is more adapted to freshwater, the difference in environmental impacts between high- and low-salinity polycultures increases even further.

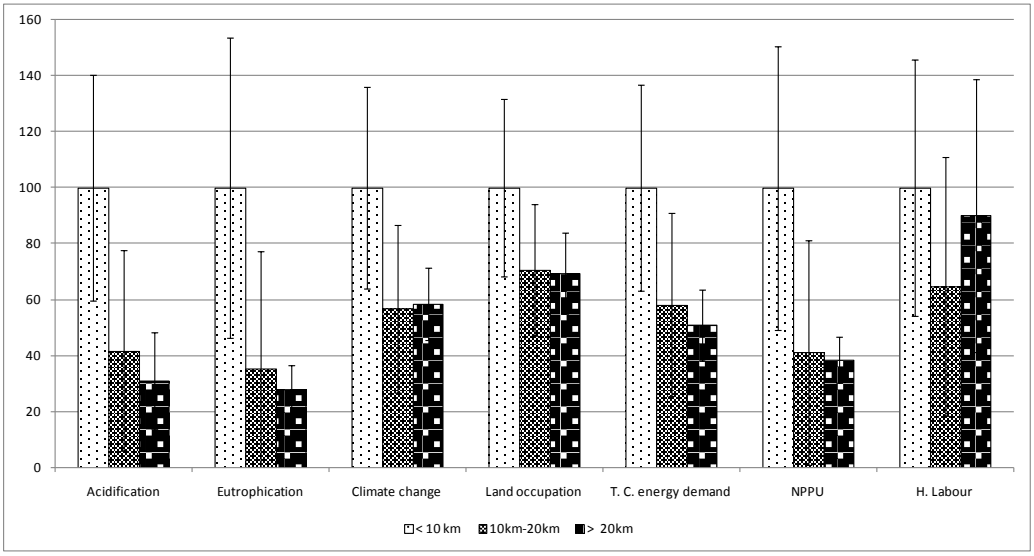



Figure 5.6: By impact category, relative impacts per 1 tonne of aquatic products from Pampanga as a function of farm distance from the sea: <10 km (n = 5), 10-20 km(n = 7), >20 km (n = 3). The highest value per category has a value of 100. Error bars represent 1 standard deviation.

### 5.1.3.3 Environmental impacts of each species in the polyculture system according to allocation rules

At the species level, economic allocation induces greater differences between species for each impact category than energy-based allocation (Fig. 5.7). Moreover, species ranks differ among impact categories. Milkfish tend to have the highest mean impacts with energy-based allocation, while prawn and mud crabs tend to have the highest mean impacts with economic allocation. Tilapia tends to have the lowest impacts regardless of allocation rule.

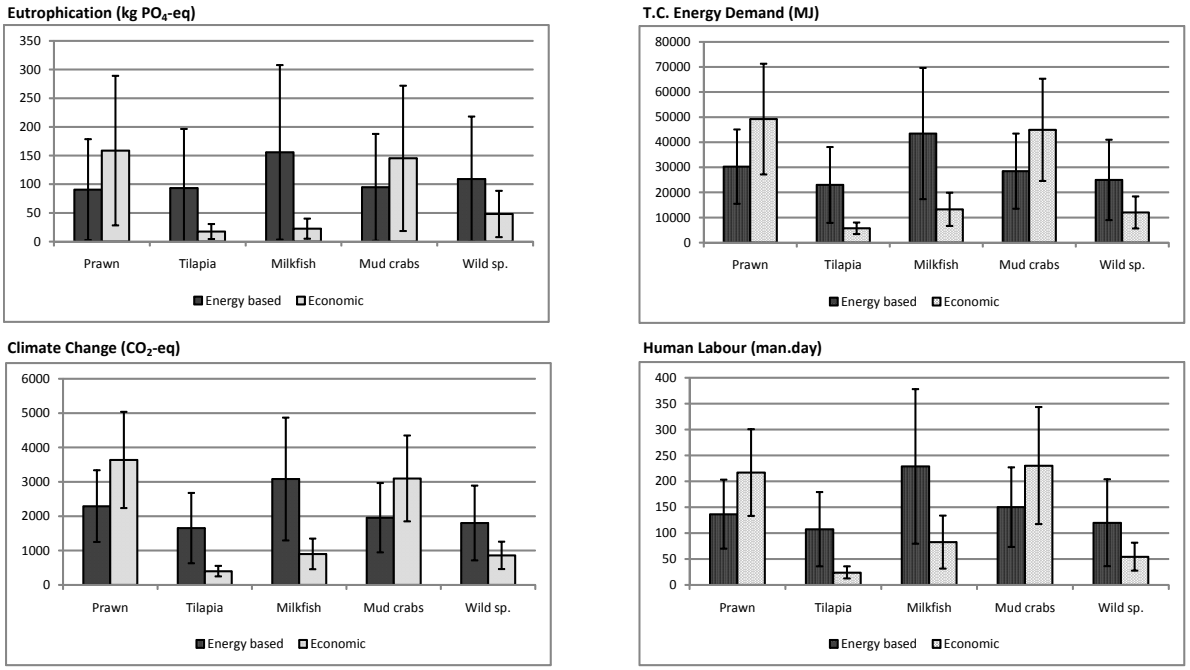



Figure 5.7: Mean eutrophication, climate change, total cumulative energy demand (TCED), and Human labour impacts of 1tonne of each species in the Pampanga brackish water polyculture system using either energy-based or economic allocation of the farm-operation stage. Error bars represent 1 standard deviation.

With energy-based allocation, environmental impacts of the species are significantly different, except between tilapia and wild species (for all impacts), tiger prawn and mud crabs (for climate change, human labour and TCED), tiger prawn and tilapia (for human labour and TCED), and tiger prawn and wild species(for human labour). With economic allocation, environmental impacts of the species are significantly different, except between mud crabs and tiger prawn (for all impacts) and milkfish and wild species (for eutrophication, human labour and TCED).

Thus, different allocation rules can cause impact estimates of species to differ. Nevertheless, mud crabs and tiger prawn have similar impacts in each category regardless of allocation rule (except for eutrophication). Also, regardless of allocation rule and the impact categories selected here, milkfish always differs from mud crabs, tiger prawn, tilapia and wild species; mud crabs always differ from milkfish, tilapia and wild species; tiger prawn always differs from wild species; and tilapia always differs from milkfish and mud crabs. Nevertheless, these differences are not in the

same direction regarding the allocation rules, which changes the order of species when they are ranked by the magnitude of their impacts.

### 5.1.3.4 Comparison with environmental impacts in other studies

The environmental impacts of Pampanga polyculture systems were compared to those in previous studies of aquaculture production on the basis of one tonne of fish at the farm gate. For this purpose, TCED, climate change and eutrophication impacts of either all aquatic products (no allocation) or separated tilapia and tiger prawn (with both energy-based and economic allocations) from our study were compared to impacts estimated for intensive tilapia culture in ponds in Indonesia (Pelletier and Tyedmers, 2010), traditional tilapia and *Clarias gariepinus* polyculture in Cameroon (Efole-Ewoukem et al., 2012), intensive tiger prawn monoculture in Thailand (Mungkung et al., 2006), and flow-through intensive trout (*Oncorhynchus mykiss*) culture in France (Aubin et al., 2009). Differences in LCA methodology application and flesh yields of the species may limit the comparability of results. Nevertheless, the order of the magnitude of impacts can be discussed.

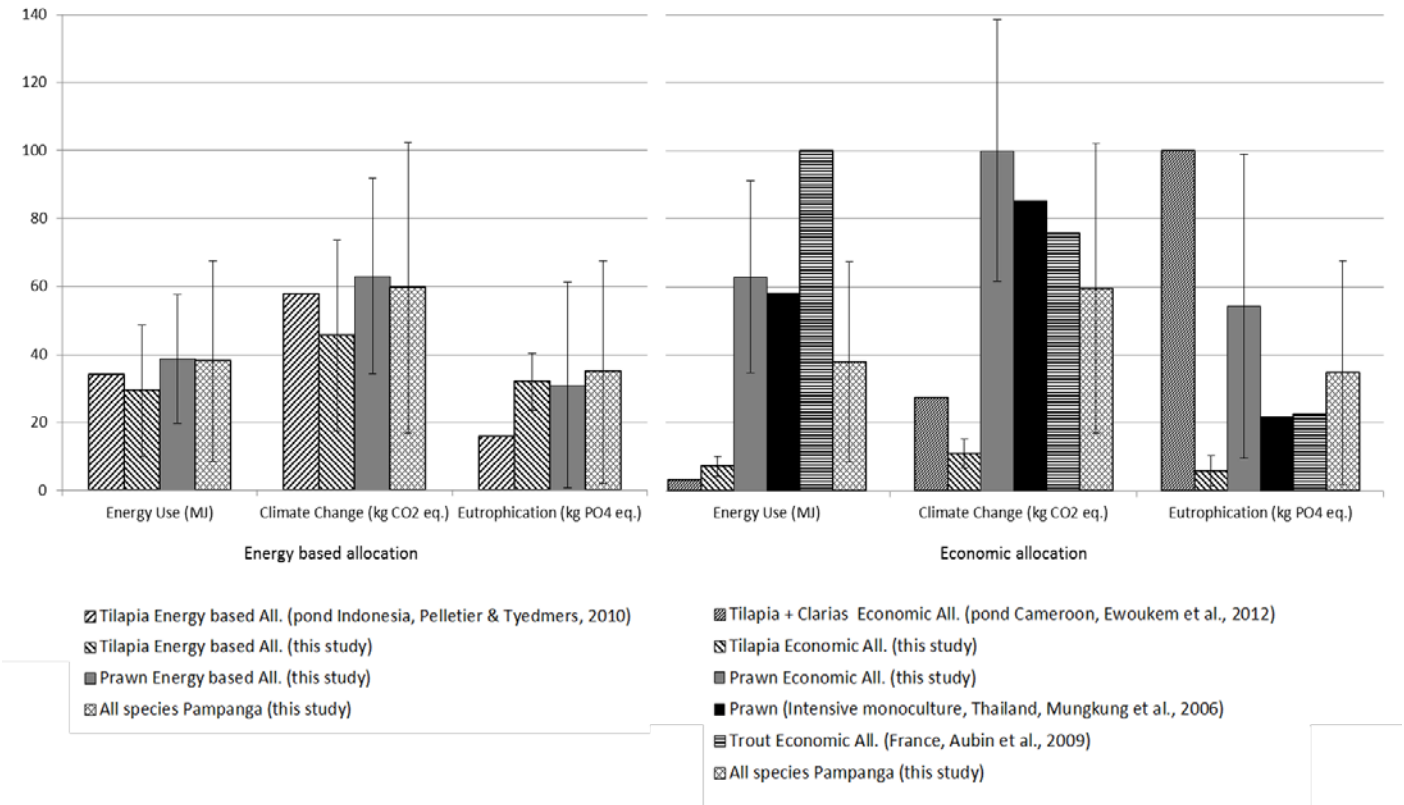



Figure 5.8: Relative energy use, climate change and eutrophication impacts of 1 tonne of tiger prawn, tilapia (according to energy-based and economic allocation) and total production of the Pampanga polyculture system compared to 1 tonne of tilapia, tiger prawn and trout in previous studies, allocated between energy-based or economic allocation. "All species Pampanga" is presented as a reference in both groups. Error bars represent 1 standard deviation.

TCED, climate change and eutrophication impacts in Pampanga are within the same range as those in other studies of aquatic products (Fig. 5.8). In most cases the averages of impacts from the literature are within the Pampanga farm variability for the same species. Per tonne, mean TCED and climate change impacts are similar for tilapia in the intensive Indonesian case study (26,500 MJ, 2,100 kg $CO_2$-eq.), tilapia in Pampanga with energy-based allocation (23,000 MJ, 1,600 kg $CO_2$-eq.) and total production in Pampanga (30,000 MJ, 2,200 kg $CO_2$-eq). Tilapia from Pampanga with economic allocation have a lower mean TCED (5,700 MJ), similar to that of family ponds in Cameroon (2,500 MJ), and the lowest mean climate change (400kg $CO_2$-eq.) and eutrophication (17 kg $PO_4$-eq.) impacts.

Mean TCED and climate change impacts for one tonne of tiger prawn are similar for Thai intensive tiger prawn (45,600 MJ, 3,100 kg $CO_2$-eq.) and Pampanga tiger prawn with economic allocation (49,200 MJ, 3,600 kg $CO_2$-eq.). These levels are the highest for climate change but below that for intensive trout for TCED (78,200 MJ). Eutrophication is relatively high for Pampanga prawn with economic allocation (158kg $PO_4$-eq.), higher than that for Thai intensive tiger prawn (64kg $PO_4$-eq), but lower than in the Cameroonian case study (292 kg $PO_4$-eq.). Pampanga tiger prawn with energy-based allocation have lower impacts in the three impact categories (30,300 MJ, 2,300kg $CO_2$-eq., 90 kg$PO_4$-eq.), similar to those for total Pampanga production.

## 5.1.4 General discussion

### 5.1.4.1 Variability and uncertainty

All estimated impacts in this study have high variability, which reflects the variability in farmers' practices, as the species mix differs among ponds. We observed trends in impacts due to pond size, but farm size alone cannot explain the observed variability. Moreover, we cannot declare that yields vary as a function of site size, as observed previously (Irz and Stevenson, 2012). Nevertheless, the increasing variability with site size suggests a decrease in control over production due to the challenges and risks of larger ponds. The trend of decreasing labour per tonne of fish with increasing site size produced reinforces this hypothesis.

Pond distance from the sea seems to influence impacts, with a trend of higher impacts for production sites closer to the sea. In this case, yields seem to play a role, as land occupation increases with proximity to the sea, indicating a decrease in production per ha. Proximity to the sea directly influences pond water salinity and may influence tiger prawn mortality (susceptibility to viral diseases) and the species assemblage, as tilapia do not tolerate high salinity. These two factors seem to influence the yield and, indirectly, the environmental impacts. These results show the large variability in environmental impacts of extensive systems and the utility of combining LCA and geo-located studies to better understand the environmental context, the differentiation of practices and the environmental impacts of agricultural production systems.

Another source of variability in our results may be uncertainty in the collected data. As pointed out by others (Efole-Ewoukem et al., 2012; Henriksson et al., 2012), traditional farming systems are poorly documented, and life cycle inventory is particularly difficult to conduct, as it is based mainly on farmers' knowledge and estimates. Consequently, data quality may differ according to who is interviewed. Considering the high variability observed in our study, the number of production sites surveyed (15) is not sufficient to minimise variability around estimated means. The number of seafood-oriented LCA studies that estimate variability in their results is too small to compare the level of variability that we observed in impacts. Nevertheless, we expect that the heterogeneity of local environments and diversity of practices in large production systems (vast ponds), based partly on wild-caught feed, may induce higher variability in environmental impacts than fish farming in tanks or pens with standard water quality and externally formulated feeds. We did not include the uncertainty due to primary data collection and secondary data, as proposed by Henriksson et al. (2013) and the Joint Research Centre (2010), but only the variability of the performances of the production sites. A deeper analysis of uncertainty would be an interesting issue for environmental assessment of this kind of production system (Henriksson et al., 2012); nevertheless, it remains a methodological challenge, especially in tropical countries.

#### 5.1.4.2 Allocation issues.

Environmental assessment of this system faces the challenge of distributing the environmental burden among its interrelated species, and different positions can be adopted. Three approaches were used in our study. The first is to consider the polyculture system as a whole, wherein there is no reason to differentiate the species, as they are interdependent and the productivity of one is determined by the presence and productivity of others. In this case, a mass-allocation rule can be used so that each species has the same impact per unit mass. This solution is the most robust and most adapted to homogeneous groups of species in a polyculture. Nevertheless, it seems less adapted to a more heterogeneous system including plants or molluscs, such as Integrated Multi Trophic Aquaculture (Troell et al., 2009), and where species do not have the same status (trophic level, role, cultural or culinary interest) or economic value.

The second approach, energy-based allocation, is more mechanistic and biological, as it is based on the gross energy that every species captures and assimilates. This position is supported by several authors (Tyedmers and Pelletier, 2006; Ayer et al., 2007; Pelletier and Tyedmers, 2008; Pelletier and Tyedmers, 2011) and seems relevant for polycultures when it can help explain the sharing of energy available among species in the production system. Nevertheless, this approach is insufficient for explaining the functional relationship between species, as their trophic levels are not considered. Moreover, the same limits as for mass allocation appear when the value of the system's species (co-products) is too different.

The third approach is economic allocation. This position better reflects the causality of the production process (Ardente and Cellura, 2012). This rule assumes

that the production system is designed to maximise profits by favouring the most valuable species; thus, it allocates environmental burden according to the total values of co-products. This approach is severely criticised (Pelletier and Tyedmers, 2011), arguing that current economic values and other market signals do not reflect the environmental dimension of economic activities and that economic values rapidly change according to the market, inducing unstable allocation rules. Nevertheless, this approach is regularly used in seafood LCA (Aubin, 2013; Aubin et al., 2009; Boissy et al., 2011; Jerbi et al., 2012), continuing the debate (Pelletier and Tyedmers, 2012).

In this study, use of economic allocation induces greater differences in impacts among species due to the large difference in market value per kg, as reported by others (Ayer et al., 2007). With energy-based allocation, milkfish has higher impacts as it is a fatty fish which stores a large quantity of gross energy in adipose tissues (Table 5.2) despite having a lower trophic level (2.0) than tiger prawn (2.6). Conversely, in economic allocation, tiger prawn and mud crabs have the highest environmental impacts due to their relatively high market price.

Tiger prawn, mud crabs and milkfish do not have the same purpose in the production system. In the 1980s in Pampanga, the traditional polyculture system was converted into tiger prawn monoculture due to tiger prawn's high market price. At the beginning of the 1990s, diseases and economic crisis pushed farmers to return their production system to polyculture but keep tiger prawn as the target product; mud crabs and tiger prawn still had high market value (FAO, 2005). Additionally, milkfish and tilapia are considered water-cleaning species, limiting disease proliferation and ensuring a stable but limited income. Moreover, tiger prawn and crabs are sold mainly for export outside the province for their flavour and festive qualities, while milkfish and tilapia are sold mainly on the local market to support local populations highly dependent on fish. These arguments tend to favour economic allocation, which seems more logical given that different species are produced because they have different intrinsic (and not necessarily energy-based) qualities and values (Ardente and Cellura, 2012; Weinzettel, 2012). The use of economic allocation renders the environmental impacts of Pampanga tilapia similar to those of tilapia from Cameroonian polyculture, and those of Pampanga tiger prawn similar to those of intensive Thai tiger prawns. Economic allocation is relevant for co-optimising economic and environmental performances but probably not for optimising biophysical performance.

#### 5.1.4.3 Other environmental impacts

LCA methodology provides a single-year estimate of the environmental impacts of a given production system by considering all inputs and outputs from all production stages. Considering the application of LCA to an extensive system, one remaining issue is which functional unit is the most suitable (e.g., product mass or area occupied). One advantage of the method, however, is its high flexibility depending on the goal and scope of the study.

Calculation of impacts and contribution analysis based on the 15 production sites showed that the system components that contribute most are farm operation, feeds and harvest. The main impact related to feeds is NPPU because of high mollusc consumption. Little information is available about stocks of the two main species concerned (horn snails and mangrove whelk). According to the farmers interviewed, no decrease in snail supply was observed in the past few years; however, a few believe it will happen in the future, particularly because the local resource of mangrove whelk is no longer sufficient. This issue has become a concern of Local Government Units. Among improvements that can be made in studying these systems, one is to consider degradation of aquatic ecosystems caused by mollusc collection for pond feeding, as trawling erodes the benthos and destroys natural habitats. This impact was estimated for trawling in fisheries (Ziegler et al., 2003; Nilsson and Ziegler, 2007) and could be adapted to the Pampanga context.

Alternatives to using molluscs as feed in polycultures could be explored, but concentrated feeds cannot be considered because of their high cost and because species may compete for them. The failure of past experiences in using concentrated feeds in semi-intensive (and intensive) tiger prawn culture shows their unsuitability for polyculture. Alternatives must be considered, such as the use of trash fish as a supplemental feed in appropriate conditions or by-products from terrestrial agricultural activities (which unfortunately tend to be far from ponds).

Aside from the main contributors highlighted by LCA results, lesser contributors with specific environmental issues must be mentioned, such as the capture of tiger prawn broodstock, milkfish fingerlings and juvenile crabs in the wild. Tiger prawn broodstock has significantly decreased in several regions, particularly the Visayas Islands, and the supply of broodstock remains one of the main issues for tiger prawn hatcheries. No studies have been performed, however, to estimate the size of the broodstock in the natural environment. As for milkfish fingerlings, milkfish hatcheries are being developed in the Philippines, as milkfish production is expected to increase in the near future (BFAR et al., 2005). However, 50% of the fingerling supply is still wild-caught. Ideally, a balance must be found between wild capture, a source of income for local fishermen, and monitored reproduction in hatcheries, which protects natural resources. As a continuation of the present study, comparison of the impacts of catching vs. reproducing milkfish would be interesting to add to further studies on the state of natural resources. Another issue for consideration is interactions between capture and culture fisheries, as cultivated broodstock and its offspring must not decrease genetic variability in wild populations. As for juvenile crabs caught in mangroves, the development of crab hatcheries, still in the experimental stage, has been long-awaited. Another target is to increase mud crab stocks in mangroves (Sorgeloos, 2002). Unfortunately, the inclusion of consequences of human activities on biodiversity in the LCA framework remains a challenge, especially when applied to aquatic systems (Aubin, 2013).

Although our study focuses on environmental impacts, a more complete assessment of sustainability would be important to better understand economic and

social challenges associated with this polyculture system in the Philippines and help to define governance objectives. For instance, the role of this polyculture in sustaining the local population economically has been investigated, showing a benefit for poor people (Irz et al., 2007). In our study, human labour is considered more an input to the production system. The number of workdays does not consider the quality of, qualification for or difficulty of the work. It is not a social impact category, as considered in UNEP/SETAC Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products (UNEP, 2009). Nevertheless, this indicator reports the amount of work and, indirectly, the number of people involved in the production of one functional unit. Therefore, it reflects the activity's importance to the economy and community of a territory. For instance, one tonne of fish from Pampanga polyculture requires on-site human labour of 74 man.day (52% of total human labour), compared to on-site labour of 13 man.day for trout farming in France (unpublished data), an intensive system poorly integrated with the community of the territory it occupies (Lazard et al., 2010). To better understand the direct and indirect influence of the activity on the value chain, it is necessary to complement attributional LCA with other methods, such as the Porter Value Chain or Life Cycle Costing (Aubin et al., 2013).

#### 5.1.4.4 Degree of intensification

Naylor et al. (2000) define aquaculture as interventions in fish life cycles ranging from exclusion of predators and control of competitors (extensive aquaculture) to enhancement of food supply (semi-intensive) to the provision of all nutritional requirements (intensive). Additionally, intensification implies increasing the density of individuals, which requires greater use and management of inputs, greater generation of waste products and increased potential for the spread of pathogens. In our study, comparison of mean values for key environmental impacts did not differentiate "intensive" systems (i.e., trout farming, Thai tiger prawn production, Indonesian tilapia production) from "extensive" systems such as Pampanga polyculture (total production). In contrast, tilapia production in polyculture using economic allocation tends to have lower impact than the other environmental profiles. On the basis of our results and those published in other studies (Fig. 5.8), differences between intensive and extensive systems seem to depend more on the sources of inputs (mainly feed components and energy carriers) and their transformation efficiencies within the production system. The determination of environmental impacts is then due more to system efficiency than to system intensiveness. This observation is consistent with the results of Cao et al., (2011) and Cao et al., (2013) who compared intensive and semi intensive white leg shrimp culture in China, and with the results of Wilfart et al. (2013), who used a combination of LCA and Emergy to demonstrate that it is the efficiency of natural and technologic means which differentiate extensive and intensive aquatic production systems. In polyculture pond systems, the low degree of intensification is compensated by the low environmental cost of the ecological processes that sustain productivity. When calculated per unit mass, the environmental impacts of semi-extensive aquaculture systems cannot be considered as always lower than those of intensive systems. It would not be the same, however, if one calculates impacts using

surface area as the functional unit. In this case, the less intensive systems have a better environmental profile.

In aquaculture, a polyculture is generally based on complementarities of the levels in the food chain, behaviours and habitats of its aquatic species (Milstein, 2005). In our study, this complementarity was extended to different markets. The advantages of a polyculture system are based on the better use of nutritive resources and consequently a decrease in losses, which are potential pollutants. The mixture of species induces a better resistance to diseases. This is one of the reasons Pampanga farmers have abandoned tiger prawn monoculture in favour of fish polyculture (white-spot disease breakdown). Globally, polyculture is a more robust and resilient system than monoculture, since its complexity induces better stability. This robustness is valid in the economic sphere, as polyculture is able to transform low-quality nutritive resources less exposed to market-price changes and to produce different products for different markets. Although LCA can estimate the environmental performance of such a system, and indirectly show its efficiency in transforming inputs, it is less able to describe a system's robustness or resilience in biophysical and economic spheres. Thus, LCA must be complemented by other types of studies.

### 5.1.5 Conclusion

Brackish water polyculture in Pampanga has existed for more than 300 years. It was developed in mangrove areas and extended until the 1970s (Primavera, 1995). Mangrove destruction is now irreversible in that area, and pond conversion for mangrove rehabilitation is no longer considered. A particularity of the current polyculture system is that it derives from a traditional system. It must be maintained and developed, as it combines the provision of a local supply of protein from fish with the production of high-value products intended to support the national economy. Nevertheless, the high variability in impacts estimated by LCA indicates that room exists for improving systems by adapting existing practices. Differences in environmental impacts as a function of production-site distance from the sea suggest that polyculture practices (e.g., species assembly, water renewal) must be adapted according to salinity. The high dependence of the farming system on natural resources, especially for nutrition sources (snails) and fish seed (mud crab and milkfish juveniles) puts system sustainability and related ecosystems at high risk.

The impacts of producing the different species in this polyculture system do not greatly differ from those of intensive monoculture of the same species. More research is needed to increase its productivity while preserving natural resources in a context of increasing demand for aquatic products. LCA succeeded in globally estimating certain environmental impacts of this production system. Nevertheless, the methodology must continue to develop to improve assessment of impacts on biodiversity and to reach consensus on key concerns such as allocation. Some key issues about pond systems, such as carbon sequestration in pond sediments and

methane emissions, which can have a great impact on climate change, must be better documented before being implemented in LCA studies. More case studies are required to better evaluate these aquatic production systems, especially in Asia, where they play major roles in human nutrition and the economy.

**Acknowledgements**

The authors wish to thank Marita Ocampo, Romy Alberto, staff of the Philippine Bureau of Fisheries and Aquatic Resources (BFAR), Pierre Morissens and the 15 farmers who agreed to join the study for providing the data necessary to conduct this analysis. The present study is part of the EVAD project: Evaluation of sustainability in aquaculture (ANR-05-PADD-0008) conducted by the French organisations CIRAD, INRA, IRD, and the University of Montpellier 2 that aimed to develop a methodology to measure the sustainability of aquaculture systems. It is funded by National Research Agency.

## 5.2. Conclusion du chapitre

L'article présenté ici illustre quelques voies d'amélioration possible dans l'application des ACV aux pisciculture, en particulier dans le cas des étangs de polyculture.

La première voie d'amélioration concerne la prise en compte de la variabilité des performances (au sens large) entre les exploitations durant l'étape d'inventaire. Dans la plupart des études ACV des systèmes piscicoles, le nombre des exploitations enquêtées est généralement trop faible par rapport aux enjeux de caractérisation environnementale des études. Dans ce travail, l'effectif de 15 exploitations est très limité même s'il permet de mettre en évidence des différences entre les performances. Un véritable travail préalable aux études ACV sur les méthodes d'échantillonnage (différentiation spatiale, type d'enquêtes à réaliser, mobilisation de différentes sources d'information, choix des pisciculteurs… ; Efolé –Ewokem, 2011), la prise en compte a priori de la variabilité des performances dans la définition de la taille des échantillons doit être menés. Des traitements statistiques complémentaires peuvent aussi être envisagés pour maitriser cette variabilité (approche par bootstrap par exemple).

Dans cet article, l'analyse des causes de la variabilité des performances environnementales montre l'importance de l'interaction entre les pratiques et le contexte physique dépendant du positionnement géographique. Quatre niveaux de facteurs d'hétérogénéité géographique peuvent être distingués :

- Ceux qui interagissent avec les pratiques (ici les niveaux de salinité de l'eau qui conditionnent le choix des espèces et la sensibilité à certaines pathologies)
- Ceux qui conditionnent le transfert des polluants
- Ceux qui régissent la sensibilité des milieux aux polluants
- Ceux qui conditionnent la disponibilité des ressources (exemple : accès à l'eau)

La complexité induite par la combinaison de ces facteurs milite pour le développement d'approches spatialisées dans l'ACV à au moins deux niveaux : dans la caractérisation spatiale des éléments d'inventaire du cycle de vie, et dans la répartition géographique de l'expression des impacts. Les possibilités offertes par les systèmes d'information géographiques (SIG) doivent être mieux explorées. De façon indirecte, ce type d'approche va aussi conduire à reposer la question du choix de l'unité fonctionnelle, généralement définie comme une unité pondérale de produit aquacole, qui pourra s'ouvrir à des unités de surface pour mieux envisager le rôle de ces systèmes de production dans les territoires.

Un troisième domaine d'amélioration méthodologique est pointé dans cet article. Il s'agit du choix de la méthode d'allocation des impacts entre les différents produits d'un système de production complexe. Plusieurs idées ressortent de cette étude.

La première idée concerne la dépendance étroite entre la définition des objectifs de l'étude et le choix de la méthode d'allocation. Dans cet article, on peut distinguer deux objectifs : celui de caractériser un système de production qui ne nécessite pas de différencier les différents produits et qui ne génère pas de règles d'allocation particulières ; et celui de caractériser chaque espèce issue de ce système de production, pour par exemple comparer l'impact environnemental d'1 kg de crevette issu d'un système de polyculture avec 1 kg de crevette issu de monoculture intensive, ce qui induit une modification de la représentation de la structure du système (flow chart) et l'application d'une règle d'allocation entre les différents produits.

La deuxième idée est que la règle d'allocation doit être dépendante de la fonction des produits. On peut distinguer deux niveaux dans cette notion de fonction : la fonction associée à la destination du produit et la fonction associée à la contribution du produit au fonctionnement du système de production. Notre étude montre que dans le cas de la polyculture la question de fonction-destination pose une difficulté : comment définir une règle d'allocation au travers une fonction commune entre un produit de luxe (crevette) et un produit de base (Tilapia et milkfish) ? On voit que les deux solutions testées : l'allocation économique basée sur la valeur des produits sur le marché, et l'allocation basée sur le contenu énergétique des produits donnent des résultats différents et un peu contradictoires. Un produit n'aura donc pas les mêmes impacts selon que l'on orientera son étude selon une approche « marché » ou « nutritionnelle » (on aurait aussi pu tester aussi une règle basée sur le contenu en protéines qui aurait donné encore des résultats différents). Ceci limite beaucoup la possibilité de comparaison des études entre elles et donc les démarches de certification labellisation demandées par les marchés. La seconde voie allocation-contribution au système, est encore à construire pour les systèmes de polyculture. Cette voie nécessite de se pencher sur le rôle de chacune des espèces dans l'exploitation de la biomasse globale du milieu et des ressources nutritives, et dans leur transformation au sein du système. Une réflexion plus poussée sur la prise en compte des niveaux trophiques des différentes espèces est sans doute à mener dans le cas des systèmes complexes que sont les étangs de polyculture, pour définir des règles d'allocation entre espèces.

Des choix méthodologiques communs sont à arrêter à l'échelle internationale si l'on souhaite aller vers l'harmonisation de l'application des méthodes en pisciculture. On voit néanmoins que ces questions font appel à des champs de connaissance à la fois divers et approfondis et qu'ils nécessitent pour leur résolution la mobilisation de compétences spécialisées dans plusieurs domaines (physique, économie, biologie…).

# Chapitre 6:

# Discussion générale

Dans ce chapitre nous allons discuter de façon générale sur le changement qu'apporte l'Analyse du Cycle de Vie dans l'analyse de l'impact environnemental de la pisciculture. Nous nous appuierons sur les résultats précédents et organiserons la réflexion autour de 5 thèmes :

- L'ACV étend les limites du système
- L'ACV propose une analyse multicritère
- L'ACV comme synthèse des performances du système
- L'ACV Spécifique ou générique
- Des limites de l'ACV

## 6.1 L'ACV étend les limites du système

La première innovation qu'apporte l'Analyse du Cycle de Vie, dans l'évaluation environnementale de l'aquaculture, c'est l'introduction d'une approche systémique. Cette approche dépasse le cadre des évaluations environnementales antérieures, basées sur une approche biotechnique de l'émission des rejets dans l'écosystème aquatique. L'ACV apporte non seulement une vision du lien entre les différents composants du système de production, mais elle y inclue aussi l'amont, avec toute la dimension de la production des intrants et des impacts qu'ils génèrent. Ainsi, le système de production n'est plus uniquement responsable des conséquences directes de son activité sur les écosystèmes locaux, mais aussi des conséquences de ses choix en termes d'intrants (type et origine), sur des écosystèmes parfois très éloignés géographiquement. En proposant des indicateurs d'impact agrégés qui couvrent des processus réalisés localement ou dans des pays éloignés, l'ACV propose une vision plus globale de la performance environnementale qui allie l'efficacité de l'utilisation des ressources avec le choix de leur origine. Le chapitre 4, montre bien l'intérêt de cette approche globale où un changement de stratégie dans le choix des ingrédients des aliments peut avoir des conséquences à différentes échelles avec des phénomènes de compensation. Par exemple, alors que l'aliment est la première source de la plupart des impacts des systèmes de production de salmonidés, on assiste à un transfert complet des impacts de demande énergétique, changement climatique et acidification associés à la pêche et à la transformation des huiles et farines de poisson, vers ceux de la production des végétaux et de leur transformation dans les systèmes utilisant des aliment plus « végétalisés ». Ces catégories d'impact présentent les mêmes niveaux par kg de poisson dans les deux stratégies alimentaires. Pour l'eutrophisation, le phénomène n'est pas le même car cet impact est plus particulièrement lié aux rejets

directs de l'élevage dans le milieu aquatique. On observe une atténuation nette de la différence entre les deux stratégies (ressources halieutiques ou ressources végétales) quand on réalise les calculs d'ACV sur la production d'1kg d'aliment ou sur la production d'1kg de poisson : l'effet sur l'eutrophisation du changement d'ingrédients apparait beaucoup plus élevé à l'échelle de l'aliment qu'il ne l'est à l'échelle de l'élevage.

La plupart des études réalisées en agriculture et en aquaculture, considèrent le système s'arrêtant à la porte de la ferme, et ne considèrent pas l'ensemble du cycle « du berceau à la tombe » (Jolliet et al., 2010). Il y a là une voie d'amélioration possible notamment pour intégrer l'ensemble de la filière de l'alimentation humaine et mieux prendre en compte les phénomènes de recyclage, au sein de ces filières et des territoires. Il s'agirait alors de passer de l'étude des systèmes piscicoles aux systèmes alimentaires ce qui pose d'autres questions de méthodes et de disponibilité des données (Aubin, et al., 2013). Par exemple, le retour dans des filières de production agricoles ou énergétiques (co-compostage, co-méthanisation...) de déchets issus des filières de distribution ou de restauration peut directement influencer le bilan environnemental des deux filières (celle de production et celle de commercialisation-restauration). Dans ce cas, l'élargissement du système semble bien être une nécessité pour prendre en compte les effets de complémentarité entre les activités des filières alimentaires et énergie.

## 6.2 L'ACV propose une analyse multicritère

### 6.2.1 Des catégories d'impact multiples

La deuxième innovation qu'apporte l'ACV est la proposition d'un ensemble de critères d'évaluation construits suivant une méthodologie normalisée et calculés sur la base de la même référence : l'unité fonctionnelle. Il devient alors possible de dépasser les évaluations monocritères dont le champ nécessairement restreint ne peut embrasser l'ensemble des questions environnementales que posent les systèmes aquacoles. Il est maintenant possible de compléter les évaluations des rejets métaboliques pris en compte dans la catégorie d'impact eutrophisation, par des considérations plus globales à des échelles spatiales plus larges. Le chapitre 1 de cette thèse fait référence aux catégories d'impact les plus utilisées dans les ACV de systèmes aquacoles Elles couvrent la question de l'acidification (échelle régionale), du changement climatique (échelle planétaire) et des caractéristiques de performances globales liées à l'utilisation de ressources comme l'énergie ou les surfaces terrestres. Des catégories d'impact sont aussi construites spécifiquement pour la thématique aquacole. C'est en particulier le cas de l'utilisation de production primaire nette (Papatryphon et al., 2004a), qui propose d'évaluer le niveau de ressources biotiques utilisées par le système de production étudié, par la quantité de carbone issue de la production primaire qui transite via les chaines trophiques. Cette catégorie d'impact permet de mesurer l'effet de la moindre utilisation de farines et huiles de poisson dans les nouveaux aliments aquacoles

(Boissy, et al., 2011) ou de comparer les espèces sauvages et d'élevage sur la base de leurs rang trophique effectif (Aubin & van der Werf, 2009).

La question de l'eau est aussi une question clé en aquaculture. Dans la plupart des cas l'eau utilisée par les systèmes d'élevage aquacole est restituée dans son intégralité (ou en grande majorité). Il ne s'agit donc pas d'une consommation en eau à proprement parler, mais d'une séquestration de façon temporaire plus ou moins longue, qui empêche son utilisation par les écosystèmes naturels (ex : dérivation d'une section de cours d'eau) ou par d'autres usages pour la population humaine. Nous avons donc proposé la notion de « dépendance à l'eau » (Aubin et al., 2009), qui permet de montrer la nature du lien avec le milieu aquatique et la quantité d'eau mobilisée pour produire. Cette catégorie d'impact utilisée dans le cadre de la comparaison de systèmes aquacoles ouverts (cas de la truite) ou de circuits recirculés (cas du turbot) est présentée dans le chapitre 3 (voir matériel et méthodes). Elle permet de mettre en balance la consommation énergétique d'une part et le besoin en eau pour l'élevage dans les deux systèmes en dérivation de cours d'eau ou en eau traitée et recirculée. Cette catégorie d'impact reste à confronter avec le cadre méthodologique de l'eau virtuelle et sa déclinaison en eau bleue (eau de surface ou souterraine accessible pour les activités humaines), eau verte (eau interstitielle, eau des sols, disponibles pour les plantes et les micro-organismes) et eau grise (eau usagée issue des activités humaines), telle qu'elle a pu être utilisée pour d'autres types de production agricole (Allan, 1998 ; Milà i Canals et al., 2008 ; Chapagain and Orr, 2009).

Si l'éventail des catégories d'impact proposées dans le cadre ACV est maintenant assez étoffé, certains problèmes environnementaux ne sont pas encore pris en compte. On peut citer par exemple, l'effet de l'échappement d'individus domestiques sur les écosystèmes et populations sauvages, la dissémination de pathologies ou de parasites dans les écosystèmes naturels, l'effet des médicaments vétérinaires et désinfectants utilisés en pisciculture… Des réflexions sont en cours sur la prise en compte de ces types d'impact, mais les cadres méthodologiques ne sont pas encore opérationnels (Ford et al., 2012). De même l'idée d'une catégorie d'impact (orientée dommage) caractérisant les atteintes à la biodiversité, si elle est séduisante se heurte à des difficultés conceptuelles. Certaines catégories d'impact associées spécifiquement à la pêche, comme la dégradation des fonds d'écosystèmes marins, ou le prélèvement d'espèces en danger pourraient entrer aussi de façon plus ou moins directe dans les ACV des systèmes aquacoles. Par exemple la dégradation des fonds marins pourrait être utilisée dans le cas des élevages en cage en mer comme en eau douce dans les lacs notamment. La sédimentation des matières particulaires issues des aliments, et/ou des fécés, dégrade les écosystèmes benthiques. Le prélèvement d'espèces en danger pourrait entrer dans la caractérisation des impacts des farines et huiles de poisson utilisées dans l'alimentation des élevages aquacoles.

Avec l'ACV, nous disposons donc bien d'une appréciation multicritère des questions d'environnement de l'aquaculture, mais cette vision demeure encore partielle.

### 6.2.2 Transferts d'impact

Un des avantages de recourir à un ensemble d'indicateurs complémentaires est de pouvoir évaluer les transferts d'impacts lors d'un changement de pratiques. Ainsi, le chapitre 3 montre bien que le passage d'élevages de poissons en circuit ouvert (truite et bar) vers des technologies d'élevage en recirculation d'eau, induit d'un côté une réduction de l'eutrophisation et de la dépendance à l'eau (impacts locaux), mais en contrepartie s'accompagne d'une augmentation de la consommation en énergie et des impacts associés, changement climatique et acidification. Le transfert se produit ici entre un impact local (eutrophisation) et des impacts globaux (changement climatique) qui ne concernent pas le même type d'acteurs (pisciculteurs et gestionnaires de l'environnement des territoires vs Etat et population mondiale).

Dans le chapitre 4, la substitution des farines et huiles de poisson par des ressources végétales induit aussi une forme de transfert d'impact en diminuant nettement la pression sur la ressource biotique (diminution de l'utilisation de production primaire nette) de façon concomitante avec une augmentation de l'utilisation de surface terrestre. Ainsi l'ACV attire l'attention sur le fait que la diminution de la pression sur les ressources halieutiques pourrait se faire en augmentant la pression sur l'usage des terres et donc contribuer à la concurrence entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine comme c'est déjà largement le cas pour les élevages terrestres, sans même considérer les usages non alimentaires des végétaux (énergie...).

Ces phénomènes de transferts d'impact induisent aussi une difficulté inhérente aux analyses multicritères, qui réside dans l'arbitrage et la prise de décision quand les indicateurs n'évoluent pas tous dans le même sens. Suivant les groupes d'acteurs concernés, les échelles, et les spécificités du contexte, la hiérarchisation des questions environnementales peut être très différente et les voies d'amélioration contrastées. Cette situation peut conduire à des divergences dans les stratégies de développement ou d'atténuation des impacts des élevages et des incompréhensions dans les modalités d'application des régulations.

## 6.3 L'ACV comme synthèse des performances du système

L'ACV est particulièrement gourmande en information et nécessite de dresser des inventaires précis des ressources utilisées et des émissions des systèmes de production. En établissant les flux de matières entre les différentes parties des systèmes, l'ACV oblige à revoir le fonctionnement global et à évaluer les rendements et les pertes associés aux différents processus. Utilisant essentiellement une approche par bilan de masse, l'ACV montre l'efficacité du système à transformer les intrants en produit(s) cible(s), les pertes correspondant aux émissions qui contribuent généralement aux impacts. Ainsi, les résultats de l'ACV traduisent

l'efficience du système de production en ajoutant la nature et le devenir des émissions dans les différents compartiments (sol, air, eau) et le niveau des impacts environnementaux.

Cette approche par bilan avait été peu conduite dans les systèmes aquacoles en particulier ceux situés dans les pays en voie de développement où les questions d'environnement des élevages aquacoles ne paraissaient pas cruciales (à l'exception des élevages intensifs de crevettes), et où les méthodes d'élevage extensives étaient considérées a priori comme respectueuses de l'environnement.

Les premiers travaux d'ACV sur les élevages de Tilapia en étang au Cameroun (Efolé – Ewoukem et al., 2012) ont par exemple montré la faible capacité de ces systèmes à valoriser les nutriments apportés (déjections animales, sous-produits agricoles), induisant des niveaux potentiels d'eutrophisation très élevés quand ils sont calculés par kg de poisson produit. Le chapitre 5 compare des élevages de différents niveaux d'intensification et montre aussi cette caractéristique. L'élevage en polyculture dans les étangs côtiers Philippins présente des niveaux d'utilisation de l'énergie et d'émission de gaz à effet de serre du même ordre que ceux des élevages intensifs malgré l'absence d'utilisation d'aliment exogène granulé. Les faibles taux de survie des crevettes (5% en moyenne), et la mauvaise valorisation des mollusques déversés qui servent de nourriture, ainsi que la dépendance au gasoil pour les approvisionnements et la vidange des étangs contribuent à ces résultats médiocres, ce qui n'était pas perçu par les producteurs et les agents de développement. La taille des structures de production de 1 à 10 ha est aussi un facteur déterminant dans la capacité de maîtrise du système : contrôle de l'empoissonnement, de l'alimentation, de la croissance et de la survie (Irz et Stevenson, 2012).

A partir de ces constats, la performance environnementale des systèmes aquacoles semble bien liée au niveau de productivité et à la performance de l'utilisation des intrants au sein du système entier quand les analyses sont réalisées sur la base d'une unité fonctionnelle en masse de produit. Ce résultat serait très différent en faisant l'analyse par hectare de surface d'étang ; les systèmes les moins dépendants des intrants seraient alors favorisés.

Sur la base du système de poisson carnivore en monoculture, les adaptations pour une amélioration environnementale procèdent par l'ajout de compartiments censés améliorer les performances globales. Il pourra s'agir de structures de traitements de l'eau, comme des marais plantés, en organisant un lagunage plus efficace, mais ces solutions ne peuvent être que transitoires, car elles n'améliorent pas l'efficience du système entier mais proposent une voie de minimisation des rejets, par élimination de l'azote et du phosphore. L'ajout de compartiments productifs semble une solution plus adaptée à l'objectif, en associant un élevage ou une culture basée sur la même ressource initiale en nutriment : l'aliment exogène des poissons. L'extraction des boues et leur réutilisation dans des cultures agricoles, améliorent les émissions locales dans le milieu aquatique, mais induisent un surcoût énergétique et les mêmes risques que les autres effluents d'élevage, avec des

émissions gazeuses lors du stockage ou compostage, et lors de l'épandage agricole, ainsi que des pertes en nutriments par lessivage.

L'ajout d'un atelier d'élevage aquatique est une autre voie à creuser en occident, alors qu'elle est largement développée en Asie. Mungkung et al. (2013) ont par exemple montré que l'élevage associé carpe-Tilapia en double cage (quatre cages de carpe insérées dans une cage de Tilapia, chargés de consommer fouling et refus d'aliment) dans le Lac de Cirata (Indonésie), était un des plus efficients de ceux que nous avions étudiés dans le cadre du programme EVAD (ANR, 2008). Les systèmes de polyculture sont aussi très développés en Asie d'où ils sont originaires (polyculture de différentes carpes par exemple). Ce sont des systèmes productifs qui associent plusieurs espèces de poisson en ayant pour objectif de valoriser l'ensemble des ressources trophiques générées dans un étang. L'ajout d'ateliers d'élevage ou de culture terrestres est aussi une voie d'amélioration conjointe des systèmes de production agricole. C'est le cas de l'intégration des élevages de porcs ou volailles avec des étangs (Casaca, 2008, Efolé - Ewoukem et al., 2012) par valorisation des éléments nutritifs, ou avec des cultures comme le riz permettant la production d'aliment naturel pour les poissons et la limitation des parasites des cultures (Xie et al., 2011). Ainsi, plus que la notion d'extensif/intensif, c'est plutôt les modalités de conduite de l'élevage, la capacité à le maîtriser et l'adaptation au contexte physique et biologique qui semblent conditionner les impacts environnementaux.

## 6.4 L'ACV spécifique ou générique ?

Les systèmes d'élevage de poissons carnivores en monoculture, principalement des salmonidés, sont ceux dont les impacts environnementaux ont été les plus étudiés par ACV. Ces systèmes entrent facilement dans une logique d'élevage « industriel » qui se traduit plus aisément dans la logique d'écologie industrielle de l'ACV, que les systèmes extensifs en étang qui valorisent une biomasse planctonique. Par ailleurs, ce sont des systèmes d'élevage bien documentés qui bénéficient d'une traçabilité qui répond aux exigences des réglementations sur l'environnement et sur la qualité (sanitaire voire nutritionnelle) des produits, ainsi qu'aux demandes d'informations d'un marché internationalisé. L'application de l'ACV aux systèmes extensifs en étang est néanmoins possible et le chapitre 5 montre que l'on peut comparer leurs performances environnementales à celles des systèmes aquacoles plus intensifs avec les mêmes indicateurs. Ce chapitre montre également l'importante variabilité des performances environnementales, et ce dans une zone géographique limitée. La plus forte dépendance des systèmes extensifs à leur contexte climatique, physique et biologique, nécessite de prendre en compte de façon plus précise ces paramètres dans l'analyse. Ainsi, il semble nécessaire de mieux comprendre la variabilité spatiale et de la maitriser. Des efforts pour rendre l'ACV plus spatialement explicite vont dans ce sens. Des approches permettant de coupler les ACV avec des Systèmes d'Information Géographique sont en cours de développement (Geyer et al., 2010). Elles devraient notamment permettre de prendre en compte la sensibilité

des milieux aux polluants émis et le niveau de disponibilité en ressources clé comme l'eau (Pfister et al., 2009).

Ainsi l'ACV évolue selon deux contraintes. L'une est celle de la spécificité. L'ACV doit faire intervenir des processus de calcul particuliers afin de mieux prendre en compte les contextes locaux (sensibilité du milieu aux polluants, disponibilités des ressources, contextes économiques...) pour que les impacts potentiels, notamment locaux et régionaux, soient plus proches de la réalité. Les modèles de calcul des émissions et du devenir des polluants doivent être plus précis et plus spécifiques des systèmes de production étudiés. Par exemple, l'évaluation des émissions des rejets métaboliques de l'élevage basée sur les bilans de masse à l'échelle des poissons est tout à fait pertinente pour les élevages en systèmes ouverts avec des échanges d'eau importants avec l'environnement (bassins de truites, cages marines) car il y a peu de modification de ces émissions à l'intérieur de l'atelier d'élevage (Aubin et al., 2011; Papatryphon et al., 2005). Par contre, dans le cas des étangs ces évaluations sont très imprécises. La prise en compte de l'évolution des nutriments, de la production de biomasse planctonique et des émissions gazeuses est une nécessité. Cette plus grande spécificité des modèles d'émission de transfert et de devenir dans les calculs ACV des systèmes aquacoles, doit aussi être complétée par la prise en compte de catégories d'impacts supplémentaires pour répondre aux questions des différents niveaux d'acteurs impliqués dans les filières d'élevage et les territoires.

L'autre contrainte est celle de la généricité, car l'ACV doit rester un outil normalisé permettant de comparer des systèmes (parfois très différents) entre eux pour peu qu'ils répondent au même objectif. C'est le cas dans le chapitre 3 qui compare des systèmes de production de poissons carnivores en Europe, mais aussi dans le chapitre 5 qui compare différents systèmes de production de poissons et crevettes dans le monde. Il est donc nécessaire d'établir des règles claires et transparentes qui puissent être appliquées de façon homogène pour tous les systèmes. Ce besoin de normalisation répond aussi à une demande de certification des produits aquatiques pour satisfaire des marchés recherchant des labellisations de la qualité environnementale des produits aquatiques.

## 6.5 Les principales limites de l'ACV

### 6.5.1 Le manque de valeurs seuil

Malgré un nombre croissant d'analyses environnementales de systèmes aquacoles, l'ACV souffre du manque de données de référence qui permettraient de fixer des limites, des seuils de durabilité, qui définiraient si un niveau d'impact donné est acceptable ou pas (Acosta-Alba et van der Werf, 2011). Les catégories d'impact fournissent des valeurs mais comment juger si elles sont basses ou élevées, si elles sont au-dessus ou en dessous d'un seuil de durabilité ? Il est particulièrement difficile de répondre à cette question. Et pourtant cette méthode a pour vocation de guider la décision, permettre de faire des choix techniques, trouver des voies

d'amélioration. La solution actuelle consiste donc à comparer les résultats et les systèmes entre eux. Mais sont- ils toujours comparables ? Les études ont-elles utilisé exactement les mêmes limites de systèmes, règles d'allocations... Dans ce cadre la construction d'échelles, ou de gammes de valeurs de référence semble être une priorité, mais nécessite de disposer d'une méthodologie stabilisée (au-delà du cadre ISO) issue d'un consensus international. Par ailleurs, ces valeurs seuils sont aussi à définir en regard de la capacité des milieux à recevoir les flux polluants (capacité d'accueil) pour certaines catégories d'impact comme l'acidification ou l'eutrophisation.

### 6.5.2 L'unité fonctionnelle

Les produits aquatiques, comme l'illustre le chapitre 5, sont multifonctionnels. Ils sont la base de l'alimentation d'une grande partie de la population asiatique et une des premières sources de protéine animale en Afrique Subsaharienne. Néanmoins, s'ils sont recherchés dans les couches aisées des populations en occident, c'est pour leur caractère festif et leur contenu nutritionnel. Dans ce cadre, il est difficile de comparer 1 kg de crevette avec 1 kg de viande, même si l'on fait la comparaison sur la base du contenu en protéines. La traduction de ces fonctions en unité commune est donc difficile, et cette difficulté se traduit aussi au travers des différents systèmes d'allocation des impacts entre coproduits utilisés en ACV. Il s'agit d'une question ouverte particulièrement importante pour les filières alimentaires (Aubin et al., 2013).

### 6.5.3 L'allocation des impacts entre les coproduits

Le choix d'une règle d'allocation des impacts entre coproduits est toujours une question d'actualité. Il s'agit de répartir la charge environnementale entre les différents coproduits issus d'un même processus de production ou de transformation. Différentes règles sont utilisées avec un ordre de priorité proposé par l'ISO (voir paragraphe 1.2.3). Dans les travaux présentés ici, nous avons préférentiellement utilisé l'allocation économique arguant du fait que les usages différents des coproduits (exemple : apports lipides pour une huile, contre apport en protéique pour un tourteau) rendaient difficile l'établissement d'une règle pertinente autre qu'un prix de marché qui reflète la demande (et donc l'utilité) de chacun. Ainsi la règle d'allocation est établie en multipliant le poids de chacun des coproduits par sa valeur, le tout étant rapporté à la somme des poids X valeur de chacun des coproduits. Hormis le fait que cette règle ne dit rien sur les phénomènes physiques ou biologiques qui sous-tendent la production de ces coproduits, la volatilité des prix est un écueil important qui a souvent été opposé à cette méthode (Pelletier & Tyedmers, 2011 et 2012). Nous avons tenté de contourner cet écueil par l'utilisation de moyennes pluriannuelles (sur 5 ans) afin de lisser l'évolution des cours, mais les données ne sont pas toujours disponibles. Comme on l'a vu dans les chapitres 4 et 5, l'utilisation de différentes règles d'allocation influe sur les valeurs d'impact. Si elles

modifient assez peu les conclusions de l'étude sur la substitution des ingrédients halieutiques (chapitre 4), l'ordre des espèces en fonction du niveau des impacts est modifié dans le cadre de la polyculture aux Philippines (chapitre 5). Une voie d'amélioration de ces règles d'allocation pourrait se baser sur la description fine des phénomènes biologiques et physiques qui permettent la production ou la différentiation des différents coproduits sur la base de l'énergie utilisée dans ces phénomènes. Cette proposition est différente de celle présentée précédemment basée sur le contenu énergétique par Tyedmers et Pelletier (2006) des différents coproduits et a été utilisée avec succès dans le cas des bovins pour séparer production du lait, des veaux et de la viande (Nguyen et al., 2013). La prise en compte des phénomènes de développement chez le poisson et des processus de transformation sera nécessaire pour permettre l'application de ces nouvelles règles d'allocation et améliorer l'évaluation environnementale des différents produits issus des pêches utilisés dans les aliments aquacoles. Une autre solution est préférée dans la norme ISO : il s'agit de l'extension du système. Il s'agit dans le cas de systèmes multifonctionnels de procéder soit au retrait, soit à la substitution de certaines fonctions, en utilisant des fonctions équivalentes extérieures au système (Joint Research Center, 2010). Par exemple une fonction d'amendement fertilisant d'un lisier de porc ou d'une boue de pisciculture peut être substituée à celle apportée par un engrais industriels dont on connait les impacts environnementaux. Cette solution pose aussi de nombreuses questions méthodologiques sur la représentativité des fonctions substituées, l'existence de co-produits (ou d'autres fonctions) dans les éléments substitués et in fine sur la robustesse ou la généralisation des résultats obtenus. Nous n'avons pas retenu cette approche dans les travaux présentés ici.

### 6.5.4 La prise en compte de la variabilité

Compte tenu des exigences en nombre et qualité des données de la méthode ACV, plusieurs écueils sont généralement relevés dans les études ACV des systèmes piscicoles (Henriksson et al., 2012). Le premier concerne le nombre des exploitations enquêtées qui servent à établir la performance environnementale du système. Dans les articles présentés ici, nous sommes passés d'une ferme par type pour l'évaluation des systèmes de poisson carnivores à 15 fermes pour le système Philippin. On a pu voir dans ce dernier cas, combien la variabilité était grande et combien il était nécessaire de rechercher des solutions (typologies, spatialisation…) pour tenter de diminuer cette variabilité. Cette variabilité a aussi été remarquée dans le cas des piscicultures d'étang au Cameroun, et ce malgré un travail préalable de typologie pour classer les exploitations (Efole Ewoukem, 2011). De façon générale, on pourra s'attendre à des variabilités plus élevées dans les systèmes les moins bien maîtrisés et dans ceux qui dépendent plus de mécanismes biologiques naturels (étangs extensifs par exemple). Dans ce cas, il faudra recommander d'enquêter un nombre suffisant d'exploitations ou de développer des stratégies d'échantillonnage particulières pour balayer cette variabilité. Ces démarches seront aussi à affiner selon les objectifs de l'étude.

### 6.5.5 La maîtrise de l'incertitude des données

Le second volet concerne l'incertitude des données. Il existe différents cadres méthodologiques pour intégrer l'incertitude des données dans les ACV. Néanmoins, ils demandent pour leur mise en œuvre une expertise en mathématique pas toujours disponible et un recul important sur les données. L'incertitude associée à l'étape d'inventaire est particulièrement élevée dans le cadre de productions extensives ou dans les pays en voie de développement, où les systèmes de recueil des données sont rares, et les suivis « quantifiés » d'élevages souvent absents chez les éleveurs. Cette incertitude associée aux données primaires est aussi combinée aux incertitudes associées aux données secondaires issues des bases de données ; pas toujours adaptées aux contextes géophysiques des systèmes étudiés. Il faut de surcroit y ajouter les incertitudes liées aux modèles de flux de matières : modèles d'émission, de transfert et de devenir, mais aussi aux incertitudes des modèles de caractérisation (permettant le calcul des impacts). De ce fait, la possibilité de qualifier les données et de les associer à des niveaux d'incertitude est un défi important, pour donner un niveau de précision aux impacts et donc permettre une comparaison plus robuste entre les cas étudiés. La hiérarchisation et la classification des sources d'incertitude dans les ACV des systèmes agricoles et aquacoles est probablement une étape à conduire, préalable aux calculs qui ne pourront prendre en compte qu'un nombre limité d'entre elles. Dans les travaux présentés ici, nous n'avons pas été en mesure d'étudier l'incertitude de nos données.

# Chapitre 7

# Conclusion générale et perspectives

L'Analyse du Cycle de Vie des produits aquatiques est en plein développement. Le nombre d'études augmente régulièrement, le nombre de systèmes différents décrits augmente également. Les catégories d'impacts spécifiques aux productions aquacoles et halieutiques sont de plus en plus élaborées. Nous sommes dans une forme de paradoxe, où la science poursuit des travaux sur ces outils alors qu'on cherche déjà à les employer dans des labels de qualité, pour « informer » les consommateurs, et développer des schémas de certification, de développement durable notamment.

Les travaux qui ont été présentés ici montrent que l'Analyse du Cycle de Vie permet de prendre en compte une bonne part des spécificités des systèmes aquacoles pour en proposer un bilan environnemental à la fois générique (permettant de comparer différents systèmes piscicoles entre eux quel que soit leur contexte) et spécifique (permettant dans sa mise en œuvre de s'adapter à la particularité d'un système ou à son contexte). Le cadre méthodologique est applicable à tous les systèmes de production aquacoles, qui sont d'une grande variété, par les espèces qu'ils exploitent, les modalités d'élevage, les objectifs de production et les zones géographiques où ils sont implantés. Les liens à l'eau et aux ressources alimentaires spécifiques à l'aquaculture ont pu être traduits dans les méthodes de calcul des impacts environnementaux, au même titre que les caractéristiques génériques aux systèmes de production agricole. Le bilan environnemental qui est ainsi proposé permet de caractériser les systèmes avec un jeu de critères pertinents permettant de répondre à des attentes environnementales à des échelles variées, d'ordre local jusqu'au niveau global. Les injonctions du développement durable ont pu trouver un écho dans l'application de cette méthode, en quittant une vision uniquement centrée sur des impacts locaux dans les écosystèmes aquatiques (essentiellement pour des raisons réglementaires), pour l'appréhension d'un système de production élargi avec des impacts associés plus divers à des échelles plus vastes.

Le caractère multicritère de l'ACV permet d'analyser les changements de pratiques et l'application d'innovations dans les systèmes de production en mettant en évidence les éventuels transferts d'impact. Ainsi, l'ACV permet de guider les choix en éclairant l'ensemble des conséquences associées à ces évolutions, comme par exemple lors du changement de formulation des aliments aquacoles, où l'on peut observer des transferts d'impact entre catégories d'impact, entre ingrédients (processus) et entre localisations géographiques. Les méthodes pour aborder la prise

de décision multicritère existent (Botreau, 2008) et peuvent relever des mathématiques ou des sciences sociales. Dans nos travaux, nous nous sommes arrêtés à l'établissement du diagnostic, mais une étape reste à franchir si nous souhaitons aller jusqu'à l'éco-conception de nouveaux système sur la base des résultats d'ACV.

Nécessitant un descriptif précis des pratiques et un inventaire détaillé des ressources et des émissions, l'ACV nous a conduit à revoir la notion d'efficacité des systèmes et nous offre une autre lecture des niveaux d'intensification des systèmes aquacoles. L'analyse des flux de matières entrant et sortant met en évidence la capacité des systèmes aquacoles à transformer et valoriser les intrants qui lui sont apportés. Ainsi les systèmes extensifs souvent considérés comme peu impactants, montrent une capacité de transformation des intrants modérée et ainsi des impacts ramenés au kg de produit assez élevés. L'ACV mobilise un nombre important de connaissances et permet de valoriser les démarches de modélisation des processus de production. Dans le cas de l'application aux systèmes piscicoles, nos travaux ont repris les approches par bilan de masse qui sont au cœur des évaluations des émissions et des consommations.

Il reste des marges importantes d'amélioration des modalités d'application des ACV aux systèmes aquacoles. Sur le plan méthodologique, la définition de règles claires acceptées par tous, dans le choix des modalités d'allocation des impacts entre les différents produits d'un système reste à mener. Dans le cas de systèmes de production complexe comme ceux en polyculture cette question est importante. L'application de règles biophysiques ou basées sur les niveaux trophiques des différentes espèces sont encore à explorer en aquaculture. Dans la conduite des ACV, la prise en compte de la variabilité des systèmes et des pratiques est une nécessité qui demande des efforts supplémentaires. Ces efforts sont à développer dans la constitution des échantillons de pisciculture qui sont pris en compte dans les analyses. Ils doivent être à la fois plus larges et définis de façon à couvrir l'ensemble de la variabilité des systèmes. Par ailleurs, l'existence de variabilité dans les caractéristiques physiques et biologiques des écosystèmes supports, induit des variations importantes dans les pratiques et les performances au sein des systèmes mais aussi dans le devenir des émissions polluantes. Des approches combinant les analyses du cycle de vie et les systèmes d'information géographique sont à développer.

Par ailleurs, l'ACV ne prenant pas en compte les flux d'origine naturelle (énergie solaire, pluie, vent…), l'association dans une démarche couplée avec d'autres méthodes comme l'Emergy devrait être envisagée (Wilfart et al., 2013). L'Emergy (Odum, 1996) est une méthode d'analyse énergétique qui transforme tous les flux utilisés par un système de production, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, en équivalent d'énergie solaire. Son utilisation permet de comprendre l'origine des flux et leur dépendance aux ressources naturelles. Les deux analyses Emergy et ACV donnent des réponses complémentaires pour l'analyse environnementale des

systèmes, l'une plus axée sur les flux associés aux activités humaine, l'autre montrant l'influence des ressources naturelles.

En dehors du champ de la méthodologie de l'ACV proprement dite, il manque encore des informations précises sur les émissions des systèmes piscicoles notamment dans le cas des étangs. Il n'existe pas encore de modèle simple et fiable sur les émissions gazeuses (ammoniac et méthane notamment) et sur le cycle de l'azote au niveau des interfaces sédiment-eau-air. Des travaux de caractérisation sont encore à conduire. Les systèmes extensifs sont mal décrits selon les critères de l'ACV et les données sont difficilement disponibles compte tenu de leur niveau de maitrise zootechnique, souvent faible.

De façon générale, il manque encore des données d'analyse environnementale dans les systèmes aquacoles. Elles sont nécessaires pour prendre du recul et proposer des valeurs seuils permettant d'émettre un jugement sur les niveaux des impacts. Les systèmes aquacoles tropicaux, en particulier en Asie, sont encore insuffisamment décrits alors qu'ils constituent la plus grande partie de la production aquacole mondiale et qu'ils contribuent à l'alimentation en protéines d'une part importante de l'humanité. En Afrique, le développement d'une pisciculture durable nécessiterait de s'appuyer sur des analyses environnementales plus robustes.

L'ACV des systèmes aquacoles doit continuer à mûrir et à consolider ses bases méthodologiques et développer ses modalités d'application. Dans le même temps, elle contribue déjà à éclairer la notion de développement durable (à l'échelle d'un produit ou d'un territoire), où elle peut servir à documenter de façon très large le pilier environnemental, en parallèle à d'autres approches permettant d'aborder les piliers économiques et sociaux.

L'ensemble des travaux d'analyse environnementale des systèmes aquacoles par ACV ont largement modifié le regard porté sur le lien entre aquaculture et environnement. La compréhension et la sensibilisation à des conséquences environnementales interconnectées est maintenant partagée en occident dans les filières de production, chez les citoyens et chez les politiques.

Différents niveaux d'acteurs (administration, producteurs, personnes chargées du développement, fournisseurs…) sont en attente de résultats ou d'études permettant soit de justifier le bienfondé de leur activité, soit pour guider des améliorations et la mise en place de projets. L'entrée de certains de ces indicateurs dans des schémas de certification est aussi en cours ou attendue par le secteur marchand qui cherche à assurer la qualité environnementale des produits ou la différentiation du marché selon ces critères dont on pense qu'ils sont de plus en plus pris en compte par les consommateurs. Cette attente est particulièrement importante pour les produits aquatiques qui font partie des tous premiers échangés dans le monde.

## Bibliographie


Abrantes, K.G., Lyle, J.M., Nichols, P.D., Semmens, J.M., 2011. Do exotic salmonids feed on native fauna after escaping from aquaculture cages in Tasmania, Australia? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 68, 1539-1551.

Acosta-Alba, I., van der Werf, H.M.G., 2011. The use of reference values in indicator-based methods for the environmental assessment of agricultural systems. *Sustainability*, 3: 424-442.

Afnor, 2000. *Norme AFNOR NF T90-354 : L'Indice Biologique Diatomées*

Afnor, 2003. *Norme AFNOR NF T90-395 : L'Indice Biologique Macrophytes en Rivière*

Afnor, 2004a. *Norme AFNOR NF T90-350: L'Indice Biologique Global Normalisé*.

Afnor, 2004b. *Norme AFNOR NF T90-344 : L'Indice Poissons en Rivière*

AGRESTE, 2006. *Enquête pratiques culturales.* Disponible sur : < http://agreste.agriculture.gouv.fr/publications/chiffres-et-donnees/article/enquete-sur-les-pratiques> (consulté le 26.11.2013)

AGRESTE, 2007. *Chiffres clés. Principales cultures selon leur superficie en 2007*. Disponible sur : < http://agreste.agriculture.gouv.fr/thematiques/productions-vegetales/grandes-cultures-fourrages/> (consulté le 26.11.2013)

AGRESTE, 2010. *Céréales, Oléagineux, Protéagineux, surfaces, productions rendements 2009 définitifs, 2010 provisoires.* Disponible sur : < http://agreste.agriculture.gouv.fr/conjoncture/grandes-cultures-et-fourrages/> (consulté le 26.11.2013)

Allan, J.A., 1998. Virtual water: A strategic resource global solutions to regional deficits. *Ground Water* 36, 545-546.

Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Tsapaki, M., Karakassis, I., 2007. Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 75, 408-416.

Ardente, F., Cellura, M., 2012. Economic allocation in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* 16, 387-398.

Aubin, J., 2013. Life Cycle Analysis as applied to environmental choices regarding farmed or wildcaught fish. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*. 8, N°11.

Aubin, J., Baruthio, A., Mungkung, R., Lazard, J., 2014. Environmental performance of brackish water polyculture system from a life cycle perspective: A Filipino case study. *Aquaculture*. In press.

Aubin, J., Donnars, C., Supkova, M., Dorin, B., 2013. A critical panorama of methods used to assess food sustainability. In: Esnouf, C., Russel, M., Bricas, N. (Eds.*), Food system sustainability: Insights from duALIne.* Cambridge University Press, New York, 198-232.

Aubin, J., Tocqueville, A., Kaushik, S.J., 2011. Characterisation of waste output from flow-through trout farms in France: comparison of nutrient mass-balance modelling and hydrological *methods Aquatic Living Resources* 24, 63-70.

Aubin, J., Papatryphon, E., van der Werf, H.M.G., Chatzifotis, S., 2009. Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment *Journal of Cleaner Production*17, 354-361.

Aubin, J., Van der Werf, H.M.G., 2009. Fish farming and the environment: A life cycle assessment approach. *Cahiers Agricultures* 18, 220-226.

Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Morvan, Y.M., 2006. Characterisation of the environmental impact of a turbot (Scophthalmus maximus) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. *Aquaculture* 261, 1259-1268.

Axler, R.P., Tikkanen, C., Henneck, J., Schuldt, J., McDonald, M.E., 1997. Characteristics of effluent and sludge from two commercial rainbow trout farms in Minnesota. *Progressive Fish Culturist* 59: 161-172.

Ayer, N.W., Tyedmers, P.H., 2009. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production*. 17, 362-373.

Ayer, N.W., Tyedmers, P.H., Pelletier, N.L., Sonesson, U., Scholz, A., 2007. Co-product allocation in life cycle assessments of seafood production systems: Review of problems and strategies. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 480-487.

Bagarinao, T., Lantin-Olaguer, I., 2000. From triphenyltins to integrated management of the `pest' snail Cerithidea cingulata in mangrove-derived milkfish ponds in the Philippines. *Hydrobiologia* 437, 1-16.

Bardonnet, A., Bolliet, V., Dumas, J., Héland, M., Jarry, M., Barrière, L., Glise, S., Vigne, J.-C., Bassenave, J.-G., Saco-Solanas, I., 2004. Éléments sur l'impact des pisciculture sur les populations de Truite commune (Salmo trutta L.). In: Boujard, T. (Ed.), *Les dossiers de l'Environnement de l'INRA*, Paris, pp. 47 - 64.

Baruthio, A., 2006. *La durabilité de l'aquaculture: quelles représentations? Analyse des exploitations et de la perception des acteurs de la filière de polyculture extensive dans la province de Pampanga aux Philippines*, mémoire d'ingénieur, ENSAT, pp. 31.

Basset-Mens, C., van der Werf , H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems – The case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 105(1-2): 127-144.

Bayart, J.B., Bulle, C., Deschenes, L., Margni, M., Pfister, S., Vince, F., Koehler, A., 2010. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 439-453.

Bell, J.G., Henderson, R.J., Tocher, D.R. and Sargent, J.R., 2004. Replacement of dietary fish oil with increasing levels of linseed oil: Tailoring flesh fatty acid compositions in Atlantic salmon (Salmo salar) using a fish oil finishing diet. *Lipids* 39: 223-232.

Billard R., 1980. La polyculture en étang. In R. Billard (Ed), *La pisciculture en étang*, INRA Publ., Paris (France), 269-281.

Billard, R., 2010. *Derrière chez moi, y'a un étang. Les étangs, textes d'hier, regards d'aujourd'hui et de demain*. Editions Quae, Versailles, 302 pp.

Blancheton, J.P., 2000. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering* 22(1-2): 17-31.

Blancheton, J.P., Bosc, P., Hussenot, J.M.E., d'Orbcastel, E.R., Romain, D., 2009. The 'new' European fish culture systems: Recirculating systems, offshore cages, integrated systems. *Cahiers Agricultures* 18, 227-234.

Boissy, J., Aubin, J., Drissi, A., van der Werf, H.M.G., Bell, G.J., Kaushik, S.J., 2011. Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales. *Aquaculture* 321, 61-70.

Bosma, R., Pham Thi, A., 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 *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 903-915.

Botreau, R., 2008. *Evaluation multicritère du bien-être animal*. Thèse de doctorat de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement – Agro Paris Tech, Spécialité Productions Animales. 393 p..

Boujard, T., Gélineau, A., Covès, D., Corraze, G., Dutto, G., Gasset, E., Kaushik, S. , 2004. Regulation of feed intake, growth, nutrient and energy utilisation in European sea bass (Dicentrarchus labrax) fed high fat diets. *Aquaculture*; 231(1-4): 529-545.

Boyd, C.E., Wood, C.W., Chaney, P.L., Queiroz, J.F., 2010. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. *Environmental Pollution*; 158, 2537-2540.

BFAR (Bureau of Fisheries and Aquatic Resources), the WorldFish Center, SEAFDEC, UPV, 2005. *Dissemination and adoption of milkfish aquaculture technology in the Philippines*. First annual report, pp. 3-4.

BFAR (Bureau of Fisheries and Aquatic Resources), 2004. *Philippine fisheries profile, 2004. Department of Agriculture, Republic of the Philippines*, 24 p.

Bourret, V., O'Reilly, P.T., Carr, J.W., Berg, P.R., Bernatchez, L., 2011. Temporal change in genetic integrity suggests loss of local adaptation in a wild Atlantic salmon (Salmo salar) population following introgression by farmed escapees. *Heredity* 106, 500-510.

Bureau, D.P., Gunther, S., Cho, C.Y., 2002. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. North American *Journal of Aquaculture*; 65: 33-38.

Canals, L.M.I., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Anton, A., Clift, R., 2009. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14, 28-42.

Canals, L.M.I., Muller-Wenk, R., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G., Michelsen, O., Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 12, 2-4.

Cao, L., Diana, J.S., Keoleian, G.A., Lai, Q., 2011. Life Cycle Assessment of Chinese Shrimp Farming Systems Targeted for Export and Domestic Sales. *Environmental Science & Technology* 45, 6531-6538.

Cao, L., Diana, J.S., Keoleian, G.A., 2013. Role of life cycle assessment in sustainable aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 5, 61-71.

Casaca, J.M., 2008. *Policultivos de peixes integrados à produção vegetal: avaliação econômica e sócio ambiental (peixe-verde)*. Tese de doutorado de Aqüicultura da UNESP Brazilia, 160 pp.

Casaca, J.d.M., Aubin, J., 2010. Analise do ciclo de vida do sistema peixe verde. In: Cyrino, J.E.P., Furuya, W.M., Ribeito, R.P., Filho, J.D.S. (Eds.), *AquaCiencia 2008. Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquatica, Jaboticalbal, Brazil,* pp. 14.

Chapagain, A.K., Orr, S., 2009. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes. *Journal of Environmental Management* 90, 1219-1228.

Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., 2011. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives. *Ecological Economics* 70, 749-758.

Chevassus-au-Louis, B., Lazard, J., 2009a. Current situation and prospects for international fish farming: Consumption and production. *Cahiers Agricultures* 18, 82-90.

Chevassus-au-Louis, B., Lazard, J., 2009b. Prospects for biotechnical research in fish culture. *Cahiers Agricultures* 18, 91-96.

Cho, C. Y., Kaushik, S. J., 1990. Nutritional energetics in fish: energy and protein utilization in rainbow trout (Salmo gairdneri). *World Reviews in Nutrition and Dietetics* 61: 132-172.

Clay, J.W., 1997. Toward sustainable shrimp culture, *World Aquaculture* 28 (3), pp.32-37.

Colt, J., Summerfelt, S., Pfeiffer, T., Fivelstad, S., Rust, M., 2008. Energy and resource consumption of land-based Atlantic salmon smolt hatcheries in the Pacific Northwest (USA). *Aquaculture* 280: 94-108.

d'Orbcastel, E.R., Blancheton, J.-P., Aubin, J., 2009. Towards environmentally sustainable aquaculture: Comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment. *Aquacultural Engineering* 40, 113-119.

d'Orbcastel, E.R., Blancheton, J.-P., Belaud, A., 2009. Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system. *Aquacultural Engineering* 40, 135-143.

Dourmad J.Y., Sève B., Latimier P., Boisen S., Fernandez J., Van de Peet-Schwering C., Jongbloed A.W. 1999. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France,The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science* 58, 199-211.

de Francesco, M. ; Parisi, G. ; Medale, F. ; Lupi, P. ; Kaushik, S.J. ; Poli, B.M., 2004. Effect of long-term feeding with a plant protein mixture based diet on growth and body/fillet quality traits of large rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). *Aquaculture* 236 (1-4): 413-429.

DEI ,2004. *Dimosia Epicheirisi Ilektrismou, Public Power Corporation S.A.,. Annual report 2003*. Athens.

de Vries, M., de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128, 1-11.

Diaz-Almela, E., Marba, N., Alvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I., Duarte, C.M., 2008. Benthic input rates predict seagrass (Posidonia oceanica) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1332-1342.

Ebeling, J.M., Welsh, C.F., Rishel, K.L., 2006. Performance evaluation of an inclined belt filter using coagulation/flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from microscreen backwash effluent. *Aquacultural Engineering* 35(1): 61-77.

Ecoinvent, 2007. Online: http://www.ecoinvent.ch/

EdF, 2004. *Rapport annuel du groupe Electricité de France 2000* Disponible sur : < http://retraites-ors.edf.com/html/fr/RA2000/infos/chiffres.html> (consulté le 26.11.2013)

Efole Ewoukem, T., 2011. *Optimisation biotechnique de la pisciculture en étang dans le cadre du développement durable des exploitations familiales agricoles au Cameroun.* Thèse de Doctorat Agrocampus Ouest de l'Ecole Doctorale Vie Agro-Santé, Université Européenne de Bretagne, Rennes, 214 p..

Efole Ewoukem, T., Aubin, J., Mikolasek, O., Corson, M.S., Tomedi Eyango, M., Tchoumboue, J., van der Werf, H.M.G., Ombredane, D., 2012. Environmental impacts of farms integrating aquaculture and agriculture in Cameroon. *Journal of Cleaner Production* 28, 208-214.

Ellingsen, H., Aanondsen, A., 2006. Environmental impacts of wild caught cod and farmed salmon - A comparison with chicken. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 60-65.

Ellingsen, H., Olaussen, J.O., Utne, I.B., 2009. Environmental analysis of the Norwegian fishery and aquaculture industry--A preliminary study focusing on farmed salmon. *Marine Policy* 33, 479-488.

European Community, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 327, 1-73.

European Parliament, 2004. *The fish meal and fish oil industry its role in the common fisheries policy*. European Parliament Committee on Fisheries, Working Paper FISH 113 EN. Luxembourg.

FAO, 2012. *The state of world Fisheries and aquaculture 2012*. Food and Agriculture Organisation of United Nations, Rome, pp. 230.

FAO, 2010. *State of world fisheries and aquaculture*, FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 224p.

FAO, 2005. National Aquaculture Sector Overview. Philippines. National Aquaculture Sector Overview Fact Sheets. In: *FAO Fisheries and Aquaculture* Department [on line]. Rome. MAJ 1 February 2005.

FAO, 2006. *State of world aquaculture*: 2006. Food and Agriculture Organisation of United Nations Rome: Fisheries technical paper no. 500.

FAO, 2005. National Aquaculture Sector Overview. Philippines. National Aquaculture Sector Overview Fact Sheets. In: FAO *Fisheries and Aquaculture* Department [on line]. Rome. MAJ 1 February 2005.

FAOSTAT, 2009. *United Nations Food and Agriculture Organization Statistics.* Disponible sur : http://www.fao.org/statistics/en/ (consulté le 26.11.2013)

Fauré, A., 1983. *Salmoniculture et environnement: Evaluation de la pollution rejetée par les salmonicultures intensives.* CEMAGREF, Bordeaux, pp. 71.

FIN, 2005. *FIN Dossier 2005 Annual Review of the feed grade fish stocks used to produce fishmeal and fish oil for the UK market*. London, United Kingdom.

FishBase, 2009. Disponible sur : <http://fishbase.mnhn.fr/search.php?lang=French> (consulté le 26.11.2013)

Fiske, P., Lund, R.A., Hansen, L.P., 2006. Relationships between the frequency of farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., in wild salmon populations and fish farming activity in Norway, 1989-2004. *Ices Journal of Marine Science* 63, 1182-1189.

Fleming, I.A., Hindar, K., Mjolnerod, I.B., Jonsson, B., Balstad, T., Lamberg, A., 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267, 1517-1523.

Folke, C., Kautsky, N., Troell, M., 1997. Salmon farming in context: response to Black et al. *Journal of Environmental Management* 50(1): 95-103.

Ford, J.S., Pelletier, N.L., Ziegler, F., Scholz, A.J., Tyedmers, P.H., Sonesson, U., Kruse, S.A., Silverman, H., 2012. Proposed local ecological impact categories and indicators for life cycle assessment of aquaculture: a salmon aquaculture case study. *Journal of Industrial Ecology* 16, 254-265.

Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz ,M., Van Dorland, R., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hischier, R., Hellweg, S., Humbert, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2007. *Implementation of Life Cycle Impacts Assessment methods*. Ecoinvent report no.3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, Switzerland

Frei, M., Becker, K., 2005. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions. Agriculture Ecosystems & Environment 107, 51-56.

Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2012. *FishBase*. http://www.fishbase.org, version (12/2012).

Gallego, A., Rodriguez, L., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010. Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 32-43.

Gelfand, I., Barak, Y., Even-Chen, Z., Cytryn, E., Rijn, J., van Krom, M. D.,2003. A novel zero discharge intensive seawater recirculating system for the culture of marine fish,.*Journal of the World Aquaculture Society* 34(3): 344-358.

Geyer, R., Stoms, D.M., Lindner, J.P., Davis, F.W., Wittstock, B., 2010a. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 454-467.

Geyer, R., Lindner, J.P., Stoms, D.M., Davis, F.W., Wittstock, B., 2010b. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 692-703.

Giraud, E., Douet, D.G., Bris, H.l., Bouju-Albert, A., Donnay-Moreno, C., Thorin, C., Pouliquen, H., 2006. Survey of antibiotic resistance in an integrated marine aquaculture system under oxolinic acid treatment. *FEMS Microbiology Ecology* 55, 439-448.

Goedkoop, M.J.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.A.J.; De Schryver, A.M.; 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*. First edition Report I: Characterisation. 6 January 2009, http://www.lcia-recipe.net.

Gomes, E. F., Rema P., Kaushik S.J., 1995. Replacement of fish meal by plant proteins in the diet of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss): digestibility and growth performance. *Aquaculture* 130(2-3): 177-186.

Gordon, L., Giraud, E., Ganiere, J.P., Armand, F., Bouju-Albert, A., Cotte, N.d.l., Mangion, C., Bris, H.l., 2007. Antimicrobial resistance survey in a river receiving effluents from freshwater fish farms. *Journal of Applied Microbiology* 102, 1167-1176.

Grandmougin, B., 2003. *Adaptabilité de deux systèmes piscicoles de la province de Pampanga (Philippines) aux évolutions récentes des facteurs de production*. Mémoire d'ingénieur, INA-PG, p.10.

Grönroos, J., Seppälä, J., Silvenius, F., Mäkinen, T., 2006. Life Cycle Assessment of Finnish cultivated rainbow trout. Boreal *Environment Research* 14.

Gross, A., Boyd, C.E., Wood, C.W., 2000. Nitrogen transformation and balance in channel catfish pond. *Aquacultural Engineering* 24,1-14.

Guilpart, A., Roussel, J.M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M., Bris, H.l., 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecological Indicators* 23, 356-365.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherland, 692 pp.

Haury, J., Daniel, H., Adam, B., 2004. Impact des pisciculturesur les peuplements macrophytiques en rivières à salmonidés: comparaison éco-régionales et évolution temporelles sur la période 1981-2002. In: Boujard, T. (Ed.), *Les Dossiers de l'Envvironnement de l'INRA*, N°26, Paris, pp. 87 - 100.

Hauschild, M., Potting, J. 2003. *Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology*. Institute for Product Development Technical University of Denmark.

Heijdova, E., Morissens, P., 2006, *La polyculture en étangs côtiers saumâtres de la province de Pampanga (Philippines)*, document CIRAD, pp.2-9.

Heijungs, R., Guinee, J.B., 2007. Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management* 27, 997-1005.

Henriksson, P.J.G., Guinee, J.B., Kleijn, R., de Snoo, G.R., 2012. Life cycle assessment of aquaculture systems-a review of methodologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17, 304-313.

Henriksson, P.J.G., Guinée, J.B., Heijungs, R., Koning, A., Green, D.M., 2013. A protocol for horizontal averaging of unit process data – including estimates for uncertainty. The International Journal of Life Cycle Assessment. In press.

Hischier, R., Weidema, B., 2009. *Implementation of Life Cycle Assessment methods, Data V2.1*. Ecoinvent report n°3, St. Gallen, May.

Holmer, M., Argyrou, M., Dalsgaard, T., Danovaro, R., Diaz-Almela, E., Carlos, M.D.E., Frederiksen, M., Grau, A., Karakassis, I., Marba, N., Mirto, S., Perez, M., Pusceddu, A., Tsapakis, M., 2008. Effects of fish farm waste on Posidonia oceanica meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin*. 56, 1618-1629.

Hornborg, S., Nilsson, P., Valentinsson, D., Ziegler, F., 2012. Integrated environmental assessment of fisheries management: Swedish Nephrops trawl fisheries evaluated using a life cycle approach. *Marine Policy* 36, 1193-1201.

Hospido, A., Tyedmers, P., 2005. Life cycle environmental impacts of Spanish tuna fisheries. *Fisheries Research* 76, 174-186.

Hospido, A., Vazquez, M.E., Cuevas, A., Feijoo, G., Moreira, M.T., 2006. Environmental assessment of canned tuna manufacture with a life-cycle perspective. *Resources Conservation and Recycling* 47, 56-72.

Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., Maskell, K., 1996. *Climate change 1995: The science of climate change*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

Huckstadt, L., Rojas, C., Antezana, T., 2007. Stable isotope analysis reveals pelagic foraging by the Southern sea lion in central Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 347:123-133.

Huijbregts,M.A.J. , 1999. *Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of characterisation factors with RAINS-LCA. Amsterdam, The Netherlands*: Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam.

IEA, 2008. *International Energy Agency.* Disponible sur : < http://www.iea.org> (consulté le 26.11.2013)

IFFO, 2009. The marine ingredients organisation (International Fishmeal and Fish Oil Organisation). Disponible sur : http://www.iffo.net (consulté) le 26.11.2013)

IMARPE, 2009. Instituto del Mar del Perù, Estadísticas pesqueras. Online: Disponible sur : <http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/index.php> (consulté le 26.11.2013)

Institut de l'Elevage, ARVALIS, Institut du Végétal, CETIOM, ITAVI, ITB, IFIP, 2009. *Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre, GES'TIM*. 156 pp.

Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010a. Revisiting the Life Cycle Assessment of mussels from a sectorial perspective. *Journal of Cleaner Production* 18, 101-111.

Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010b. Life Cycle Assessment of fresh and canned mussel processing and consumption in Galicia (NW Spain). *Resources, Conservation and Recycling* 55, 106-117.

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010c. Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Science of the Total Environment* 408, 5265-5272.

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010d. Estimation of the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain). *Science of the Total Environment* 408, 5284-5294.

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Updating the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain). *Science of the Total Environment* 409, 1609-1611.

Irz, X., Stevenson, J.R., 2012. Efficiency and farm size in Philippine aquaculture. Analysis in a ray production frontier framework. *Bio-based and Applied Economics* 1, 175-198.

Irz, X., Stevenson, J.R., Tanoy, A., Villarante, P., Morissens, P., 2007. The equity and poverty impacts of aquaculture: Insights from the Philippines. *Development Policy Review* 25, 495-516.

ISO, 2006a. *Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework (ISO 14040:2006).* European Committee for Standardization, Brussels. 20 p.

ISO, 2006b. Environmental management – *Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006)*. European Committee for Standardization, Brussels. 20 p.

ISO , 1997*. International Standard 14040. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*. International Organisation for Standardisation, Geneva, pp. 20.

ISO, 2000. *International Standard 14042. Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment*. International Organisation for Standardisation, Geneva, pp. 20.

Jatteau, P., 1999. Les apports trophiques: Quantification des flux polluants. In: Petit, J. (Ed.), *Environnement et Aquaculture : aspects techniques et économique*. INRA Editions, Paris, pp. 74-92.

Jerbi, M.A., Aubin, J., Garnaoui, K., Achour, L., Kacem, A., 2012. Life cycle assessment (LCA) of two rearing techniques of sea bass (Dicentrarchus labrax). *Aquacultural Engineering* 46, 1-9.

Joint Research Centre, 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Publications Office of the European Union. Luxembourg. 417 p.

Joint Research Centre. 2011. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context*. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

Jolliet, O.; Margni, M.; Charles, R.; Humbert, S.; Payet, J.; Rebitzer, G.; Rosenbaum, R. 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (6): 324 – 330.

Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., 2010. *Analyse du Cycle de Vie : comprendre et réaliser un écobilan. 2ème édition mise à jour et augmentée*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausane. 302 p.

Jungbluth, N., Faist Emmenegger, M., Doka, G., Chudacoff, M., Dauriat, A., Gnansounou, E., Spielmann, M., Sutter, J., Kljun, N., Keller, M., Schleiss, K., 2007*. Life Cycle Inventories of bioenergy, Data V2.0*, Ecoinvent report No.17, Uster, December.

Kalantzi, I., Karakassis, I., 2006. Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Marine Pollution Bulletin*. 52, 484-493.

Karakassis, I., Hatziyanni, E., 2000. Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution*. Marine Ecology-Progress Series* 203, 247-253.

Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopuolou, K.N., Plaiti, W., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1462-1471.

Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., 1998. Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology-Progress Series* 162, 243-252.

Karakassis, I., Tsapakis, M., Smith, C.J., Rumohr, H., 2002. Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. *Marine Ecology-Progress Series* 227, 125-133.

Kaushik, S.J.; Hemre, G.I., 2008. Plant proteins as alternative sources for fish feed and farmed fish quality. In : Lie, O. (Ed.) Improved farmed fish quality and safety. Cambridge (GBR). Woodhead Publishing Ltd., pp. 300-327.

Kaushik, S.J., 1998. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non salmonids. *Aquatic Living Resources* 11(4): 211-217.

Kaushik, S.J., Covès D., Dutto G., Blanc D. , 2004. Almost total replacement of fish meal by plant protein sources in the diet of a marine teleost, the European seabass, Dicentrarchus labrax. *Aquaculture* 230(1-4): 391-404.

Kluts, I.N., Potting, J., Bosma, R.H., Phong, L.T., Udo, H.M.J., 2012. Environmental comparison of intensive and integrated agriculture-aquaculture systems for striped catfish production in the Mekong Delta, Vietnam, based on two existing case studies using life cycle assessment. *Reviews in Aquaculture* 4, 195-208.

Kruse, S.A., Flysjo, A., Kasperczyk, N., Scholz, A.J., 2009. Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment-an application to salmon production systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14, 8-18.

Kutti, T., Ervik, A., Høisæter, T., 2008. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. III. Linking deposition rates of organic matter and benthic productivity. *Aquaculture* 282, 47-53.

Lampadariou, N., Karakassis, I., Teraschke, S., Arlt, G., 2005. Changes in benthic meiofaunal assemblages in the vicinity of fish farms in the Eastern Mediterranean. *Vie Et Milieu-Life and Environment* 55, 61-69.

Langlois, J., Hélias, A., Delgenès, J.P., Steyer, J.P., 2011. Review on Land Use Considerations in Life Cycle Assessment: Methodological Perspectives for Marine Ecosystems: . In: Finkbeiner, M. (Ed.) *Towards Life Cycle Sustainability Management*. Springer Netherlands, pp. 85-96.

Lareau, S., Champagne, R., Ouellet, G., Gilbert, E., Vandenberg, G., 2004. *Rapport sur les missions d'évaluation de la technologie Danoise pour l'élevage en eau douce des salmonidés*. Québec: Société de Recherche et de Développement en Aquaculture Continentale (SORDAC), Inc.

Lazard, J., Baruthio, A., Mathe, S., Rey-Valette, H., Chia, E., Clement, O., Aubin, J., Morissens, P., Mikolasek, O., Legendre, M., Levang, P., Blancheton, J.-P., Rene, F., 2010. Aquaculture system diversity and sustainable development: fish farms and their representation. *Aquatic Living Resources* 23, 187-198.

Lazard, J., Rey-Valette, H., Chia, E., Clement, O., Aubin, J., Mathe, S., Morissens, P., Mikolasek, O., Legendre, M., Levang, P., Blancheton, J.-P., Rene, F., et al., 2007. . Rapport scientifique à mi-parcours, Agence Nationale de Recherche, Agriculture et Développent Durable, pp. 24-25.

Lefebvre, S., Bacher, C., Meuret, A., Hussenot, J., 2001. Modelling nitrogen cycling in a mariculture ecosystem as a tool to evaluate its outflow. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52(3): 305-325.

Lemarie, G., Martin, J.L.M., Dutto, G., Garidou, C., 1998. Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (Dicentrarchus labrax). *Aquatic Living Resources* 11, 247-254.

Liao, P., 1970. Pollution potential of salmonids fish hatcheries. *Water Sewage Works* 117, 291 - 297.

Lozano, S., Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2009. The link between operational efficiency and environmental impacts: a joint application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Science of the Total Environment* 407, 1744-1754.

Machias, A., Karakassis, I., Labropoulou, M., Somarakis, S., Papadopoulou, K.N., Papaconstantinou, C., 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(4): 771-779.

Mallekh, R., Boujard, T., Lagardère, J.P.,1999. Evaluation of retention and discharge of nitrogen and phosphorus by farmed turbot (Scophthalmus maximus). *North American Journal of Aquaculture*; 61: 141-145.

Marbà, N., Santiago, R., Diaz-Almela, E., Alvarez, E.M., Duarte, C., 2006. Seagrass (Posidonia oceanica) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67(3): 475-483.

Marty, D., Esnault, G., Caumette, P., Ranaivosonrambeloarisoa, E., Bertrand, J.C., 1990. Denitrification, sulphate reduction and methanogenesis in the upper sediments of a Mediterranean coastal lagoon. *Oceanologica Acta* 13, 199-210.

Ménesguen, A., Aminot, C., Belin, A., Chapelle, J-F., Guillaud, M., Joanny, A., Lefebvre, M., Merceron,M., Piriou, J-Y., Souchu, P., 2001. *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Brest, France*.Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 pour la Commission Européenne – DG.ENV.B1.

Middlemas, S.J., Fryer, R.J., Tulett, D., Armstrong, J.D., 2013. Relationship between sea lice levels on sea trout and fish farm activity in western Scotland. *Fisheries Management and Ecology* 20, 68-74.

Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth 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. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12: 5-15.

Milà i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Anton, A., Clift, R., 2008. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part 1-inventory modelling and characterisation factors for the main pathways. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14: 28-42.

Mosnier, E., van der Werf, H. M. G., Boissy, J. & Dourmad, J. Y. 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5, 1972-198

Mungkung, R., Aubin, J., Prihadi, T. H., Slernbrouck, J., van der Werf, H. M. G. & Legendre, M. 2013. Life Cycle Assessment for environmentally sustainable aquaculture management: a case study of combined aquaculture systems for carp and tilapia. *Journal of Cleaner Production*, 57, 249-256. Mungkung, R.T., de Haes, H.A.U., Clift, R., 2006. Potentials and limitations of life cycle assessment in setting ecolabelling criteria: A case study of Thai shrimp aquaculture product. *The International Journal of Life Cycle Assessment*11, 55-59.

Mungkung, R., 2005. *Shrimp Aquaculture in Thailand: Application of Life Cycle Assessment to support sustainable development*. Ph.D. Dissertation. Centre for Environmental Strategy (CES), School of Engineering, University of Surrey, UK, pp., 299.

Mwangamilo, J., Jiddawi, N.S 2003. Nutritional studies and development of a practical feed for milkfish (Chanos chanos) in Zanzibar, Tanzania. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 2, 137-146.

Myrvang M, Stromman AH, Jonassen O., (2007). *Utilization of excess refinery heat in dehydration processes*. Rapport 1. NTNU. Trondheim, Norway.

Myrvang, M., 2006. *Life Cycle Assessment of a marine farm co-located with a refinery*. Trondheim, Norway: Norwegian University of Science and Technology, Program for Industrial Ecology, Masters thesis,.

Naviner, M., Giraud, E., Thorin, C., Bris, H.l., Pouliquen, H., Ganiere, J.P., 2007. Effects of three dosages of oral oxolinic acid treatment on the selection of antibiotic-resistant Aeromonas: experimental approach in farmed trout. *Aquaculture* 269, 31-40.

Naviner, M., Gordon, L., Girau,d E., Denis, M., Mangion, C., Le Bris, H., Ganière, J.-P., 2011. Antimicrobial resistance of Aeromonas spp. isolated from the growth pond to the commercial product in a rainbow trout farm following a flumequine treatment. *Aquaculture* 315(3-4):236-241.

Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017-1024.

Nemecek, T., and T. Kägi. 2007. *Life cycle inventories of Swiss and European Agricultural production systems*. Final report Ecoinvent report v 2.0., no. 15, Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for life cycle inventories, Zurich and Dübendorf, Switzerland.

Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A. H., Kraemer, G. P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231(1-4): 361-391.

Nguyen, T.T.H., Doreau, M., Corson, M.S., Eugène, M., Delaby, L., Chesneau, G., Gallard, Y., van der Werf, H.M.G., 2013. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management* 120, 127-137.

Nilsson, P., Ziegler, F., 2007. Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17, 421-440.

Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. Wiley, New York, 370 pp.

Oil World Annual , 2010. ISTA Mielke Gmbh. Hamburg, Germany.

Owens, J ., 2002. Water resources in life cycle impact assessment: Considerations in choosing category indicators. *Journal of Industrial Ecology*5 (2) 37–53.

Papatryphon, E., Petit, J., Van der Werf, H.M.G., Kaushik, S.J., Kanyarushoki, C.,2005. Nutrient balance modeling as a tool for environmental management in aquaculture: the case of trout farming in France. *Environmental Management* 35(2): 161-174.

Papatryphon, E., Petit, J., Kaushik, S.J., van der Werf, H.M.G., 2004a. Environmental impact assessment of salmonid feeds using Life Cycle Assessment (LCA). *Ambio* 33, 316-323.

Papatryphon, E., Petit, J., van der Werf, H. M. G., 2004b. The development of Life Cycle Assessment for the evaluation of rainbow trout farming in France. In: Halberg N., editor. *Life Cycle Assessment in the Agri-food sector*. Proceedings from the 4th International Conference. Danish Institute of Agricultural Sciences, Horsens, Denmark: 73-80.

Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255-257.

Pauly, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.

Payraudeau S., van der Werf H., Vertès F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems* 94: 416-430.

Pelletier N., 2006. Life cycle measures of biophysical sustainability in feed production for conventional and organic salmon aquaculture in the Northeast Pacific. M.S. Thesis. Dalhousie University, Halifax, Canada.

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2012. Response to Weinzettel. *Journal of Industrial Ecology* 16, 456-458.

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2011. An Ecological Economic Critique of the Use of Market Information in Life Cycle Assessment Research. *Journal of Industrial Ecology* 15, 342–354

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2010. Life Cycle Assessment of Frozen Tilapia Fillets From Indonesian Lake-Based and Pond-Based Intensive Aquaculture Systems. *Journal of Industrial Ecology* 14, 467-481.

Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B., Silverman, H., 2009. Not All Salmon Are Created Equal: Life Cycle Assessment (LCA) of Global Salmon Farming Systems. *Environmental Science & Technology* 43, 8730-8736.

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2008. Life Cycle Considerations for Improving Sustainability Assessments in Seafood Awareness Campaigns. *Environmental Management* 42, 918-931.

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2007. Feeding farmed salmon: Is organic better? Aquaculture 272, 399-416.

Pelletier, N.L., Ayer, N.W., Tyedmers, P.H., Kruse, S.A., Flysjo, A., Robillard, G., Ziegler, F., Scholz, A.J., Sonesson, U., 2007. Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: Review and prospectus. *The International Journal of Life Cycle Assessment*12, 414-421.

Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43, 4098-4104.

Phong, L.T., de Boer, I.J.M., Udo, H.M.J., 2011. Life cycle assessment of food production in integrated agriculture-aquaculture systems of the Mekong Delta. *Livestock Science* 139, 80-90.

Pitta, P., Apostolaki, E.T., Giannoulaki M., Karakassis, I., 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65(3): 501-512.

Pitta, P., Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I., 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: A spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563, 99-108.

Pratoomyot, J., E. Å. Bendiksen, Bell, J. G., Tocher, D. R., 2008. Effects of increasing replacement of dietary fishmeal with plant protein sources on growth performance and body lipid composition of Atlantic salmon (Salmo salar L.). Aquaculture 305(1-4): 124-132.

PRé Consultants, 2008. SimaPro Database Manual, Methods library. Pré Consultants, The Netherlands. Retrieved July 14, 2009, from http://www.pre.nl/download/manuals/DatabaseManualMethods.pdf.

PRé Consultants, 2007. CML-IA - Software and data - CML. Retrieved July 16, 2009, from http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html.

PRé Consultants, 1997. *SimaPro 2 method*. In: Database manual. Amersfoort, The Netherlands: Pré Consultants B.V.

Primavera, J.H., 1995. Mangroves and brackishwater pond culture in the Philippines, *Hydrobiologia* 295, 303-309.

Prudêncio da Silva V., van der Werf H., Spies A., Sebastião Robert Soares, 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. Journal of Environmental Management, 91: 1831-1839.

Ramos, S., Vázquez-Rowe, I., Artetxe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., Zufia, J., 2011. Environmental assessment of the Atlantic mackerel ( Scomber scombrus) season in the Basque Country. Increasing the timeline delimitation in fishery LCA studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 599-610.

Ravagnan, G., 1981. Development prospects for coastal aquaculture in the Mediterranean region: Energy potential of the natural environment. In: *Realism in Aquaculture: Achievements, constraints, perspectives* – review papers, World Conference on Aquaculture, Venice, Italy, 21-25 September 1981, Bilio, M., Rosenthal, H. & Sindermann, C.J. (Eds.) European Aquaculture Society, Bredene, Belgium.

Rey-Valette, H.; Clément, O.; Aubin, J.; Mathé, S.; Chia, E.; Legendre, M.; Caruso, D.; Mikolasek, O.; Blancheton, J.-P.; Slembrouck, J.; Baruthio, A.; René, F.; Levang, P.; Morissens, P.; Lazard, J. 2008. *Guide to the co-construction of sustainable developpement indicators in aquaculture* - EVAD. : 144 p.

Rosenbaum, R., Bachmann, T., Gold, L., Huijbregts, M., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532-546.

Ruiz-Zarzuela, I., Halaihel, N., Balcazar, J.L., Ortega, C., Vendrell, D., Perez, T., Alonso, J.L., de Blas, I., 2009. Effect of fish farming on the water quality of rivers in northeast Spain. *Water Science and Technology*60, 663-671.

Samuel-Fitwi, B., Wuertz, S., Schroeder, J.P., Schulz, C., 2012. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. *Journal of Cleaner Production* 32, 183-192.

Schau E.M., Ellingsen H., Endal A., Aanondsen S.A., 2009. Energy consumption in the Norwegian fisheries. Journal of Cleaner Production 17: 325-334.

Schmidt J.H., 2007. Life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. Department of Development and Planning, Aalborg University. Denmark.

Schmidt J.H., 2010. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. International Journal of Life Cycle Assessment 15:183-197.

Schneider, O., Sereti, V., Eding, E. H., Verreth, J. A. J., 2005. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. Aquacultural Engineering, 32(3-4): 379-401.

Seppala, J., Silvenius, F., Gronroos, J., Makinen, T., Silvo, K. and Storhammar, E., 2002. *Rainbow trout production and the environment*. Helsinki: Finnish Environmental Institute.

Silvenius, F., Grönroos, J. 2003. *Fish farming and the environment, Result of inventory analysis*. Helsinki: Finnish Environment Institute.

Sharma, D., Madamba, S.E., Chan, M.R.L., 2004. Electricity industry reforms in the Philippines. *Energy Policy* 32, 1487-1497.

SSB, 2009. Statistics Norway. Online: http://www.ssb.no/en/

Stevenson, J. R., Irz, X. T., Alcalde, R-G., Petit, J. and Morissens, P., 2005a. Working paper 1 - *A typology of brackish-water aquaculture systems in the Philippines. Research project R8288: Assessing the sustainability of brackish-water aquaculture systems in the Philippines*, DFID Aquaculture and Fish Genetics Research Programme, University of Stirling, UK.

Svanes, E., Vold, M., Hanssen, O., 2011a. Environmental assessment of cod (Gadus morhua) from autoline fisheries. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 611-624.

Svanes, E., Vold, M., Hanssen, O., 2011b. Effect of different allocation methods on LCA results of products from wild-caught fish and on the use of such results. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 512-521.

Swiss Center for Life Cycle Inventories, 2010. Ecoinvent v2 Database. Ecoinvent Center 2010, Online: http://www.ecoinvent.ch/.

Tacon, A.G.J., 2004. Use of fish meal and fish oil in aquaculture: a global perspective. *Aquatic Resources, Culture and Development* 1, 3-14.

Tacon, A.G.J., Metian, M., Turchini, G.M., Silva, S.S.d., 2010. Responsible aquaculture and trophic level implications to global fish supply. *Reviews in Fisheries Science* 18, 94-105.

Tacon, A.G.J., Metian, M., 2008. Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: trends and future prospects. *Aquaculture* 285, 146-158.

Tacon, A. , 2005. *State of information on salmon aquaculture feed and the environment*. Salmon Dialog Report, World Wildlife Fund.

Torstensen, B.E., Frøyland, L. and Lie, Ø. 2004. Replacing dietary fish oil with increasing levels of rapeseed oil and olive oil - Effects on Atlantic salmon (*Salmo salar*) tissue and lipoprotein composition and lipogenic enzyme activities. Aquaculture Nutrition, 10, 175-192.

Torstensen, B. E., M. Espe, Stubhaug, I., Sanden, M., Fontanilles, R., Nordgarden, U., Waagbø, R., Hemre, G-I. Olsvik, P. and Berntssen, M.H.G. 2008. Novel production of Atlantic salmon (Salmo salar) protein based on combined replacement of fish meal and fish oil with plant meal and vegetable oil blends. Aquaculture 285(1-4): 193-200.

Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A.H., Fang, J.G., 2009. Ecological engineering in aquaculture - Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture* 297, 1-9.

Troell, M., Kautsky, N., Beveridge, M., Henriksson, P., Primavera, J., Rönnbäck, P., Folke, C., 2013. Aquaculture. In: Elsevier (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 189-201.

Troell, M., Tyedmers, P., Kautsky, N., Rönnbäck, P, 2004. Aquaculture and energy use. In: *Encyclopedia of energy*, Vol. 1, Elsevier, Inc., 97-108.

Thrane, M., 2004a. Energy Consumption in the Danish Fishery: Identification of Key Factors. *Journal of Industrial Ecology* 8, 223-239.

Thrane, M., 2004b. *Environmental impacts from Danish fish products*. DIAS Report, Animal Husbandry, 78-88.

Thrane, M., 2006. LCA of Danish fish products - New methods and insights. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 66-74.

Thrane, M., Ziegler, F., Sonesson, U., 2009a. Eco-labelling of wild-caught seafood products. *Journal of Cleaner Production* 17, 416-423.

Thrane, M., Nielsen, E.H., Christensen, P., 2009b. Cleaner production in Danish fish processing - experiences, status and possible future strategies. *Journal of Cleaner Production* 17, 380-390.

Tsapakis, M., Pitta, P., Karakassis, I., 2006. Nutrients and fine particulate matter released from sea bass (Dicentrarchus labrax) farming. *Aquatic Living Resources* 19, 69-75.

Tyedmers, P.H., 2000. *Salmon and sustainability: The Biophysicl Cost of Producing Salmon Through the Commercial Salmon Fishery and the Intensive Salmon Culture Industry, Resource Management and Environmental Studies*. University of British Columbia, Vancouver, Canada, pp. 258.

Tyedmers P.H., 2004. Fisheries and Energy use. Encyclopedia of Energy 2: 683-693.

Tyedmers, P., Pelletier, N., 2006. Biophysical accounting in aquaculture: insights from current practice and the need for methodological development. In: Bartley, D.M., Brugère, C., Soto, D., Gerber, P., Harvey, B. (Eds.), *Comparative assessment of the environmental costs of aquaculture and other food production sectors. Methods for meaningful comparisons*, FAO/WFT Expert Workshop. FAO, Rome (Italy), Vancouver (Canada).

UNEP, 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, UNEP, SETAC, Paris, pp. 103.

U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service. 2012. *USDA National Nutrient Database for Standard Reference, Release 25. Nutrient Data Laboratory* Disponible sur : < http://www.ars.usda.gov/main/site_main.htm?modecode=12-35-45-00> (consulté le 26.11.2013)

Van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 131-145.

Van Rijn, J., Tal, Y., Schreier, H. J., 2006. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering* 34(3): 364-376.

Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010a. Life cycle assessment of horse mackerel fisheries in Galicia (NW Spain) Comparative analysis of two major fishing methods. *Fisheries Research* 106, 517-527.

Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2012. Inclusion of discard assessment indicators in fisheries life cycle assessment studies. Expanding the use of fishery-specific impact categories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*17, 535-549.

Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010b. Combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. The *International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 272-283.

Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Computation of operational and environmental benchmarks within selected Galician fishing fleets. *Journal of Industrial Ecology* 15, 776-795.

Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2012. Environmental assessment of frozen common octopus (Octopus vulgaris) captured by Spanish fishing vessels in the Mauritanian EEZ. *Marine Policy* 36, 180-188.

Vázquez-Rowe, I., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2012. Best practices in life cycle assessment implementation in fisheries. Improving and broadening environmental assessment for seafood production systems. *Trends in Food Science & Technology* 28, 116-131.

Verdegem, M.C.J., Bosma, R.H., 2009. Water withdrawal for brackish and inland aquaculture, and options to produce more fish in ponds with present water use. *Water Policy* 11, 52-68.

Weinzettel, J., 2012. Understanding who is responsible for pollution: What only the market can tell us - Comment on "An ecological economic critique of the use of market information in life cycle assessment research". *Journal of Industrial Ecology* 16, 455-456.

Wilfart, A., Prudomme, J., Blancheton, J.P., Aubin, J., 2013. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *Journal of Environmental Management* 121, 96-109.

Willoughby, H., Larson, H.N., Bowen J.T.., 1972. *The pollution effect of fish hatcheries*. American Fishes and US Trout News, 6-7 and 20-21.

Winther, U., Ziegler, F., Skontorp Hognes, E., Emmanuelsson, A., Sund, V., Ellingsen, H., 2009. *Carbon footprint and energy use of Norvegian seafood products*. SINTEF Fisheries and Aquaculture, Trondheim, Norway, pp. 91.

World Bank, 2002. *Shrimp Farming and the Environment: Can shrimp farming be undertaken sustainably?* World Bank, Washington D.C.

Xie, J., Hu, L., Tang, J., Wu, X., Li, N., Yuan, Y., Yang, H., Zhang, J., Luo, S., Chen, X., 2011. Ecological mechanisms underlying the sustainability of the agricultural heritage rice–fish coculture system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, E1381–E1387.

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. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 487-497.

Ziegler, F., Nilsson, P., Mattsson, B., Walther, Y., 2003. Life cycle assessment of frozen cod fillets including fishery-specific environmental impacts. *The International Journal of Life Cycle Assessment*8, 39-47.

Ziegler, F., Emanuelsson, A., Eichelsheim, J.L., Flysjo, 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.

# Annexes

## Annexe 1

**Ces annexes correspondent aux données supplémentaires publiées « on line » de l'article Boissy et al., 2011, chapitre 4 de cette thèse**

Table A.1 Simplified Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessment calculation for one tonne of the salmon and trout feed, according to standard (STD) or low fishery diet (LFD) formulations.

| | | | Salmon feed | | Trout feed | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | STD | LFD | STD | LFD |
| **Life Cycle Inventory** | | | | | | |
| **Resource use** | | **Unit** | **Quantity** | **Quantity** | **Quantity** | **Quantity** |
| Pesticides | | kg Al | 0.1 | 0.3 | 0.3 | 0.4 |
| Electricity | | MJ | 1899 | 1845 | 1413 | 1687 |
| Gas | | m3 | 139 | 177 | 95.4 | 158 |
| Fuel/diesel | | kg | 262 | 186 | 225 | 109 |
| **Emission** | **Compartment** | | | | | |
| $CO_2$ | Air | t | 1.44 | 1.28 | 1.20 | 0.98 |
| $N_2O$ | Air | kg | 0.6 | 1.8 | 0.7 | 1.3 |
| $NH_3$ | Air | kg | 1.0 | 2.4 | 1.6 | 2.5 |
| NOX | Air | kg | 6.5 | 5.9 | 6.5 | 3.9 |
| $SO_2$ | Air | kg | 2.7 | 3.0 | 2.6 | 2.5 |
| $CH_4$ | Air | kg | 2.0 | 6.0 | 4.5 | 3.9 |
| NO3 | Water | kg | 17.9 | 63.6 | 29.6 | 48.0 |
| NH3 | Water | kg | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 |
| PO4 | Water | kg | 0.7 | 1.5 | 1.0 | 1.6 |
| Cd | Soil | g | 0.7 | 1.2 | 1.8 | 1.2 |
| Cr | Soil | g | 2.5 | 10.1 | 9.5 | 13.0 |
| Cu | Soil | g | 0.723 | 0.922 | 8.220 | 14.960 |
| Pd | Soil | g | 2.987 | 3.050 | 3.570 | 4.501 |
| Ni | Soil | g | 1.352 | 2.436 | 2.560 | 2.920 |
| Zn | Soil | g | 1.686 | 1.894 | 48.180 | 82.522 |
| **Life Cycle Impact Assessment** | | | | | | |
| **Impact category** | | | | | | |
| Acidification | | kg SO2-eq | 8.1 | 10.5 | 8.9 | 9.0 |
| Eutrophication | | kg PO4-eq | 4.3 | 9.3 | 5.7 | 8.0 |
| Climate change | | t CO2-eq | 1.66 | 1.96 | 1.54 | 1.45 |
| Terrestrial ecotoxicity | | kg 1.4-DB-eq | 5.0 | 6.6 | 5.6 | 7.7 |
| NPPU | | kg C | 135860 | 48554 | 99776 | 26378 |
| Water use | | $m^3$ | 16.0 | 19.3 | 39.3 | 35.1 |
| Land occupation | | m2a | 932 | 2770 | 1618 | 2256 |
| CED | | MJ-eq | 23803 | 22654 | 19600 | 18070 |

Table A.2 Simplified Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessment calculation for one tonne of salmon and trout at the farm gate, according to standard (STD) or low fishery diet (LFD) scenarios.

| | | | Salmon scenarios | | Trout scenarios | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | STD scenario | LFD scenario | STD scenario | LFD scenario |
| **Life Cycle Inventory** | | | | | | |
| **Ressource use** | | **Unit** | **Quantity** | **Quantity** | **Quantity** | **Quantity** |
| Pesticides | | kg AI | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.4 |
| Electricity | | m3 | 3098 | 2962 | 9962 | 10423 |
| Gas | | kg | 197 | 234 | 136 | 209 |
| Fuel/diesel | | kg | 316 | 234 | 343 | 223 |
| **Emission** | **Compartment** | | | | | |
| CO2 | Air | t | 1.87 | 1.69 | 1.84 | 1.65 |
| N2O | Air | kg | 0.7 | 1.9 | 0.8 | 1.6 |
| NH3 | Air | kg | 1.2 | 2.6 | 1.7 | 3.0 |
| NOX | Air | kg | 8.0 | 7.3 | 10.1 | 7.6 |
| SO2 | Air | kg | 3.6 | 4.0 | 4.0 | 4.0 |
| CH4 | Air | kg | 3.2 | 7.3 | 5.6 | 5.1 |
| Nitrogen | Water | kg | 44.6 | 54.3 | 50.5 | 56.5 |
| Phosphorus | Water | kg | 4.7 | 4.8 | 4.8 | 5.6 |
| Cd | Soil | g | 0.8 | 1.3 | 1.0 | 1.4 |
| Cr | Soil | g | 3.1 | 10.9 | 8.6 | 15.1 |
| Cu | Soil | g | 0.7 | 1.0 | 9.0 | 18.0 |
| Pb | Soil | g | 3.2 | 3.3 | 4.1 | 5.3 |
| Ni | Soil | g | 1.5 | 2.6 | 2.0 | 3.4 |
| Zn | Soil | g | 1.5 | 2.0 | 47.6 | 95.0 |
| **Life Cycle Impact Assessment** | | | | | | |
| **Impact category** | | | | | | |
| Acidification | | kg SO2-eq | 10.3 | 13.4 | 12.7 | 13.5 |
| Eutrophication | | kg PO4-eq | 40.2 | 43.6 | 42.172 | 47.9 |
| Climate change | | t CO2-eq | 2.15 | 2.48 | 2223 | 2.22 |
| Terrestrial ecotoxicity | | kg 1.4-DB-eq | 6.3 | 8.7 | 16.723 | 19.4 |
| NPPU | | kg C | 144591 | 53150 | 111526 | 32164 |
| Water use | | m3 | 30.0 | 34.1 | 72.603 | 69.5 |
| Land occupation | | m2a | 1867 | 3026 | 1889 | 2759 |
| CED | | MJ-eq | 32159 | 31688 | 55730 | 55057 |

Table A.3 Contribution analysis of one tonne of standard (STD) salmon feed

| Ingredients | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | NPPU | Water use | Land occupation | CED |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wheat | 5.34% | 7.43% | 3.73% | 3.30% | 0.02% | 2.26% | 12.00% | 2.57% |
| Wheat gluten | 18.16% | 29.74% | 17.83% | 33.85% | 0.08% | 21.77% | 41.55% | 20.75% |
| Fish meal | 22.74% | 11.12% | 22.77% | 14.75% | 35.40% | 12.19% | 0.16% | 21.15% |
| Soybean meal | 9.40% | 15.04% | 5.64% | 8.90% | 0.03% | 6.40% | 20.07% | 5.62% |
| Soya concentrate | 5.97% | 11.29% | 4.37% | 7.18% | 0.03% | 4.30% | 15.49% | 3.07% |
| Fish oil | 28.15% | 14.31% | 31.76% | 22.50% | 64.41% | 15.74% | 0.18% | 30.49% |
| Maize gluten 60 | 4.69% | 6.41% | 3.77% | 2.64% | 0.02% | 7.06% | 5.66% | 3.50% |
| Premix | 1.75% | 4.08% | 2.03% | 2.20% | 0.01% | 11.46% | 4.66% | 2.04% |
| **Other** | | | | | | | | |
| Feed processing | 3.34% | 0.51% | 7.51% | 4.46% | 0.00% | 16.29% | 0.17% | 9.21% |
| Packaging | 0.48% | 0.07% | 0.59% | 0.21% | 0.00% | 2.54% | 0.07% | 1.44% |
| **Total (%)** | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % |
| **Total (Quantity)** | 8.1 | 4.3 | 1.65 | 5.0 | 135859 | 16.0 | 932 | 23836 |

Table A.4 Contribution analysis of one tonne of low fishery diet (LFD) salmon feed

| Ingredients | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | NPPU | Water use | Land occupation | CED |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Wheat | 4.12% | 3.23% | 3.17% | 2.47% | 0.06% | 1.87% | 4.03% | 2.74% |
| Wheat gluten | 16.18% | 15.19% | 16.51% | 27.34% | 0.26% | 19.05% | 17.02% | 22.97% |
| Fish meal | 17.53% | 4.85% | 19.25% | 11.09% | 98.72% | 10.10% | 0.05% | 21.67% |
| Soybean meal | 7.23% | 6.53% | 4.76% | 6.68% | 0.09% | 5.29% | 6.74% | 5.78% |
| Soya concentrate | 4.59% | 4.86% | 3.69% | 5.37% | 0.07% | 3.55% | 5.14% | 3.31% |
| Camelina oil | 14.49% | 19.05% | 9.86% | 9.16% | 0.12% | 8.70% | 6.96% | 7.87% |
| Palm oil | 12.36% | 10.22% | 11.90% | 6.42% | 0.27% | 8.62% | 7.19% | 6.44% |
| Maize gluten 60 | 3.49% | 2.68% | 3.07% | 1.73% | 0.06% | 5.63% | 1.82% | 3.65% |
| Rapeseed oil | 15.73% | 31.42% | 19.26% | 24.62% | 0.33% | 12.15% | 49.47% | 12.20% |
| Premix | 1.34% | 1.72% | 1.70% | 1.63% | 0.03% | 9.43% | 1.50% | 2.18% |
| **Other** | | | | | | | | |
| Feed processing | 2.57% | 0.22% | 6.35% | 3.35% | 0.00% | 13.49% | 0.06% | 9.68% |
| Packaging | 0.37% | 0.03% | 0.50% | 0.16% | 0.00% | 2.10% | 0.02% | 1.52% |
| **Total (%)** | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % | 100 % |
| **Total (Quantity)** | 10.5 | 9.8 | 1.96 | 6.6 | 48553 | 19.3 | 2770 | 22654 |

Table A.5 Contribution analysis of one tonne of standard (STD) trout feed

| Ingredients | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | NPPU | Water use | Land occupation | CED |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fish meal 73 | 30.57% | 12.57% | 40.98% | 21.23% | 91.43% | 8% | 0.20% | 46.11% |
| Soybean meal | 11.31% | 16.45% | 8.79% | 10.72% | 0.06% | 4% | 16.96% | 9.81% |
| Wheat | 8.35% | 11.48% | 5.92% | 4.43% | 0.07% | 1% | 15.16% | 3.14% |
| Rapeseed oil | 12.84% | 20.63% | 7.73% | 29.44% | 0.07% | 1% | 24.60% | 4.33% |
| Rapeseed meal | 2.26% | 3.58% | 1.39% | 5.11% | 0.01% | 0% | 4.25% | 0.82% |
| Fish oil | 3.79% | 1.45% | 4.25% | 2.05% | 7.98% | 1% | 0.02% | 4.36% |
| Soya concentrate | 4.54% | 7.22% | 4.08% | 4.88% | 0.03% | 2% | 7.57% | 3.34% |
| Palm oil | 9.06% | 10.63% | 9.34% | 4.19% | 0.08% | 3% | 7.36% | 4.84% |
| Extruded soybean | 1.55% | 8.49% | 2.06% | 4.64% | 0.02% | 56% | 5.79% | 3.21% |
| Dehulled protein pea | 0.27% | 1.80% | 0.48% | 0.46% | 0.00% | 1% | 0.99% | 0.53% |
| Brewer's yeast | 2.26% | 0.84% | 1.14% | 1.30% | 0.04% | 2% | 3.04% | 1.00% |
| Amino acids by-products | 8.39% | 3.41% | 4.21% | 5.31% | 0.19% | 11% | 13.36% | 3.36% |
| Monocalcium phosphate | 0.52% | 0.39% | 0.12% | 0.21% | 0.00% | 0% | 0.03% | 0.14% |
| Premix | 0.27% | 0.63% | 0.39% | 0.50% | 0.00% | 1% | 0.57% | 0.48% |
| **Other** | | | | | | | | |
| Feed processing | 3.66% | 0.37% | 8.58% | 5.36% | 0.00% | 7% | 0.08% | 13.02% |
| Packaging | 0.34% | 0.05% | 0.55% | 0.15% | 0.00% | 1% | 0.04% | 1.50% |
| **Total (%)** | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Total (Quantity)** | 8.8 | 5.7 | 1.54 | 6.2 | 99776 | 39.5 | 1618 | 19777 |

Table A.6 Contribution analysis of one tonne of low fishery diet (LFD) trout feed

| Ingredients | Acidification | Eutrophication | Climate change | NPPU | Water use | Terrestrial ecotoxicity | Land occupation | CED |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Soya concentrate | 15.97% | 18.33% | 15.48% | 0.38% | 6.08% | 14.24% | 19.39% | 13.04% |
| Rapeseed oil | 25.83% | 30.14% | 16.51% | 0.57% | 3.02% | 36.84% | 36.29% | 8.86% |
| Maize gluten 60 | 7.34% | 13.06% | 11.22% | 0.32% | 32.74% | 7.67% | 11.93% | 12.92% |
| Rapeseed meal | 3.69% | 4.24% | 2.41% | 0.08% | 0.45% | 5.19% | 5.08% | 1.37% |
| Wheat | 3.92% | 3.89% | 3.00% | 0.12% | 0.72% | 1.73% | 5.18% | 1.64% |
| Wheat gluten | 10.38% | 10.62% | 12.87% | 0.27% | 6.42% | 14.66% | 11.72% | 17.37% |
| Fish meal 73 | 6.17% | 1.83% | 8.92% | 70.87% | 1.91% | 3.56% | 0.03% | 10.34% |
| Fish oil | 3.33% | 0.92% | 4.03% | 26.96% | 0.88% | 1.49% | 0.01% | 4.26% |
| Palm oil | 8.75% | 7.40% | 9.72% | 0.28% | 2.89% | 3.37% | 5.17% | 5.19% |
| Soybean meal | 2.15% | 2.27% | 1.79% | 0.05% | 0.90% | 1.63% | 2.36% | 2.03% |
| Extruded soybean | 0.59% | 2.41% | 0.83% | 0.04% | 25.32% | 1.37% | 1.66% | 1.31% |
| Monocalcium phosphate | 6.86% | 3.72% | 1.65% | 0.00% | 7.32% | 2.27% | 0.28% | 2.03% |
| Premix | 0.25% | 0.45% | 0.39% | 0.01% | 1.12% | 0.26% | 0.41% | 0.45% |
| Lysine | 0.61% | 0.40% | 1.22% | 0.04% | 1.23% | 1.16% | 0.41% | 2.70% |
| DL methionine | 0.08% | 0.01% | 0.14% | 0.00% | 0.07% | 0.02% | 0.00% | 0.26% |
| **Other** | | | | | | | | |
| Feed processing | 3.61% | 0.27% | 9.11% | 0.00% | 7.77% | 4.39% | 0.06% | 14.25% |
| Packaging | 0.46% | 0.05% | 0.71% | 0.00% | 1.17% | 0.15% | 0.03% | 1.97% |
| **Total (%)** | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Total (Quantity)** | 9.0 | 8.0 | 1.4 | 26378 | 35.1 | 7.6 | 2256 | 18070 |

Table A.7 Contribution analysis of one tonne of salmon according to standard (STD) scenario

| Inputs | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | Land occupation | CED | NPPU | Water use |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Farm running | 0.00% | 86.89% | 0.00% | 0.00% | 39.92% | 0.00% | 0.00% | 0.00% |
| Infrastructures | 2.95% | 0.18% | 3.75% | 3.27% | 0.03% | 4.32% | 0.00% | 25.00% |
| Smolts | 7.49% | 0.42% | 9.96% | 8.62% | 1.24% | 11.18% | 1.41% | 0.00% |
| Feed | 85.59% | 12.34% | 82.72% | 85.43% | 58.74% | 78.91% | 98.59% | 73.00% |
| Diesel | 1.77% | 0.08% | 1.15% | 0.60% | 0.01% | 2.85% | 0.00% | 0.00% |
| Electricity | 0.84% | 0.02% | 1.19% | 1.23% | 0.03% | 1.41% | 0.00% | 2.00% |
| Transport of inputs | 1.36% | 0.08% | 1.24% | 0.86% | 0.04% | 1.34% | 0.00% | 0.00% |
| **Total (%)** | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Total (Quantity)** | 10.3 | 38.8 | 2.15 | 6.3 | 1867 | 32159 | 144591 | 30.0 |

Table A.8 Contribution analysis of one tonne of salmon according to low fishery diet (LFD) scenario

| Inputs | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | Land occupation | CED | NPPU | Water use |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Farm running | 0.00% | 73.11% | 0.00% | 0.00% | 19.10% | 0.00% | 0.00% | 0.00% |
| Infrastructures | 2.41% | 0.16% | 3.31% | 2.60% | 0.02% | 4.54% | 0.00% | 19.00% |
| Smolts | 5.79% | 3.37% | 8.31% | 6.49% | 0.59% | 11.11% | 3.64% | 0.00% |
| Feed | 88.55% | 23.22% | 85.23% | 88.77% | 80.25% | 78.46% | 96.36% | 78.00% |
| Diesel | 1.45% | 0.06% | 1.01% | 0.48% | 0.00% | 3.00% | 0.00% | 0.00% |
| Electricity | 0.69% | 0.01% | 1.05% | 0.98% | 0.02% | 1.48% | 0.00% | 3.00% |
| Transport of inputs | 1.12% | 0.07% | 1.09% | 0.69% | 0.02% | 1.41% | 0.00% | 0.00% |
| **Total (%)** | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Total (Quantity)** | 12.6 | 43.6 | 2.44 | 7.9 | 3691 | 30605 | 53166 | 32.6 |

Table A.9 Contribution analysis of one tonne of trout according to standard (STD) scenario

| Inputs | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | Land occupation | CED | NPPU | Water use |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Farm running | 0.00% | 80.52% | 0.00% | 0.00% | 2.84% | 0.00% | 0.00% | 0.00% |
| Infrastructures | 0.20% | 0.01% | 0.20% | 0.03% | 0.00% | 0.13% | 0.00% | 0.03% |
| Equipment | 0.35% | 0.01% | 0.40% | 1.31% | 0.01% | 0.55% | 0.00% | 0.46% |
| Trout fry | 2.37% | 3.73% | 2.68% | 4.58% | 2.80% | 3.03% | 1.96% | 2.45% |
| Feed | 74.64% | 14.74% | 73.43% | 36.01% | 93.81% | 38.94% | 98.04% | 57.70% |
| Transport of inputs | 7.13% | 0.45% | 8.50% | 2.31% | 0.16% | 5.65% | 0.00% | 1.89% |
| Oxygen, liquid | 5.51% | 0.12% | 5.47% | 11.19% | 0.18% | 28.96% | 0.00% | 24.40% |
| Diesel | 5.58% | 0.34% | 5.37% | 0.44% | 0.01% | 3.17% | 0.00% | 0.58% |
| Electricity | 4.20% | 0.08% | 3.77% | 44.12% | 0.18% | 19.44% | 0.00% | 12.40% |
| Natural gas | 0.02% | 0.00% | 0.18% | 0.01% | 0.00% | 0.13% | 0.00% | 0.00% |
| **Total (%)** | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Total (Quantity)** | 12.7 | 42.2 | 2223 | 16.7 | 1889 | 55730 | 111526 | 72.6 |

Table A.10 Contribution analysis of one tonne of salmon according to low fishery diet (LFD) scenario

| Inputs | Acidification | Eutrophication | Climate change | Terrestrial ecotoxicity | Land occupation | CED | NPPU | Water use |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Farm running | 0.00% | 76.46% | 0.00% | 0.00% | 1.83% | 0.00% | 0.00% | 0.00% |
| Infrastructures | 0.19% | 0.01% | 0.20% | 0.03% | 0.00% | 0.13% | 0.00% | 0.03% |
| Equipment | 0.33% | 0.01% | 0.40% | 1.13% | 0.01% | 0.55% | 0.00% | 0.47% |
| Trout fry | 2.25% | 3.30% | 2.71% | 3.99% | 1.94% | 3.09% | 6.84% | 2.59% |
| Feed | 75.93% | 19.34% | 73.18% | 44.67% | 95.86% | 38.05% | 93.16% | 55.70% |
| Transport of inputs | 6.87% | 0.40% | 8.70% | 2.04% | 0.11% | 5.85% | 0.00% | 2.15% |
| Oxygen, liquid | 5.19% | 0.10% | 5.48% | 9.66% | 0.12% | 29.31% | 0.00% | 25.50% |
| Diesel | 5.26% | 0.29% | 5.37% | 0.38% | 0.01% | 3.21% | 0.00% | 0.61% |
| Electricity | 3.96% | 0.07% | 3.77% | 38.09% | 0.12% | 19.67% | 0.00% | 13.00% |
| Natural gas | 0.02% | 0.00% | 0.18% | 0.01% | 0.00% | 0.13% | 0.00% | 0.00% |
| **Total (%)** | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Total (Quantity)** | 13.4 | 47.9 | 2.22 | 19.4 | 2759 | 55057 | 32164 | 69.5 |

Table A.11 Influence of allocation method for co-products on impact-category calculation: comparison at the feed mill gate of economic-based and mass-based allocation for two salmon diets (6 mm): standard (STD 6) and Low Fish Diet (LFD 6).

| | | Econ. Alloc. | Mass Alloc. | Econ. Alloc | Mass Alloc. | Deviation Mass/ Econ. Alloc. | | Deviation LFD 6 / STD 6 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | STD 6 | STD 6 | LFD 6 | LFD 6 | STD 6 | LFD 6 | Econ. Alloc | Mass Alloc. |
| Acidification | kg $SO_2$ eq | 8.2 | 6.2 | 11.7 | 7.5 | -25% | -36% | 42% | 21% |
| Eutrophication | kg $PO_4$ eq | 5.7 | 4.4 | 9.2 | 5.4 | -23% | -42% | 62% | 21% |
| Climate Change | kg $CO_2$ eq | 1526 | 1251 | 1858 | 1264 | -18% | -32% | 22% | 1% |
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1,4-DB eq | 5.0 | 3.4 | 7.1 | 4.1 | -33% | -42% | 40% | 20% |
| NPPU | kg C | 29389 | 31827 | 16241 | 15427 | 8% | -5% | -45% | -52% |
| Water Use | $m^3$ | 29.9 | 20.9 | 43.0 | 26.3 | -30% | -39% | 44% | 26% |
| Land occupation | $m^2a$ | 1167 | 741 | 2786 | 1482 | -37% | -47% | 139% | 100% |
| CED | MJ eq | 22247 | 17918 | 23230 | 16326 | -19% | -30% | 4% | -9% |

Econ. Alloc: Economic-based allocation

Mass Alloc.: Mass-based allocation

## Annexe 2

**Ces annexes correspondent aux données supplémentaires publiées « on line » de l'article Aubin et al., 2014, chapitre 5 de cette thèse .**

Table A1. Environmental impacts, production and characteristics of studied production sites in Pampanga province, The Philippines

| Site code | | L1 | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | M6 | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Size class | | Large | Large | Large | Large | Large | Large | Large | Small | Small | Small | Small | Small | Small | Small | Small |
| Acidification | kg $SO_2$eq /tonne | 21.08 | 20.83 | 80.51 | 55.09 | 56.49 | 4.62 | 5.50 | 23.88 | 54.49 | 34.53 | 7.93 | 51.85 | 23.82 | 6.36 | 19.13 |
| Eutrophication | kg $PO_4$eq /tonne | 61.52 | 54.25 | 311.86 | 230.39 | 215.11 | 16.07 | -0.33 | 20.59 | 127.33 | 114.38 | 26.40 | 192.09 | 67.20 | 35.20 | 50.56 |
| Climate change | kg $CO_2$eq /tonne | 1406 | 1160 | 3940 | 3218 | 3186 | 850 | 1076 | 958 | 2861 | 2381 | 1578 | 3188 | 2092 | 1369 | 1592 |
| Land occupation | m2.y/tonne | 11735 | 9614 | 26145 | 19549 | 20921 | 8276 | 12,016 | 11,362 | 18,721 | 19,034 | 12,063 | 22,419 | 16,315 | 10,718 | 13,217 |
| Total cum. energy dem. | MJ /tonne | 20,348 | 16,116 | 56,629 | 44,673 | 47,386 | 12,589 | 15,098 | 11,224 | 40,875 | 35,219 | 23,778 | 44,787 | 26,213 | 16,064 | 19,803 |
| Net primary product. use | kg C/tonne | 29,815 | 25,051 | 11,9275 | 89,910 | 84,774 | 12,365 | 8417 | 5014 | 48,641 | 50,763 | 16,487 | 77,647 | 33,748 | 21,823 | 27,925 |
| Manpower | man.day /tonne | 79.6 | 69.0 | 186.6 | 176.6 | 151.5 | 51.5 | 84.4 | 39.4 | 146.9 | 106.2 | 274.4 | 290.1 | 232.7 | 65.2 | 172.2 |
| Distance to the sea | km | 10-20 | <10 | <10 | <10 | 10-20 | 10-20 | 10-20 | 10-20 | <10 | 10-20 | 10-20 | <10 | >20 | >20 | >20 |
| Tiger prawn yield | kg/ha | 171 | 157 | 256 | 336 | 174 | 210 | 44 | 180 | 51 | 148 | 128 | 213 | 269 | 504 | 448 |
| Crab yield | kg/ha | 67 | 217 | 100 | 188 | 47 | 84 | 130 | 125 | 579 | 17 | 150 | 278 | 250 | 207 | 208 |
| Tilapia yield | kg/ha | 545 | 22 | 10 | 13 | 156 | 1125 | 83 | 375 | 0 | 346 | 150 | 0 | 140 | 300 | 167 |
| Milkfish yield | kg/ha | 149 | 587 | 9 | 75 | 94 | 31 | 222 | 375 | 25 | 115 | 120 | 40 | 78 | 113 | 90 |
| Vanamei yield | kg/ha | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 71 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Wild sp. yield | kg/ha | 33 | 7 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 |
| Total production | kg | 97,333 | 45,530 | 11,570 | 12,440 | 15,420 | 23,386 | 20,223 | 8528 | 6220 | 8289 | 1118 | 1626 | 3739 | 4538 | 2772 |
| Pond surface area | ha | 101 | 46 | 30 | 20 | 32 | 16 | 36 | 8 | 9.5 | 13 | 2 | 3 | 5 | 4 | 3 |
| Total Yield | kg/ha | 964 | 990 | 386 | 611 | 482 | 1462 | 562 | 1066 | 655 | 638 | 559 | 542 | 748 | 1135 | 924 |
| Total Yield | PhP/ha | 126,375 | 143,977 | 123,048 | 178,328 | 99,171 | 161,453 | 111,959 | 131,890 | 287,265 | 78,880 | 132,515 | 216,598 | 196,365 | 277,288 | 250,848 |

Table A2. Wilcoxon rank test analysing the effect of production-site size (L or S) on impact categories

| | W | p-value |
|---|---|---|
| Acidification | 30 | 0.8665 |
| Eutrophication | 32 | 0.6943 |
| Climate change (GWP100) | 27 | 0.9551 |
| Land occupation | 26 | 0.8665 |
| Total cum. energy demand | 30 | 0.8665 |
| Net primary production use | 33 | 0.6126 |
| Manpower | 21 | 0.4634 |

Table A3. Asymptotic Kruskal-Wallis Test analysing the effect of site distance group to the sea (<10, 10-20, >20 km) on impact categories

| | Chi-squared | df | p-value |
|---|---|---|---|
| Acidification | 4.5352 | 2 | 0.1036 |
| Eutrophication | 5.4838 | 2 | 0.06445 |
| Climate change (GWP100) | 4.5638 | 2 | 0.1021 |
| Land occupation | 5.5352 | 2 | 0.2815 |
| Total cum. energy demand | 3.841 | 2 | 0.1465 |
| Net primary production use | 4.44 | 2 | 0.1086 |
| Manpower | 2.0952 | 2 | 0.3508 |

Table A4. Asymptotic Kruskal-Wallis Test analysing the effect of site distance group to the sea (<10, >20 km) on impact categories

| | Chi-squared | df | p-value |
|---|---|---|---|
| Acidification | 3.7556 | 1 | 0.05263 |
| Eutrophication | 3.7556 | 1 | 0.05263 |
| Climate change (GWP100) | 1.8 | 1 | 0.1797 |
| Land occupation | 1.8 | 1 | 0.1797 |
| Total cum. energy demand | 2.6889 | 1 | 0.1011 |
| Net primary production use | 2.6889 | 1 | 0.1011 |
| Manpower | 0.2 | 1 | 0.6547 |

# RÉSUMÉ *ABSTRACT*

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode normalisée d'analyse environnementale qui prend en compte les impacts associés à l'ensemble des étapes de la vie d'un produit. Elle apporte un changement de perspective dans l'analyse de l'impact environnemental de la pisciculture, secteur en pleine croissance à l'échelle mondiale. La réflexion présentée ici, s'articule autour de quatre questions illustrées chacune par un article scientifique. Une revue bibliographique apporte un éclairage sur la capacité de l'ACV à prendre compte les spécificités de l'aquaculture pour en dresser un bilan environnemental. Un article comparant le profil environnemental par ACV de différents systèmes de production de poissons carnivores illustre comment l'ACV permet de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes de production aquacoles et de mettre en évidence les points critiques pour l'environnement. Une étude sur le remplacement des farines et huiles de poisson dans l'aliment piscicole montre en quoi le caractère multicritère de l'ACV permet d'accompagner l'orientation des systèmes de production. Enfin, une étude sur un système de polyculture aux Philippines montre les besoins d'évolution des modalités d'application des ACV en pisciculture. Ce travail montre la richesse des enseignements que l'on peut tirer de l'analyse environnementale des pisciculture par ACV, pour les guider dans leur évolution. Il illustre aussi les voies d'amélioration méthodologiques nécessaires qui sont plus liées au manque de connaissance sur les systèmes de production et à la façon de mener les inventaires qu'à la méthodologie normalisée de l'ACV. Cette étude montre la nécessité de compléter la gamme des catégories d'impact et de les rendre plus sensibles aux contextes locaux.

*The Life Cycle Assessment (LCA) is a standardized method of environmental analysis that takes into account the impacts of all stages of a product's life. It changes the point of view and improves the assessment of the environmental impact of fish farming, which shows a strong worldwide growth. The research presented here is divided into four questions, each illustrated by a scientific article. First, a literature review highlights LCA's ability to consider aquaculture's unique characteristics when determining environmental profiles. Next, an article comparing environmental profiles of carnivorous fish production systems illustrates how LCA can characterize aquaculture operation better and highlights critical points for the environment. Next, a study of the replacement of fishmeal and fish oil in fish feed shows how the multi-criteria character of LCA can help guide changes in production systems. Finally, a study of a polyculture system in the Philippines shows the need to change LCA when applying it to fish production. It proposed innovations in the LCA framework to better characterize aquaculture and fisheries systems, including the addition of impact categories such as "net primary production use" or "water dependence", which help to reveal fish production's need for environmental resources. However, the need to develop indicators of other aspects, such as impact on biodiversity remains. This work presents numerous lessons that can be drawn from the environmental assessment using LCA, for fish farms 'evolution. It also illustrates methodological improvements that are needed due to a lack of knowledge about production systems, such as approaches for collecting data for LCA inventories. This study shows the need to supplement the range of impact categories used for aquaculture LCA and to make them more responsive to local contexts.*

AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex
Tél. : 02 23 48 50 00
www.agrocampus-ouest.fr