



Conception d'une méthode d'évaluation des services écosystémiques : application aux étangs piscicoles

Pierre Alexandre Willot

► To cite this version:

Pierre Alexandre Willot. Conception d'une méthode d'évaluation des services écosystémiques : application aux étangs piscicoles. Sciences de l'environnement. Agrocampus Ouest Rennes (FR), 2019. Français. NNT: . tel-03213692

HAL Id: tel-03213692

<https://hal.inrae.fr/tel-03213692>

Submitted on 30 Apr 2021

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

AGROCAMPUS OUEST
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 600

Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation

Spécialité : « écologie »
Par

Pierre-Alexandre WILLOT

Conception d'une méthode d'évaluation des services écosystémiques : application aux étangs piscicoles

Thèse présentée et soutenue à Rennes , le 11 décembre 2019

Unité de recherche : UMR 1069 SAS

Thèse N° :

Rapporteurs :

Françoise LESCOURRET
Enrico BENETTO

Directrice de Recherche, Agroparc INRA Avignon, PSH UR 1115
Directeur d'Unité, Luxembourg Institute of Science and Technology, ERIN

Composition du Jury :

Président : Hervé LE BRIS

Professeur, AgroCampus Ouest, ESE

Examineurs : Marielle Thomas
Arnaud HELIAS

Maitre de Conférence, Université de Lorraine, UR AFPA
Directeur de Recherche, SupAgro, UR ITAP

Directeurs de thèse : Joël AUBIN
Jean-Michel SALLES

Ingénieur de Recherche (HDR), INRA, UMR 1069 SAS
Directeur de Recherche, CNRS, CEE-M

Encadrante de thèse : Aurélie WILFART

Ingénieur de Recherche, INRA, UMR 1069 SAS

Résumé

Malgré un ancrage fort dans le territoire et des fonctions variées, la pisciculture d'étang est une activité en déclin en France. La diversité de ses rôles amène à s'interroger si le cadre des services écosystémiques (SE) peut permettre de donner une meilleure visibilité des atouts de cette activité. Les SE peuvent être définis comme étant « les bénéfices dérivés des écosystèmes par les humains ». Ils regroupent les catégories d'approvisionnement (ex. la production de poissons), de régulation (ex. la régulation de la qualité de l'eau) et culturels (récréatifs, scientifiques, spirituels).

Cette thèse a pour objectif de contribuer à préciser les services écosystémiques fournis par les étangs en France. Elle apporte des éléments sur le type de services et une méthode pour les évaluer. Dix SE d'approvisionnement, vingt SE de régulation et onze SE culturels ont été identifiés comme étant possiblement fournis par les étangs piscicoles.

La méthode PoESIE proposée s'appuie sur le cadre des analyses environnementales : Analyse du Cycle de Vie et Emergy. Elle met en parallèle les services et impacts afin de mettre en évidence les éventuels compromis dans la fourniture de bénéfices.

Cette méthode a été utilisée sur 135 étangs français regroupés en cinq classes de gestion : les intensifs, les semi-intensifs, les semi-extensifs, les extensifs et les récréationnels. Deux SE d'approvisionnement et trois SE de régulation ont été évalués. Les principaux résultats montrent que les étangs gérés de manière intensive et semi-intensive fournissent le meilleur niveau de SE, et présentent des impacts environnementaux modérés. Néanmoins, les indicateurs d'Emergy montrent que le SE de production de poisson de ces systèmes intensifs a une faible performance de durabilité.

La méthode PoESIE proposée a montré son applicabilité à un système faiblement anthropisé à l'interface entre milieu naturel et productif. La pisciculture d'étang peut fournir un bon niveau de SE, principalement quand les étangs sont gérés pour la production de poisson.

Mots-clefs : services écosystémiques, analyse du cycle de vie, emergy accounting, étang piscicole

Abstract

Despite a strong anchoring in the territory and various functions, pond fish farming is a declining activity in France. The diversity of its roles raises the question of whether the framework of ecosystem services (ES) could give a better visibility of the assets of this activity. ES can be defined as "the benefits derived from ecosystems by humans". They gather the categories of supply (e.g. fish production), regulation (e.g. regulation of water quality) and cultural categories (recreational, scientific, and spiritual). The aim of this thesis is to help clarify the ecosystem services provided by ponds in France. It proposes elements on the type of services and a method to evaluate them. Ten Supply ES, twenty ES Regulators and eleven Cultural ES were identified as possibly being provided by fish ponds. The proposed PoESIE method is based on the environmental analysis framework: Life Cycle Assessment and Emergy. It puts simultaneously the services and impacts in order to highlight any trade-offs in the provision of benefits.

This method was used on 135 French ponds grouped into five management classes: intensive, semi-intensive, semi-extensive, extensive, and recreational. Two supply ES and three regulation ES were evaluated. The main results show that intensive and semi-intensive managed ponds provide the best level of ES, and have moderate environmental impacts. Nevertheless, Emergy's indicators show that the fish production ES of these intensive systems has a poor sustainability performance.

The proposed PoESIE method has shown its applicability to a slight anthropised system at the interface between the natural and the productive environment. Pond aquaculture can provide a good level of ES, mainly when ponds are managed in order to produce fish.

Key words: Ecosystem services, Life Cycle Assessment, Emergy accounting, fish pond

Publication dans une revue à comité de lecture

Willot, P.-A., Aubin, J., Salles, J.-M., Wilfart, A., 2019. Ecosystem service framework and typology for an ecosystem approach to aquaculture. *Aquaculture*. 512, 734260.

Oraux à des congrès internationaux

Willot, P. A., Aubin, J., H. Rey-Valette., & Wilfart, A., 2017. Ecosystem services of aquaculture. Aquaculture Europe 2017; 20 octobre 2017; Dubrovnik, Croatie.

Willot, P. A., Aubin, J., & Wilfart, A., 2018. Valuating potential ecosystem services of french pond farm with a life-cycle oriented methodology ; AQUA2018; 29 août 2018; Montpellier, France.

Willot, P. A., Aubin, J., & Wilfart, A., 2018. Valuing potential ecosystem services with a life-cycle oriented methodology. LCA Food conference; 19 Octobre 2018; Bangkok, Thaïlande.

“You do not change people's minds by defeating them with logic.”

Herbert, Simon A.

Models of my life. 1996. MIT press.

Sommaire

Résumé	iii
Abstract	iv
Sommaire.....	vii
Liste des abréviations et acronymes.....	xiv
Liste des figures.....	xvi
Liste des tableaux	xix
0. INTRODUCTION GENERALE	23
1. INTRODUCTION.....	23
2. ENJEUX SOCIO-ECONOMIQUE DE LA PISCICULTURE D’ETANG FRANÇAISE	24
3. SERVICES ECOSYSTEMIQUES ET PISCICULTURE D’ETANG	26
4. OBJECTIFS DE LA THESE	27
4.1. Objectifs et questions de recherches	27
4.2. Structure de la thèse.....	28
CHAPITRE 1 – LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES, LEURS EVALUATIONS ET LA PISCICULTURE D’ETANG.....	30
1. LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	31
1.1. Historique.....	31
1.2. Les différents cadres conceptuels.....	32
1.3. Typologies des services écosystémiques	36
2. LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES DE L’AQUACULTURE	37
2.1. Introduction	39
2.1.1. Issues and perspectives for aquaculture.....	39
2.1.2. Ecosystem services definitions.....	40
2.1.3. Aqua-ecosystem definition	41
2.2. Materials and methods.....	42
2.2.1. Literature review	42

2.2.2.	Selection criteria for ecosystem services conceptual frameworks and typology	42
2.2.3.	Assessment method	44
2.3.	Results	44
2.4.	Discussion	48
2.4.1.	Selected conceptual framework	48
2.4.2.	Selected typology.....	49
2.4.3.	Integration in EAA.....	51
2.5.	Conclusion	54
3.	LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES DE LA PISCICULTURE D'ETANG EN FRANCE.....	55
4.	LES METHODES D'EVALUATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	57
4.1.	Les méthodes socio-économiques	57
4.1.1.	Les méthodes de préférences révélées	57
4.1.2.	Les méthodes de préférences déclarées	58
4.1.3.	Les méthodes d'analyse des coûts	59
4.1.4.	Les méthodes économiques basées sur la thermodynamique des systèmes.....	59
4.2.	Les méthodes biophysiques	60
4.2.1.	Les méthodes basées sur des proxys.....	60
4.2.2.	Les méthodes basées sur le cycle de vie.....	60
4.2.2.1.	Analyse du cycle de vie	60
4.2.2.2.	Analyse des flux de matières.....	61
4.2.2.3.	Analyses thermodynamiques	61
4.2.2.4.	Empreinte écologique	62
5.	CHOIX DES METHODES DE BASE POUR EVALUER LES SE	62
5.1.	Analyse de cycle de vie et services écosystémiques	64
5.2.	Emergy Accounting et services écosystémiques.....	66
5.3.	Analyse de cycle de vie et Emergy Accounting	67
CHAPITRE 2 - REPRESENTATION ET MODELISATION DU CYCLE DE PRODUCTION D'UN ETANG PISCICOLE ET DES FONCTIONS ECOSYSTEMIQUES ASSOCIEES.....		70
1.	DEFINITIONS.....	71
1.1.	Structure et processus biophysiques	71
1.2.	Fonctions écosystémiques.....	71

1.3. Choix du système de représentation d'un écosystème	72
2. DESCRIPTIONS ET REPRESENTATIONS D'UN ETANG PISCICOLE	74
2.1. Eléments physiques	74
2.1.1. Le corps d'eau	74
2.1.2. Les matières inertes présentes.....	74
2.1.3. Les boues de fond d'étang.....	75
2.2. Eléments biologiques	76
2.2.1. Le phytoplancton	76
2.2.2. Les macrophytes	77
Le zooplancton	77
2.2.3. Les invertébrés	78
2.2.4. Les poissons.....	78
2.3. Eléments anthropiques.....	80
2.3.1. Le remplissage.....	80
2.3.2. La fertilisation.....	81
2.3.3. Le chaulage	82
2.3.4. L'empoissonnement	82
2.3.5. Le nourrissage.....	83
2.3.6. La vidange et pêche.....	84
3. MODELISATION D'UN ETANG PISCICOLE FRANÇAIS	85
3.1. Hypothèses de modélisation	85
3.2. Données utilisées.....	86
Typologie des étangs dombistes	86
3.3. Modélisations des éléments et processus biophysiques	88
3.3.1. Le phytoplancton	88
3.3.2. Les macrophytes	89
3.3.3. Le zooplancton	90
3.3.4. Les invertébrés.....	90
3.3.5. Les poissons.....	91
3.4. Modélisation des éléments anthropiques	91
3.4.1. Le remplissage.....	91
3.4.2. La fertilisation.....	91

3.4.3. Le chaulage	92
3.4.4. L’empoissonnement	92
3.4.5. Le nourrissage.....	92
3.4.6. La vidange.....	93
3.5. Modélisation de la chaine trophique	93
3.6. Modélisation des cycles biogéochimiques.....	96
3.6.1. Le cycle de l’eau	96
3.6.2. Le cycle du carbone.....	97
3.6.3. Le cycle de l’azote	97
3.6.4. Le cycle du phosphore.....	98
4. FONCTIONS ECOSYSTEMIQUES D’UN ETANG PISCICOLE	99
CHAPITRE 3 – METHODE THEORIQUE D’EVALUATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	111
1. INTRODUCTION.....	112
1.1. Methods for assessing ecosystem services	112
1.2. Life cycle assessment, emergy accounting and ecosystem services: a brief review	115
1.2.1. Life Cycle Assessment and ecosystem services.....	115
1.2.2. Emergy Accounting and ecosystem services	118
1.2.3. Life Cycle Assessment and Emergy Accounting	119
2. POTENTIAL ECOSYSTEM SERVICES AND IMPACTS EVALUATION METHOD.....	120
2.1. Goal and scope	121
2.1.1. Functions and functional unit of an ecosystem	121
2.1.2. Ecosystem boundaries.....	121
2.1.3. Ecosystem representation.....	123
2.1.4. Comparison of ecosystems	124
2.2. Ecosystem elements and flows inventory	124
2.3. Ecosystem services, impacts and environmental work assessment	125
2.3.1. Ecosystem services assessment	125
2.3.2. Life cycle impact assessment.....	127
2.3.3. Environmental work assessment.....	127
2.4. Interpretation and decision making.....	127

2.4.1. Verifying the completeness, sensitivity and consistency of significant issues	128
2.4.2. Decision making	128
3. CONCLUSION	129
CHAPITRE 4- EVALUATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES, DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET DU TRAVAIL ENVIRONNEMENTAL LIES A LA PISCICULTURE D'ETANG EN DOMBES.....	
132	
1. INTRODUCTION	133
2. MATERIALS AND METHODS.....	134
2.1. Goal and scope	134
2.1.1. Ponds characteristics and characterization	134
2.1.2. Ecosystem boundaries.....	135
2.1.3. Ecosystem services selected	135
2.1.4. Environmental impact indicators.....	136
2.1.5. Environmental work indicators	137
2.2. Ecosystem inventory step	137
2.2.1. Ecosystem inventory	137
2.2.1.1. Data origin.....	137
2.2.1.2. Material and energy flow calculation by ecosystem modelling.....	137
2.2.1.3. Complementary data for LCI and Emergy accounting.....	139
2.3. Assessment step	139
3. RESULTS	140
3.1. Pond characterization	140
3.2. Ecosystem services and their environmental work associated	140
3.3. Environmental impacts and total input emergy	146
4. DISCUSSION	147
4.1. PoESIE application	147
4.1.1. The influence of management on ES.....	147
4.1.2. Comparison of ES levels in literature	149
4.2. PoESIE sensitivity to pond practices	150
4.3. PoESIE limits	152
5. CONCLUSION	153
CHAPITRE 5– DISCUSSION GENERALE	157

1. LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	158
1.1. La définition des services écosystémiques des étangs	158
1.2. Les services écosystémiques de la pisciculture d'étang.....	159
1.3. Les services écosystémiques des étangs piscicoles et leur biodiversité	160
2. L'EVALUATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES AVEC LA METHODE PoESIE	160
2.1. Méthode d'évaluation des services écosystémiques	160
2.1.1. Goal and scope	160
2.1.2. Inventaire dans PoESIE.....	161
2.1.3. Etape d'évaluation	162
2.1.3.1. Evaluations des services écosystémiques	162
2.1.3.2. Evaluations des impacts environnementaux.....	162
2.1.3.3. Evaluation du travail environnemental	162
2.1.4. Améliorations possibles de PoESIE.....	163
2.1.4.1. Cohérence des frontières de systèmes	163
2.1.4.2. Intégration des services écosystémiques culturels	163
2.2. Niveau de services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang.....	164
2.2.1. Services écosystémiques des étangs piscicoles	165
2.2.2. Synergie et compromis entre services écosystémiques, travail environnemental et impacts environnementaux.....	166
2.2.3. Intégration des résultats de PoESIE dans une Analyse de Cycle de Vie conventionnelle	167
2.2.4. Extrapolation des résultats.....	168
2.2.5. Gestion du territoire et services écosystémiques	169
CONCLUSION.....	171
BIBLIOGRAPHIE	174
ANNEXES	A
ANNEXE 1	B
SUPPLEMENTARY MATERIAL OF THE PAPER WILLOT ET AL. 2019 :	B
ANNEXE 2	C
METHODE D'INTEGRATION DES INVENTAIRES DE L'ACV A LA DEMARCHE D'EVALUATION DE L'EMERGY ACCOUNTING	C
1.1. Introduction	D

1.2. Materials and methods.....	G
1.2.1. Case study	G
1.2.2. Model and data collection.....	I
1.2.3. Emergy Accounting	J
1.2.3.1. Conventional Emergy Accounting (CEA).....	J
1.2.3.2. Life cycle based Emergy Accounting (LEA).....	K
Comparison between CEA and LEA and merging of outcomes	L
1.3. Results.....	N
1.3.1. Calculation and comparison of Unit Emergy Value.....	N
1.3.2. Comparative analysis of inputs versus outputs emergy values	N
1.3.3. Calculation and assessment of emergy based indicators.....	P
1.4. Discussion	P
1.4.1. Advantages and drawbacks.....	P
1.4.2. Positioning within the state of art.....	R
1.5. Conclusion.....	S
ANNEXE 3	U
DETAIL DES ANALYSES STATISTIQUES SUR LES SERVICES, IMPACTS ET TRAVAIL, EN FONCTION DES CLASSES DE GESTION DES ETANGS	U

Liste des abréviations et acronymes

%R Percent of renewable emergy

ACV (LCA) Analyse du Cycle de Vie (Life Cycle Assessment)

AFISA Animals from in situ aquaculture

AFM (MFA) analyse flux de matières (mass flow analysis)

CBD Convention on Biological Diversity

CCE consommation cumulée d'énergie

CICES Common International Classification of Ecosystem Services

EAA Ecosystem Approach to Aquaculture

EE empreinte écologique

EF ecological footprint

EFFI Ecosystem Flow and Function Inventory

ELR Environmental Loading Ratio (ELR)

ESA Ecosystem Services Assessment

ESI Emergy Sustainability Index (ESI)

EUT Eutrophication

EWA Environmental Work Assessment

EwE Ecopath with Ecosim

EYR Emergy Yield Ratio (EYR)

FAO Food and Agriculture Organization

FEGS-CS Final Ecosystem Goods and Services Classification

FOEN Federal Office for the Environment

GCR Global Climate Regulation

GWP Global Warming Potential

HFCM Hydrological Flow and Cycle maintenance

IPBES Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

ISO International Standard Organization

LC Land Consumption

LCIA Life Cycle Impact Assessment

MEA Millennium Ecosystem Assessment

MFAU Materials for agriculture uses

MID (DIM) mature inorganique dissoute (dissolved inorganic matter)

MIT Massachusetts Institute of Technology

MOD (DOM) matière organique dissoute (dissolved organic matter)

MOP (POM) matière organique particulaire (particulate organic matter)

NES-CS National Ecosystem Services Classification System

PoESIE Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation

PPSE paiement pour services écosystémiques

SCALEM Software for CALculating EMergy based on life cycle inventory

SCEP Study of Critical Environmental Problems

SE (ES) service(s) écosystémique(s) (ecosystem services)

seJ solar emJoule

TCED Total Cumulative Energy Demand

TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity

UEV Unit emergy Value

US EPA United States Environmental Protection Agency

WC Water Consumption

WQR Water Quality Regulation

Liste des figures

Figure 0.1 Production mondiale des pêches et production mondiale de l'aquaculture en million de tonnes de produits aquatiques.....	23
Figure 0.2 Production aquacole européenne par grande aire géographique	244
Figure 0.3 Localisations de la Brenne, Dombes et Lorraine sur le France.....	25
Figure 1.1 Cadre conceptuel pour l'évaluation intégrée des fonctions, des biens et des services des écosystèmes	33
Figure 1.2 Exemple de cadre « mono-causal » : la cascade des services écosystémiques	34
Figure 1.3 Exemple de cadre structurel: le cadre conceptuel de l'IPBES.....	35
Figure 1.4 Exemple de démarches opérationnelles	35
Figure 1.5 Exemple de cadre "orienté-bénéficiaire"	36
Figure 1.6 Transition from a conventional approach to aquaculture to an ecosystem approach to aquaculture	43
Figure 1.7 Example of hierarchical levels of provisioning services	50
Figure 2.1 Symboles utilisés dans l' <i>energy system diagram</i>	73
Figure 2.2 Représentation de l'élément « corps d'eau » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	74
Figure 2.3 Représentation de l'élément « matières organiques dissoutes » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	74
Figure 2.4 Représentation de l'élément « matières inorganiques dissoutes » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	75
Figure 2.5 Représentation de l'élément « matières organiques particulières » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	75
Figure 2.6 Représentation de l'élément « boues » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	76
Figure 2.7 Représentation de l'élément « phytoplancton » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	76
Figure 2.8 Représentation de l'élément « macrophytes » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	77

Figure 2.9 Représentation de l'élément « zooplancton » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	78
Figure 2.10 Représentation de l'élément « invertébrés » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	78
Figure 2.11 Représentation de l'élément « poisson » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	79
Figure 2.12 Représentation de l'opération « remplissage » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	80
Figure 2.13 Représentation de l'opération « fertilisation » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	82
Figure 2.14 Représentation de l'opération « chaulage » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	82
Figure 2.15 Représentation de l'opération « empoissonnement » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	83
Figure 2.16 Représentation de l'opération « nourrissage » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	84
Figure 2.17 Représentation de l'opération « vidange et pêche » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	85
Figure 2.18 Résultat de la classification hiérarchique sur les composantes principales de l'analyse factorielle multivariée hiérarchique	87
Figure 2.19 Représentation du sous-système « chaine trophique » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	95
Figure 2.20 Représentation du sous-système « cycle de l'eau » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	96
Figure 2.21 Représentation du sous-système « cycle du carbone » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	98
Figure 2.22 Représentation du sous-système « cycle de l'azote » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	99
Figure 2.23 Représentation du sous-système « cycle du phosphore » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	99
Figure 2.24 Représentation d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l' <i>energy system diagram</i>	101

Figure 3.1 . Ecosystem services assessment methods and ecosystem services	113
Figure 3.2 General procedure of PoESIE application	120
Figure 3.3 (A). Natural ecosystem boundaries in PoESIE. (B). Managed ecosystem boundaries in PoESIE. (C). Conventional environmental work flows related to natural ecosystem functioning. (D). Conventional environmental work flows related to managed ecosystem functioning. (E). Environmental work flow related to ecosystem services and their related ecosystem functions of a natural ecosystem. (F). Environmental work flow related to ecosystem services and their related ecosystem functions of a managed ecosystem.	122
Figure 4.1 Animals from in situ aquaculture ecosystem service per ha by pond class.	141
Figure 4.2. Materials for agricultural uses ecosystem service per ha by pond class.	141
Figure 4.3. Hydrological cycle and flow maintenance ecosystem service per ha as a function of pond class.	142
Figure 4.4. Global climate regulation ecosystem service per ha as a function of pond class.	143
Figure 4.5. Water quality regulation ecosystem service as a function of pond class per ha.	144
Figure 4.6 Level of ecosystem services supplied as a function of pond class.	151
Figure 4.7 Level of environmental impacts as function of pond class.	151
Figure 4.8 Level of environmental impacts as a function of pond class.	152
Figure 4.9 Summary of assessment of ecosystem services (ES), environmental impacts and environmental work as a function of pond class.	152
Figure A.1 Dombes location in France territory	H
Figure A.2 Ecosystem modelling framework of pond using <i>energy system diagram</i>	J
Figure A.3 The different steps to perform a Conventional Emergy Accounting (CEA) and a Lifecycle Emergy Accounting (LEA) and the comparison steps between both approaches	O

Liste des tableaux

Tableau 0.1 Valeur économique de quelques services écosystémiques de zone humide	27
Tableau 1.1 Categories of conceptual frameworks and typologies for ecosystem services (ES).	41
Tableau 1.2 Ability of selected conceptual frameworks to meet criteria developed from the ecosystem approach to aquaculture (EAA).	45
Tableau 1.3 Ability of selected typologies to meet criteria developed from combining ecosystem services (ES).....	45
Tableau 1.4 Provisioning ecosystem services for the ecosystem approach to aquaculture	46
Tableau 1.5 Regulation and maintenance ecosystem services for the ecosystem approach to aquaculture	47
Tableau 1.6 Cultural ecosystem services for the ecosystem approach to aquaculture	48
Tableau 1.7 Les services écosystémiques d’approvisionnement retenus pour la pisciculture d’étang en France.....	55
Tableau 1.8 Les services écosystémiques de régulation retenus pour la pisciculture d’étang en France.....	56
Tableau 1.9 Les services écosystémiques culturels retenus pour la pisciculture d’étang en France	57
Tableau 1.10 Synthèse des méthodes d’évaluation des services et de leur périmètre d’application	64
Tableau 2.1 Principales caractéristiques des groupes d’étangs dombistes obtenus après classification.....	88
Tableau 2.2 Qualité de l’eau et chaulage de l’étang	92
Tableau 2.3 Données d’entrée d’un modèle EcoPath with EcoSim adapté aux étangs piscicoles	94
Tableau 2.4 Régimes alimentaires dans un modèle EcoPath with EcoSim adapté aux étangs piscicoles	94
Tableau 2.5 Les divers transferts de biomasse au sein de la chaîne trophique (t/km ²)	94
Tableau 2.6 Pêche et durabilité de la chaîne trophique	95

Tableau 2.7 Eléments biophysiques de l'étang et fonctions écosystémiques de la pisciculture dombiste	102
Tableau 2.8 Processus biophysiques et fonctions écosystémiques d'un étang piscicole dombiste générale	103
Tableau 3.1 Emergy accounting indicators	115
Tableau 3.2 Methods for assessing ecosystem services (ES) in Life Cycle Assessment (LCA) and their advantages and disadvantages	117
Tableau 3.3 Flows entering, leaving and inside natural pond ecosystems	124
Tableau 3.4 Flows entering, leaving and inside managed ecosystems.....	125
Tableau 3.5 Comparison of ecosystem services assessment and conventional Life Cycle Assessment.	126
Table 4.1 Unit emergy values (UEV) of pond inputs	139
Tableau 4.2 Mean and standard error (SE) of ecosystem services and their associated environmental work for each ecosystem service by pond class.	145
Tableau 4.3 Mean and standard error (SE) of environmental impact for each impact category by pond class.	147
Tableau 5.1 Agrégation des services écosystémiques dans les catégories d'impacts correspondants.....	167
Tableau 5.2 Comparaison entre notre évaluation des services écosystémiques des étangs piscicoles et la valeur économique des services écosystémiques des zones humides évalués par des méthodes économiques	168
Tableau A1Emergy Accounting indicators definition and calculation	E
Tableau A.2 Main biophysical and management characteristics of the extensive and intensive ponds.....	I
Tableau A.3 Unit Emergy Values (UEV) of the conventional Emergy Accounting approach (CEA) and the lifecycle Emergy Accounting approach.....	M
Tableau A.4 Emergy inputs value per hectare of the conventional Emergy Accounting approach (CEA) and the lifecycle Emergy Accounting approach (LEA) for the extensive and the intensive pond	Q
Tableau A.5 Emergy outputs and indexes of the conventional Emergy Accounting approach (CEA), the lifecycle Emergy Accounting approach (LEA) for the extensive and the intensive pond and other French ponds from Wilfart <i>et al.</i> (2013)	Q

« Fiege nicht die Zucht des wissenschaftlichen Geistes damit an, sich keine Überzeugungen mehr zu gestatten? ... So steht es wahrscheinlich: nur bleibt übrig zu fragen, ob nicht, damit diese Zucht anfangen könne, schon eine Überzeugung da sein müsse, und zwar eine so gebieterische und bedingungslose, dass sie alle andren Überzeugungen sich zum Opfer bringt. Man sieht, auch die Wissenschaft ruht auf einem Glauben, es giebt gar keine „voraussetzungslose“ Wissenschaft. »

Nietzsche F
Die fröhliche Wissenschaft. 1882. Sämtliche Werke.

« La discipline de l'esprit scientifique ne commencerait-elle pas alors, seulement lorsque l'on ne se permet plus de convictions?... Il en est probablement ainsi. Or, il s'agit encore de savoir si, pour que cette discipline puisse commencer, une conviction n'est pas indispensable, une conviction si impérieuse et si absolue qu'elle force toutes les autres convictions à se sacrifier pour elle. On voit que la science, elle aussi, repose sur une foi, et qu'il ne saurait exister de science « inconditionnée ». »

Introduction générale

1. Introduction

L'aquaculture apparaît en Chine, il y a de ça 8000 ans (Nakajima, *et al.*, 2019). Elle consistait vraisemblablement en l'élevage de carpe commune (*Cyprinus carpio*) au sein d'étangs d'eau douce nourris par des nymphes de vers à soie (Parker, 2011). Au V^{ème} siècle avant notre ère, le premier traité d'aquaculture est écrit par un politicien chinois (Parker, 2011). L'aquaculture avait déjà pour but de produire des poissons de consommations, des poissons appâts et des plantes ornementales (Parker, 2011). Cette activité se développe et s'exporte peu à peu. Au Moyen-Âge, la pisciculture d'étang est répandue en Europe. Elle se développe via des moines dans le but de fournir du poisson lors des jours maigres. Actuellement, l'aquaculture est présente sur tous les continents.

L'aquaculture aujourd'hui peut se définir comme étant "les moyens d'élevage des organismes aquatiques, tels que les poissons, les mollusques, les crustacés et les plantes aquatiques. L'élevage implique des interventions humaines dans le processus d'élevage pour améliorer la production, comme l'empoissonnement régulier, le nourrissage, la protection contre les prédateurs, etc..." (FAO, 2018). La production aquacole se distingue par les écosystèmes exploités (aquaculture terrestre ou aquaculture marine ou côtière (FAO, 2018)) ; elle peut se distinguer aussi en fonction d'un regroupement de types d'espèces élevées (poissons, crustacés, mollusques) (FAO, 2018).

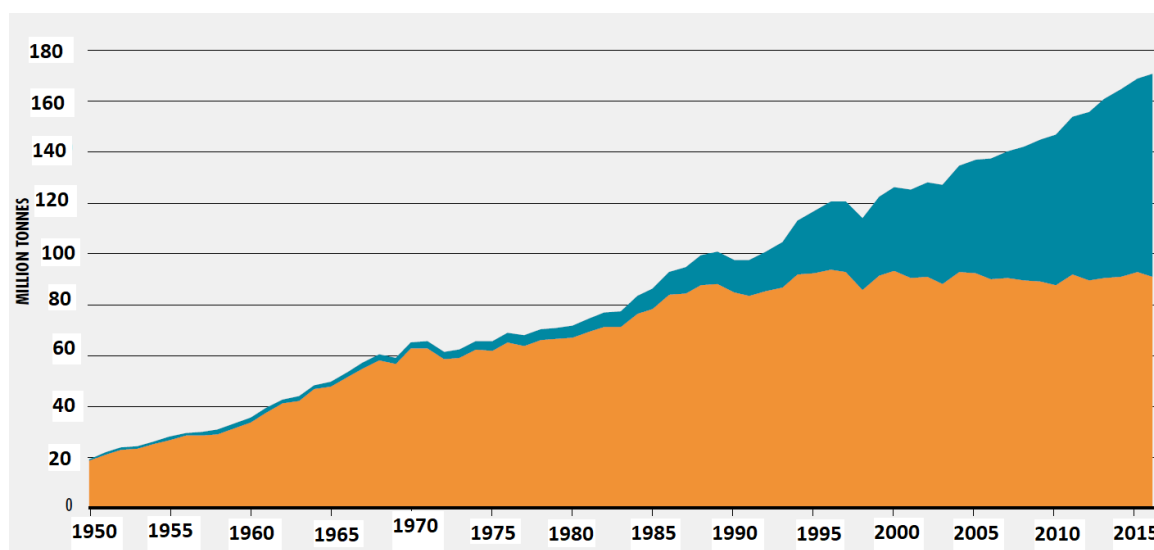


Figure 0.1 Production mondiale des pêches et production mondiale de l'aquaculture en million de tonnes de produits aquatiques (FAO, 2018). En bleu, la production aquacole mondiale et en orange la pêche.

L'aquaculture représente plus de 50% production mondiale de produit aquatique (Figure 0.1) (FAO, 2018). La Chine est le premier producteur mondial de produits aquacoles (FAO, 2018). Cette activité est en constante progression depuis les années 80 (environ + 135 %) avec la révolution bleue (Costa-Pierce, 2008).

En 2016, l'aquaculture européenne représente 2 945 00 tonnes, soit 3,7% de la production aquacole mondiale. La majeure partie de la production aquacole européenne provient de l'aquaculture marine et côtière avec 84% du tonnage total, majoritairement représentée par la Norvège (saumon) puis la France et l'Espagne (mollusques) (FAO, 2018). L'aquaculture européenne ne bénéficie pas de la même croissance qu'en Asie (FAO, 2018), avec une stagnation voire une décroissance en Europe occidentale (Figure 0.2), à l'exception de la Norvège. En France, cette déprise de l'activité aquacole concerne principalement la pisciculture d'étangs (Boullard, 2014).

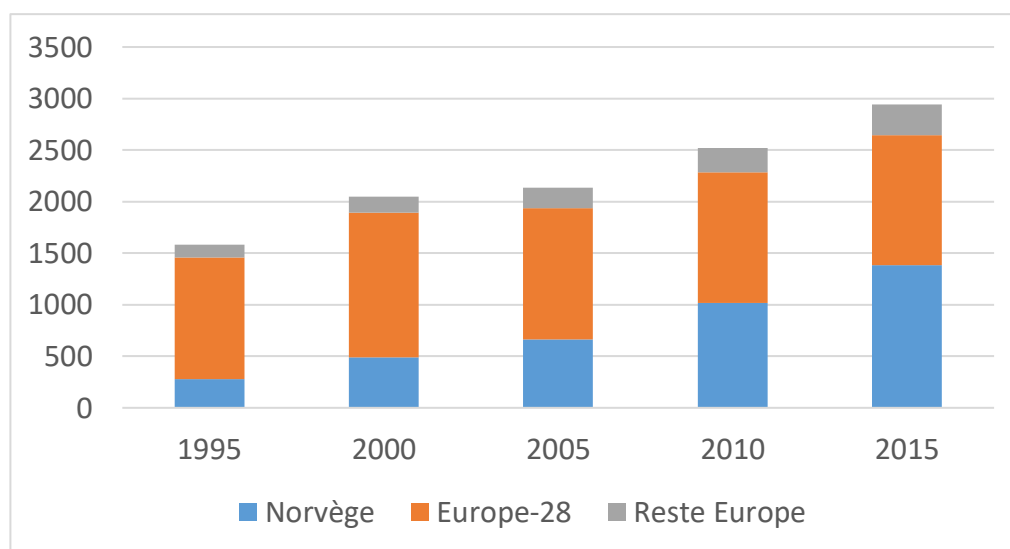


Figure 0.2 Production aquacole européenne (en millier de tonnes) par grande aire géographique (définie par la FAO) entre 1995 et 2015 (d'après FAO (2018)).

2. Enjeux socio-économique de la pisciculture d'étang française

Oertli, *et al.* (2002) définissent un étang comme étant une « surface d'eau stagnante, d'origine naturelle ou artificielle, avec une profondeur inférieure à 8 m offrant la possibilité aux plantes aquatiques supérieures de se développer sur toute la surface des fonds et avec une présence d'eau temporaire ou permanente ». Korinek, *et al.* (1987) définissent quant à eux un étang comme étant « une surface d'eau utilisée principalement pour le stockage des poissons ». En France, les étangs représentent 130 000 hectares dont 80 000 hectares sont destinés à la production piscicole, soit un peu plus de 60% de la surface totale. La production stagne autour de 12 000 tonnes par an. Les principales régions productrices sont la Dombes, la Lorraine et la Brenne avec plus de 50% de la production française totale (Figure 0.3). Les étangs sont gérés en tant qu'écosystèmes anthropisés. La gestion peut être extensive

comme intensive (Aubin, *et al.*, 2017b). La gestion se fait principalement au niveau de la chaîne trophique, de l'alimentation des poissons, de la gestion du cycle des nutriments et de la gestion de l'eau.

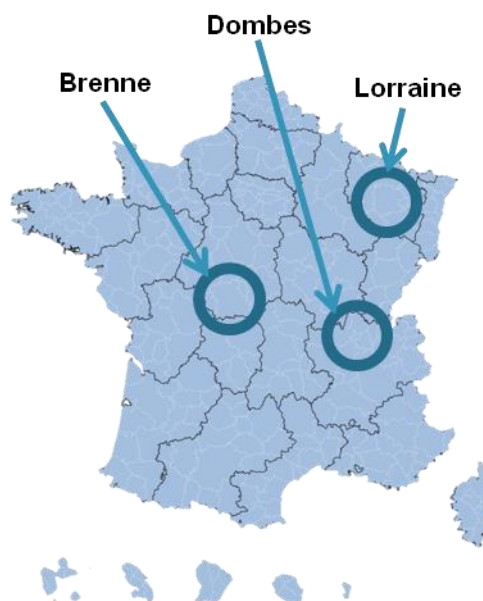


Figure 0.3 Localisations de la Brenne, Dombes et Lorraine sur le France

Les objectifs de la pisciculture peuvent être de produire du poisson de consommation, pour repeupler une rivière, de pêcher de manière récréative ou un objectif mixte. Ainsi, les étangs peuvent être en monoculture ou en polyculture d'espèces. La polyculture a pour but d'exploiter différents niveaux trophiques (FAO, 2016) au sein du milieu d'élevage. L'espèce élevée majoritairement est la carpe commune (*Cyprinus carpio*). La carpe commune est omnivore, elle a des sources d'alimentation diverses selon son développement et les disponibilités de son milieu. Elle est généralement associée à des poissons blancs omnivores et détritivores : le gardon (*Rutilus rutilus*) et le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) mais aussi, des carnivores comme la perche commune (*Perca fluviatilis*), le brochet (*Esox lucius*) et le sandre (*Sander lucioperca*).

L'alimentation de l'étang se fait selon un gradient d'intensivité (Aubin *et al.*, 2017a). Aucun apport d'aliment n'est fait pour les étangs les plus extensifs ; tandis que certains pisciculteurs apportent des céréales ou des aliments composés pour directement nourrir les espèces cibles (carpes généralement) dans les gestions les plus intensives. Le niveau d'intensification de l'alimentation influence directement le rendement de la production (Aubin *et al.*, 2017a).

La gestion du cycle des nutriments se fait aussi selon un gradient d'intensivité. Les pratiques les plus extensives n'apportent aucune matière à l'étang. L'apport de matière peut se faire quand l'étang est à l'assec (« à sec ») ou quand il est en eau. Dans les deux cas, l'apport de fertilisants de synthèse, fumiers, lisiers et de chaux permettent d'augmenter les concentrations en nutriments (Boyd, Tucker, 2012; Keeler, *et al.*, 2012). Cette augmentation permet de favoriser la production de biomasse

issue du phytoplancton servant ainsi de base alimentaire aux autres niveaux de la chaîne trophique et ce qui bénéficie indirectement à la production de poissons (Reynolds, *et al.*, 2002).

La gestion de l'eau diffère selon les régions et les étangs. En effet, les étangs productifs sont généralement remplis à la fin de l'hiver (février ou mars) et sont vidangés lors de la pêche, vers fin octobre. Les étangs ayant un but de production secondaire, peuvent être vidangés que tous les 3, 4 ou 5 ans. Certaines régions, et particulièrement la Dombes, pratiquent la culture en assec tous les 4/5 ans de production, afin de profiter de l'accumulation de sédiments riches en nutriments (Korinek, Fott, Fuksa, Lellák, Prazakova, 1987; Vanacker, *et al.*, 2015; Vanacker, *et al.*, 2018; Vanacker, *et al.*, 2016).

Bien que disposant de la plus grande surface d'étangs piscicole d'Europe (Schlumberger, Bouretz, 2002), la France voit sa production diminuer d'année en année avec une activité piscicole en déprise (Boullard, 2014). Comme tous les écosystèmes anthropisés, les étangs ne sont pas seulement des outils de production, ils structurent également le paysage (MEA, 2005c) et le cycle hydrique localement (Boyd, Gross, 2000). Ils peuvent aussi servir de réservoir d'eau (FAO, 2010b). Ils hébergent une biodiversité riche particulièrement pour les batraciens, les insectes et les oiseaux. Ils sont le support d'activités récréatives, telles que la chasse ou la pêche. Ils sont aussi des marqueurs culturels régionaux forts (la marque « Poissons de Dombes » en Dombes ou « la route de la carpe frite » en Alsace). Afin de prendre en compte l'ensemble des différents aspects liés à la pisciculture d'étang, le concept de services écosystémiques peut être utilisé.

3. Services écosystémiques et pisciculture d'étang

Les services écosystémiques (SE) peuvent être définis comme étant « les bénéfices obtenus des écosystèmes par les hommes ». Les étangs de par leur définition et leur utilisation sont à la fois des zones humides et des systèmes agricoles. Les zones humides fournissent de nombreux SE (MEA, 2005) par contre les SE rendus par les élevages n'ont que peu été étudiés dans leur intégralité à ce jour (Beudou, *et al.*, 2017). En effet, en plus des aspects productifs ou récréatifs, les étangs piscicoles peuvent retenir des matières azotées (Banas, *et al.*, 2008) ou des produits phytosanitaires (Gaillard, *et al.*, 2016). D'après Costanza, *et al.* (1997), la production de poisson n'a pas la plus haute valeur économique parmi les SE fournis par les zones humides (Tableau 0.1). Ainsi, des compromis devront être pris en considération entre la fourniture des différents SE (Foley, *et al.*, 2005b), d'autant plus que la reconnaissance de la valeur des SE ne suffit pas obligatoirement pour conserver les écosystèmes (Sukhdev, *et al.*, 2010a). En conséquence, de par la diversité des SE potentiels fournis par la pisciculture, une approche complémentaire aux approches économiques doit être envisagée.

Tableau 0.1 Valeur économique de quelques services écosystémiques de zone humide (d'après Costanza *et al.* (1997))

Service écosystémique	Valeur (\$/ha.an)
Production de poissons	347
Régulation du cycle hydrologique	464
Tourisme	492
Attractivité du paysage	881

En tant qu'écosystèmes anthropisés, les étangs piscicoles induisent également des impacts environnementaux (Wilfart, *et al.*, 2013a), qu'il convient d'envisager en parallèle des SE. La prise en compte de la diversité des SE et des impacts relatifs à la pisciculture d'étang ne pourra se faire qu'avec l'aide d'analyses appropriées. Certaines études proposent des approches utilisant des méthodes d'analyse environnementale dans ce but (Zhang, *et al.*, 2010c) mais peu ont été appliquées et aucune ne sont focalisées sur la pisciculture.

4. Objectifs de la thèse

4.1. Objectifs et questions de recherches

Les objectifs du travail de thèse sont d'identifier les SE de la pisciculture d'étang en France (objectif 1) et de les évaluer (objectif 4). Pour cela, il est nécessaire d'identifier des méthodes d'évaluations environnementales capables d'évaluer ces SE (objectif 2) afin de développer une méthode d'évaluation des SE (objectif 3).

A partir des objectifs de la thèse, différentes questions sont formulées :

Q1. Quels sont les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang en France? (Objectif 1)

Q2. Quelle(s) méthode(s) utiliser afin d'évaluer les services écosystémiques fournis par un écosystème anthropisé ? (Objectif 2)

Q2.1. Comment utiliser les méthodes sélectionnées dans le but d'évaluer les services écosystémiques d'un écosystème anthropisé ? (Objectif 3)

Q2.2. Comment relier le fonctionnement biophysiques d'un étang aux SE qu'il fournit ?

Q3. Quels sont les niveaux de services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française ? (Objectif 4)

Q3.1. Existe-t-il des synergies ou compromis entre les différents services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française ?

Q.3.2 Existe-t-il des synergies ou compromis entre les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française et les impacts liés à la gestion piscicole ?

4.2. Structure de la thèse

La thèse s'articule autour de différents chapitres, certains valorisés sous forme d'articles scientifiques.

Le chapitre 1 se focalise sur les services écosystémiques et s'articule autour de quatre parties. Une première partie se concentre sur une revue bibliographique des SE ; la seconde partie, sous forme d'article scientifique, a pour objectif d'identifier les SE de l'aquaculture ; la troisième partie se concentre sur les SE de la pisciculture d'étang (question 1), et la quatrième partie se focalise sur les méthodes d'évaluation des SE (question 2) disponibles dans la littérature différenciant les évaluations économique et biophysiques des SE, puis se concentre sur l'utilisation de l'Analyse de Cycle de Vie et de l'Emergy Accounting dans l'évaluation des SE.

Le chapitre 2 est consacré à la modélisation de l'étang piscicole dans le but d'évaluer ses SE via les méthodes ACV et EA (question 2.2).

Le chapitre 3 pose le cadre conceptuel de la méthode d'évaluation des SE basée sur les cadres ACV et EA (question 2.1).

Le chapitre 4 est une application de la méthode aux étangs piscicoles de la Dombes (questions 3, 3.1 et 3.2).

Enfin, dans le chapitre 5 seront discutés les différents aspects du travail de thèse et ses avancées.

Finalement, la conclusion reprendra les différents apports de la thèse et apportera quelques perspectives.

« Scientists work from models acquired through education and through subsequent exposure to the literature often without quite knowing or needing to know what characteristics have given these models the status of community paradigms »

Kuhn, Thomas S.
The Structure of Scientific Revolutions. 1962.

Chapitre 1 – Les services écosystémiques, leurs évaluations et la pisciculture d'étang

Avant de déterminer les SE rendus par la pisciculture d'étang, nous allons faire un bref historique du concept de SE. Puis, nous allons nous intéresser aux différents cadres conceptuels et typologies des SE. Afin de pouvoir évaluer les SE de la pisciculture d'étang en France, il faut déterminer quels sont les SE fournis par les étangs et établir une typologie (Question 1). Pour cela, nous nous sommes basés sur *l'Ecosystem Approach to Aquaculture (EAA)*, qui met le concept de SE au centre de l'approche mais sans jamais les définir. L'EAA propose un cadre intégratif et participatif, nous allons donc croiser les critères de l'EAA avec la littérature des SE afin de déterminer quel cadre conceptuel et typologie des SE utiliser comme base. L'IPBES a été retenu comme cadre conceptuel, cependant l'IPBES ne fournit pas de typologie. Ainsi, la CICES a été retenue pour l'EAA et l'aquaculture. D'après des dires d'experts et un contrôle auprès de parties prenantes, il s'avère que la pisciculture d'étang peut fournir 4 SE d'approvisionnement, 11 SE de régulation et 5 SE culturels. Puis, nous allons répondre à la question « quelles méthodes pour évaluer les services écosystémiques d'un étang piscicole ? ». Pour y répondre, nous commencerons par une brève revue de la bibliographie des différentes méthodes d'évaluation des SE. A partir de cette revue bibliographique, nous nous sommes orientés vers des méthodes « biophysiques ». En effet, les méthodes d'évaluation basées sur la logique du cycle de vie nous semblent adaptées à l'évaluation des SE.

1. Les services écosystémiques

1.1. Historique

Certains auteurs (Grove, 1993; Mooney *et al.*, 1997) remontent jusqu'aux penseurs de la Grèce antique pour trouver les premières traces d'une conception de la nature rendant des services à l'humanité. Platon (dans *Critias*) parle des changements d'assolement des forêts bordant les collines de l'Attique. Ces forêts devenant des champs cultivés, elles ne peuvent plus retenir les eaux durant les saisons pluvieuses et cela entraîne des inondations. De plus, les forêts perdant leurs fonctions de filtration et d'épuration de l'eau, les eaux des fontaines furent polluées. Théophraste décrit dans *Historia Plantarum* une centaine de plantes comme étant médicinales et pouvant avoir comme fonction d'aider à soigner les maux humains. Le fait de penser la nature comme rendant des services ou étant utiles à l'humanité apparaît de nombreuses fois au cours de l'histoire, notamment associé aux écosystèmes forestiers (Serpantié *et al.*, 2012). Cependant, le concept de SE ne prend réellement forme qu'à partir de la seconde moitié du XX^{ème} siècle.

C'est aux Etats-Unis d'Amérique, dans les années 1950 à 1960, qu'une prise de conscience environnementaliste s'opère dans les milieux universitaires (Serpantié *et al.*, 2012). Odum et Hoskin (1958) étudient les services rendus par le littoral et la mer afin de protéger les écosystèmes littoraux. Ces services sont évalués à partir du contenu et des flux d'énergie au sein des écosystèmes étudiés. Cette étude énergétique fut complétée par une étude économique de ces flux. Cette évaluation énergétique et économique avait pour but de comparer ces services à la mise en place d'aménagement public du littoral et de montrer l'efficacité et la gratuité de fonctionnement de ces écosystèmes. En parallèle, certains scientifiques se rendent compte des impacts des activités anthropiques sur l'environnement ; Carson (1962) avec son fameux livre *Silent spring* est un bon exemple. A partir des travaux et constats des décennies précédentes, le MIT (SCEP, 1970) communique un rapport où des scientifiques évoquent le terme de services environnementaux. Peu après, Westman (1977) s'interroge sur la valeur sociale des services de la nature, *id est* sur la perception des avantages obtenus de la nature par les populations.

Durant les années 80 et le début des années 90, se dessine un nouveau cadre d'analyse de la nature et de sa relation avec l'humanité. C'est en 1983, que le terme de SE est utilisé pour la première fois dans un article scientifique par Ehrlich et Mooney (1983). Cinq ans plus tard, Randall (1988) propose un cadre anthropo-centré, utilitariste et instrumentaliste de la valeur de la biodiversité. En parallèle, le terme de biodiversité fait son apparition en 1986 (Sarkar, 2002) et le sommet de la Terre à Rio de Janeiro pose les problématiques concernant la biodiversité (son érosion) comme étant primordiales (Quarrie, 1992).

En 1997, deux publications majeures développent et installent le concept de SE au cœur des questions concernant la biodiversité. Daily (1997), dans son ouvrage *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*, s'interroge sur la dépendance de l'homme à la nature, et plus

particulièrement aux processus écologiques des écosystèmes naturels ; son approche consiste à mettre en avant les processus écologiques, qui ne sont pas ou peu reconnus par rapport aux biens issus des écosystèmes anthropisés (ex. : les productions agricoles). Costanza *et al.* (1997), dans leur article controversé, estiment des valeurs économiques de 17 SE pour 16 biomes. Ils en concluent une valeur mondiale comprise entre 16 et 54 billions \$ par an (moyenne à 33 billions \$/an, soit environ le double du produit brut mondial de 1990). (De Groot *et al.*, 2002) proposent le premier cadre conceptuel de fourniture des SE et la première typologie des SE. Le MEA (2005), rapport d'expertise internationale lancée à l'initiative du Secrétaire général de l'ONU, constitue le premier travail d'ampleur internationale. Le MEA propose un cadre conceptuel et une typologie des SE (assez directement inspirée de celui de de Groot *et al.* (2002)) ayant une portée globale. Depuis, de nombreuses publications proposent un cadre conceptuel et / ou une typologie et différentes définitions et évaluations des SE. La *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) propose un cadre d'analyse porté sur une approche biophysique et économique; et, la CICES s'améliore d'année en année y ajoutant des éléments et se mettant à jour scientifiquement (Haines-Young et Potschin, 2010; 2012; Haines-Young et Potschin, 2013a; Haines-Young et Potschin, 2018). L'*Inter-governmental Science-Policy on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES) propose à partir de 2015 un cadre conceptuel, faisant appel aux « contributions de la nature au bien-être des gens » plutôt qu'aux services écosystémiques (Díaz, *et al.*, 2015). Puis, L'IPBES propose en 2018 une typologie et un cadre conceptuel se démarquant de la littérature usuelle des SE (Díaz, *et al.*, 2018; *et al.*, 2015). Les SE y sont évalués à l'échelle des écosystèmes (Xie, *et al.*, 2001) ou des nations (Santos-Martín, *et al.*, 2014) et le concept se précise d'année en année (Braat, 2018).

1.2. Les différents cadres conceptuels

Comme nous l'avons vu, la mise en application des différentes définitions des SE nécessite de mobiliser des cadres conceptuels. Ces cadres conceptuels doivent rendre compte au mieux des objectifs poursuivis et du cadre d'analyse des SE des concepteurs.

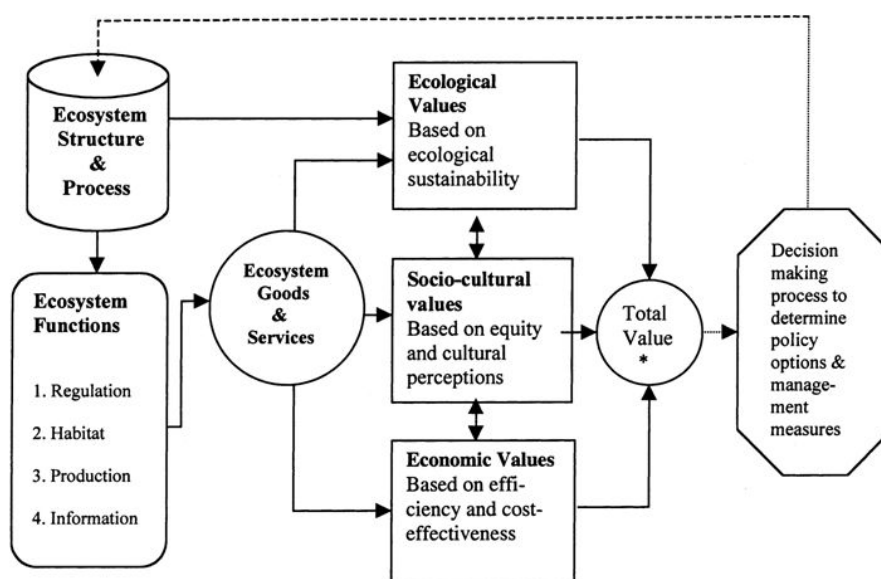


Figure 1.1 Cadre conceptuel pour l'évaluation intégrée des fonctions, des biens et des services des écosystèmes (de Groot *et al.* 2002)

De nombreux cadres conceptuels ont été publiés depuis celui de De Groot *et al.* (2002) (Figure 1.1), certains généraux (Sukhdev *et al.*, 2010b) dédiés à un type d'écosystème (Lescourret *et al.*, 2015) ou encore à un territoire (Santos-Martín *et al.*, 2014). Nous allons nous concentrer sur les cadres conceptuels généralistes. Ces différents cadres conceptuels des SE peuvent se regrouper en 4 catégories qui se différencient par :

- Les cadres *mono-causaux* (de Groot *et al.*, 2002 ; TEEB et CICES) établissent une relation quasi « mono-causale » entre les différents composants du système permettant la production de SE. Selon l'exemple de la *cascade des SE* de Haines-Young et Potschin (2013a) (Figure 1.2), chaque élément de la cascade écosystémique subit l'influence du précédent et influe sur le suivant. Cependant, le défaut principal des cadres mono-causaux est le manque d'interactivités entre les composants du système et notamment un manque de composants et d'interactions sociaux / sociétaux.

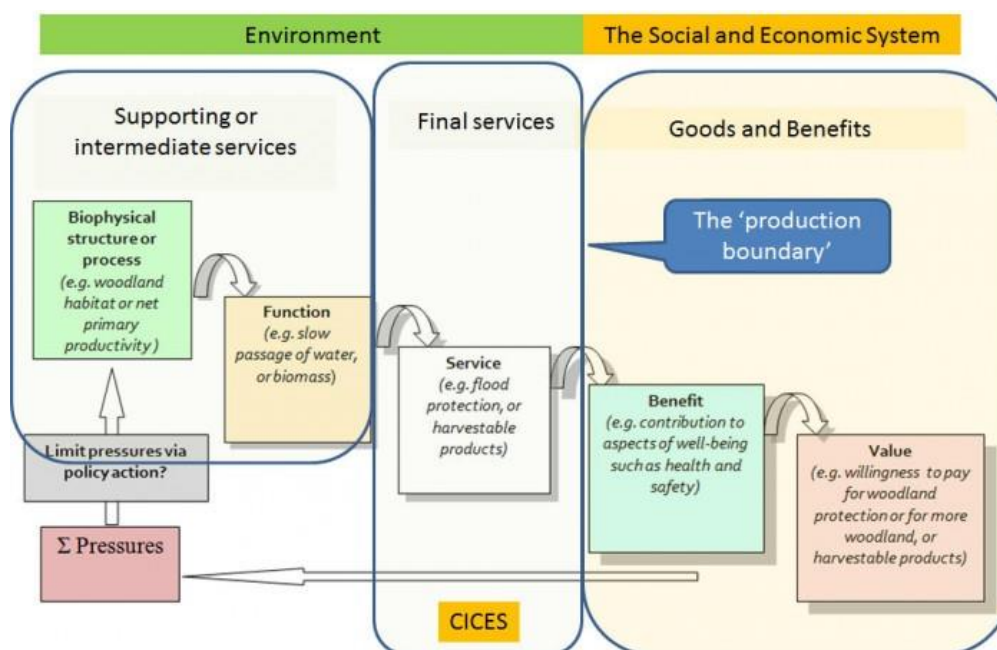


Figure 1.2 Exemple de cadre « mono-causal » : la cascade des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2013)

- Les cadres *structuraux*, comme ceux du MEA (2005) et de l'IPBES (Diaz *et al.*, 2015), établissent des relations complexes entre les différents composants du cadre (Figure 1.3). Ce type de cadre permet de comparer les différentes études entre elles (au sein d'un même cadre), puisque les composants et leurs interactions sont normalisés. Les cadres *structuraux* permettent d'intégrer différentes échelles spatio-temporelles ; cependant, ces cadres sont très généralistes et il est nécessaire de les adapter à la problématique et situation propre de chaque étude.
- Les démarches *opérationnelles* (Wallace, 2007 ; Staub *et al.*, 2011) ont pour originalité d'être dépendants de l'écosystème et du socio-système qui en bénéficient. Wallace (2007) ne propose pas un cadre à proprement parler mais une méthodologie opérationnelle d'évaluation des SE (Figure 1.4). Staub *et al.* (2011) ne proposent pas de cadre conceptuel mais une démarche qui est de se concentrer sur les caractéristiques et fonctions des écosystèmes qui ont une connexion reconnaissable (directe) au bien-être (utilisés ou évalués sous une forme ou une autre par les populations humaines). Malheureusement, bien que positionnant la perception des humains au centre de la relation entre la nature et le bien-être humain, cette proposition ne tient pas compte des SE potentiels et de l'influence probable du capital humain. Le défaut principal de ce cadre est la quasi impossibilité de comparaison et généralisation entre les études.

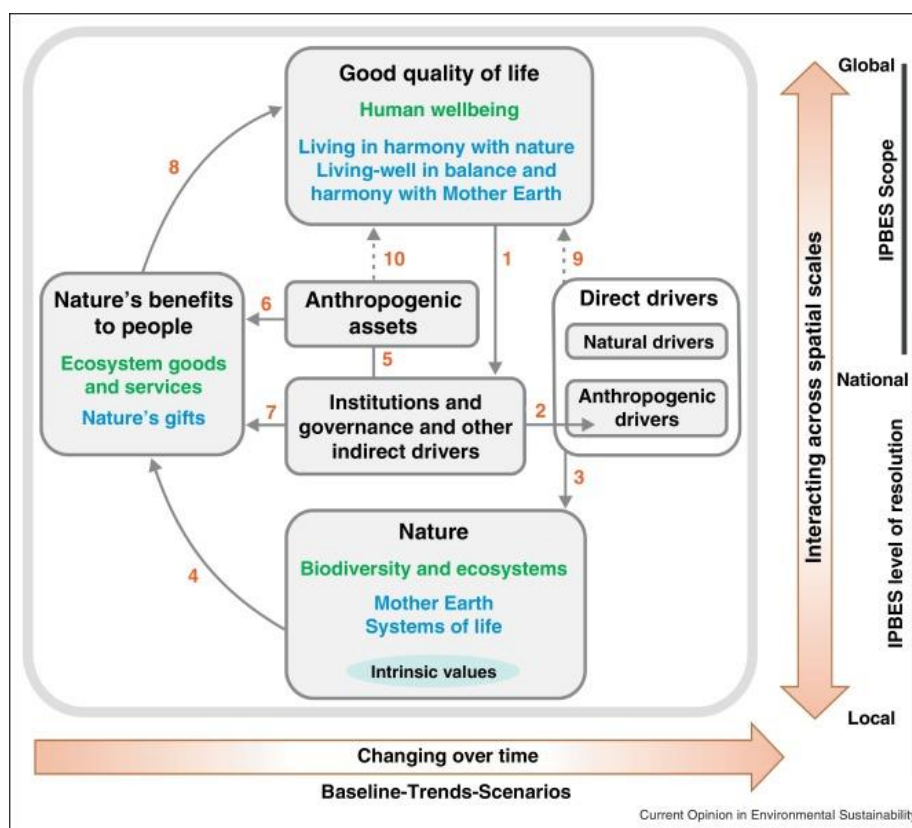


Figure 1.3 Exemple de cadre structurel: le cadre conceptuel de l'IPBES (Diaz *et al.*, 2015)

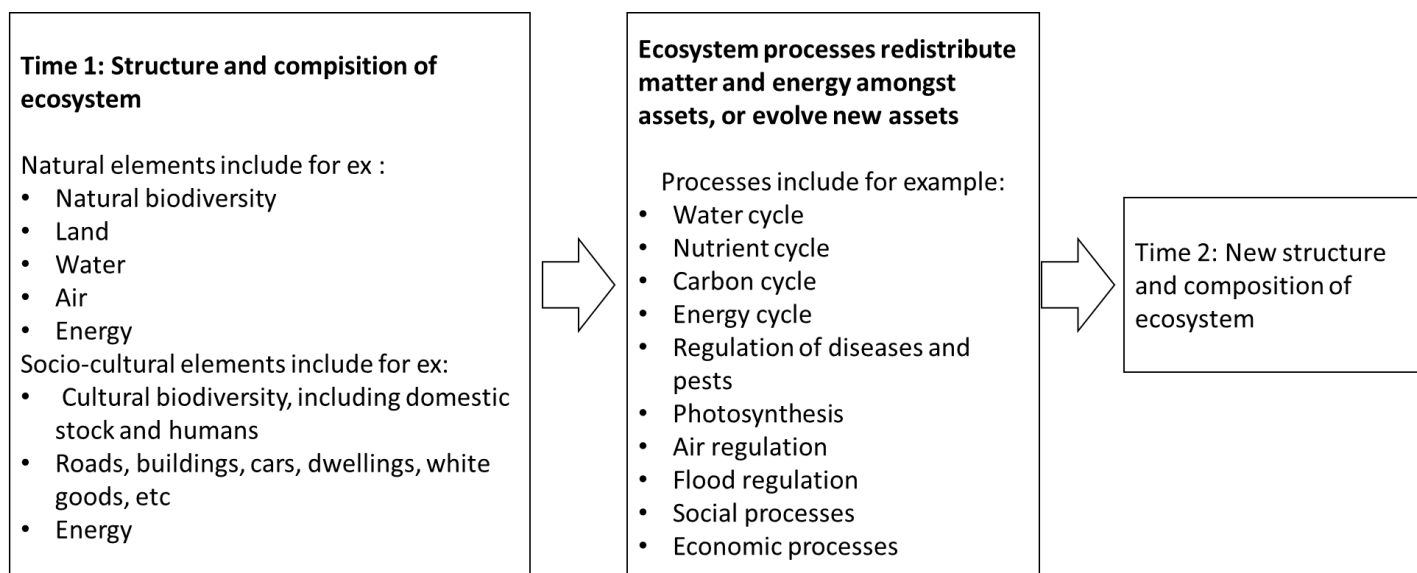


Figure 1.4 Exemple de démarches opérationnelles (Wallace, 2007)

- Les cadres *orientés-bénéficiaires* partent du principe simple qu'il n'y a pas de SE s'il n'y a pas de bénéficiaires de ces services (Figure 1.5). Une identification des bénéficiaires et la compréhension de leurs besoins est cruciale pour déterminer les SE et leurs diverses utilisations (Landers et Nahlik, 2013). Tous les SE sont définis comme possibles et utilisables / percevables. Très souvent, ces

cadres sont adaptés aux différentes comptabilités nationales. Malheureusement, ces cadres ne prennent pas en compte (entièrement) les conditions de production des SE en se focalisant sur les utilisations.

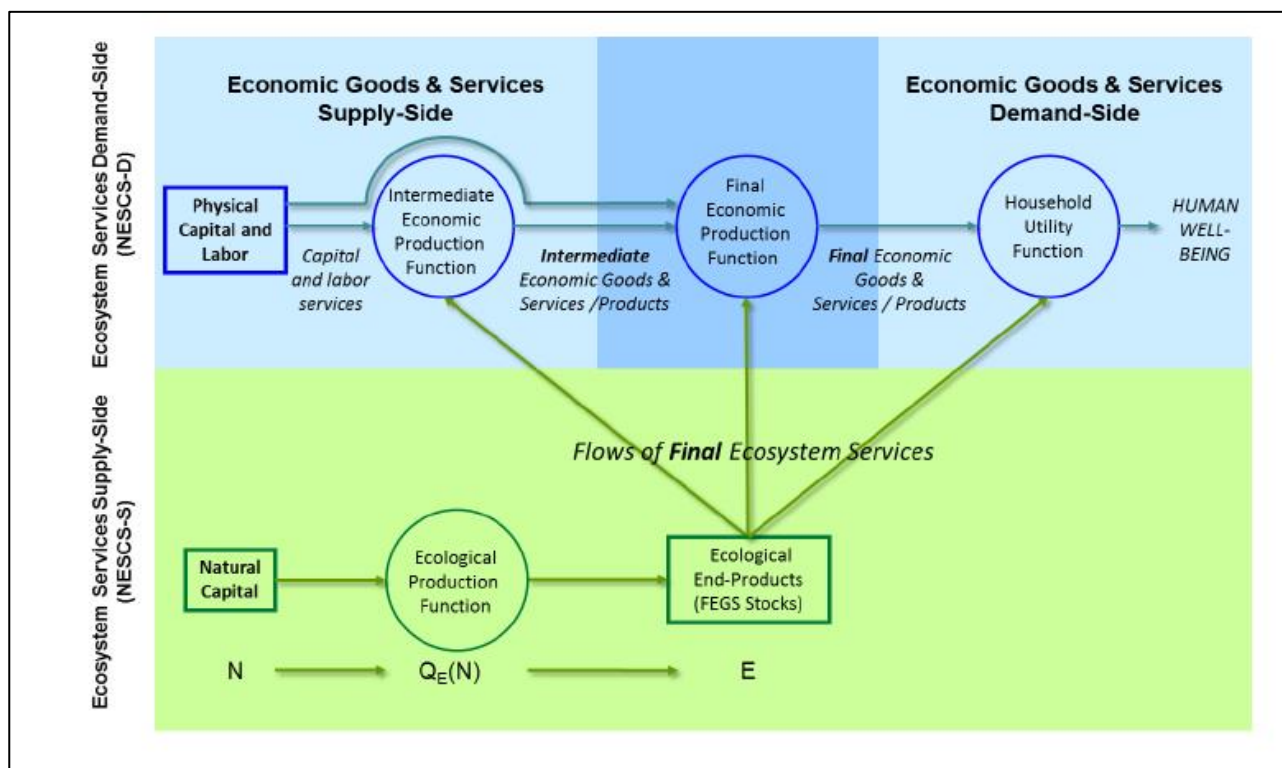


Figure 1.5 Exemple de cadre "orienté-bénéficiaire": le NECS-CS (EPA, 2015)

1.3. Typologies des services écosystémiques

De nombreuses typologies ont été publiées depuis les premières listes de SE proposées par Daily, (1997) et Costanza *et al.* (1997). Les typologies peuvent se classer selon différentes catégories. Les premières publications (Daily, 1997 ; Costanza *et al.*, 1997), peu précises, n'établissent pas de typologies des SE mais des « listes » de SE.

- Les typologies fonctionnelles se concentrent sur ce que nous pouvons tirer des écosystèmes ; en d'autres termes, elles agrègent les fonctions et processus écologiques en SE, par exemple, tous les processus et fonctions aboutissant à la purification de l'eau sont agrégés dans un SE de régulation de la qualité l'eau. Un des défauts majeurs de cette catégorie de typologie est qu'elle est centrée sur des regroupements de fonctions et processus de l'écosystème et ne reflète pas forcément les besoins humains ou les bénéficiaires directement. Cependant, elle permet d'associer plus facilement le fonctionnement d'un écosystème aux SE fournis (Potschin et Haines-Young, 2016).
- Les typologies centrées sur les besoins humains reflètent bien la doctrine utilitariste sous-jacente à la notion de SE. Wallace (2007) a été l'un des premiers à proposer une telle typologie. Cependant, cette typologie définit et classe directement les SE comme bénéfiques. Boyd et Banzhaf (2007a)

proposent de partir des sources de bien-être lié à la nature (l'aspect esthétique) afin d'identifier les SE liés à ces sources. Cette approche, bien qu'intéressante, risque de faire passer une évaluation à côté de SE qui ne sont pas perçus directement par les acteurs ou qui pourraient l'être (SE potentiels). Staub *et al.* (2011) proposent un arbre de décision permettant de déterminer à quelle classe appartient un service écosystémique. Cette typologie, bien que très intéressante et bien centrée sur l'utilitarisme, ne permet pas de rendre compte du travail fourni par la nature permettant de produire des SE.

- Les typologies « orientée-bénéficiaires » reflètent la dimension anthropocentrée de la notion de SE. Elles sont le plus souvent construites afin de s'intégrer à des comptabilités nationales. Elles sont donc très codifiées. L'intérêt notable de cette classe de typologie est que nous pouvons identifier facilement l'écosystème, le service, le type d'usage et le bénéficiaire des SE. Cependant, les seules typologies disponibles pour cette catégorie ne sont directement applicables qu'aux Etats-Unis d'Amérique.

2. Les services écosystémiques de l'aquaculture

Malgré une analyse systématique de la littérature, nous n'avons pas identifié de typologie des SE spécifique à l'aquaculture ou la pisciculture d'étangs. Les typologies des SE provenant d'écosystèmes proches sont celles proposées pour les zones humides (MEA 2005) et celles des écosystèmes marins et côtiers (Liquete *et al.*, 2013). Le choix d'un cadre conceptuel et d'une typologie paraît primordial dans l'évaluation des SE de l'aquaculture, et *a fortiori* de la pisciculture d'étangs. Ainsi, nous allons pouvoir répondre à la première question de cette thèse « Quels sont les services écosystémiques fournis par l'aquaculture ? ».

Ainsi, nous avons été amenés à comparer différents cadres et typologies des SE. Les cadres conceptuels et typologies retenus furent généralistes, c'est-à-dire ne portant pas sur un type d'écosystème particulier ou n'étaient pas conçus pour une évaluation nationale. Afin de pouvoir les comparer, des critères issus de l'*ecosystem approach to aquaculture* (EAA) ont été sélectionnés. Le cadre de l'IPBES et la typologie de la CICES ont été retenus. Nous avons identifié 10 SE d'approvisionnement, 20 SE de régulation et 11 SE culturels fournis par l'aquaculture. Ce travail a été consigné dans un article intitulé *Ecosystem service framework and typology for an ecosystem approach to aquaculture* (ci-dessous) et publié dans le journal *Aquaculture* (ISSN: 0044-8486).

Title Ecosystem service framework and typology for an ecosystem approach to aquaculture

Pierre-Alexandre Willot¹, Joël Aubin¹, Jean-Michel Salles², Aurélie Wilfart^{1*}

¹ UMR SAS, INRA, Agrocampus Ouest, 35042 Rennes, France

² UMR Lameta, CNRS, Université de Montpellier, 34000 Montpellier, France

*Corresponding author: aurelie.wilfart@inra.fr

Abstract

The ecosystem approach to aquaculture (EAA) considers ecosystem services (ES) important, but does not provide a framework for them. To supplement the EAA, a literature review of the ES conceptual framework and ES typologies was combined with selected criteria from the EAA and ES literature. The selected criteria to decide on a conceptual framework come from the eight characteristics of transition between the conventional approach and the EAA. The typology was chosen according the following criteria: ES have to be distinguish from benefits, are a part of nature, can be used directly and indirectly, and cannot be a support or habitat services. The conceptual framework of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) is the most compatible with the EAA but does not provide an ES typology. The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) provides the ES typology most consistent with EAA criteria to supplement the conceptual framework. We identified 10 provisioning ES, 20 regulation and maintenance ES, and 11 cultural ES. The integration of IPBES framework with CICES typology accounts for the three main goals of EAA. This integration highlights the main interactions between the aqua-ecosystem, its management, and the different stakeholders of aquaculture. The genericity of EAA and this adapted conceptual framework and typology of ES allow performing an EAA at different scales with different aquaculture systems in the same area required to assess bundles of ES according with management options.

Keywords: ecosystem services, sustainable aquaculture, integration, ponds, intensification

Highlights

- IPBES is the conceptual framework of ecosystem services most consistent with the EAA.
- CICES provides the typology of ecosystem services most consistent with the EAA.
- Aquaculture systems potentially provide 41 ecosystem services.

2.1. Introduction

2.1.1. Issues and perspectives for aquaculture

Aquaculture has increased worldwide since the 1980s (FAO, 2010b), which corresponds to a “blue revolution” in response to the increasing demand for seafood. Seafood supplies large amounts of animal protein worldwide, especially for those living in poverty (FAO, 2000), but fisheries, which capture 70-80 million tons of seafood per year (FAO, 2016b), cannot meet global demand. By 2030, aquaculture is expected to provide more than half of seafood supply (FAO, 2016b; Stickney, McVey, 2002) and by 2050 might supply nearly two thirds of fish consumption (FAO, 2010b).

Apart from the demand for seafood, many external issues could influence the development of aquaculture. Climate change is the greatest external environmental influence on aquaculture production (De Silva, Soto, 2009). Water crises are another issue encountered by aquaculture. Water scarcity decreases water quality (Molden, 2007), as freshwater aquaculture can require large amounts of freshwater (Verdegem *et al.*, 2006). Another issue is competition for land between freshwater aquaculture and agriculture (Bosma, Verdegem, 2011; OECD-FAO, 2013). Demand for seafood and external influences encourage intensification of aquaculture, i.e. to produce more with the same area and less water. The type and intensity of an aquaculture system influences its impacts (Bergheim, Aasgaard, 1996; Diana, 2009; Primavera, 2006). Aquaculture may affect wild fish populations indirectly, by using fish meal and fish oil as feed ingredients (Alder, Pauly, 2008; Naylor, Burke, 2005; Naylor, *et al.*, 2005; Tacon, *et al.*, 2011), and directly, by providing fish for stocking natural areas (Khavtasi, *et al.*, 2010). Using this kind of ingredients in fish feed can decrease food security, especially for low-earning fish farms (Tacon, Metian, 2009). An approach that mitigates external, environmental, and social issues and improves positive aspects of aquaculture might require considering aquaculture systems as ecosystems, which provide multiple levels of ecosystem services (ES).

The United Nations Convention on Biological Diversity (CBD (2004) developed some of the first guidelines for the ecosystem approach (EA), including 12 principles that can be applied to aquaculture (Supplementary Material 1). One of the main principles is “conservation of ecosystem structure and functioning, in order to maintain ecosystem services, should be a priority target of the ecosystem approach” (CBD, 2004). According to Soto, *et al.* (2008), an ecosystem approach to aquaculture (EAA) is a plan for integrating aquaculture within broader ecosystems. The EAA should promote sustainable development, equity, and the resilience of interconnected social-ecological systems. The FAO (2010a) developed guidelines for sustainable aquaculture and the EAA based on three main principles: (i) include sustainable ecosystem functions and services; (ii) improve stakeholder well-being and equity; and (iii) be developed in the context of other sectors, policies, and goals. These guidelines consider the concept of ES relevant, but do not provide a suitable definition. The objective of this study

is to provide a conceptual framework and typology of ES, based on the literature that is relevant for the EAA.

2.1.2. Ecosystem services definitions

ES can be defined as “nature’s benefits to people” (Díaz, *et al.*, 2015). Two major works were published in 1997 and addressed two distinctive streams of thoughts around ES. In one hand, Daily (1997) highlighted the human dependence on natural ecosystem (ecology-centred thinking), while Costanza *et al.* (1997) estimated the economic value of 17 ES for 16 biomes with the statement that that human capital (e.g., built, social) must be added to ES to obtain human benefits (economic-centred thinking). Eight years later, the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (MEA, 2005) placed ES on the international agenda, developing a conceptual framework and typology of ES in order to assess and communicate about ES. The MEA improved the research on ES and generated a long lasting enthusiasm about them. Since then, many conceptual frameworks and typologies have been developed based on the Daily current of thought (Boyd and Banzhaf, 2007; Sukhdev *et al.*, 2010; Wallace, 2007) or the Costanza current of thought (Díaz, *et al.*, 2015; EPA, 2015; Haines-Young and Potschin, 2013; Landers and Nahlik, 2013; Staub *et al.*, 2011). In addition to these two main philosophies, conceptual frameworks of ES can be classified into four main types:

- consequential, which describes quasi mono-causal relations between components in the framework (Daily, 1997; Haines-Young, Potschin, 2013a; Sukhdev, Schröter-Schlaack, Nesshöver, Bishop, Brink, 2010b)
- structural, which focuses on connections between components in the framework (Díaz, Demissew, Carabias, Joly, Lonsdale, Ash, Larigauderie, Adhikari, Arico, Báldi, 2015; MEA 2005)
- operational, which focuses on ES provided by a specific site (e.g., ecosystem, region) (Staub, Ott, Heusi, Klingler, Jenny, Hacki, Hauser, 2011; Wallace, 2007)
- beneficiary-oriented, which focuses on relations between beneficiaries and their use of ES (EPA, 2015; Landers, Nahlik, 2013)

Similarly, ES typologies can be classified into three types:

- functional, which focuses on what is obtained from ecosystems. In other words, they aggregate ecological functions and processes into ES (e.g., climate regulation) (De Groot, Wilson, Boumans, 2002; Haines-Young, Potschin, 2013a; MEA 2005; Sukhdev, Schröter-Schlaack, Nesshöver, Bishop, Brink, 2010b).

- human-need-oriented, which focuses on human needs for ES (Boyd, Banzhaf, 2007a; Staub, Ott, Heusi, Klingler, Jenny, Hacki, Hauser, 2011; Wallace, 2007). For instance, Wallace (2007) classifies ES into four types of value to humans (e.g., a benign physical and chemical environment).
- beneficiary-oriented, which reflects the anthropocentric part of ES (EPA, 2015; Landers, Nahlik, 2013). It focuses on beneficiaries and how they use ES.

Different conceptualisations of ES frameworks and typologies are summarised in Table 1.1.

Tableau 1.1 Categories of conceptual frameworks and typologies for ecosystem services (ES). Non-bold and bold text indicate “ecologist” and “economist” viewpoints of ES, respectively.

Category		Conceptual Framework				
		Consequential	Structural	Operational	Beneficiary-oriented	None
Typology	Functional	de Groot <i>et al.</i> (2002) TEEB (2010) CICES (2013)	MEA (2005)			
	Human-need			Wallace (2007)		
	Beneficiary-oriented			FOEN (2011)	FEGS (2011) NES-CS (2013)	Boyd and Banzhaf (2007)
	None		IPBES (2005)			

2.1.3. Aqua-ecosystem definition

The initial concept of ES was essentially focused on to natural ecosystems. Some authors claim that natural ecosystems provide ES that support agriculture (Bommarco, *et al.*, 2013), while others argue that agroecosystems provide their own ES (Doré, *et al.*, 2011). An agroecosystem can be defined as an ecosystem that humans transform and manage to extract resources through agriculture. By analogy, an aqua-ecosystem can be defined as providing ES as “a human-managed aquatic ecosystem oriented toward the provision of ecosystem services” (Aubin, *et al.*, 2014b); see Aubin, Callier, Rey-Valette, Mathé, Wilfart, Legendre, Slembrouck, Caruso, Chia, Masson (2017b) for an example of use). The transition from aquaculture to aqua-ecosystems and application of the EAA should involve valuating and assessing the ES provided. Despite this, the guidelines mentioned previously (CBD, 2004; FAO, 2010a; b) do not use a standard conceptual framework or typology, which restricts full application of the EAA guidelines. A conceptual framework and typology for ES of aquaculture adapted to EAA could encourage including ES in future aquaculture systems. Moreover, linking ES and EAA is a future step in the uses of EAA (Brugère, *et al.*, 2018).

2.2. Materials and methods

The ES literature is extensive. We used the Web of Knowledge and Google Scholar to list all relevant articles and reports about ES and their typologies and conceptual frameworks. We searched for the keywords “ecosystem services”, “typology” and “conceptual framework”. Only scientific reports, articles, and grey literature published since 2002 were reviewed, since De Groot, Wilson, Boumans (2002) published the first conceptual framework, which greatly inspired the MEA (2005). Before 2002, the two works described above (Costanza, d'Arge, De Groot, Farber, Grasso, Hannon, Limburg, Naeem, O'Neill, Paruelo, 1997; Daily, 1997) provided lists rather than typologies.

Several conceptual frameworks and typologies were excluded because they were too specific to be apply to aquaculture. For instance, conceptual frameworks for specific ecosystems were excluded, such as the social-ecological approach to agroecosystems framework (Lescourret, Magda, Richard, Adam-Blondon, Bardy, Baudry, Doussan, Dumont, Lefevre, Litrico, Martin-Clouaire, Montuelle, Pellerin, Plantegenest, Tancoigne, Thomas, Guyomard, Soussana, 2015). Since valuations for individual countries were too specific to be extended to a global scale, we excluded the United Kingdom's National Ecosystem Assessment (NEA, 2013) and Spain's National Ecosystem Assessment (Santos-Martín, Montes, Martín-López, González, Aguado, Benayas, 2014), among others.

2.2.1. Literature review

2.2.2. Selection criteria for ecosystem services conceptual frameworks and typology

To select the best conceptual framework for EAA, we needed criteria. The 12 principles of the ecosystem approach guideline (CBD, 2004) (Supplementary materials 1) and of the EAA (FAO, 2010a) are the basics for both approaches. In order to select criteria for the conceptual framework and typology of ES, we have grouped the principles of the ecosystem approach guideline according to their relevance with the eight characteristics of the EAA (Figure 1.6). Those eight characteristics became our eight criteria for selecting the conceptual framework:

- participatory (Principles 1, 2, 12)
- multiple objectives (Principles 1, 3, 4, 8)
- interaction with other sectors (Principles 1, 3)
- multiple (nested) scales (Principles 3, 5, 7, 8)
- adaptive (Principles 3, 9, 10)
- extended knowledge (Principles 1, 11, 12)
- incentives (Principles 1, 12)
- public/transparent (Principles 1, 2, 12)

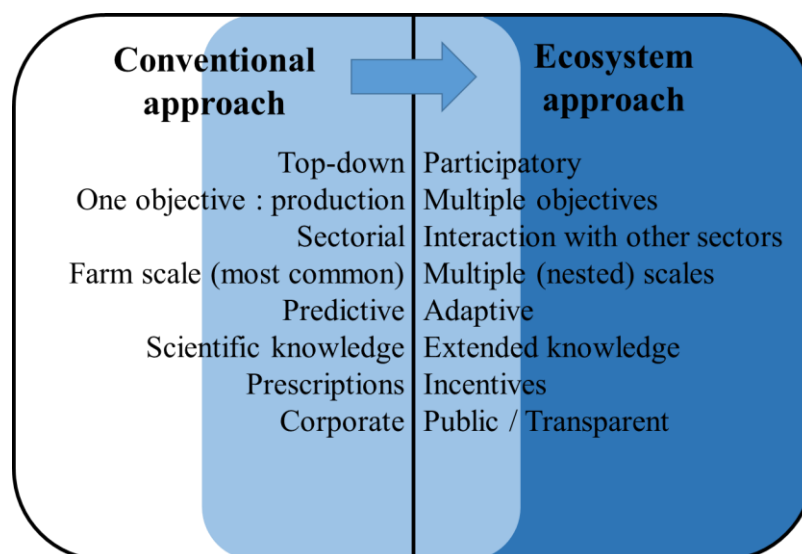


Figure 1.6 Transition from a conventional approach to aquaculture to an ecosystem approach to aquaculture (from FAO (2010a))

ES have been defined many times since 1997. The different definitions refer to different conceptualisations of ES over time. We needed precise criteria to select the best typology (and concept behind the typology) of ES for the EAA. First, Fisher and Turner (2008) suggested that ES and benefits should be distinguished, as benefits have an explicit influence on human well-being, such as more or better food. So, we decided to distinguish ES from benefits because humans need to add human capital to obtain benefits from ES. Second, ES should be considered a part of nature (Fisher, Turner, 2008) because they are connected to and/or derived from ecosystem functions and processes. ES are not defined by the human's investment or effort to mobilise the benefits from ES. Third, ES can be used both directly and indirectly (Fisher, Turner, 2008). Finally, the ES typology must exclude support ES and/or habitat ES to avoid double counting (Boyd, Banzhaf, 2007a). For instance, carbon sequestration is an ES because it can provide net benefits from ecosystem functions and processes, especially from a climate-change perspective (Daily (1997)). In contrast, pollination may be counted twice during ES evaluation as (i) a pollination ES itself and (ii) indirectly in a provisioning ES (e.g., crop yield) or a cultural ES (e.g., an endemic / patrimonial plant maintained by pollination).

These four elements of ES conceptualisations became our four criteria for selecting the ES typologies:

- Are ES distinguished from benefits?
- Are ES a part of nature?
- Can ES be used both directly and indirectly?
- Are support and/or habitat services excluded?

2.2.3. Assessment method

Conceptual frameworks and typologies were selected independently, even if one publication presented both (e.g., the MEA). If a conceptual framework was relevant for the EAA, but not its typology (or vice-versa) we needed a back-up conceptualisation. For instance, the conceptual framework of IPBES (Díaz, Demissew, Carabias, Joly, Lonsdale, Ash, Larigauderie, Adhikari, Arico, Báldi, 2015) has no typology, while the typology of (Boyd, Banzhaf, 2007a) has no conceptual framework. We used the eight criteria from the EAA to select the best conceptual framework and the four criteria to select the best ES typologies. These criteria were not ranked, and the sum of the agreement between criteria and a given publication provided a grade for the conceptual framework or typology. We searched the conceptual frameworks and typologies selected for implicit and explicit information relevant for our criteria. The highest grade indicated the greatest consistency between the conceptual framework and the typology from the EAA.

2.3. Results

The publications selected correspond to both the published scientific literature and the grey literature on conceptual frameworks and typologies for ES (Table 1.2 & 1.3). Few conceptual frameworks and typologies have been published. We selected conceptual frameworks in the following articles: De Groot *et al.*, 2002; Díaz *et al.*, 2015; EPA, 2015; Haines-Young and Potschin, 2013; Landers and Nahlik, 2013; MEA 2005; Staub *et al.*, 2011; Sukhdev *et al.*, 2010; Wallace, 2007). We selected typologies in the following articles: Boyd and Banzhaf, 2007; De Groot *et al.*, 2002; EPA, 2015; Haines-Young and Potschin, 2013; Landers and Nahlik, 2013; MEA 2005; Staub *et al.*, 2011; Sukhdev *et al.*, 2010; Wallace, 2007.

Tableau 1.2 Ability of selected conceptual frameworks to meet criteria developed from the ecosystem approach to aquaculture (EAA). The symbol “•” signifies “present/yes”, while “-” signifies “absent/no”.

Publication	MEA	Wallace (2007)	Sukhdev <i>et al.</i>	EPA (2015)	Haines-Young and	Díaz <i>et al.</i>
Selection criterion	(2005)		(2010)		Potschin (2013)	(2015)
Participatory	-	-	-	-	-	•
Multi-objective and includes other sectors	•	•	•	•	•	•
Multiple (nested) scales	•	-	-	-	•	•
Adaptive	-	•	-	-	-	•
Management and conservation of structures and functions	•	•	-	-	-	-
Extended knowledge	-	•	-	-	-	•
Incentives	-	-	-	-	-	•
Transparent	•	•	•	•	•	•
Total	4	5	2	2	3	7

Tableau 1.3 Ability of selected typologies to meet criteria developed from combining ecosystem services (ES). The symbol “•” signifies “present/yes”, while “-” signifies “absent/no”.

Publication	MEA	Wallace	Boyd and Banzhaf	Sukhdev <i>et al.</i>	Staub <i>et al.</i>	Landers and Nahlik	EPA	Haines-Young and
Selection criterion	(2005)	(2007)	(2007)	<i>al.</i> (2010)	<i>al.</i> (2011)	(2013)	(2015)	Potschin (2013)
Are ES distinguished from benefits?	-	-	•	-	-	•	•	•
Are ES a part of nature?	•	-	•	-	•	•	•	•
Can ES be used both directly and indirectly?	•	-	-	•	•	-	-	•
Are support and habitat services excluded?	-	-	•	-	-	•	•	•
Total	2	0	3	1	2	3	3	4

The IPBES framework appears to be the one most consistent with the EAA (Díaz *et al.*, 2015) (Table 1.2). It meets seven criteria derived from EAA principles and almost all the criteria developed by the EAA (Table 1.2). Since the IPBES does not provide an ES typology, however, we had to identify a typology that is consistent with the EAA approach and ideally with the IPBES framework.

The CICES (Haines-Young, Potschin, 2013a) typology meet all the selected ES criteria (Table 1.3), and was therefore the most suitable typology to assess ES using the EAA. It considers ES part of nature and does not contain habitat or support services, which are contained within other ES. Finally, we identified 10 provisioning ES (Table 1.4), 20 regulation and maintenance ES (Table 1.5) and 11 cultural ES (Table 1.6)

Tableau 1.4 Provisioning ecosystem services for the ecosystem approach to aquaculture

Section	Group	Class
Nutrition	Biomass	Wild animals and their outputs
		Animals from in-situ aquaculture
		Plants and algae from in-situ aquaculture
	Water	Surface water for drinking
Materials	Water	Surface water for non-drinking purposes
	Biomass	Materials from plants, algae and animals for agricultural use
		Genetic materials from all biota
		Fibre and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing
Energy	Biomass-based energy sources	Plant-based resources
		Animal-based resources

Tableau 1.5 Regulation and maintenance ecosystem services for the ecosystem approach to aquaculture

Section	Group	Class
Mediation of waste, toxins and other nuisances	Mediation via biota	Bio-remediation via micro-organisms, algae, plants, and animals
		Filtration/sequestration/storage/accumulation via micro-organisms, algae, plants, and animals
	Mediation via ecosystems	Filtration/sequestration/storage/accumulation via ecosystems
		Dilution via the atmosphere, freshwater and marine ecosystems
Mediation of flows	Mass flows	Mass stabilisation and control of erosion rates
		Buffering and attenuation of mass flows
	Liquid flows	Hydrological cycle and water flow maintenance
		Flood protection
	Gas/air flows	Storm protection
		Ventilation and transpiration
Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Lifecycle maintenance, protecting habitats and gene pools	Pollination and seed dispersal
		Maintaining nursery populations and habitats
	Pest and disease control	Pest control
		Disease control
	Soil formation and composition	Weathering processes
		Decomposition and fixing processes
	Water conditions	Chemical condition of freshwater
		Chemical condition of salt water
	Atmospheric composition and climate regulation	Global climate regulation by reducing greenhouse gas concentrations
		Micro and regional climate regulation

Tableau 1.6 Cultural ecosystem services for the ecosystem approach to aquaculture

Section	Group	Class
Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-/seascapes	Physical and experiential interactions	Experiential use of plants, animals and land-/seascapes in environmental settings
		Physical use of landscapes and seascapes in environmental settings
	Intellectual and representative interactions	Entertainment
		Scientific
		Educational
		Aesthetic
Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-/seascapes	Spiritual and/or emblematic	Heritage, cultural
		Symbolic
	Other cultural outputs	Sacred and/or religious
		Existence
		Bequest

2.4. Discussion

2.4.1. Selected conceptual framework

The IPBES framework explicitly includes multiple nested scales from several temporal, spatial, and management scales. It also explicitly includes different sources of knowledge, from “Western science” to “indigenous knowledge” (expressions used by the IPBES). Experiential indigenous knowledge can supply information over a long time about a local area (Bohensky, Maru, 2011) and can fill gaps in scientific knowledge (Bohensky, Maru, 2011; Gadgil, *et al.*, 1993). According to Moller, *et al.* (2004), scientific and indigenous knowledge are complementary in five respects:

- science tends to collect short-term data over large areas, while indigenous knowledge tends to collect long-term data over small areas
- science focusses on averages, while indigenous knowledge focusses on extremes
- science is more quantitative, while indigenous knowledge is more qualitative
- science improves tests of mechanisms, while indigenous knowledge improves hypotheses
- science seeks objectivity, while indigenous knowledge mobilizes subjectivities into useful know-how

With these complementarities, scientific and indigenous knowledge can be used in collaborative approaches and can find some common ground (Bohensky & Maru, 2011). These complementarities are suitable for the EAA and its aim to integrate extended knowledge into management. Also, it “has been constructed in a transparent, inclusive and participatory manner” (Díaz, Demissew, Carabias, Joly, Lonsdale, Ash, Larigauderie, Adhikari, Arico, Báldi, 2015). The IPBES’s framework has the ability to be adaptive and incentive considering its integration of “indigenous knowledge”.

Surprisingly, few ES frameworks are consistent with the anthropocentric and utilitarian view of nature. The most suitable frameworks of ES are *a priori* the structural frameworks, which focus on interactions between ecosystems and human systems. To conceptualise ES, the human-need-oriented ES seem to correspond most to the anthropocentric and utilitarian philosophies behind the ES concept. Wallace (2007) focuses on “adequate resources” or a “benign physical and chemical environment”, not only on an aggregate of ecosystem functions and process. Consequently, human-need-oriented ES are more anthropocentric than others but could become more ecocentric if similar functions and processes are aggregated into a broader process, i.e., an ES.

2.4.2. Selected typology

One advantage of the CICES is its subdivision into categories of ES (Figure 1.7), in which a section corresponds to the main ES categories of other typologies (e.g., provisioning, regulation, cultural). A class is defined as “a further sub-division of group categories into biological or material outputs and bio-physical and cultural processes that can be linked back to concrete identifiable service sources”, while class types “break the class categories into further individual entities and suggest ways of measuring the associated ecosystem service output”. The class level of CICES is the hierarchical level that we chose for our typology because it is the penultimate level of the hierarchy and allows for an accurate ES typology while remaining compatible with the diversity of aqua-ecosystems. The lowest level is a class type, such as the provision of X tons of common carp or the sequestration by sediments of Y kilograms of a specific active ingredient in pesticides. This ES subdivision complicates the comparison of studies; however, a tool is available that enables the CICES, MEA and The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) typologies to be compared (<http://openness.hugin.com/example/cices>).

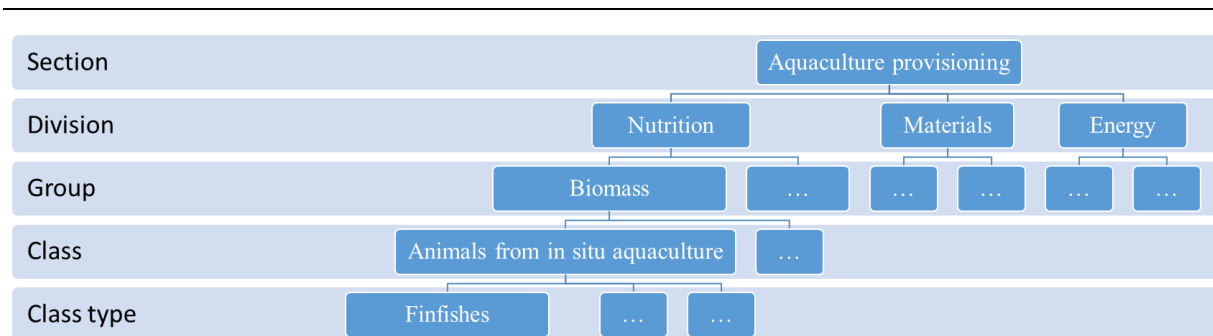


Figure 1.7 Example of hierarchical levels of provisioning services (adapted from Haines-Young and Potschin (2013)).

We identified 10 provisioning ES in aqua-ecosystems (Table 1.4). Animals (e.g., fish, molluscs, and crustaceans) produced by “*in situ* aquaculture” and plants and algae from aquaculture (Hong, Lee, 1993) are the main provisioning ES. Nutrients from the water in inland aquaculture systems (e.g., ponds) can be used to irrigate crops (FAO, 2005). This practice is performed in northern Vietnam, in which paddy fields and ponds are interlinked to exchange water (Steinbronn, 2010). Organic-rich sediment from aquaculture can be removed from ponds and used as fertiliser for adjacent crops (FAO, 2005). The other provisioning ES selected seem minor (producing biofuel with phytoplankton) or specific to a location (producing breeders as new genetic material). With the increasing demand for seafood, it seems pointless at present to use biomass to produce energy. The fibre and other material from biomass seem less important ES than the food provision ES in the provisioning category.

We identified 20 possible regulation ES (Table 1.5). Although the main function of aqua-ecosystems is to provide seafood, they could provide more regulation and maintenance ES at different spatial and temporal scales than provisioning ES. Algae can purify wastewater efficiently in algal ponds (Craggs, *et al.*, 2012; Park, Craggs, 2010); perhaps this potential ES could be extended to other pond systems. Fish ponds can recycle organic waste from adjacent agroecosystems, such as organic waste from pigs and poultry (Nhan, *et al.*, 2007). Sediments can accumulate and sequester pesticides in freshwater aqua-ecosystems (Thomas, *et al.*, 2012), which could lead to more rapid metabolism of the pesticides or at least decrease their concentrations in water (Warren, *et al.*, 2003).

We identified 11 cultural ES (Table 1.6), which are also the least documented ES. In general, pond systems support a variety of cultural ES (Blayac *et al.*, 2014). For instance, the Dombes region in France hosts many ponds due to monastic activities in the 13th century, when fish were produced mainly for the Catholic tradition of avoiding meat on Friday and during Lent (Hoffmann, Winiwarter, 2010). These ponds provide a heritage and cultural (or religious) ES to the region. A traditional system in China that has been lasting more than 1000 years is based on the polyculture of Chinese carp, which were chosen because their trophic complementarity uses the many ecological compartments in ponds more effectively. These are considered heritage practices.

Methods to assess bundles of ES, not only one ES or a group of similar ES, are required to apply the ES concept to aqua-ecosystems in the EAA (De Groot, *et al.*, 2010; Raudsepp-Hearne, *et al.*, 2010a). The CICES recommends assessing provisioning ES by type and amount (e.g., x tons of carp), similar to that for regulation and maintenance ES (e.g., y kilograms of pesticide accumulated by an ecosystem) and cultural ES. An inventory based on amount and type is similar to a life cycle inventory (ISO, 2006b) extended to all components in an ecosystem. According to Zhang *et al.* (Zhang, *et al.*, 2010a; Zhang, *et al.*, 2010b)), combining a life cycle method with an energy-based method (Odum, Odum, 2000) could be one way to assess a bundle of ES. By following the origins of matter and energy flows, these methods can separate the natural and human parts of ES. In line with EAA and according to Potschin, Haines-Young (2011) and Koschke, *et al.* (2012) the valuation system of ES should be based on a diversity of criteria and units, and not only on the recommendation of the CICES. This diversity should underlie the diversity of stakeholders' perspectives (*e.g.*, ecological, economic, social) and the diversity of relationships with the nature.

If, like selected criteria, ES cannot be benefits, cultural ES become problematic. According to Boyd, Banzhaf (2007a), the main cultural ES require adding components that are not part of the ecosystem (functions and processes) (e.g., built capital, human capital) to obtain a service. Thus, they cannot be considered part of nature or an ecosystem function or process. Instead, cultural ES may be benefits obtained from the structure of an ecosystem or a landscape with additional capital. Ultimately, the issue with cultural ES is included in the CICES typology and in nearly all typologies that contain cultural ES (or an equivalent).

Other issues appear with the ES concept. Natural ecosystems provide ES, but anthropogenic ecosystems (such as aqua-ecosystems) also provide ES (Doré, Makowski, Malézieux, Munier-Jolain, Tchamitchian, Tottonell, 2011). The main distinction in anthropogenic ecosystems is the addition of human components that optimise or maximise one or several ES; for instance, feeding practices in aqua-ecosystems to maximise one provisioning ES. It seems relevant to distinguish the natural part from the human part involved in improving provisioning services. This would highlight ways humans can maximise ecosystem processes and functions to obtain ES and their resulting benefits.

2.4.3. Integration in EAA

CICES typology has to be integrated to the conceptual framework of IPBES. If we look at the conceptual framework of the IPBES (Figure 1.3), the present typology fit with the “nature’s benefits to people” box (ecosystem good and services). IPBES and CICES have to be integrated both into the EAA in a proper way. If we look at the three main goals of the EAA (FAO, 2010a) (i) ensuring human well-being, (ii) ensuring ecological well-being, and (iii) facilitating the achievement of both, we find that the first goal is embodied in the “good quality of life” box (human wellbeing) of the conceptual framework while the second is embodied in the box “nature” (biodiversity and ecosystem). Finally, the

third one can be embodied using ES in a sustain way by linking a good ecological state and human well-being with the production of ES. Moreover, the conceptual framework of IPBES highlights the main interactions between all the components of an aqua-ecosystem at different spatial and times scales.

The CICES has no participatory component; however, it is possible to ask stakeholders to classify or distinguish the typology of the main ES of a specific aqua-ecosystem. Because the presence of an ES is due to its direct or indirect use, or the recognition of its value (Mathé, Rey-Valette, 2015), surveys can help to specify a suitable local ES typology from those in our typology (Blayac, *et al.*, 2014; Rey-Valette, *et al.*, 2017). It might be possible that the terminology used by Haines-Young, Potschin (2013a) for the CICES is too technocratic for a participatory approach with a huge diversity of stakeholders. Therefore, the name of each selected ES could be adapted in a more comprehensible way for all the stakeholders. CICES uses for example the “in-situ farming of freshwater (e.g. trout) and marine fish (e.g. salmon, tuna) also in floating cages; shellfish aquaculture (e.g. oysters or crustaceans) in e.g. poles for the “animals from in situ aquaculture” ES. If we consider shellfish aquaculture is chosen as example, the “animals from in-situ aquaculture” ES corresponds to the production of shellfish. The translation in a more shared language for the EAA application could be simply “production of the shellfish farm”. The present conceptual framework and typology of ES is not settled in tablets of stone. It can be possible for a specific aqua-ecosystem, that stakeholders identify an ES absent of the present typology. In this case, stakeholders should describe the ES; and then, they should look at the entire CICES typology to find an ES corresponding to the specific description of the lacking ES.

As the EAA, its relevant conceptual framework and typology of ES has to be generic for the broad diversity of aqua-ecosystems around the world. Nevertheless, the holistic thinking linked to EAA (and ES) is limited by institutional and human capacity (Brugère, Aguilar-Manjarrez, Beveridge, Soto, 2018). Though there is a lack of common understanding of the EAA (Brugère, Aguilar-Manjarrez, Beveridge, Soto, 2018). Having the same basis for the ES part of EAA could be a good base to compare easily different aqua-ecosystems including regional variations of aqua-ecosystems or among countries. It is possible to perform an ES assessment in an EAA at different scales and for different aqua-ecosystems. Nevertheless, The ES classes could be used at the farm scale and the ES divisions at the regional scale. For example, a shrimp farm and a rice-fish culture (rice and common carp) in the same region have different “animals from in-situ aquaculture” ES and one “Plants and algae from in-situ aquaculture” ES. At the farm level, the ES can be “shrimp production”, “carp production”, and “rice production”. At a broader scale (*e.g.* watershed, region, country), the ES can be the “nutrition’s contribution by aquaculture”.

In addition to the differing qualities of biophysical ES valuations, management should consider social aspects of ES. It is important to know how different stakeholders perceive ES in a local context (social, economic, ecological) because ES perception is person-dependent (Hein, *et al.*, 2006). These different perceptions of ES should lead to some social trade-offs between stakeholders on the

provisioning of ES (Barnaud, Antona, 2014). Management of an aqua-ecosystem could become complex if fish farmers or managers have to consider economic, ecological, and social aspects, their own perceptions of and benefits from ES, and the other beneficiaries of ES.

Policy makers and/or government agencies must provide advices or directives to manage in order to coordinate the management of aqua-ecosystems for the provision of ES (Leeuwis, 2013) as indirect drivers (Figure 1.3). Aqua-ecosystem management can also be collaborative (Barnaud, Antona, 2014), involving multiple stakeholders in. This kind of management should be done at the landscape scale (Brugère, Aguilar-Manjarrez, Beveridge, Soto, 2018; Tschardtke, *et al.*, 2005a). According to Maris, *et al.* (2017), however, stakeholders want more accurate ecological predictions, but the predictions remain uncertain. In addition, better knowledge does not automatically lead to better decisions (Maris, Huneman, Coreau, Kéfi, Pradel, Devictor, 2017). Nevertheless, despite the complexity of this kind of approach, introduction of the ES concept has the potential to highlight the multi-functionality of aquaculture and how aquaculture could positively influence the environment and human life.

Without ignoring controversies about ES valuation (Maris, 2014a) or the diversity of relationships between humans and nature (Descola, 2015; Serres, 1990), some scientists (Braat, 2018; Kenter, 2018) are debating around the recent work of the IPBES's conceptual group (Diaz, Pascual, Stenseke, Martin-Lopez, Watson, Molnar, Hill, Chan, Baste, Brauman, Polasky, Church, Lonsdale, Larigauderie, Leadley, van Oudenhoven, van der Plaat, Schroter, Lavorel, Aumeeruddy-Thomas, Bukvareva, Davies, Demissew, Erpul, Failler, Guerra, Hewitt, Keune, Lindley, Shirayama, 2018). The IPBES's conceptual group use a near term of ES (Kenter, 2018) but could have ignored a part of the ES literacy (Braat, 2018). This debate of “power” does not really alter the concept of ES and its pertinence (e.g. value nature, our relation with it). ES's pertinence may be useful for management and policy in the context of environmental crises.

Indeed, ES could provide a variety of stakeholders (e.g., scientists, politicians, managers, advisers, citizens) with a “common language” for communication (Granek, *et al.*, 2010) despite the need for them to learn how to use of the ES concept. Valuating bundles of ES could help identify trade-off situations (Howe, *et al.*, 2014) and put different technical matters on equal terms. These trade-offs could lead to win-win situations between stakeholders (Howe, Suich, Vira, Mace, 2014). Nevertheless, the management of a bundle of ES cannot be done in function of only one ES (Chan, *et al.*, 2006; Egoh, *et al.*, 2008). Although the early literature (Costanza, d'Arge, De Groot, Farber, Grasso, Hannon, Limburg, Naeem, O'Neill, Paruelo, 1997; Daily, 1997; MEA 2005) considered ES as a product of ecosystems and human activity as pressures on ecosystems, recent studies (Engel, *et al.*, 2008) highlight that humans can increase ES supply. From a management perspective, it would be interesting to consider both viewpoints. Indeed, human activities have both positive and negative impacts on aqua-ecosystems. This means that trade-offs would exist between possible bundles of ES in managed ecosystems (Foley, *et al.*,

2005a), as would some resulting “bundles” of environmental impacts due to the management. Aqua-ecosystem management should consider the future provisioning of ES for the next generation (Norgaard, 2010).

2.5. Conclusion

The IPBES (Díaz, *et al.*, 2015) conceptual framework combined with the CICES (Haines-Young and Potschin, 2013a) ES typology seems to be the most suitable for assessing ES in the EAA. We identified 41 potential ES (10 provisioning, 20 regulation and maintenance, 11 cultural) that aqua-ecosystems can provide. This combination of ES can be used to apply the EAA at a global scale. Applying the EAA and this typology could provide a more integrative and sustainable way to develop and maintain aquaculture. The demand for aquatic products will have an influence on the future of aquaculture, and the EAA is a promising way to improve regulation and maintenance ES. ES help provide a safe environment for humans and therefore are conducive to human well-being. Cultural ES could be used to identify different ways (e.g., physical, spiritual, and heritage) that aqua-ecosystems benefit different stakeholders (e.g., tourists, students, scientists).

The increasing worldwide demand for aquatic products should not overshadow the other ES. An ES perspective (conceptual framework and typology) integrated with the EAA could help aquaculture systems to be viewed as aqua-ecosystems providing multiple ES instead of systems mostly seen as negative or disruptive (Brugère, Aguilar-Manjarrez, Beveridge, Soto, 2018). The EAA is one way to consider all ES that aqua-ecosystems provide.

Applying the EAA with an ES typology and conceptual framework could enhance integration of aqua-ecosystems in broader seascapes or landscapes at different spatial and temporal scales with different stakeholders' perspectives (Brugère, Aguilar-Manjarrez, Beveridge, Soto, 2018). Although the combined IPBES framework and CICES typology can be used to assess ES in an EAA context, no consensus exists on which methods to use to assess ES. Using a method based on the life cycle concept seems a potential way to assess ES bundles (Zhang, Baral, Bakshi, 2010a; Zhang, Singh, Bakshi, 2010b). Consequently, future research could focus on developing methods to assess ES bundles, especially for aqua-ecosystems.

Acknowledgement

This research was carried out within the SERVIPOND project (funded by the EcoServ metaprogramme of INRA). We thank SERVIPOND participants D. Banas, C. Gillet, N. Lautredou, J. Robin, H. Rey-Valette and A. Wezel.

Declaration of interest

The authors declare that they have no conflicts of interest.

3. Les services écosystémiques de la pisciculture d'étang en France

Le cadre conceptuel de l'IPBES et la typologie issue de la CICES sont adaptés au cadre de l'EAA, et donc utilisables pour toutes études des SE fournis par l'aquaculture. Cependant, la typologie proposée dans cet article n'est pas spécifique à la pisciculture d'étangs française, mais nous servira de base (1.2). Ainsi, nous allons pouvoir répondre à la sous-question « quels sont les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang en France ? ». Aussi, nous avons sélectionné 4 SE d'approvisionnement (Tableau 1.7), 11 services de régulation (Tableau 1.8), et 5 SE culturels (Tableau 1.9). Ces SE sont à la base des analyses environnementales et socio-économiques qui ont été menées lors du projet SERVIPOND dans lequel est incluse cette thèse.

Tableau 1.7 Les services écosystémiques d'approvisionnement retenus pour la pisciculture d'étang en France

Section	Group	Class
Nutrition	Biomass	Wild animals and their outputs
		Animals from in-situ aquaculture
Materials	Water	Surface water for non-drinking purposes
	Biomass	Materials from plants, algae and animals for agricultural use

Tableau 1.8 Les services écosystémiques de régulation retenus pour la pisciculture d'étang en France

Section	Group	Class
Mediation of waste, toxins and other nuisances	Mediation via biota	Bio-remediation via micro-organisms, algae, plants, and animals Filtration/sequestration/storage/accumulation via micro-organisms, algae, plants, and animals Filtration/sequestration/storage/accumulation via ecosystems
	Mediation via ecosystems	
Mediation of flows	Mass flows	Mass stabilisation and control of erosion rates
	Liquid flows	Hydrological cycle and water flow maintenance
Maintenance of physical, chemical, biological conditions		Maintaining nursery populations and habitats
Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Pest and disease control	Pest control
		Disease control
	Water conditions	Chemical condition of freshwater
	Atmospheric composition and climate regulation	Global climate regulation by reducing greenhouse gas concentrations Micro and regional climate regulation

Tableau 1.9 Les services écosystémiques culturels retenus pour la pisciculture d'étang en France

Section	Group	Class
Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-/seascapes	Physical and experiential interactions	Experiential use of plants, animals and land-/seascapes in environmental settings Scientific Educational Aesthetic Heritage, cultural

4. Les méthodes d'évaluation des services écosystémiques

Initialement, l'évaluation des SE avait pour but de souligner le rôle de la biodiversité dans le bien-être humain, ainsi que la valeur potentielle de la biodiversité (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Wallace, 2007; Potschin et Haines-Young, 2011) ; actuellement, les SE servent aussi à la gestion des écosystèmes et du paysage (de Groot *et al.*, 2010; Egoh *et al.*, 2008; Tscharntke *et al.*, 2005). Cette gestion se base à la fois sur la fourniture en SE, mais peut se faire aussi en fonction des populations concernées par les SE (Mathé et Rey-Valette, 2015; Rey-Valette *et al.*, 2017). Ainsi, en fonction de l'objectif d'évaluation de l'étude, différentes méthodes peuvent être mises en place afin d'évaluer la valeur des SE ou la fourniture en SE.

Les différentes méthodes d'évaluation des SE peuvent être répartie en 2 grands groupes : les méthodes socio-économiques et les méthodes biophysiques (Häyhä et Franzese, 2014). D'un côté, les scientifiques interrogent les sciences économiques et sociales et les parties-prenantes (habitants, agriculteurs) afin de connaître la valeur d'un SE (Farber, *et al.*, 2002; Häyhä et Franzese, 2014; Heal, 2000; Horvath, *et al.*, 2002), d'un autre côté, les scientifiques évaluent les fonctions biophysiques (définition au chapitre 3) d'un écosystème afin de connaître l'impact d'un changement d'occupation des sols sur la fourniture des SE ou la quantité fournie d'un SE par un écosystème (Farber *et al.*, 2002; Häyhä et Franzese, 2014; Heal, 2000; Horvath *et al.*, 2002).

4.1. Les méthodes socio-économiques

4.1.1. Les méthodes de préférences révélées

Les méthodes basées sur la préférence révélée déduisent les préférences des parties prenantes en fonction de leurs choix et non de leurs déclarations (Houthakker, 1950). Parmi ces méthodes, nous retrouvons les « prix du marché », la « productivité », les « prix hédoniques », les « rémunérations hédoniques » et le « coût de voyage » (Carson, Bergstrom, 2003).

La méthode des « prix du marché » permet d'évaluer la valeur d'un SE en utilisant les prix du marché d'un équivalent (Braat, 2018). Elle peut être utilisée sur les 3 grandes catégories de SE (*i.e.* approvisionnement, régulation et culturel). Un des avantages avancé est sa facilité de mise en place, car il suffit de retrouver un équivalent du SE déjà sur le marché, s'il existe. Cependant, cette méthode présente des limites car elle ne peut s'appliquer dans le cadre des SE non-marchands, tels que la formation de sol ou la beauté du paysage. Elle ne peut pas s'appliquer sur de grandes échelles spatiales, les prix variant localement.

La méthode dite de la « productivité » évalue la contribution d'un SE non-marchand à un bien marchand (la contribution d'un écosystème à l'épuration de l'eau potable) (Carson et Bergstrom, 2003). Cette méthode ne fonctionne que si le SE est déjà une part du bien marchand ou s'il peut se substituer à un des intrants du bien marchand.

La méthode des « prix hédoniques » permet d'évaluer la valeur d'un SE en comparant la valeur de biens ou services qui ne diffèrent que dans la quantité du SE évalué qui les composent. Par exemple, la prix d'habitation urbaine avec ou sans la présence de SE culturels permettent d'estimer la valeur de ces SE culturels comme la différence de prix entre les habitations (Sander et Haight, 2012). Cette méthode fonctionne bien lorsqu'il s'agit de SE de régulation ou de SE culturels. Cependant, il est difficile de trouver deux localisations ayant pour seule différence un SE ou un écosystème présent.

La méthode des « coûts de voyage » permet d'évaluer la valeur d'un SE par rapport aux coûts du voyage effectué afin de bénéficier de ce dernier. Par exemple, la valeur du SE culturel « observation de baleines » (Dahlheim et White, 2010) peut être estimée à l'aide de cette méthode. Cette méthode fonctionne particulièrement bien pour les SE culturels (De Groot *et al.*, 2002). L'un des principaux désavantages de cette méthode est qu'il peut être difficile d'évaluer la part spécifique d'un voyage à allouer à un SE quand plusieurs écosystèmes et SE bénéficient aux voyageurs (Carson & Bergstrom, 2003).

4.1.2. Les méthodes de préférences déclarées

Les méthodes basées sur les préférences déclarées déduisent la valeur d'un SE en fonction des déclarations des personnes interrogées (Houthakker, 1950). Parmi ces méthodes, nous trouvons le consentement à payer, le consentement à accepter, l'analyse conjointe et les revenus nets (Carson et Bergstrom, 2003).

Le consentement à payer permet d'estimer la valeur d'un SE en demandant à un panel d'individus combien serait-il prêt à payer pour maintenir un SE dans une certaine situation (la présence d'ours polaires dans leurs zones d'habitat, comme SE culturel) (Heal, 2000; Farber *et al.*, 2002; Carson et Bergstrom, 2003). Toutes les catégories de SE sont évaluables avec cette méthode.

Le consentement à accepter permet d'estimer la valeur d'un SE en demandant à un panel d'individus quelle serait la compensation financière qu'il serait prêt à accepter pour la diminution ou destruction d'un SE dans un contexte particulier (Heal, 2000; Farber *et al.*, 2002; Carson et Bergstrom, 2003). Toutes les catégories de SE sont évaluables avec cette méthode.

L'analyse conjointe permet d'estimer la valeur d'un SE ou de plusieurs SE en analysant les choix d'un panel d'individus parmi différents contextes (écosystèmes, habitations). Toutes les catégories de SE sont évaluables avec cette méthode (Farber et Griner, 2000).

Les revenus nets permettent d'estimer les SE à partir de la différence de revenus entre deux situations quasiment identiques (hors SE) qu'est prête à accepter une personne. Par exemple, à emploi équivalent, logement équivalent etc., si une personne change d'environnement et donc de SE associés, cette perte de salaire correspondra à la valeur des SE. Toutes les catégories de SE sont évaluables avec cette méthode. Les inconvénients sont les mêmes que pour la méthode des prix hédoniques et du coût de voyage ; il paraît difficile de trouver des situations où juste un seul SE ou écosystème change.

4.1.3. Les méthodes d'analyse des coûts

Les méthodes d'évaluation basées sur l'analyse des coûts déterminent la valeur d'un SE en fonction du coût d'évitement des dommages issus de la perte, du remplacement ou de la substitution de ce SE (Carson et Bergstrom, 2003). Ces méthodes d'évaluation sont extrêmement proches (Carson et Bergstrom, 2003). Elles permettent d'évaluer la valeur d'un SE en fonction soit du coût d'entretien de l'écosystème ou son maintien, soit du remplacement de ce SE par une technologie ou un écosystème équivalent, soit par le coût de la solution permettant de substituer ce SE. Un des avantages majeurs de la méthode est de pouvoir comparer directement le ou les SE d'intérêts et le coût d'entretien de l'écosystème avec la ou les solutions techniques envisagées et leurs coûts associés. L'un des principaux défauts de ces méthodes est qu'il est parfois impossible de trouver une technologie équivalente au SE étudié. De plus, il faut le plus souvent évaluer la quantité de SE fournie afin de pouvoir dimensionner et évaluer le coût de la solution à mettre en œuvre.

4.1.4. Les méthodes économiques basées sur la thermodynamique des systèmes

Les méthodes économiques basées sur des méthodes d'évaluation thermodynamique permettent de convertir l'évaluation thermodynamique en équivalent monétaire (Georgescu-Roegen, 2018; Odum, 1996; Tsatsaronis et Winhold, 1985). Ce type d'évaluation reste très minoritaire à cause de sa complexité. Avant d'obtenir une valeur monétaire, des valeurs biophysiques sont produites avec des indicateurs qu'il faut ensuite convertir en valeur économique. Le plus souvent, les études s'arrêtent à l'étape d'évaluation biophysique ou combinent les deux.

4.2. Les méthodes biophysiques

4.2.1. Les méthodes basées sur des proxys

Les méthodes basées sur les proxys utilisent des variables, dites proxys, dans le but d'évaluer les SE. Cette variable proxy n'est pas directement pertinente, mais remplace une variable (ici, un SE) non-observable ou non-mesurable (Upton et Cook, 2002). Dans le cadre des SE, un proxy peut se définir comme étant une variable facilement mesurable ou observable au sein de l'écosystème, assimilable à la valeur d'un SE. De nombreuses études et méthodes d'évaluation biophysiques des SE se basent sur des proxys de la valeur biophysique des SE (Díaz *et al.*, 2015; Eigenbrod *et al.*, 2010; Staub *et al.*, 2011; Stephens *et al.*, 2015). Un avantage majeur est que, généralement, peu de données sont nécessaires pour évaluer les SE à partir de leurs proxys respectifs, par rapport aux autres méthodes biophysiques (ci-dessous). Cependant, la valeur d'un proxy n'équivaut pas une valeur des SE et peut entraîner de fortes incertitudes dans les évaluations (Othoniell *et al.*, 2016). De plus, il peut paraître compliqué de trouver un proxy représentant correctement le SE évalué (Staub *et al.*, 2011).

4.2.2. Les méthodes basées sur le cycle de vie

4.2.2.1. Analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode normalisée par un standard ISO (2006b). Elle est utilisée afin d'estimer les impacts environnementaux potentiels liés à un produit ou un service, tout au long de son cycle de vie (depuis l'extraction des matières premières, jusqu'au recyclage des déchets (Guinée *et al.*, 2002)). Deux grandes applications de l'ACV sont possibles pour évaluer des SE. La première permet d'estimer le changement de fourniture d'un SE lors d'un changement d'occupation des sols (Cao *et al.*, 2015; de Baan *et al.*, 2013). La seconde application de l'ACV est d'estimer directement un SE via les modèles de caractérisation des catégories d'impact issus de l'ACV (Zhang *et al.*, 2010a; Kuittinen *et al.*, 2016).

Les avantages de la première application de l'ACV sont de pouvoir estimer rapidement l'impact d'un changement d'assolement sur la fourniture en SE. Les avantages de la seconde méthode sont de pouvoir prendre en compte les différents flux de matières liés à une problématique et de les agréger en un indicateur. Par exemple, Kuittinen *et al.* (2016) analysent dans un premier temps les flux de gaz à effet de serres (GES) liés aux espaces verts d'une zone d'habitation. Cette analyse se fait via l'utilisation de facteurs de caractérisation permettant d'agréger les flux de GES en un seul indicateur. Puis les résultats sont intégrés à une évaluation ACV plus classique. Un des avantages de cette méthode est de permettre i) l'agrégation des flux de différentes natures en un seul indicateur (ex *global warming potential*), ii) la comparaison de la quantité de SE fournie à un impact potentiel calculé à partir d'une ACV conventionnelle. Cependant, cette méthode nécessite l'utilisation de modèles mathématiques ou de données spécifiques au site d'étude afin de pouvoir calculer ou quantifier les différents flux évalués, et donc, nécessite beaucoup de données (Othoniell *et al.*, 2016).

4.2.2.2. Analyse des flux de matières

L'analyse des flux de matières (AFM) est une méthode de comptabilité des différents flux de matière au sein d'un système défini (Brunner et Rechberger, 2016; Fischer-Kowalski, 1998). L'AFM est un outil qui permet d'effectuer un diagnostic sur la gestion des ressources sur un territoire donné à un temps donné (Baccini et Brunner, 1991). Les premières méthodes d'AFM avaient pour échelle la nation (Baccini et Brunner, 1991; Wiedmann *et al.*, 2015). Cependant, il est actuellement possible d'effectuer des AFM à d'autres échelles (Morris *et al.*, 2016). L'AFM peut fournir des informations sur la structure et les changements dans le temps du métabolisme du système étudié. Cependant, cette méthode reste limitée d'un point de vue analyse des SE puisqu'elle ne permet que d'évaluer certains SE d'approvisionnement et de régulation (Zhang *et al.* 2010a).

4.2.2.3. Analyses thermodynamiques

Il existe plusieurs méthodes basées sur la comptabilité des flux d'énergie : la consommation cumulée d'énergie (CCE), l'exergie et l'émergie. Les méthodologies d'analyse de l'énergie et de l'exergie sont très proches. L'exergie mesure la portion d'une ressource qui peut être convertie en travail utile (Zhang *et al.*, 2010a). C'est la partie utilisable d'un joule. Ainsi, la différence principale entre la mesure de l'énergie et l'exergie est la non prise en compte des déperditions d'énergie (effet Joule) avec les méthodes basées sur l'exergie (Dewulf *et al.*, 2008). La méthode émergie (Emergy Accounting, EA, (Odum, 1996)) permet de comptabiliser l'énergie utilisée directement ou indirectement pour produire un bien ou un service. C'est une méthode d'analyse quantitative qui exprime les ressources non-monétaires (ressources naturelles telles que le soleil, la pluie, le vent...), les ressources monétaires, les services et les produits dans une unité commune (Bastianoni *et al.*, 2001). L'analyse émergie caractérise donc tous les produits et les services en équivalent énergie solaire (solar emjoule, seJ) qui représente la quantité d'énergie qui serait nécessaire pour réaliser une tâche particulière si les radiations solaires étaient les seuls intrants (Wilfart *et al.*, 2012). Le concept considère la terre comme un système ayant comme seuls intrants énergétiques majeurs et constants l'énergie solaire, la chaleur interne de la terre et l'énergie marémotrice. Ainsi, tous les systèmes vivants sont connectés au sein d'un réseau de circulation de l'énergie en convertissant l'énergie issue de ces trois sources (qui existe en grande quantité mais qui est peu concentrée – *i.e.* de qualité inférieure) en une énergie de qualité supérieure (*i.e.* une énergie plus concentrée et plus facilement exploitable) et en énergie thermique dégradée. Toutes les autres formes d'énergie existant sur terre peuvent être dérivées de ces 3 sources principales par le biais de transformations énergétiques. Bien que cette méthode satisfasse la plupart des critères pour évaluer les services écosystémiques, il n'est pas encore possible d'exprimer tous les services écosystémiques en utilisant l'unité commune de l'emergy, le solar emjoule (Zhang *et al.* 2010a).

4.2.2.4. Empreinte écologique

L'empreinte écologique est une méthode d'évaluation environnementale basée sur la capacité de la planète à supporter l'activité humaine (Lin *et al.*, 2018). Il existe plusieurs méthodes d'empreinte écologique utilisées dans le but d'évaluer un produit ou service par rapport à une seule métrique (Zhang *et al.*, 2010a), comme l'empreinte écologique « *Global Agro-Ecological Zone* », la méthode « *Net Primary Production* », l'empreinte eau ou l'empreinte carbone (Zhang *et al.*, 2010a). Ces méthodes permettent d'évaluer l'empreinte d'un produit / service / personne en terme de surfaces mobilisées (global Agro-Ecological Zone), de volume d'eau mobilisé (empreinte eau) ou de masse de carbone (empreinte carbone). Ces méthodes sont reconnues à travers le monde (Bulte et Van Kooten, 1999; Wackernagel *et al.*, 1997) et peuvent permettre la certification au regard de la durabilité du produit ou du service (Madin et Macreadie, 2015). Parmi les limites des méthodes d'évaluation, ont été identifiées la non prise en compte de la disponibilité ou la raréfaction des ressources non-renouvelables, des pratiques environnementales (agriculture conventionnelle / biologique), la dégradation des terres et des écosystèmes ou la perturbation des écosystèmes due à l'activité humaine (Fiala, 2008; Zhang *et al.*, 2010b).

5. Choix des méthodes de base pour évaluer les SE

En mobilisant la cascade des SE (Haines-Young, Potschin, 2013b), nous pouvons observer que les méthodes économiques n'évaluent pas le même concept que les méthodes biophysiques. Les méthodes économiques évaluent la valeur (économique) des SE et de leurs bénéfices ; tandis que les méthodes biophysiques évaluent la quantité de SE fournie ou le changement dans la fourniture de SE en cas de changement de système (Rugani *et al.*, 2019a). Ainsi, si nous voulons évaluer la fourniture de SE, il vaut mieux se tourner vers les méthodes biophysiques. Cependant, il existe différents types de méthodes biophysiques d'évaluation des SE.

Les humains et leurs activités ont des impacts sur les écosystèmes et sur l'approvisionnement en SE (Barral *et al.*, 2015; Jeswani *et al.*, 2018; Koellner *et al.*, 2013a; Worm *et al.*, 2006). Dans le cadre de la gestion des SE, l'idéal est de maximiser la fourniture des SE et de diminuer les impacts environnementaux générés lors de la gestion (Bommarco *et al.*, 2013). Par impacts environnementaux, nous considérons les émissions de gaz à effet de serres ou de molécules eutrophisantes ou encore l'utilisation de ressources non-renouvelables (Guinée, 2002). Peu de méthodes d'évaluation des SE s'intéressent aux impacts environnementaux causés par les activités humaines (le tourisme, la fertilisation d'un champs). L'analyse de cycle de vie semble être la seule méthode capable d'évaluer les SE et les divers impacts environnementaux. Elle est donc choisie comme méthode de base de l'évaluation des SE des étangs piscicoles.

Néanmoins, la durabilité de la fourniture des SE est rarement prise en compte, bien que souvent considérée comme un aspect important (Bennett *et al.*, 2015; Costanza et Folke, 1997; De Groot

et al., 2010). Par durabilité de la fourniture des SE, nous entendons la capacité de l'écosystème à utiliser d'une manière durable les différentes ressources nécessaires à la production de SE. L'ACV est capable d'évaluer les SE et les impacts environnementaux, via l'utilisation d'énergie ou de matériaux. Cependant, l'ACV donne un point de vue utilisateur (*user-side*) de la durabilité et non pas un point de vue *donneur* (*donor-side*) (Blayac *et al.*, 2014; Ingwersen, 2011b; Rauei *et al.*, 2014; Rugani et Benetto, 2012). L'EA est utilisée traditionnellement pour évaluer la durabilité d'un système d'un point de vue *donneur* (*i.e.* de la nature) avec différents indicateurs (Odum, 1996). Nous proposons une méthode basée sur l'ACV et l'EA afin d'évaluer les SE. Cette méthode pourrait permettre d'évaluer conjointement les SE, les impacts environnementaux et la durabilité du système les fournissant.

Tableau 11.10 Synthèse des méthodes d'évaluation des services et de leur périmètre d'application
(adapté de Zhang *et al.* 2010a)

	Méthodes économiques	Méthodes d'évaluation biophysique					Empreinte Ecologique
		ACV	AFM	CCE	Exergie	Emergie	
Services d'approvisionnement	Considérés, via une valeur marchande majoritairement	Considérés via les énergies fossiles, minéraux, l'occupation du sol, l'eau	Considérés, via les carburants, minéraux, ressources renouvelables et l'eau	Considérés, via un focus sur les carburants	Considérés via l'utilisation de ressources directes (énergie, occupation des sols, matériaux)	Considérés via l'utilisation de ressources directes et indirectes (énergie, occupation des sols, matériaux)	Evalue certains via l'utilisation d'une ressource en particulier
Services de régulation	Considérés	Considérés indirectement via les émissions et impacts	Considérés partiellement, via des flux de matières de quelques émissions	Ignorés	Considérés, l'Abattement d'exergie du par les systèmes technologique réduit la résilience des écosystèmes	Considéré partiellement	Evalue certains via l'utilisation d'une ressource en particulier
Services de support	Considérés	Ignorés	Ignorés	Ignorés	Ignorés	Considéré, via les flux d'exergie	Ignorés en général
Services culturels	Considérés	Peuvent être considérés via l'ACV sociale	Ignorés	Ignorés	Ignorés	Ignorés en général	Ignorés

5.1. Analyse de cycle de vie et services écosystémiques

L'ACV est une méthode d'évaluation environnementale évaluant toutes les étapes du cycle de vie d'un produit ou d'un service depuis l'extraction des matériaux bruts jusqu'à la fabrication, la consommation et la mise en décharge ou un recyclage. (Guinée, 2002). L'ACV est principalement utilisée pour appuyer des décisions marketing, dans la recherche et développement, dans le design de produit ou de nouveaux processus et dans l'éducation (Cooper et Fava, 2006). L'ACV se déroule en 4 étapes principales:

- La première étape est la définition des objectifs et du champ de l'étude. Cela consiste en l'évaluation des potentiels impacts d'un système produit, incluant l'unité fonctionnelle, les frontières du système, les hypothèses de travail et limitations de l'étude ainsi que les méthodes d'allocation. L'unité fonctionnelle définit les caractéristiques de performance du système (ISO,2006) ; cette unité permet d'analyser et comparer les alternatives des produits ou services évalués (Rebitzer, *et al.*, 2004).

Les frontières du système sont les délimitations du système produit étudié ; elles décrivent quels processus doivent être ou non inclus dans l'ACV (Guinée, 2002; Wolf *et al.*, 2012).

- L'inventaire de cycle de vie (ICV) est la seconde étape de l'ACV. L'ICV consiste en l'inventaire de tous les flux provenant et allant vers la nature pour un système produit ; ces flux peuvent inclure l'eau, l'énergie, les matériaux bruts et les émissions vers l'eau, le sol et l'air. L'ICV est souvent illustré avec un diagramme de flux. Toutes les données de l'ICV doivent être rapportées à l'unité fonctionnelle.
- La troisième étape consiste en l'évaluation des impacts potentiels. La première phase de cette étape consiste en la sélection des catégories d'impacts (changement climatique, eutrophisation), les indicateurs de catégorie et les modèles de caractérisations des flux de l'ICV. Ensuite, les flux de l'ICV sont répartis parmi les catégories d'impact. Il existe deux types de catégorie d'impact : les impacts *midpoint* (or), orientés problèmes, qui expriment l'importance relative des émissions d'une substance sur une catégorie d'impact spécifique comme le changement climatique (exprimé en kg eq. CO₂) ou l'eutrophisation (exprimé par exemple en kg eq. PO₄³⁻) ; et les impacts *endpoint*, orientés dommages, permettant d'évaluer la contribution des catégories d'impacts intermédiaires à une ou plusieurs catégories de dommage comme l'épuisement des ressources, la santé humaine, impact sur les écosystèmes.
- La dernière étape consiste en l'interprétation des résultats. Une revue systématique des étapes précédentes est faite pour identifier, quantifier et évaluer l'ensemble des choix et hypothèses de l'étude ACV. Cela permet d'identifier les processus ou parties du cycle de vie du produit ou du système étudié qui contribuent le plus aux impacts. Cette étape permet également d'évaluer la complétude, la sensibilité et la cohérence de l'ACV et ainsi de conclure.

La voie principale d'intégration des SE dans l'ACV est d'évaluer l'impact de la production d'un produit sur la fourniture en SE (Blanco *et al.*, 2018; Bruel *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2015; Koellner et Geyer, 2013; Koellner *et al.*, 2013a; Koellner *et al.*, 2013b; Liu *et al.*, 2017). Ces études et méthodes intègrent de nouvelles valeurs d'occupation des sols, comme la quantité moyenne de SE fournis par hectare d'un écosystème spécifique ou la valeur monétaire d'un SE par hectare. Ces méthodes utilisent des moyennes et des proxys afin d'évaluer les SE et ressemblent aux méthodes biophysiques basées sur des proxys. Elles peuvent entraîner de grandes incertitudes. Arbault *et al.* (2014) ont, par exemple, intégré un modèle dynamique de la Terre et des écosystèmes afin d'évaluer les impacts sur la production de SE. Toutes ces méthodes n'évaluent pas directement les SE mais la différence de fourniture de SE lors d'un changement d'assolement.

Différentes manières d'implanter les SE dans l'ACV ont été étudiées (Kiefer *et al.*, 2015; Kuittinen *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018a; b; Zhang *et al.*, 2010d). Kiefer *et al.* (2015) intègrent la valeur monétaire des SE fournis par une ferme laitière comme étant des coproduits de la ferme; ainsi, les impacts environnementaux potentiels peuvent être alloués aux SE.

Kuittinen *et al.* (2016) incorporent les fonctionnement d'un écosystème urbain dans l'ICV. Le fonctionnement se résume ici aux émissions et séquestrations de gaz à effet de serre; ces flux sont classés et agrégés au sein de l'indicateur changement climatique. Liu *et al.* (2018 a,b) utilisent une matrice de synergie techno-écologique dans le cadre de l'ACV, leur autorisant à calculer des facteurs de caractérisation régionalisés et à prendre en compte l'offre et la demande en SE. Zhang *et al.* (2010b) intègrent des indicateurs issus de l'Emergy Accounting dans l'ACV; cela permet d'évaluer le travail environnemental requis pour fournir des SE et la durabilité du système produit de manière complémentaire à l'ACV. Deux méthodes permettent d'évaluer les SE directement (Kuittinen *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018 a,b). La méthode de Liu *et al.* (2018 a,b) souffre d'un manque de données régionalisées à propos de l'offre et la demande en SE, tandis que la méthode de Kuittinen *et al.* (2016) nécessite de la modélisation de l'écosystème et de nombreuses données.

5.2. Emergy Accounting et services écosystémiques

L'Emergy Accounting (EA) est une méthode d'évaluation environnementale (Odum, 1996). EA est utilisée pour convertir toutes les formes d'énergie (radiative, cinétique), les ressources (biomasse végétale, acier) et les services (le travail humain) requis directement et indirectement pour produire quelque chose en un équivalent commun. Cet équivalent est conventionnellement l'énergie solaire (en solar embodied Joule, ou seJ) (Brown *et al.*, 2004; Odum, 1996). Selon Rugani et Benetto (2012), l'EA peut être comparée à l'ACV en terme d'étape pour effectuer une analyse :

- La modélisation du système est similaire à la première étape de l'ACV. L'objectif de l'application est d'évaluer le travail environnemental (l'exergie accumulée) relatif à un produit, service ou système. Lors de cette étape, un « energy system diagram » est réalisé afin d'illustrer le système avec les différentes hypothèses de modélisation. Les Unit Emergy Value (UEV, équivalent des facteurs de caractérisations et les indicateurs émergétiques sont choisis).
- La construction d'un inventaire des flux d'énergie, de matières et d'émergie correspond à l'ICV. Tous les intrants de la technosphère et de l'écosphère correspondant aux frontières du système étudié sont pris en compte. Habituellement, les émissions ne sont pas étudiées. L'allocation n'est permise en EA que lors de processus à multiple coproduits, ceci est due à l'algèbre spécifique de l'EA (Rugani et Benetto, 2012).

- L'émergie et les indicateurs émergétiques sont calculés à partir de l'inventaire des flux ; cette étape est assimilée à l'étape d'évaluation des impacts de l'ACV.
- L'aide à la décision est la dernière étape où les résultats des étapes précédentes sont analysés en fonction de la durabilité et de l'utilisation des ressources d'un système ou produit. Malheureusement, cette procédure n'est pas standardisée.

Pour Odum et Odum, (2000), l'EA a les bases énergétiques pour évaluer les SE. Premièrement, en donnant un aspect *donneur* à la nature, c'est-à-dire en montrant le rôle et le poids des intrants naturels dans la production de quelque chose, ici des SE. Puis, l'EA permet d'utiliser une valeur de type monétaire pour réaliser conjointement une évaluation environnementale et monétaire (basée sur du biophysique). Cette valeur, appelée emdollar, est un facteur de conversion pour convertir les valeurs exprimées en seJ en un équivalent du dollar. Cette évaluation conjointe permettrait, selon Odum et Odum (2000) d'influencer les décisions politiques en montrant l'équivalent monétaire de la production des SE selon un point de vue donneur donc de l'écosphère.

Excepté chez Zhang *et al.* (2010b), toutes les évaluations des SE avec l'EA ont été faites de manière conventionnelle. Elles peuvent être conduites sur un écosystème en particulier ou encore un groupe d'écosystèmes. Toutes les catégories de SE peuvent être évaluées avec l'EA. Ma *et al.* (2015) et Yang *et al.* (2019) ont créé de nouveaux indicateurs relatifs aux SE. Campbell et Tilley (2014) ont évalué les valeurs biophysiques des SE puis les ont converties en emdollar afin de faciliter la prise de décisions. Coscieme *et al.* (2014) ont utilisé la même méthode mais en se positionnant à une échelle nationale.

5.3. Analyse de cycle de vie et Emergy Accounting

Si les méthodes ACV et EA sont comparables en terme d'étape, leurs intégration ou hybridation en une méthode unique semble prometteuse (Hau et Bakshi, 2004; Ingwersen, 2011; Rauegi *et al.*, 2014; Rugani et Benetto, 2012). Différents problèmes sont à résoudre quand à cette intégration (ou hybridation) des méthodes tels que : la différence de frontières du système, les systèmes d'allocation, l'intégration de l'algèbre émergétique dans l'ACV, la précision des données de référence en EA (Brown *et al.*, 2016; Hau et Bakshi, 2004; Le Corre et Truffet, 2012; Rauegi *et al.*, 2014; Rugani et Benetto, 2012; Tiruta-Barna et Benetto, 2013).

Plusieurs études et méthodes utilisent les deux méthodes pour évaluer des systèmes (Röhrlich *et al.*, 2000; Wilfart *et al.*, 2013b). L'utilisation conjointe de l'ACV et l'EA donne un point de vue plus large, en donnant un point de vue *utilisateur* (ACV) et un *donneur* (EA) de la durabilité environnementale (Hau et Bakshi, 2004; Ingwersen, 2011; Rauegi *et al.*, 2014; Rugani et Benetto, 2012). L'ACV évalue les impacts environnementaux d'un système produit, tandis que l'EA évalue la durabilité d'un système produit.

Les résultats et indicateurs de l'EA peuvent s'intégrer dans le cadre de l'ACV (Ingwersen, 2011; Zhang *et al.*, 2010b). Comme pour l'utilisation conjointe, cela permet d'obtenir un point de vue

plus large de la durabilité d'un système produit. Ce genre d'intégration change l'ICV en y ajoutant des intrants conventionnels de l'EA, comme l'irradiation solaire ou le travail humain.

Il y a la possibilité d'intégrer des parties de l'ACV au sein de l'EA. Marvuglia *et al.* (2013) ont développé le logiciel SCALEM afin d'effectuer des EA basées sur des ICV. Les EA conventionnelles ou basées sur l'ICV donnent des résultats similaires (Neri *et al.*, 2014). L'utilisation de l'ICV comme inventaire pour l'EA donne une meilleure précision dans l'évaluation des processus d'arrière-plan et dans les résultats. Une utilisation du logiciel SCALEM est présentée en Annexe 2.

Bien qu'inexplorée, une autre voie d'intégration est possible: l'utilisation en parallèle de l'ACV et l'EA. Par exemple, Campbell et Brown (2012) évaluèrent les émissions et SE avec l'EA. Ces flux de carbone (CO₂, CH₄) pourraient être agrégés avec les facteurs de caractérisation issus de l'ACV en une unité commune (eq. CO₂ kg), comme dans l'approche ACV proposée par Kuittinen *et al.* (2016). Bien que l'EA ne prenne pas en compte les émissions, il semble possible d'effectuer une EA sur des flux reliés au changement climatique et ainsi d'avoir un point de vue sur la durabilité de l'impact lié à ce changement. Une manière d'utiliser en parallèle l'ACV et l'EA sur des flux habituellement évalués en ACV est développée de manière théorique dans le chapitre 3. Ce cadre théorique est appliqué dans le chapitre 4 sur des étangs piscicoles français.

« La manière dont l'Occident moderne se représente la nature est la chose du monde
la moins bien partagée. »

Descola Philippe.
Par-delà la nature et la culture. 2001.

Chapitre 2 – Représentation et modélisation du cycle de production d'un étang piscicole et des fonctions écosystémiques associées

Lors du chapitre 1, nous avons défini que la pisciculture d'étang française peut fournir jusqu'à 20 SE. La typologie de ces SE est basée sur celle de la CICES V4.3 (Haines-Young et Potschin, 2013). Nous avons également passé en revue les méthodes d'évaluation des SE. Nous avons ainsi retenu l'ACV et l'EA afin d'évaluer la fourniture en SE de la pisciculture d'étang. La cascade des SE de Haines-Young et Potschin (2013) (Figure 1.2) et l'ACV peuvent être combinées afin d'éclaircir les étapes de la fourniture des SE (Benedetto *et al.*, 2019).

Nous allons utiliser ces apports afin de représenter et modéliser le cycle de production d'un étang piscicole générique français. La première partie portera sur des définitions nécessaires à la représentation et modélisation des processus biophysiques et des fonctions écosystémiques. La seconde partie portera sur la description et représentation des différents éléments (biotiques et abiotiques) des étangs dombistes (et français en général) ainsi que les différents éléments de gestion (chaulage, fertilisation, empoissonnement, ...) qui font de l'étang un écosystème naturel « anthropisé ». La troisième partie portera sur la modélisation de cet étang générique en fonction des différents éléments considérés. Finalement, la quatrième partie portera sur les fonctions écosystémiques des étangs piscicoles et permettra de répondre à la question Q 2.2 « Comment relier le fonctionnement biophysiques d'un étang aux SE qu'il fournit ? ».

1. Définitions

1.1. Structure et processus biophysiques

La structure biophysique correspond à l'organisation de la biocénose dans son biotope (Solomon *et al.*, 2011) Cette organisation peut se faire de l'atome à la biosphère (Solomon *et al.*, 2011). Les différentes organisations biologiques peuvent être observées comme des systèmes hiérarchiques, dont les structures peuvent être considérés comme stables (Odum, 1973; Odum, 1988; 1995; Simon, 1969). L'échelle « écosystème » est la première incluant explicitement la notion « d'environnement physique [abiotique] » (biotope) associée aux différents groupes d'organismes (biocénose) y réalisant au moins une partie de leur cycle biologique (Solomon *et al.*, 2011). Ainsi, l'écosystème étant le premier niveau structurel liant les organismes vivants et leur environnement, il nous apparaît que ce dernier apparaît comme l'échelle d'organisation appropriée dans le cadre des SE.

Tirri *et al.* (1998) définissent les processus comme étant « une série d'évènements, réactions ou opérations donnant un résultat précis ». Un processus biophysique est défini comme étant « une série de phénomènes, mécanismes, réactions ou opérations au sein de la structure biophysique donnant un résultat précis » (Theodorakis et Walker, 2014). Pour le MEA (2005b), les processus biophysiques correspondent à des processus environnementaux. Ces processus interviennent à tous les niveaux (de l'ADN à la biosphère) et sont des mécanismes ou phénomènes liant les organismes à leur environnement (biocénose et / ou biotope) (Theodorakis et Walker, 2014). Les cycles biogéochimiques, la circulation des nutriments et d'énergie en font parties pour le MEA (2005a). A des fins de cohérence, les processus biophysiques seront décrits à l'échelle spatio-temporelle de l'écosystème.

1.2. Fonctions écosystémiques

Le concept de « fonction écosystémique » a été utilisé de nombreuses fois, il est courant que ce concept soit utilisé de manière équivalente à « processus écosystémiques » dans la littérature (le cycle des nutriments) et parfois pour décrire les avantages obtenus par les humains issus des écosystèmes (pour exemple De Groot *et al.*, 2002)). Ainsi, Turkelboom *et al.* (2013) définissent une fonction écosystémique comme étant la « capacité ou aptitude de l'écosystème à faire quelque chose qui peut être utile pour les gens » dans le cadre des SE.

Pourtant, il existe des fonctions liées à un écosystème qui ne sont pas utiles car elles ont un impact négatif sur l'humain. Par exemple, West et Marland (2002 ab) trouvent que les parcelles de grandes cultures gérées de manière conventionnelle émettent plus de carbone qu'elles n'en séquestrent, même en se focalisant uniquement sur les émissions et séquestrations à l'échelle de l'agroécosystème. Dans un contexte de changement climatique, il paraît donc important de regarder à la fois les éléments structurels et les processus biophysiques qui ont un impact (positif ou négatif) sur le changement climatique, qui ont ainsi une influence directe sur le SE de régulation du climat global. En généralisant cette logique, il semble important de regarder les éléments structurels et les processus biophysiques

ayant un impact sur la fourniture de SE et de les traduire en fonctions utiles et / ou préjudiciables pour les humains. Seuls les SE ayant une influence directe sur le bien-être humain devraient être considérés dans une évaluation d'après Fisher et Turner (2008), notamment pour éviter le double comptage entre les SE intermédiaires (impact indirect sur le bien-être) et finaux (impact direct sur le bien-être) (Boyd et Banzhaf, 2007a). Si les SE sont dérivés de fonctions écosystémiques (Boyd et Banzhaf, 2007b) et si seuls les SE qui ont un impact direct comptent (Boyd et Banzhaf, 2007b; Fisher et Turner, 2008), il paraît logique de ne prendre en compte que les fonctions ayant un impact direct sur les SE. Ainsi, dans ce travail de thèse une fonction écosystémique est définie comme étant « la capacité ou aptitude de l'écosystème à faire quelque chose ayant un impact direct sur le bien-être des humains ».

Le concept de fonction écosystémique étant défini, il faut déterminer quels éléments et quels processus peuvent être considérés comme des fonctions écosystémiques. Une fonction écosystémique peut être assimilée à la production de quelque chose contenu dans un élément de la structure de l'écosystème. Par exemple, la production de céréales récoltée ou récoltable a un impact direct sur le bien-être humain (Poutanen, 2012) et ainsi être attribuée au SE d'approvisionnement « approvisionnement en céréales ». Ou encore par exemple, la présence d'une plante endémique peut avoir un impact sur le bien-être des populations concernées (Sparks *et al.*, 2012); cette fonction peut être attribué à un SE culturel tel que « l'observation *in situ* d'une espèce endémique » (exemple adapté de la CICES V.4.3 (Haines-Young et Potschin, 2013)). Une fonction écosystémique peut aussi être assimilée à un processus biophysique ou à un ensemble de processus biophysiques. Le processus biophysique d'« émission de toxines dans l'eau par les cyanobactéries » a un impact sur trois SE; deux impacts sont indirects car l'émission modifie la quantité de toxines présente dans le corps d'eau et cela peut modifier le SE d'approvisionnement en eau potable ou les SE culturels liés au corps d'eau (pêche, baignade). Cette fonction a un impact direct sur le SE de régulation lié à la présence de toxines dans l'eau (Falconer, 1996). Autre exemple, la fixation de CO₂ via la photosynthèse des arbres est à prendre en considération dans un contexte de changement climatique, car ce processus biophysique va participer à la régulation du CO₂ dans l'atmosphère et donc au SE de régulation du climat global (Hulvey *et al.*, 2013).

1.3. Choix du système de représentation d'un écosystème

Afin de pouvoir appréhender les fonctions écosystémiques de l'étang piscicole et sa cascade écosystémique, il nous faut un système de représentation et de modélisation. Nous avons choisi les méthodes ACV (ISO, 2006a) et EA (Odum, 1996) afin d'évaluer la fourniture en SE. Deux systèmes de représentations sont utilisables en restant cohérent avec les méthodes choisies : le *diagramme de flux* utilisé par l'ACV et l'*energy system diagram* issu et utilisé par l'EA, qui paraissent similaires. Les deux systèmes de représentation modélisent des systèmes produisant des services.

Le *diagramme de flux* est une suite de différents processus dans le but de produire quelque chose ou d'effectuer une tâche (Chomkhamsri *et al.*, 2011; ISO, 2006a). Ce type de *diagramme de flux*

est un bon moyen de représenter l'enchaînement des différents processus aboutissant à un produit ou service. Cependant, le modèle de représentation de l'ACV ne fait pas de distinction entre les caractéristiques et les différents rôles éléments composant un système, ils sont tous représentés avec le même symbole. L'*energy system diagram* permet la modélisation des flux d'énergie parcourant un système (Odum, 1988, 1995, 1996). Cette représentation est normalisée et propose différents symboles afin de spécifier le rôle de chaque élément au sein du système (un stock ou un consommateur d'énergie) (Brown *et al.*, 2004; Odum, 1988; Odum, 1989, 1996). L'*energy system diagram* est particulièrement adapté à la représentation des écosystèmes (Brown *et al.*, 2004; Odum, 1988, 1989, 1996) et peut aussi représenter la production d'ADN (Abel, 2013b), les galaxies (Brown *et al.*, 2004), ou des systèmes industriels (Tilley et Swank, 2003). L'*energy system diagram* semble ainsi plus adapté à la représentation d'un écosystème que le *diagramme de flux*. Les différents symboles utilisés sont représentés dans la figure 2.1 avec leur description.

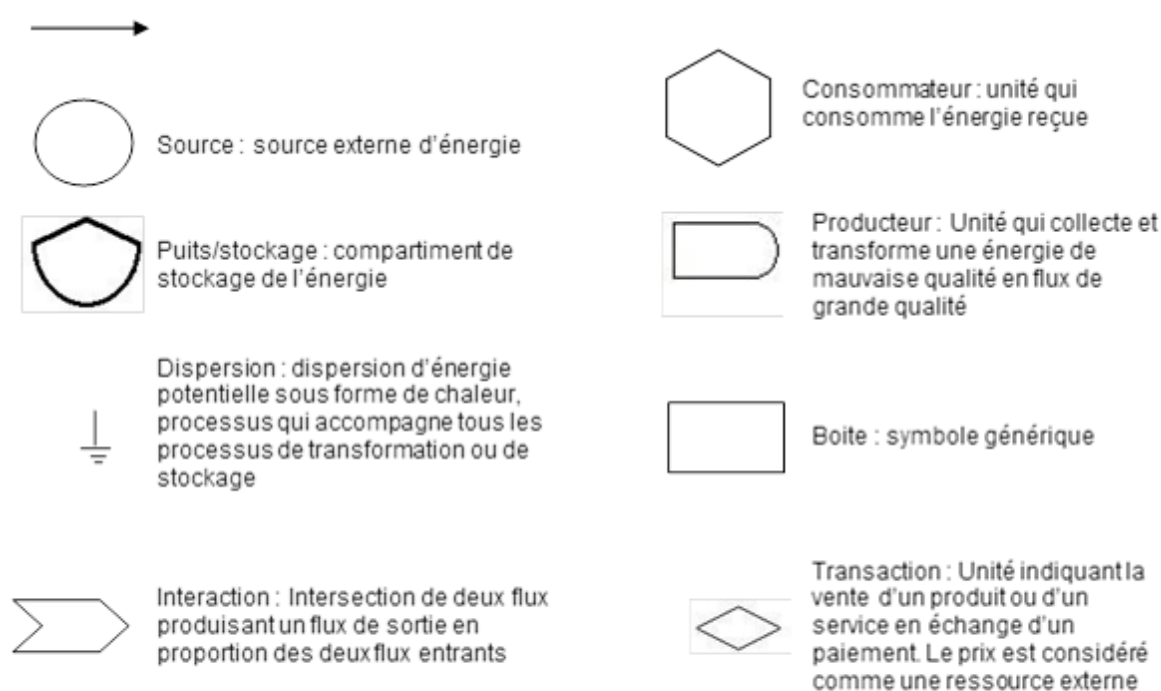


Figure 2.1 Symboles utilisés dans l'*energy system diagram* (Wilfart *et al.*, 2012 adapté de Odum (1996))

2. Descriptions et représentations d'un étang piscicole

2.1. Eléments physiques

2.1.1. Le corps d'eau

Le corps d'eau est indispensable. Dans la Dombes, il est rempli par l'eau du bassin versant (ou du chainage d'étangs) début mars et vidangé entre octobre et décembre pour la pêche. La pluie participe aussi au remplissage de l'étang après les phases d'assec hivernales et au maintien du niveau d'eau durant les phases en eau (Bachasson, 2012).

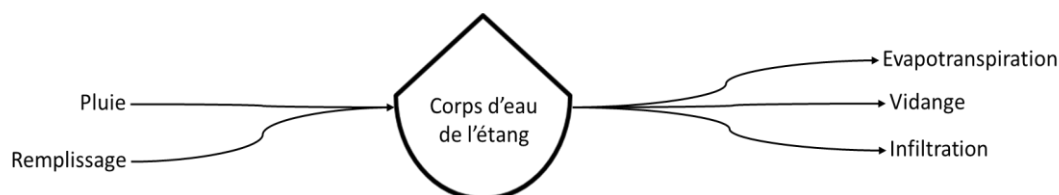


Figure 2.2 Représentation de l'élément « corps d'eau » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Le corps d'eau est représenté par un symbole « Stock » (Figure 2.2). Ainsi, le stock d'eau est renouvelé avec les eaux de remplissage et les eaux de pluie ; il est entamé par l'évapotranspiration, les infiltrations et la vidange.

2.1.2. Les matières inertes présentes

Différents types de matières inertes sont présentes dans l'eau. On peut en distinguer 3 grands types : les matières organiques dissoutes (MOD), les matières inorganiques dissoutes (MID) et les matières organiques particulaires (MOP).

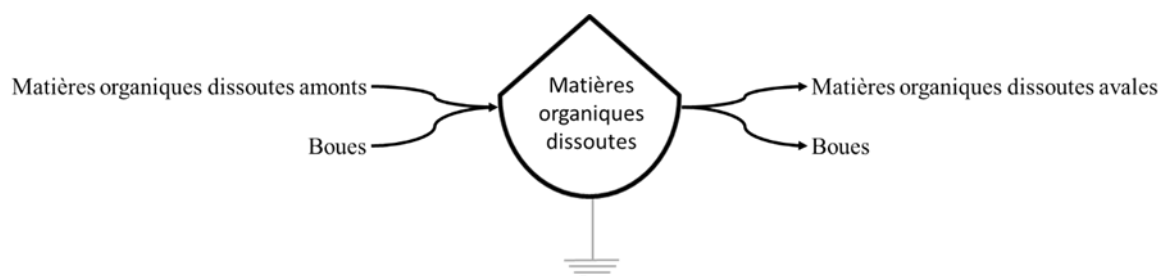


Figure 2.3 Représentation de l'élément « matières organiques dissoutes » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Les matières organiques dissoutes correspondent à un stock au sein de l'étang (Figure 2.3). Ce stock a 4 entrées qui l'alimentent : les matières organiques dissoutes importées lors du remplissage, des transferts de matières organiques solubles depuis les boues, les déchets de tous les organismes vivants et enfin les matières dissoutes partiellement transférées lors de la vidange.

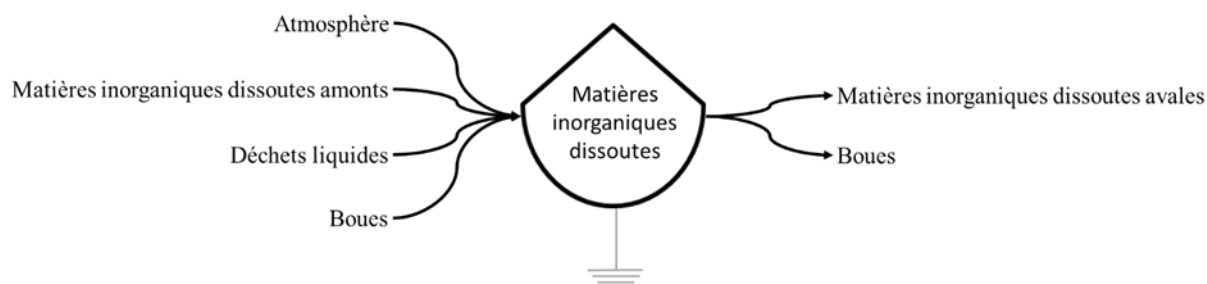


Figure 2.4 Représentation de l'élément « matières inorganiques dissoutes » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Les matières inorganiques dissoutes correspondent à un stock dans l'étang (Figure 2.4), constitué notamment des déchets métaboliques NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^- et des gaz dissous CH_4 , O_2 , CO_2 . Les principales entrées alimentant ce stock sont les matières inorganiques dissoutes transférées lors du remplissage, les fertilisants, les émissions issues du métabolisme des organismes vivants et de la minéralisation des matières organiques (notamment des boues de fond d'étang). Le phytoplancton et les végétaux supérieurs prélèvent leurs nutriments dans ce stock.

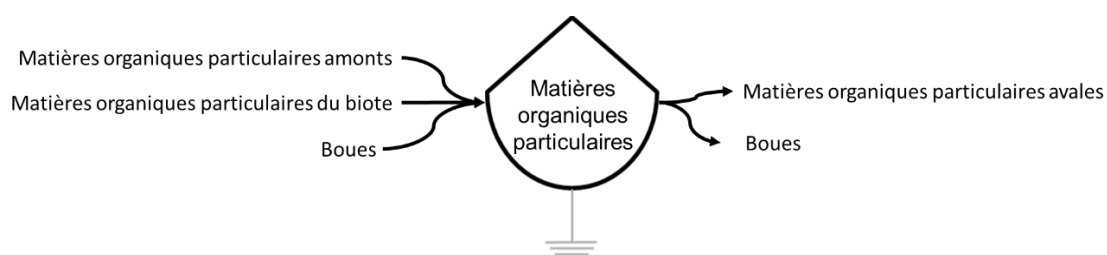


Figure 2.5 Représentation de l'élément « matières organiques particulaires » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

2.1.3. Les boues de fond d'étang

Les boues sont un élément central de la dynamique des nutriments au sein de l'étang (Aubin *et al.* 2017). Elles servent de sources nutritives à une partie importante des organismes vivants (Milstein, 1992). Elles peuvent aussi émettre des nutriments lors de leur minéralisation (Moriarty, 1997). Cependant, les boues peuvent émettre du méthane en cas de conditions anaérobies (Wohlfarth et Schroeder, 1979). Dans la Dombes, tous les 4 à 5 ans, lors d'une année d'assec, les boues sont utilisées comme lit de culture pour des céréales (maïs, épeautre, avoine).

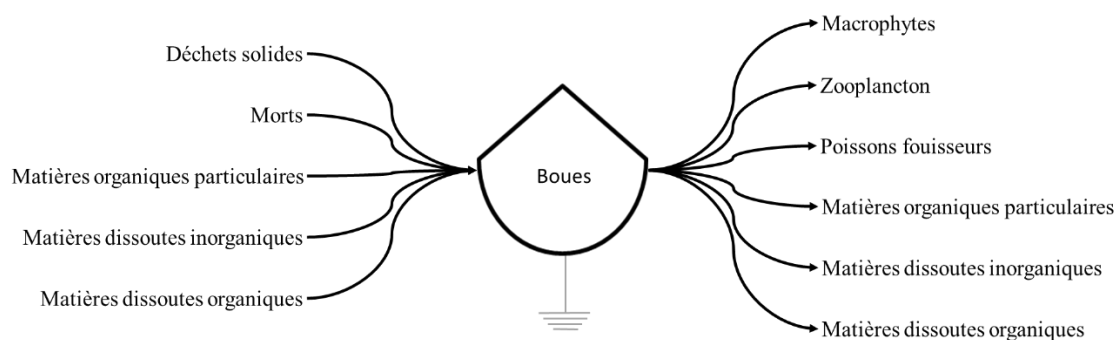


Figure 2.6 Représentation de l'élément « boues » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Les boues sont représentées comme étant un stock de matière organique et minérale (Figure 2.6). Etant un élément important au sein de l'étang, les boues interagissent avec énormément d'autres compartiments de l'étang. Elles reçoivent les déchets et morts de tous les organismes vivants. Elles peuvent stocker du carbone et émettent principalement du CH_4 (dans les MID puis l'atmosphère).

2.2. Eléments biologiques

2.2.1. Le phytoplancton

Le phytoplancton représente la moitié de l'activité photosynthétique sur la planète (Behrenfeld *et al.*, 2001). En tant que producteur primaire, le phytoplancton synthétise de la matière organique à partir du CO_2 , de l'énergie solaire et des minéraux dissous (notamment azote et phosphore) dans l'eau. Ce processus biologique de production de biomasse soutient la chaîne trophique aquatique (Ghosal *et al.*, 2011). Il sert de nourriture aux zooplanctons, servant lui-même de nourriture à divers organismes, dont les poissons (Angélibert *et al.*, 2013).

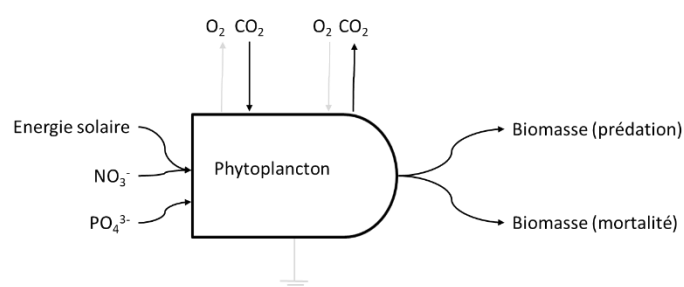


Figure 2.7 Représentation de l'élément « phytoplancton » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Le phytoplancton est représenté par un symbole « production » (Figure 2.7). La biomasse produite sera soit consommée, soit mourra et ira dans le stock de MOP des boues. Le phytoplancton est une source d' O_2 pour le milieu, cependant les flux d' O_2 ne sont pas considérés ici.

2.2.2. Les macrophytes

Ce que nous appelons macrophytes correspond aux plantes vasculaires hydrophytes (émergées dans l'eau) et hélophytes (dont les feuilles sont émergées en parties au moins), par opposition au phytoplancton qui est microscopique. Comme le phytoplancton, les macrophytes sont des organismes photo-autotrophes vis-à-vis du carbone. Au sein de la structure de l'écosystème, les macrophytes sont des producteurs primaires. Ils fournissent de la nourriture à des espèces herbivores ou omnivores (invertébrés, poissons, oiseaux). Ils occupent, comme le phytoplancton, le premier niveau trophique.

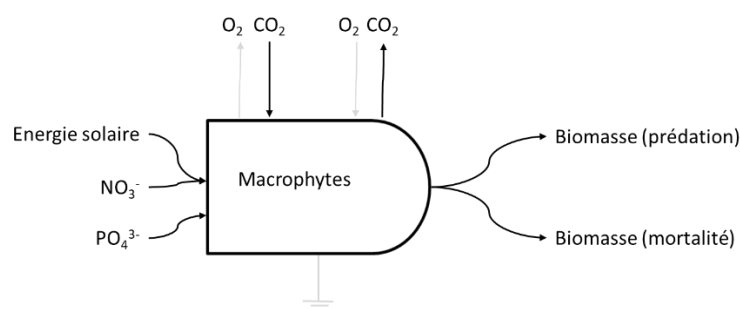


Figure 2.8 Représentation de l'élément « macrophytes » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Les macrophytes sont représentés de manière équivalente au phytoplancton (Figure 2.8). L'énergie solaire, le CO₂ nécessaire à la photosynthèse, l'O₂ issu de la respiration nocturne et les nutriments à base d'azote et de phosphore sont prélevés dans les sédiments (et aussi dans le corps d'eau). Les macrophytes produisent de la biomasse, qui sera soit broutée, soit mourra et ira dans les sédiments (MOP des boues). Ils sont une source d'O₂ pour le milieu, cependant les flux d'O₂ ne sont pas considérés ici.

Le zooplancton

Le zooplancton regroupe les planctons non-autotrophes herbivores ou carnivores. Trois grands groupes composent le zooplancton dans les étangs piscicoles français : les rotifères, les cladocères et copépodes (Oertli et Frossard, 2013). Ils se nourrissent du plancton (notamment du phytoplancton) et participent ainsi à la transmission de l'énergie accumulée par les organismes autotrophes, puisqu'ils sont consommés par les micro et macro invertébrés, les alevins et des poissons planctophages.

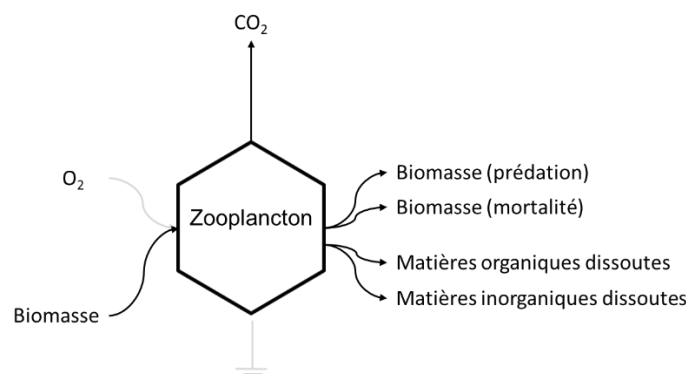


Figure 2.9 Représentation de l'élément « zooplancton » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Le zooplancton est représenté comme un *consommateur* (Figure 2.9). Il consomme de la biomasse (sédiments, phytoplanctons et zooplanctons) et de l'oxygène. Il produit ainsi de la biomasse qui sera broutée ou mourra. Il produit aussi du CO₂, des MID et MOD.

2.2.3. Les invertébrés

Les invertébrés regroupent en majorité des hexapodes puis des oligochètes, mollusques ou hirudinées (Oertli et Frossard, 2013). Ils représentent une source alimentaire très importante pour les poissons (Tachet *et al.*, 2000), notamment au printemps (Boix *et al.*, 2007).

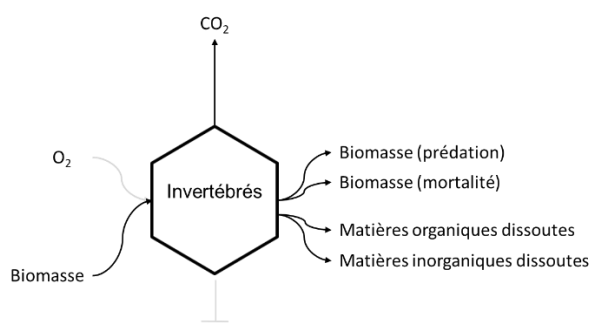


Figure 2.10 Représentation de l'élément « invertébrés » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Les invertébrés sont représentés comme *consommateur* (Figure 2.10). Il consomme de la biomasse (boues, phytoplanctons, zooplanctons et invertébrés) et de l'oxygène. Il produit de la biomasse qui sera soit broutée soit morte. Il produit aussi du CO₂, des MID et MOD.

2.2.4. Les poissons

Nous dénombrons une trentaine d'espèces piscicoles dans les étangs français, notamment grâce à la grande diversité de sources alimentaires (MO, plancton, invertébrés, autres poissons...) et autant de combinaisons possibles. La carpe commune (*Cyprinus carpio*) est l'espèce cible dans les étangs européen (Korinek *et al.*, 1987). La carpe commune représente 62% de la production piscicole dombiste (Wezel *et al.*, 2013). Elle est omnivore adaptant son régime alimentaire aux différentes saisons.

Bien qu'elle consomme principalement des larves d'hexapodes, du zooplancton et des vers (Horváth *et al.*, 1992), la carpe consomme la MO du benthos lors de l'hiver, du zooplancton au printemps et elle est omnivore l'été (Angélibert *et al.*, 2013).

A côté de la carpe commune, dans la Dombes, des espèces majoritairement détritivores sont élevées telles que le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*), la tanche (*Tinca tinca*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) ainsi que des espèces piscivores telles que le brochet (*Esox lucius*), le sandre (*Sander lucioperca*) et la perche commune (*Perca fluviatilis*) (Vanacker *et al.*, 2016). Les poissons « blancs » sont composés de gardons, de rotengles et d'autres espèces mineures et ne constituent pas l'espèce cible de la pisciculture. Ils représentent malgré tout 23% de la production piscicole dombiste (Wezel *et al.*, 2013) et sont recherchés pour le repeuplement et complètent les revenus des pisciculteurs. Ce sont des espèces principalement planctophages et détritivores.

En Dombes, l'élevage de la carpe commune avec d'autres espèces piscicoles permet d'exploiter la diversité des ressources alimentaires. Cependant, d'autres espèces peuvent être trouvées lors de la pêche comme le perche soleil (*Lepomis gibbosus*) et le poisson chat (*Ameiurus melas*). Ces espèces exogènes au système piscicole proviennent des eaux de remplissage et sont des omnivores opportunistes qui peuvent se nourrir des œufs des espèces cibles de la pisciculture. Malheureusement, les quantités produites sont difficiles à estimer car les pisciculteurs pèsent peu souvent les espèces indésirables.

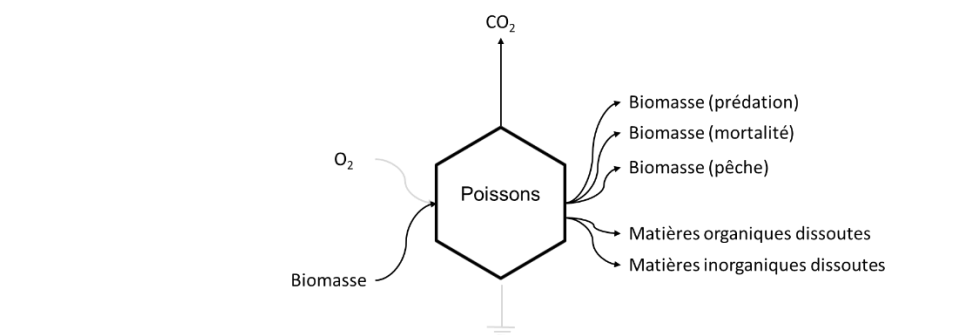


Figure 2.11 Représentation de l'élément « poisson » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Tous les poissons sont représentés comme étant des consommateurs et de manière analogue (Figure 2.11). Ils ont tous besoin de biomasse exogène et d'O₂ afin de pouvoir survivre et produire de la biomasse. Cette biomasse pourra être l'objet de prédation (par les autres poissons, ou encore les oiseaux, qui ne sont pas représentés), mourir ou être pêchée. Nous ne considérons pas de pertes de poissons par transfert dans un autre corps d'eau accidentellement ou volontairement. Cette production de biomasse entraîne la coproduction de déchets solides et liquides (Weatherley *et al.*, 1987) ainsi que de CO₂.

2.3. Eléments anthropiques

Comme tout écosystème anthropisé (agriculture, sylviculture), les étangs piscicoles peuvent être gérés de diverses manières. La gestion peut aller d'un système très extensif (gestion de l'eau et empoissonnement) à un système intensif (apport de fertilisants, chaux, aliment, etc.) (Kestemont, 1995). Les principaux apports (amendement, fertilisation, chaux) sont destinés à stimuler la production primaire (Bíró, 1995). La production primaire est corrélée avec la production piscicole ; en effet, le phytoplancton est à la base de la chaîne trophique et donc augmenter sa productivité va influencer tous les autres niveaux trophiques (Biro, 1995).

2.3.1. Le remplissage

Le remplissage permet de remplir l'étang après la période d'assec hivernal ou estival. Cette étape est cruciale puisque sans eau, il n'y aurait pas d'écosystème étang. Il peut se faire avec de l'eau de pluie, d'un cours d'eau, d'un autre étang ou encore de l'eau souterraine (Bachasson, 2012 ; Aubin *et al.* 2017a). Selon le type d'étang (sur corps d'eau, dérivé ou en chaîne), la gestion de l'eau diffère (Aubin *et al.* 2017a). Le remplissage d'un étang de plusieurs hectares sur un mètre de profondeur peut prendre plusieurs semaines (Bachasson, 2012). Remplir l'étang inclut aussi l'importation des matières contenues dans l'eau et des organismes vivants (Banas *et al.*, 2001).

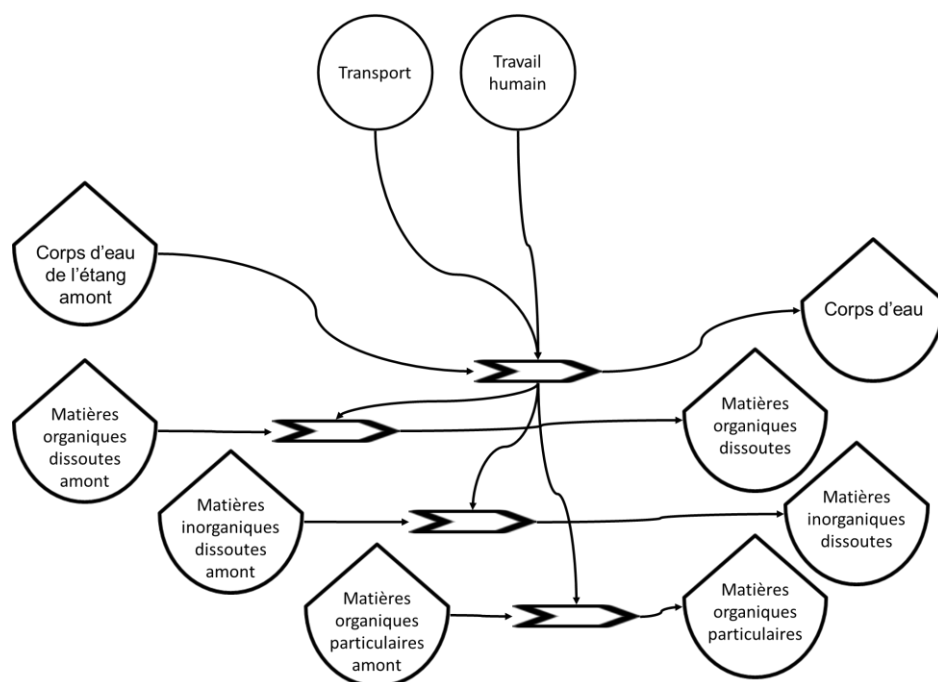


Figure 2.12 Représentation de l'opération « remplissage » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Ici, le remplissage est représenté de manière complexe (Figure 2.12). Le pisciculteur vient ouvrir une vanne afin de remplir l'étang avec l'eau du corps d'eau précédent. Avec ce remplissage, des

matières sont importées ainsi que du plancton. Cette pratique est particulière à la Dombes. Dans d'autres régions piscicoles, les étangs ne sont pas forcément en chaîne *i.e.* les uns à la suite des autres.

2.3.2. La fertilisation

Le but de la fertilisation est de permettre aux producteurs primaires de se développer rapidement afin d'activer la chaîne trophique et d'avoir de la nourriture *in situ* pour les alevins (Horvath *et al.*, 2002 ; Korinek *et al.*, 1987). Nous considérons ici que la fertilisation a un effet direct uniquement sur la composition chimique de l'eau (matière inorganique dissoute et matière organique dissoute) et des boues (Figure 2.13) et que ces changements influencent la production de phytoplanctons et de macrophytes. Il existe deux grands types de fertilisants :

Les engrais de synthèse (ammonitrate et le superphosphate (combinable avec du potassium)). En général, un engrais est apporté soit sous forme liquide de type 14-18-0 (20% N, 20% P et 5% K) à raison d'environ 50 L/ha/an, ou sous forme solide de nitrate d'ammonium 33-0-0 à raison de 30 à 50 kg/ha/an (Bachasson, 2012). Cependant, les formes liquides se dissolvent plus rapidement et ne sont pas captés (ou partiellement) par les sédiments. De préférence, les apports sont fractionnés (Schlumberger, 2002). Les apports se font majoritairement lors du printemps, lorsque les producteurs primaires ont des besoins plus importants en nutriments pour leur croissance (Schlumberger, 2002). Mais ils peuvent se faire lors de la période estivale et de la baisse en concentration des nutriments azotés (Bachasson, 2012).

Les fumiers (bovins, volailles) et les lisiers (bovins, porcins) sont considérés comme des fertilisants organiques et sont les plus utilisés. Ils sont déposés sur le fond de l'étang avant son remplissage au début de printemps (Bachasson, 2012 ; Aubin *et al.*, 2017a). Les quantités courantes vont de 1 t / ha à 5 t/ha (Bachasson, 2012). Ils apportent à la fois des éléments minéraux, de la matière organique et des organismes vivants (bactéries) (Schlumberger, 2002). La fertilisation organique a un effet très important sur la productivité des étangs (Schlumberger, 2002) car les bactéries et la matière organique sont consommées par le zooplancton et les larves d'insectes (Horvath *et al.*, 2002, Schlumberger, 2002).

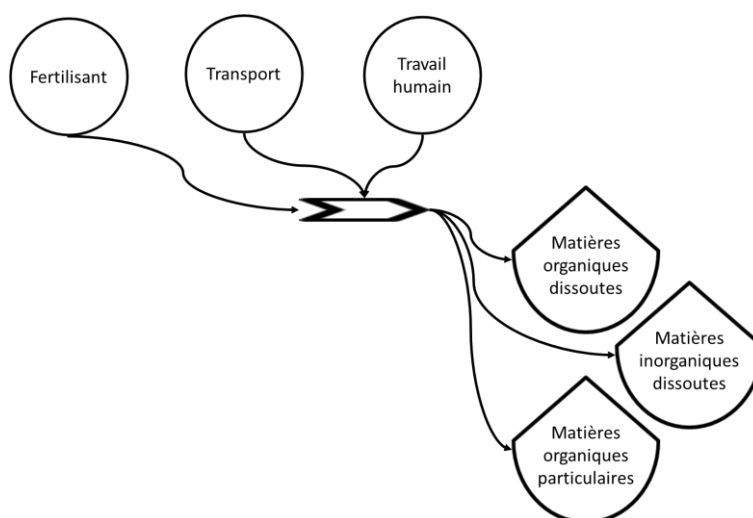


Figure 2.13 Représentation de l'opération « fertilisation » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

2.3.3. Le chaulage

Le chaulage a de nombreuses conséquences sur l'étang (Horvath *et al.*, 2002). Il permet d'améliorer la qualité de l'eau en agissant sur le pH. Il augmente en effet le pH à l'interface eau-boues et permet ainsi de contrôler les échanges et la minéralisation des nutriments. Cette augmentation du pH permet une augmentation de l'activité microbienne et de la dégradation de la matière organique (Boyd, 1997). Un pH très élevé va permettre la libération des matières les plus phosphorées et ainsi augmenter la production primaire (Biro, 1995).

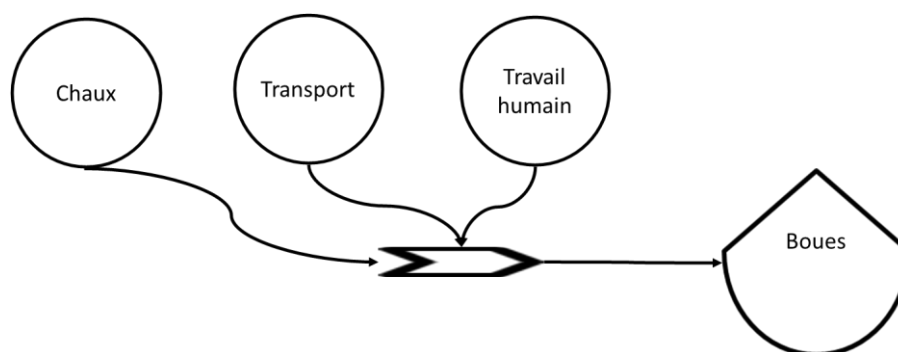


Figure 2.14 Représentation de l'opération « chaulage » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Le chaulage est représenté de manière simple (Figure 2.14) en considérant le transport de la chaux entre l'entrepôt et l'étang ainsi que le travail humain pour son application.

2.3.4. L'empoissonnement

L'empoissonnement est le moment où le poisson est transféré dans l'étang. Cela se fait courant Mars, après la phase de remplissage, lorsque les opérations principales de chaulage et

fertilisations sont effectuées (Bachasson, 2012). L’empoissonnement est représenté de manière simple (Figure 2.15).

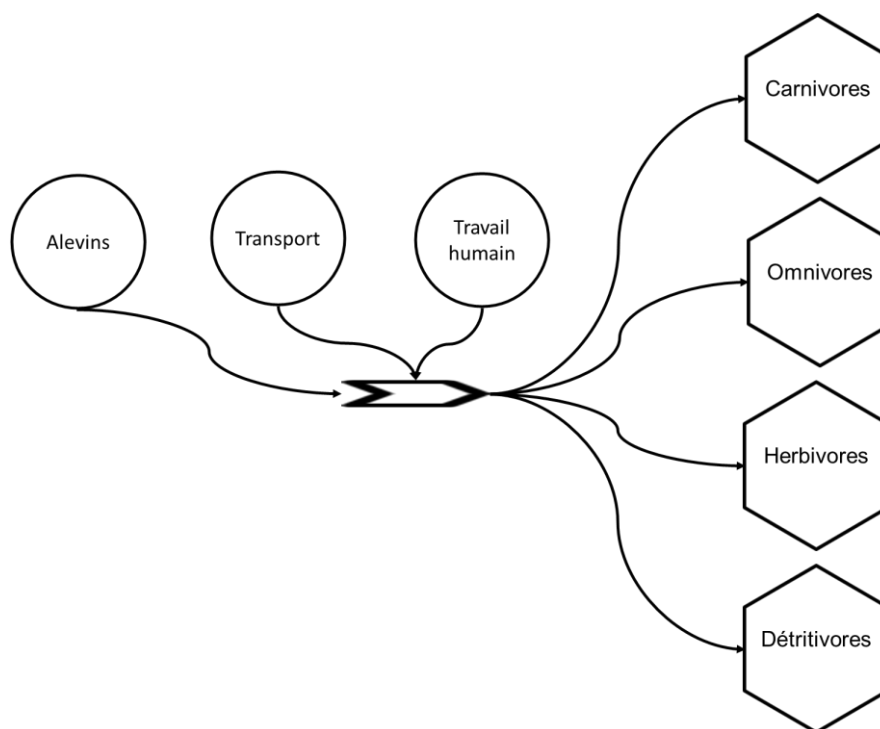


Figure 2.15 Représentation de l’opération « empoissonnement » d’un étang piscicole en fonction de la symbolique de l’*energy system diagram* (Odum, 1996)

2.3.5. Le nourrissage

Le pisciculteur peut choisir de nourrir les poissons. Cette alimentation exogène est une pratique courante dans les étangs piscicoles (Korinek *et al.*, 1987). Le nourrissage peut servir à compenser le manque de ressources trophiques pour les poissons (Figure 2.16). Cette compensation se fait majoritairement au printemps, lorsqu’il n’y a que peu de ressources en phytoplanctons et zooplanctons ou en été, lorsque les mêmes ressources peuvent manquer ; le pisciculteur commence dès le printemps par de faibles quantités, qui sont augmentées au cours de l’été (Horvath *et al.*, 2002). Globalement deux types de nourrissage sont pratiqués en fonction de la taille des étangs i) l’apport d’aliment commerciaux se fait majoritairement dans des étangs de petites tailles et gérés de manière intensive et ii) l’apport de céréales et de protéagineux se fait principalement dans des étangs de plus grandes tailles (Aubin *et al.* 2017a).

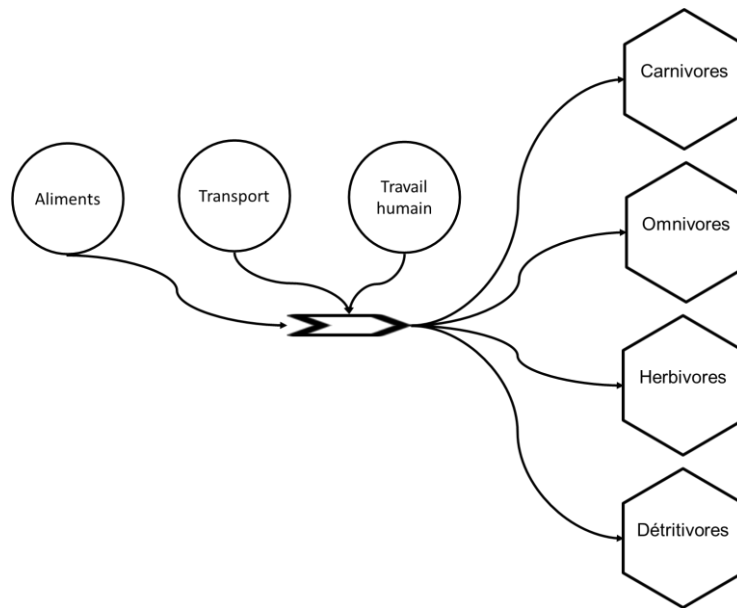


Figure 2.16 Représentation de l'opération « nourrissage » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

2.3.6. La vidange et pêche

La vidange de l'étang intervient juste avant la pêche. Elle permet de vider l'étang et de regrouper les poissons dans le « bief central » (parti creusée dans le fond de l'étang) ; une vidange peut durer plusieurs semaines en fonction de l'état général et la structure de l'étang (envasement, pente faible) (Bachasson, 2012). Lors de la vidange, l'eau va transporter beaucoup de choses comme les différentes formes de matières contenues dans l'eau mais aussi les planctons (Banas, 2001). La pêche intervient quand le niveau de l'eau est assez bas pour que les pêcheurs puissent rentrer dans l'étang et la partie encore en eau. A partir de ce moment-là, des filets sont étendus dans le bief central afin de pêcher les poissons regroupés à cet endroit.

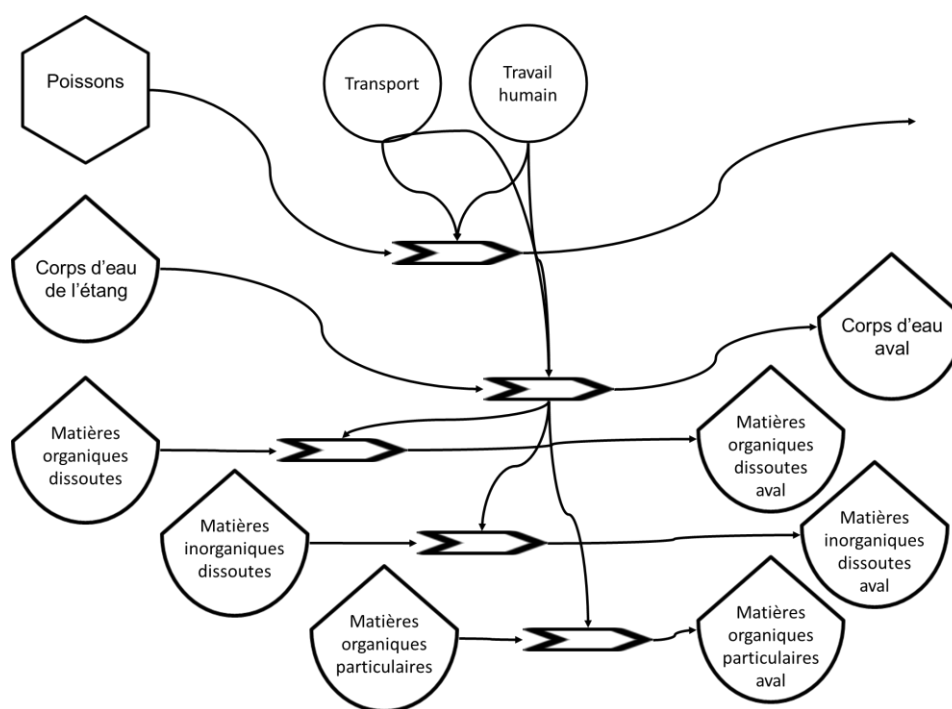


Figure 2.17 Représentation de l'opération « vidange et pêche » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

La vidange et la pêche sont représentées de manière analogue au remplissage (Figure 2.17). Elle nécessite le transport du pisciculteur jusqu'à l'étang et le travail de ce dernier afin que la vidange s'effectue. Lorsque l'eau de l'étang transite vers le corps d'eau aval, les différentes matières présentes dans l'eau sont transportées vers leurs compartiments équivalents en aval.

3. Modélisation d'un étang piscicole français

Après avoir décrit les différents éléments de l'écosystème étang et représenté l'écosystème dans son ensemble, il faut pouvoir quantifier les différents flux et la taille des éléments structuraux. Ainsi, différents processus biophysiques et anthropiques de l'étang peuvent être décrits. Un élément indispensable est le cycle de l'eau. Un des éléments centraux de l'étang est la chaîne trophique, puisque la plupart des efforts ont pour objectif de favoriser sa productivité (Schlumberger, 2002). Les grands cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote et du phosphore sont aussi décrits puisqu'importants pour le fonctionnement de l'étang.

3.1. Hypothèses de modélisation

Des hypothèses générales concernant les étangs sont posées avant de détailler celles de chaque élément. Nous supposons que la structure générale des éléments et des processus biophysiques au sein d'un étang piscicole demeure stable au niveau de l'échelle spatio-temporelle de l'étude. Cette échelle spatio-temporelle est le cycle de production piscicole au sein de l'étang ; ce cycle va du remplissage (février) à la pêche (octobre). Nous supposons également qu'un étang diffère en termes de composition en organismes biologiques, de sédiments et de gestion d'une année sur l'autre (Vanacker,

2016). Nous supposons aussi que la période en eau commence en mars et finit fin octobre, avec une durée totale de 244 jours ; tous les calculs de flux se feront donc durant cette période. La période d'assec hivernale et la période de culture sur assec ne sont pas considérées dans le cycle de production piscicole, car ce sont deux types d'écosystèmes différents, une zone humide en période hivernale et un agroécosystème respectivement. Nous supposons aussi que durant cette période, le jour dure 16h et la nuit dure 8h en moyenne.

3.2. Données utilisées

Afin de pouvoir modéliser les étangs, il faut des données. Dans le cadre du projet SERVIPOND, l'ISARA a fourni une importante base de données contenant principalement des données biophysiques et biologiques. Les données de ces bases concernent 135 étangs et ont été recueillies à différents instants du cycle de production (mensuellement, hebdomadairement, ou bi-annuellement). Les données de gestion de l'étang (chaulage, nourrissage) y sont décrites de manière qualitative, mis à part pour l'empoissonnement et la pêche. Dans ces deux cas, les poids par espèces ou groupes d'espèces sont disponibles. Les données concernant les boues indiquent la teneur en azote total, en phosphore total, en matière organique, en carbone organique, en calcium, en calcaire total et le pH de l'eau sédimentaire. Les données des eaux comprennent les concentrations en nitrites, nitrates, ammoniacque et azote total, phosphate et phosphore total, carbone total, calcium et chlorophylle a. Diverses données brutes et indicateurs de biodiversité sont disponibles pour le phytoplancton, les macrophytes, les invertébrés (en général) et les odonates (en particulier).

Typologie des étangs dombistes

Une typologie des étangs piscicoles de la Dombes a été réalisée à partir des données décrites précédemment. Une analyse factorielle multivariée hiérarchique (AFMH) a été réalisée sur des données de base des 135 étangs avec l'aide du logiciel R (Team, 2013) et du package FactoMineR (Husson *et al.*, 2019). Les données moyennes de concentrations (C, N, P, Ca) dans l'eau, dans les boues, les données de gestions du cycle de production ont été prises en compte pour chaque étang. Cette typologie a été réalisée avec une classification hiérarchique sur les composantes principales (CHCP) de l'AFMH (Figure 2.18). La CHCP permet de choisir le nombre de groupes souhaités ou de laisser le nombre de groupes se faire automatiquement ; nous avons choisi de le faire automatiquement.

étangs « semi-intensif » ont aussi un haut niveau d'intrants et un rendement de 397 kg/ha. Ils ont un pH plutôt acide et possède une biodiversité intermédiaire. Les étangs « semi-extensifs » ont un niveau d'intrants bas avec un rendement de 321 kg/ha, une biodiversité haute et des managements différents (par exemple, il peut ou non y avoir un chaulage durant l'hiver). Les étangs « extensifs » n'ont pas de gestion durant la période sèche et peu, voire très peu, durant la période en eau. Ils ont un rendement de 240 kg/ha et une surface moyenne de 22 ha. Les étangs « récréationnels » ont un rendement de 222kg/ha, une concentration faible en nutriments, une biodiversité haute et ont une surface moyenne de 45 ha.

Tableau 2.1 Principales caractéristiques des groupes d'étangs dombistes obtenus après classification

Typologie		Caractéristiques biophysiques			Composition		Rendement (kg / ha)	
N° groupe	Nom	Paramètres physiques	Biodiversité	Gestion	Nb.	%	Moyenne	Ecart-type
1	Intensif	Riche C, N, P	Basse	Nourrissage, chaulage, fertilisation	30	22,2%	445	±300
2	Semi-intensif	Acide / pauvre en ions	Mixte	Nourrissage, chaulage, fertilisation	21	15,6%	397	±231
3	Semi-extensif	Peu productif / pauvre en C,N,P	Haute	Mixte	64	47,4%	321	±156
4	Extensif	Grande surface et production	Haute	Pas de gestion spécifique	15	11,1%	240	±164
5	Récréatif	Riche en Ca / productivité autre riche	Haute	Pas de gestion spécifique	5	3,7%	222	±124

3.3. Modélisations des éléments et processus biophysiques

3.3.1. Le phytoplancton

Le phytoplancton a besoin de cinq intrants afin de produire de la biomasse. La quantité d'énergie solaire est estimée à partir de données météorologiques spécifique à la Dombes. La quantité moyenne d'énergie solaire reçue par les étangs est de 42 6715 J/ha durant le cycle de production. Les quantités d'azote et de phosphore captées afin d'assurer la croissance sont estimées à partir de la totalité de la biomasse produite (vivante, broutée et morte) et de la composition en glucide, protéine et lipide du phytoplancton. Ainsi, nous estimons qu'il faut environ 0,02 kg NO₃ / kg de phytoplancton (Mat. Fraiche) et 0,0001 kg de PO₄ / kg de phytoplancton durant le cycle. La quantité de CO₂ captée est estimée de la même manière, en prenant en compte le CO₂ expiré durant la nuit (cf. ci-dessous). Ainsi, la quantité de CO₂ fixée par le phytoplancton dépendra de la chaîne trophique et de la pression trophique subie par le phytoplancton.

Le phytoplancton produit de la biomasse. La biomasse produite durant le cycle correspond à la différence entre la biomasse présente à la fin et au début, la biomasse broutée et la biomasse morte. La biomasse présente en début et fin de cycle est estimée à partir des concentrations en chlorophylle a (données de l'ISARA) et de l'équation adaptée de Vörös et Padisak (1991):

$$Y = 10^{\frac{\log(X) - 1.194}{0.577}}$$

Y représente la concentration de phytoplancton en mg/m³ et X représente la concentration en chlorophylle a en mg/l. La biomasse broutée et morte est estimée à partir d'un modèle de chaîne trophique (cf. ci-dessous partie sur la chaîne trophique).

Dans notre modèle, le phytoplancton n'émet que du CO₂ et de l'O₂ (Figure 2.2). Le CO₂ émis est estimé à partir du cycle de Krebs et de la quantité d'O₂ consommée durant la nuit. A partir des équations des résultats de Langdon (1993) concernant la consommation d'O₂ pour différents groupes ou espèces de phytoplancton, nous pouvons calculer la production d'O₂ durant la phase nocturne (0,028 kg d'O₂ par kg de phytoplancton par jour). Nous utiliserons un modèle simplifié de respiration aérobie afin d'estimer le CO₂ émis :



Ainsi, pour une mole d'O₂ respirée, une mole de CO₂ sera émise. Nous estimons qu'en moyenne 0,039 kg de CO₂ est expiré par jour et par kilogramme de phytoplancton. L'O₂ émis lors de la photosynthèse n'est pas considéré dans notre modélisation.

3.3.2. Les macrophytes

Cinq intrants sont nécessaires afin que les macrophytes produisent de la biomasse. Les macrophytes reçoivent la même quantité d'énergie solaire que le phytoplancton. Les quantités d'azote et phosphore captées pour la croissance sont estimées de la même manière que pour le phytoplancton. La quantité de CO₂ captée est estimée de la même manière, en prenant en compte le CO₂ expiré durant la nuit (cf. ci-dessous). La quantité d'oxygène n'est pas quantifiée pour cette étude.

Nous supposons que la couverture en macrophytes est nulle en début de cycle. La biomasse présente en fin de cycle est estimée à partir des données de recouvrement en macrophytes (données de l'ISARA). La biomasse produite durant le cycle correspond à la différence entre la biomasse présente à la fin et au début dans l'étang, la biomasse broutée et la biomasse morte. La biomasse broutée et morte est estimée à partir d'un modèle de chaîne trophique.

Il n'existe pas de modèle (même spécifique) de la respiration des macrophytes des étangs ou du CO₂ capturé lors de la photosynthèse. Nous utiliserons par défaut les mêmes approximations et modèles que pour le phytoplancton. Nous estimons qu'en moyenne 0,039 kg de CO₂ est expiré par jour et par kilogramme de macrophytes. L'O₂ émis lors de la photosynthèse n'est pas considéré.

3.3.3. Le zooplancton

Le zooplancton nécessite deux intrants pour produire de la biomasse: de l'oxygène et de la biomasse de niveau trophique inférieur. La quantité d'oxygène inspirée ne sera pas prise en compte lors de cette étude. La biomasse en MOP (boues), phytoplanctons et zooplanctons nécessaire à la croissance du zooplancton est évaluée ci-dessous.

Il est possible d'obtenir une estimation de la biomasse en zooplancton lors de la fin de cycle, en fonction de la présence d'alimentation exogène ou non et / ou d'une lagune (Aubin, *et al.*, 2019a). Ainsi, nous pouvons estimer une présence de 2,28 kg / m² de lagune sans apport d'aliment exogène, 2,5 kg/m² de lagune avec l'apport d'aliments exogènes et 4,78 kg / m² avec une lagune plantée et apport d'aliments exogènes. Une de ces trois valeurs est attribuée à un étang en fonction de l'apport ou non d'aliments et du pourcentage de couverture par les macrophytes. La biomasse de début de cycle est considérée comme nulle. Les quantités broutées et mortes de biomasse sont estimées à l'aide d'un modèle de chaîne trophique (cf. chaîne trophique).

En plus de la biomasse, le zooplancton produit du CO₂ et des déchets organiques (MOP, MOD). Le CO₂ expiré est obtenu à partir des équations de Banse (1992) ; Pour chaque mole d'O₂ inspirée, quatre moles de CO₂ sont expirées, ainsi on estime que 8,34 kg de CO₂ sont émis par kg de zooplancton durant le cycle de production. La quantité de déchet organique produite durant le cycle est estimée à partir d'un bilan de masse du carbone au sein des zooplanctons. Nous connaissons la biomasse ingérée par le zooplancton et son origine, la biomasse produite, broutée et morte du zooplancton, ainsi que le CO₂ expiré. Cette quantité de carbone produite sous forme de déchet organique est transformée en matière organique moyenne en multipliant la masse par deux (en supposant que la matière organique est composée de 50% de carbone en moyenne). Les émissions d'azote et phosphore se font via les MID, ces matières sont issues de la digestion du zooplancton.

3.3.4. Les invertébrés

Les invertébrés nécessitent trois intrants pour produire de la biomasse : de l'oxygène, de la biomasse des niveaux trophiques inférieurs et ils peuvent s'auto-prédateur. La biomasse en MOP (boues), phytoplanctons et zooplanctons nécessaire à la croissance du zooplancton est évaluée ci-dessous.

Il est possible d'obtenir une estimation de la biomasse des invertébrés en fonction de la présence d'alimentation exogène ou non et / ou d'une lagune (Aubin, Baizeau, Jaeger, Roucaute, Nahon, Gamito, 2019a). Ainsi, nous pouvons estimer une présence de 5.59 kg / m² de lagune sans apport d'aliment exogène, 0.61 kg/m² de lagune avec l'apport d'aliments exogènes et 2.72 kg / m² avec une lagune plantée et apport d'aliments exogènes. Une de ces trois valeurs est attribuée à un étang en fonction de l'apport ou non d'aliments et du pourcentage de couverture par les macrophytes. La biomasse de début de cycle est considérée comme nulle. Les quantités broutées et mortes de biomasse sont estimées à l'aide d'un modèle de chaîne trophique.

En plus de la biomasse, les invertébrés produisent du CO₂ et des déchets organiques (MOP, MOD). Le CO₂ expiré est obtenu à partir des équations de Banse (1982) ; Pour chaque mole d'O₂ inspirée, quatre moles de CO₂ sont expirées, ainsi on estime que 8,34 kg de CO₂ sont émis par kg d'invertébrés durant le cycle de production. La quantité de déchets organiques produite durant le cycle est estimée à partir d'un bilan de masse du carbone au sein des zooplanctons. Nous connaissons la biomasse ingérée par les invertébrés et son origine, la biomasse produite, broutée et morte du zooplancton, ainsi que le CO₂ expiré. Cette quantité de carbone produite sous forme de déchets organiques est transformée en matière organique moyenne en multipliant la masse par deux (en supposant que la matière organique est composée de 50% de carbone en moyenne). Les émissions d'azote et phosphore se font via les MID, ces matières sont issues de la digestion des invertébrés.

3.3.5. Les poissons

La biomasse stockée en début de cycle et la biomasse pêchée (en fin de cycle) sont directement obtenues dans les données de l'ISARA. Les biomasses de poissons prédatées et mortes, ainsi que la biomasse des organismes prédatée sont obtenues grâce à un modèle de chaîne trophique (cf. ci-dessous)

Le CO₂ expiré est obtenu à partir des résultats de Beamish (1964). Ainsi, nous estimons qu'un kilogramme de poisson expire environ 0,026 kg de CO₂ par jour durant le cycle de production. Les déchets solides et liquides servent à l'équilibrage du modèle de poisson. Les poissons rejettent majoritairement leurs déchets azotés sous forme d'ions ammonium directement dans l'eau. Par simplification, les déchets solides seront donc principalement composés de carbone et de phosphore.

3.4. Modélisation des éléments anthropiques

3.4.1. Le remplissage

Nous supposons que l'eau provient d'un autre étang et que le remplissage se fait grâce à la gravité. Le volume initial d'eau est estimé à partir de la surface de l'étang et de la hauteur d'eau. La durée de remplissage est estimée à partir de la hauteur de la colonne d'eau en mars et d'une vitesse de remplissage de 1 cm d'eau par heure (Bachasson, 2012).

La quantité de matières importées (MOD, MID et MOP) est estimée à partir des premières données de l'année en début mars. Pour le phytoplancton et le zooplancton, les modèles et estimations utilisés sont consultables dans leurs sections respectives.

3.4.2. La fertilisation

Ici, la fertilisation va dépendre du niveau d'intensification du système piscicole. Ainsi, les étangs intensifs reçoivent 5t/ha de fumier de bovins en début de cycle de production et 50 kg/ha de nitrate d'ammonium solide en deux fois. Dans le cas où les étangs considérés comme étant moins intensif dans la typologie ont une gestion de la fertilisation, ils recevront des quantités moindres de

fertilisants. Les étangs extensifs auront 3 t/ha de fumiers de bovins en début de cycle de production et 30 kg de nitrate d’ammonium solide en une application. Les étangs semi-extensifs quant à eux auront 3t/ha de fumier de bovins en début de cycle de production.

3.4.3. Le chaulage

Dans le cadre de cette étude, le chaulage sera dépendant du pH initial du corps d’eau et des propriétés chimiques de l’eau (Tableau 2.2). Ainsi, les étangs intensifs, considérés comme riches en nutriments (Tableau 2.1), recevront deux doses de 1 500 kg/ha de chaux vive. Les étangs semi-intensif, considérés comme pauvres et acides (Tableau 2.2), seront chaulés à hauteur de 1 000 kg/ha lors de l’assec et recevront 4 passages de 50 kg/ha de chaux vive. Les étangs semi-extensifs recevront 1 000kg/ha de chaux lors de l’assec. Les extensifs et récréationnels ne sont pas chaulés ; si un étang de ces deux catégories est chaulé, alors il recevra 50 kg/ ha.

Tableau 2.2 Qualité de l’eau et chaulage de l’étang (d’après Bachasson, 2012)

Type d'étangs	pH initial	Eau Dureté calcique initiale (mg/L)	Amendements kg/ha	Eau pH final souhaité
Très riche	5	15	1500	6-7
Riche	6	25	600	7
Pauvre	7	50	100	7.5
Très pauvre	8	100	50	8

3.4.4. L’empoissonnement

Nous considérons que ce sont des poissons pré-grossis durant un an en étang qui sont introduits dans l’étang, dont la provenance est celle d’une écloserie professionnelle. La quantité de chaque groupe de poissons est donnée dans les données de l’ISARA. Ainsi, nous avons une quantité précise de l’empoissonnement pour chaque étang.

3.4.5. Le nourrissage

Dans le cadre de ce travail de thèse, n’ayant pas les informations concernant la composition de l’aliment et les processus de sa fabrication, un aliment commercial moyen pour la pisciculture a été créé à partir des données du projet PISCEnLIT (Wilfart *et al.*, 2013 ; Aubin *et al.*, 2019). Il permet en absence d’informations précises d’avoir un aliment commercial moyen de nourrissage des carpes dans certains étangs français. Selon le mode de gestion, des céréales ou protéagineux concassés peuvent être ajoutés aux aliments. La dose moyenne d’apport est de 2% de la biomasse estimée en poissons tous les deux jours pour les étangs intensifs. Les étangs semi-intensifs seront nourris avec 1% d’aliment commercial et 1% d’un mélange de 50% blé et de 50% pois concassés. Les étangs semi-extensifs sont

nourris avec 2% du même mélange. Les étangs extensifs et récréatifs ne sont pas nourris, cependant s'ils le sont, le même mélange de céréales et de protéagineux sera appliqué à hauteur de 1% de la biomasse de poissons. Ainsi, l'apport en aliment dépendra énormément de la biomasse de poissons estimée et donc de la quantité empoissonnée.

3.4.6. La vidange

Le temps de vidange varie selon les étangs, mais une vitesse de 1 cm/h est considérée comme progressive (Bachasson, 2012). Si nous prenons les valeurs moyennes de l'étude de Banas (2001) concernant les étangs et les flux de matières, nous estimons que 98% de l'étang est vidé lors d'une vidange et cela sera le cas pour tous les étangs. Concernant les matières organiques dissoutes, nous n'avons pas d'information quant à la quantité qui est transportée par l'eau lors de la vidange ; nous prendrons la même valeur que pour les matières organiques particulaires, soit 20% (Banas, 2001). Pour les matières inorganiques dissoutes, deux cas sont à distinguer : les matières azotées et les matières phosphorées. Les valeurs moyennes calculées à partir des travaux de Banas (2001) concernant l'azote total et le phosphore total estiment que 13.5% de l'azote total et 20.5% du phosphore total transitent dans le corps d'eau aval.

3.5. Modélisation de la chaine trophique

La chaine trophique est un des éléments centraux de l'écosystème étang. Afin de modéliser cette chaine trophique, Ecopath with Ecosim (EwE) (Christensen et Walters, 2004) a été utilisé. EwE est un modèle généraliste de chaine trophique aquatique, conçu à l'origine pour évaluer la pression des pêches sur les écosystèmes marins par rapport à une surface donnée (Christensen et Walters, 2004). Ce modèle utilise comme données d'entrée pour chaque guildes ou espèce modélisée (du phytoplancton aux prédateurs): la biomasse de départ, le rapport production sur biomasse, un taux moyen de mortalité, le rapport gain en biomasse sur la biomasse consommée (Tableau 2.3) et la composition du régime alimentaire (Tableau 2.4). Il calcule la biomasse produite, morte et prédatée et les déchets produits pour chaque guildes ou espèce modélisée (Tableau 2.5), ainsi que les pêches et la durabilité de cette activité (Tableau 2.6).

Tableau 2.3 Données d'entrée d'un modèle EcoPath with EcoSim adapté aux étangs piscicoles

Group name	Biomass in habitat area (t/km ²)	Production / biomass (/cycle)	Consumption / biomass (/cycle)	Ecotrophic Efficiency	Other mortality	Production / consumption	Unassim. consumption	Detritus import (t/km ² /day)
1 Omnivorous	0,676	0,5			0,2	0,2	0,2	
2 Zooplankton	1	1			0,2	0,2	0,2	
3 Phytoplankton	4,31	300			0,05			
4 Feed	0,025							0
5 Detritus	1							0

Tableau 2.4 Régimes alimentaires dans un modèle EcoPath with EcoSim adapté au étang piscicole

	Prey \ predator	Omnivorous	Zooplankton
1 Omnivorous		0	0
2 Zooplankton		0.3	0.1
3 Phytoplankton		0.2	0.6
4 Feed		0.4	0.05
5 Detritus		0.1	0.25
6 Import		0	0
7 Sum		1	1

Tableau 2.5 Les transferts de biomasse au sein de la chaîne trophique (t/km²)

Prey \ predator	Omnivorous	Zooplankton	Feed	Detritus
1 Omnivorous	0.00	0.00	0.00	0.41
2 Zooplankton	0.51	0.50	0.00	1.20
3 Phytoplankton	0.34	3.00	0.00	64.65
4 Feed	0.68	0.25	0.00	0.00
5 Detritus	0.17	1.25	0.00	0.00
6 Import	0.00	0.00	0.00	0.00
7 Sum	1.69	5.00	0.00	66.26

Tableau 2.6 Pêche et durabilité de la chaîne trophique

Group name	Trophic level	Habitat area (fraction)	Biomass in habitat area (t/km ²)	Biomass (t/km ²)	Production / biomass (computed) (/cycle)	Consumption / biomass (/cycle)	Ecotrophic Efficiency	Production / consumption	Biom. accumul. (t/km ² /cycle)	Biom. acc. rate (/cycle)
1 Ominvorous	2.33	1.00	0.68	0.68	0.50	2.50	0.80	0.20	0.27	0.40
2 Zooplankton	2.11	1.00	1.00	1.00	1.00	5.00	0.80	0.20	-0.21	-0.21
3 Phytoplankton	1.00	1.00	4.31	4.31	300.00	0.00	0.95		1225.01	284.23
4 Feed	1.00	1.00	0.03	0.03					0.00	0.00
5 Detritus	1.00	1.00	1.00	1.00			0.02		0.00	0.00

Le modèle EwE générique d'un étang piscicole, utilisé dans le cadre de cette thèse, prend en compte les boues, l'aliment exogène, le phytoplancton, les macrophytes, le zooplancton et les différents poissons (sous forme de guildes) (Tableau 2.4 ; figure 2.19). Le cycle de production va de mars à octobre, soit la période où l'étang est rempli. Cependant, des modifications mineures ont dû être apportées au modèle EwE afin qu'il puisse modéliser la chaîne trophique d'un étang piscicole. Ces modifications concernent les imports et exports relatifs au système et la pêche (Tableau 2.5 et 2.6).

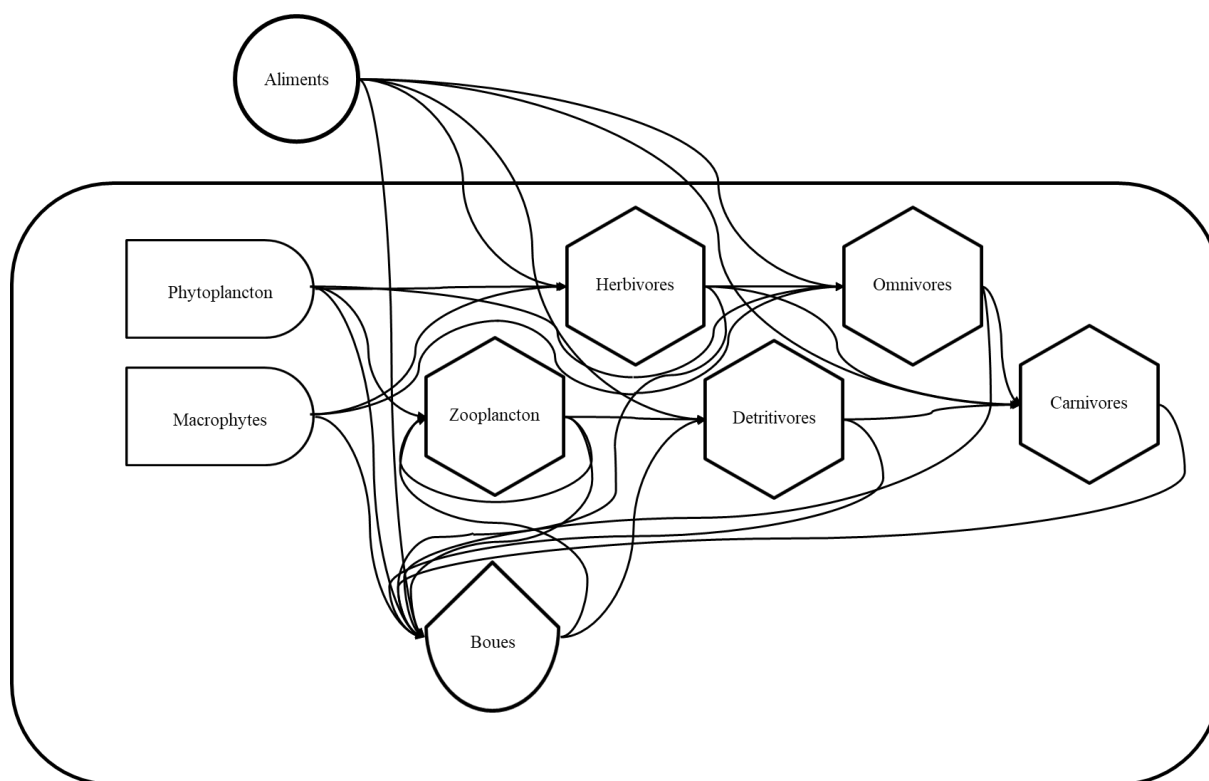


Figure 2.19 Représentation du sous-système « chaîne trophique » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

Concernant les imports, les seuls imports autorisés dans le cadre d'EwE pour le modèle de la chaîne trophique sont ceux de nourriture exogène. Cette dernière est modélisée comme un « détritux » ayant un taux d'import journalier constant correspondant à la quantité apportée durant le cycle de

production. Elle est modélisée comme un détritus car il n'existe que quatre types d'éléments modélisables dans un modèle EwE : les flottes de pêche, les producteurs primaires, les consommateurs (des herbivores aux prédateurs) et les détritus. Seuls les détritus n'ont pas de paramètres de croissance et peuvent être reliés directement à l'alimentation des différentes espèces / guildes.

Concernant les exports, aucun export n'est considéré ; un étang est une surface d'eau douce fermée ayant pas ou très peu d'échanges avec les autres masses d'eau durant le cycle de production. Nous considérons donc qu'il n'y a pas d'export de sédiments, de végétaux, de zooplanctons ou de poissons durant un cycle de production dans le modèle EwE. Ainsi, la pêche, pouvant être régulière dans les écosystèmes marins, n'est pas considérée dans notre modèle, car elle impacte directement la productivité des poissons dans le modèle. La masse finale des poissons obtenue dans le modèle EwE correspond à la masse pêchée lors de la vidange de l'étang.

3.6. Modélisation des cycles biogéochimiques

3.6.1. Le cycle de l'eau

Le cycle de l'eau, bien qu'indispensable à la vie de l'étang, est le cycle biogéochimique le plus simple dans ce cadre (Figure 2.20). Les sources d'eau entrantes dans l'étang sont l'eau de remplissage en mars et la pluie. L'eau sortante est celle de l'évapotranspiration, de l'infiltration et de la vidange de l'étang en octobre. Le cycle de l'eau influence les autres cycles biogéochimiques car une part importante des autres cycles (carbone, azote, phosphore) se font au sein de l'étang et donc dans le corps d'eau.

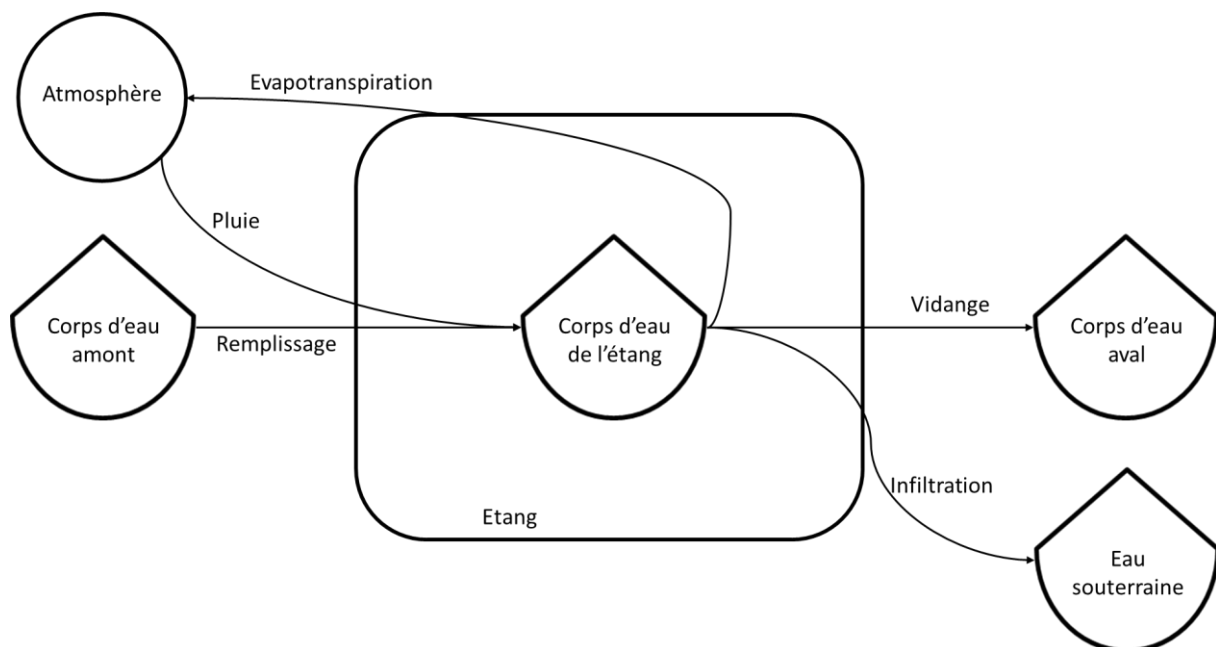


Figure 2.20 Représentation du sous-système « cycle de l'eau » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

3.6.2. Le cycle du carbone

Le cycle du carbone est lié fortement à la chaîne trophique (Figure 2.21). Un stock de carbone est déjà constitué au début du cycle de production. Il correspond au carbone présent dans les sédiments, des organismes vivants déjà présents et au carbone dissout dans l'eau. Les autres intrants du cycle du carbone sont les fertilisants organiques. La base du cycle du carbone au sein de l'étang provient du cycle photosynthétique. Ainsi, le CO_2 est capté par le phytoplancton et les macrophytes. Ces producteurs primaires produisent de la biomasse à partir du CO_2 . Cette biomasse est broutée par les consommateurs. Ces consommateurs sont eux-mêmes prédatés par d'autres consommateurs. Tous ces organismes produisent des déchets et meurent ; ces déchets et morts iront dans les boues. Ils émettent aussi du CO_2 en respirant.

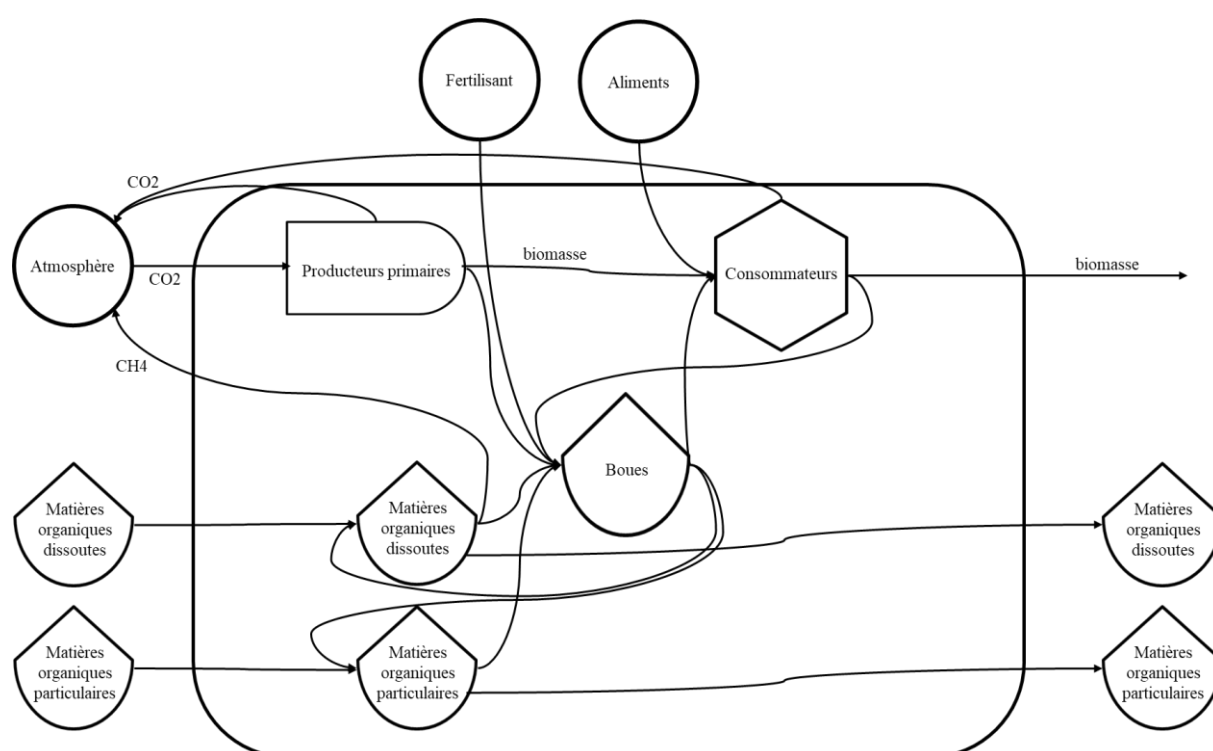


Figure 2.21 Représentation du sous-système « cycle du carbone » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

3.6.3. Le cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est lié fortement à la chaîne trophique et a des points communs avec celui du carbone (Figure 2.22). Les stocks initiaux d'azote sont constitués d'abord par l'import de matières azotées lors du remplissage puis par l'azote des boues puis par le phytoplancton introduit lors du remplissage. Les principaux apports d'azote dans le système sont dans les 3 types de matières présentes dans l'eau (sous forme d'azote organique ou NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-), les fertilisants organiques (azote organique) et de synthèses (NH_4^+ et NO_3^-), dans le poisson introduit et l'azote contenu dans les aliments exogènes (azote organique). Le phytoplancton prélève du NO_3^- des matières dissoutes et les

macrophytes du NO_3^- des boues. Une partie de l'azote contenu dans les producteurs primaires est transférée dans toute la chaîne trophique ; une autre partie de l'azote alimentant la chaîne trophique provient des aliments exogènes et des boues. Les organismes morts alimentent les boues en azote organique et les déchets azotés des poissons alimentent les matières inorganiques dissoutes. Les détritivores peuvent remuer les boues et ainsi augmenter les concentrations en matières dans l'eau. Même si, des échanges de matières ont lieu entre les différentes matières et les boues, les principaux flux provenant des boues sont issus de la minéralisation. Les principales sorties d'azote du système se font via les matières présentes dans l'eau, la pêche de la biomasse et la volatilisation de l'azote dans l'atmosphère.

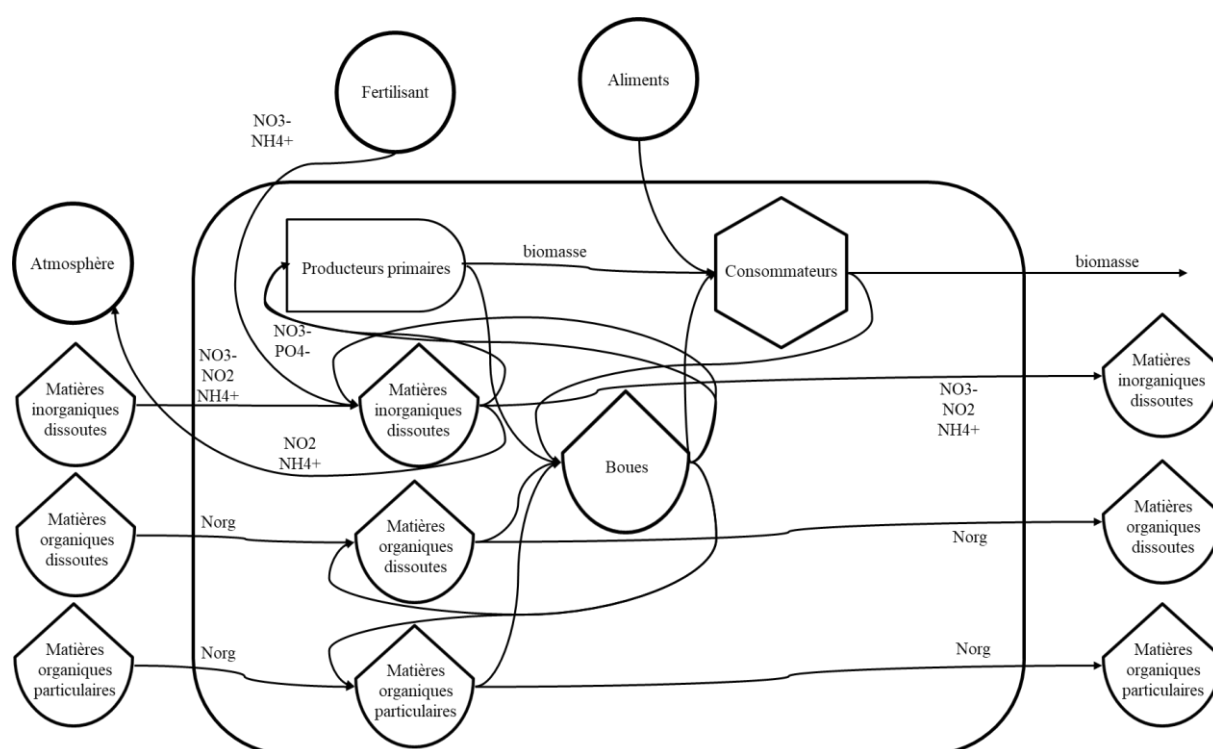


Figure 2.22 Représentation du sous-système « cycle de l'azote » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

3.6.4. Le cycle du phosphore

Le cycle du phosphore est bien entendu lié fortement à la chaîne trophique et ressemble fortement à celui du carbone (Figure 2.23). Les stocks initiaux de phosphore sont constitués d'abord par l'import de matières phosphorées lors du remplissage puis par l'azote des boues puis par le phytoplancton introduit lors du remplissage. Les principales entrées de phosphore dans le système sont dans les fertilisants organiques (phosphore organique) et de synthèses (PO_4^{3-}) ainsi que dans le phosphore contenu dans les aliments exogènes (phosphore organique). Le phytoplancton prélève du PO_4^{3-} des matières dissoutes et les macrophytes du PO_4^{3-} des boues. Une partie du phosphore contenu dans les producteurs primaires est transférée dans toute la chaîne trophique ; l'autre partie du phosphore alimentant la chaîne trophique provient des aliments exogènes et des boues. Les déchets des organismes

et leurs morts alimentent les boues en phosphore organique. Les détritivores peuvent remuer les boues et ainsi augmenter les concentrations en matières phosphorées dans l'eau. Les principales sorties de phosphore du système se font via les MOP, MOD et MID présentes dans l'eau lors de la vidange et la pêche de la biomasse.

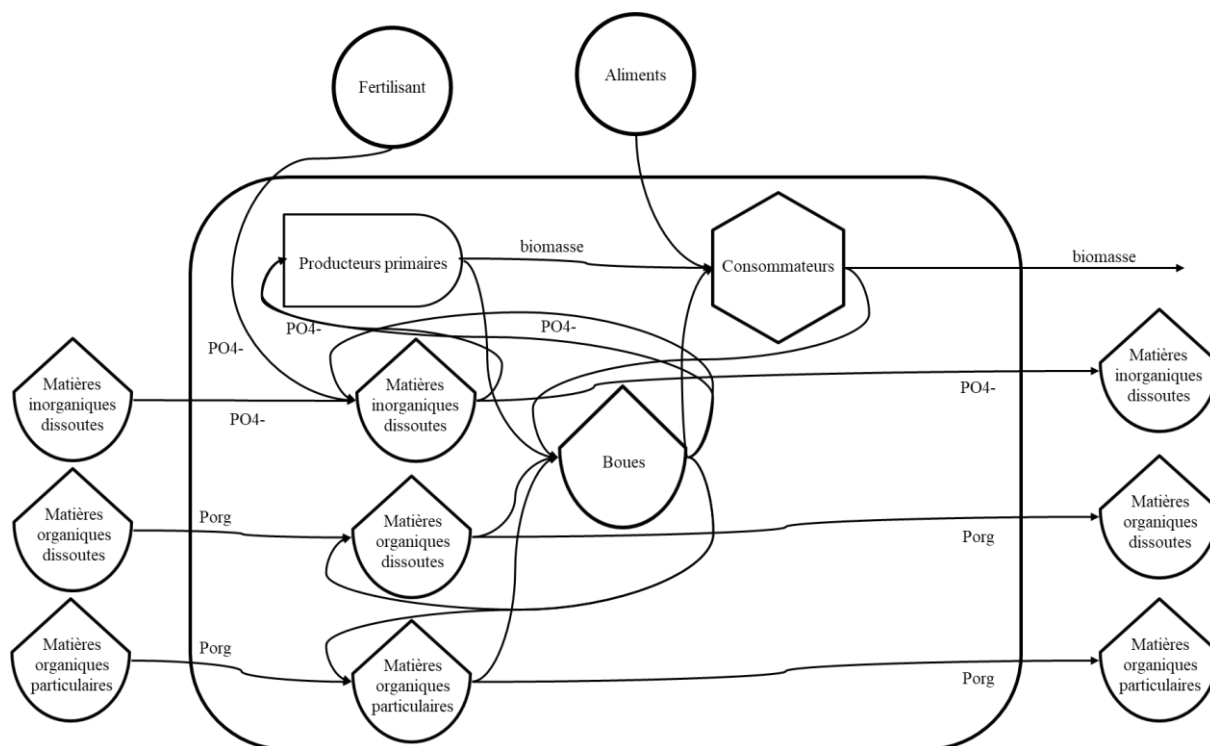


Figure 2.23 Représentation du sous-système « cycle du phosphore » d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'*energy system diagram* (Odum, 1996)

4. Fonctions écosystémiques d'un étang piscicole

Après avoir modélisé le fonctionnement biophysique de l'étang, il est maintenant possible de faire le lien entre les processus décrits et les fonctions écosystémiques. Ces fonctions peuvent être reliées à un ou plusieurs SE selon les conséquences qu'elles ont sur la fourniture des SE. Il faut donc ainsi classer les fonctions écosystémiques selon les SE qu'elles influencent. Cette tâche est d'autant plus délicate, qu'il paraît difficile de relier les fonctions des écosystèmes aux SE eux-mêmes (Kremen *et al.*, 2008). La structure et les processus biophysiques impliqués directement dans le cycle de production piscicole ont été décrits dans la figure 2.24, où ils sont regroupés afin d'avoir une représentation générale de l'étang piscicole. Cette représentation décrit 47 éléments structurels de l'étang (dont 13 éléments appartenant aux éléments biophysiques (Tableau 2.7)) et 138 flux reliant ces différents éléments structurels (dont certains sont des fonctions écosystémiques (Tableau 2.8)).

Les boues piscicoles peuvent être utilisées comme des fertilisants ou amendement en agriculture (Bachasson, 2012). Ces boues et leurs utilisations peuvent avoir un impact sur le bien-être des populations et des agriculteurs (Asie *et al.*, 2018). La quantité de boues produite peut être liée à ce

bien-être. Ainsi, la quantité de boues accumulée lors du cycle de production est une fonction écosystémique (Tableau 2.7)

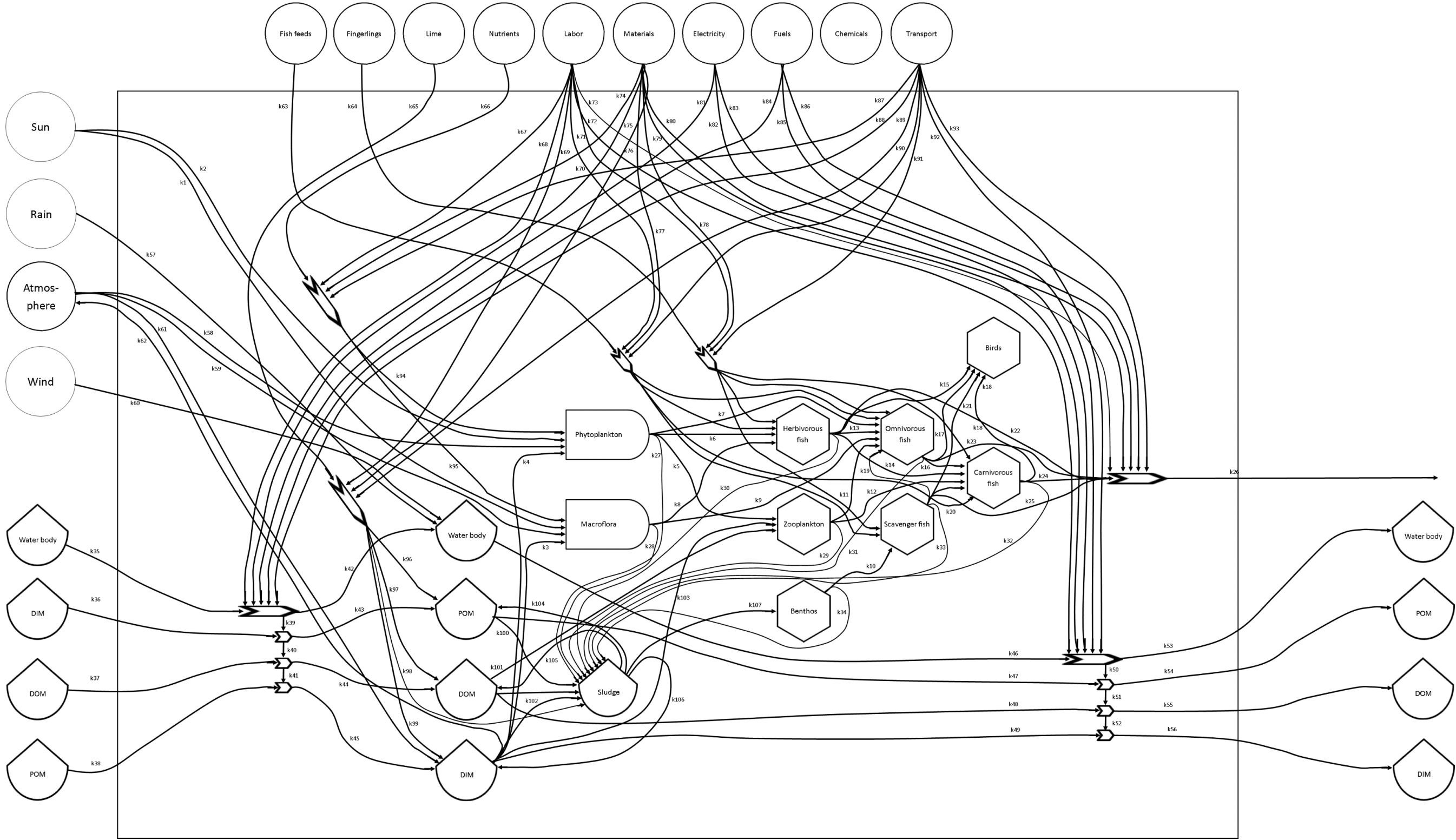


Figure 2.244 Représentation d'un étang piscicole en fonction de la symbolique de l'energy system diagram (Odum, 1996)

Tableau 2.7 Eléments biophysiques de l'étang et fonctions écosystémiques de la pisciculture dombiste

Eléments structurels	Quantité ou valeur particulière	Fonctions écosystémiques	Impact sur les populations
Phytoplancton	Biomasse produite	Non	
Macrophytes	Biomasse produite	Non	
Zooplancton	Biomasse produite	Non	
Poissons herbivores	Biomasse produite	Oui	MEA (2005) ; Haines-Young et Potschin (2013)
Poissons omnivores	Biomasse produite	Oui	MEA (2005) ; Haines-Young et Potschin (2013)
Poissons carnivores	Biomasse produite	Oui	MEA (2005) ; Haines-Young et Potschin (2013)
Poissons détritivores	Biomasse produite	Oui	MEA (2005) ; Haines-Young et Potschin (2013)
Boues	Quantité accumulée	Oui	MEA (2005) ; Haines-Young et Potschin (2013)
Corps d'eau	Volume utilisable	Oui	MEA (2005) ; Haines-Young et Potschin (2013)
Matière particulaire organique		Non	
Matières dissoutes organiques		Non	
Matières dissoutes inorganiques		Non	

Dans le cadre du changement climatique (Edenhofer, 2015), il est important de considérer les flux de matières ayant un effet de serre (Seinfeld et Pandis, 2016). Le réchauffement climatique ayant un impact sur le bien-être humain (Thomas *et al.*, 2014) ; nous pouvons considérer que les processus biophysiques d'échanges entre l'atmosphère et l'écosystème de molécules ayant un impact sur le réchauffement climatique comme étant des fonctions écosystémiques (Tableau 2.8).

L'eutrophisation des rivières et corps d'eau est une problématique en France (Menesguen, 1992) et la qualité de l'eau a un impact sur le bien-être des gens (Keeler *et al.*, 2012). Les changements de concentration en azote et en phosphore ont des impacts directs sur les activités récréatives (la pêche, la baignade), l'observation de la nature ou l'accès à l'eau potable (*et al.*, 2012). Les processus agissant sur l'azote et le phosphore présents dans l'eau (capture ou émission) sont ainsi des fonctions écosystémiques (Tableau 2.8).

Le maintien du cycle hydrologique a un impact sur le bien-être des populations (Finlayson *et al.*, 2005). Les processus biophysiques de capture ou d'émission d'eau entre l'écosystème étang et les systèmes extérieurs (écosystème, atmosphère) sont considérés comme étant des fonctions écosystémiques (Tableau 2.8).

Tableau 2.8 Processus biophysiques et fonctions écosystémiques d'un étang piscicole dombiste

N° de chaque processus	Processus biophysiques				Type de flux			Fonctions écosystémiques	
	Nom du processus biophysique	Processus	Carbone	Azote	Phosphore	Autre	Impact direct sur le bien-être	Références	
k1	Radiation solaire permettant la photosynthèse du phytoplancton	physique	-	-	-	Energie	Non		
k2	Radiation solaire permettant la photosynthèse des macrophytes	physique	-	-	-	Energie	Non		
k3	Radiation solaire réchauffant le corps d'eau	physique	-	-	-	Energie	Non		
k4	Pluie	physique	-	-	-	Eau	Oui	Finlayson (2005)	
k5	Photosynthèse	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)	
k6	Photosynthèse	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)	
k7	Dépôts atmosphérique	biochimique	C	Ninorg	Pinorg	-	Non		
k8	Vent	physique	-	-	-	Energie	Non		
k9	Ecoulement gravitaire de matières particulaires organiques	physique	C	Norg	Porg	-	Oui	Keeler (2012)	
k10	Ecoulement gravitaire de matières dissoutes organiques	physique	C	Norg	Porg	-	Oui	Keeler (2012)	
k11	Ecoulement gravitaire de matières dissoutes inorganiques	physique	-	Ninorg	Pinorg	-	Oui	Keeler (2012)	

k12	Ecoulement gravitaire de l'eau amont	physique				Eau	Oui	Finlayson (2005)
k13	Chaux	anthropique	C	-	-	Ca	Non	
k14	Fumier	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k15	Fertilisant	anthropique	-	Ninorg	Pinorg	-	Non	
k16	Poissons / alevins	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k17	Aliments	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k18	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k19	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k20	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k21	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k22	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k23	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k24	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k25	Travail humain	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k26	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k27	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k28	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k29	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k30	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k31	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k32	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k33	Matériels	anthropique	-	-	-	-	Non	
k34	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k35	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k36	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k37	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k38	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k39	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k40	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k41	Transport	anthropique	-	-	-	Energie	Non	
k42	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non	

k43	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k44	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k45	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k46	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k47	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k48	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k49	Carburant	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k50	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k51	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k52	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k53	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k54	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k55	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k56	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k57	Electricité	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k58	Remplissage	anthropique	-	-	-	Energie	Non
k59	Remplissage	anthropique	-	-	-	Eau	Non
k60	Fertilisation	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k61	Remplissage MOP	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k62	Remplissage MOD	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k63	Remplissage MID	biochimique		Ninorg	Pinorg		Non
k64	Remplissage MID	anthropique		Ninorg	Pinorg		Non
k65	Chaulage	anthropique	C			Ca	Non
k66	Application de fumier	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k67	Fertilisation (boue)	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k68	Fertilisation (MID)	anthropique		Ninorg	Pinorg		Non
k69	Empoisonnage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k70	Empoisonnage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k71	Empoisonnage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k72	Empoisonnage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k73	Nourrissage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non
k74	Nourrissage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non

k75	Nourrissage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k76	Nourrissage	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k77	Capture de nutriments dans le but de se nourrir	biologique	-	Ninorg	Pinorg	-	Oui	Keeler (2012)
k78	Capture de nutriments dans le but de se nourrir	biologique	-	Ninorg	Pinorg	-	Oui	Keeler (2012)
k79	Prédation du phytoplancton par le zooplancton	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k80	Prédation du phytoplancton par les poissons herbivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k81	Prédation du phytoplancton par les poissons omnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k82	Dépôt du phytoplancton mort sur les boues	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k83	Respiration nocturne (émission de CO2)	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)
k84	Emission des déchets du phytoplancton	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k85	Prédation des macrophytes par les herbivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k86	Prédation des macrophytes par les omnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k87	Dépôt des macrophytes morts sur les boues	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k88	Respiration nocturne (émission de CO2)	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)
k89	Prédation du zooplancton par les poissons omnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k90	Prédation du zooplancton par les poissons carnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k91	Dépôt du zooplancton mort sur les boues	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k92	Respiration du zooplancton (émission de CO2)	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)

k93	Emission des déchets du zooplancton	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k94	Prédation des macrophytes par les omnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k95	Prédation des herbivores par les carnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k96	Pêche des herbivores	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k97	Dépôts des herbivores morts sur les boues	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k98	Respiration des herbivores	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)
k99	Emission des déchets des herbivores	biologique	C	-	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k100	Emission des déchets azotés des herbivores	biologique	-	Ninorg	Pinorg	-	Oui	Keeler (2012)
k101	Prédations des fousseurs par les omnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k102	Prédations des fousseurs par les carnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k103	Pêche des fousseurs	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k104	Dépôts des fousseurs morts sur les boues	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k105	Respiration des fousseurs	physique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)
k106	Emission des déchets des fousseurs	physique	C	-	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k107	Emission des déchets azotés des fousseurs	biologique	-	Ninorg	-	-	Oui	Keeler (2012)
k108	Prédation des omnivores par les carnivores	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k109	Pêche des omnivores	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k110	Dépôts des omnivores morts sur les boues	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k111	Respiration des omnivores	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)
k112	Emission des déchets des omnivores	biologique	C	-	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)

k113	Emission des déchets azotés des omnivores	biologique	-	Ninorg	-	-	Oui	Keeler (2012)
k114	Dépôts des carnivores morts sur les boues	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k115	Pêche des carnivores	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k116	Respiration des carnivores	biologique	CO2	-	-	-	Oui	Seinfeld (2016)
k117	Emission des déchets des carnivores	physique	C	-	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k118	Emission des déchets azotés des carnivores	biologique	-	Ninorg	-	-	Oui	Keeler (2012)
k119	Minéralisation	biochimique	C	Norg	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k120	Minéralisation	biochimique	C	Norg	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k121	Minéralisation	biochimique	-	Ninorg	Pinorg		Oui	Keeler (2012)
k122	Prédation des boues par les fousseurs	biologique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k123	Infiltration de l'eau	physique	-	-	-	Eau	Oui	Finlayson (2005)
k124	Evapotranspiration	physique	-	-	-	Eau	Oui	Finlayson (2005)
k125	Ecoulement vers l'aval des matières organiques particulières	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k126	Ecoulement vers l'aval des matières organiques particulières	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k127	Ecoulement vers l'aval des matières organiques particulières	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k128	Ecoulement vers l'aval des matières organiques particulières	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k129	Pêche (toutes espèces)	anthropique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k130	Vidange	physique				Gravité	Non	
k131	Ecoulement de l'eau vers l'aval	physique	-	-	-	Eau	Oui	Finlayson (2005)

k132	Entrainement physique des matières organiques particulaires	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k133	Ecoulement vers l'aval des matières organiques particulaires	biochimique	C	Norg	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k134	Entrainement physique des matières organiques dissoutes	physique	C	Norg	Porg	Biomasse	Non	
k135	Ecoulement vers l'aval des matières organiques dissoutes	biochimique	C	Norg	Porg	Biomasse	Oui	Keeler (2012)
k136	Entrainement physique des matières inorganiques dissoutes	physique	-	Ninorg	Pinorg	-	Non	
k137	Ecoulement vers l'aval des matières inorganiques dissoutes	physique	-	Ninorg	Pinorg	-	Oui	Keeler (2012)
k138	Infiltration des MID	biochimique	-	Ninorg	Pinorg	-	Oui	Keeler (2012),

« It is clear, then, that the idea of a fixed method, or of a fixed theory or rationality, rests on too naive a view of man and his social surroundings. To those who look at the rich material provided by history, and who are not intent on impoverishing it in order to please their lower instincts, their craving for intellectual security in the form of clarity, precision, "objectivity", "truth", it will become clear that there is only *one* principle that can be defended under *all* circumstances and in *all* stages of human development. It is the principle: *a priori* anything goes. »

Feyerabend, Paul.
Against Method. 1975. Atlantic Highlands. London.

Chapitre 3 – Méthode théorique d'évaluation des services écosystémiques

Nous avons déterminé dans le chapitre 1 que les méthodes ACV et EA permettent d'évaluer les SE. L'utilisation de ACV et de l'EA conjointement se fait usuellement de 2 manières : soit en intégrant des éléments de l'ACV dans l'EA, notamment pour améliorer la précision de l'EA, soit en intégrant les indicateurs de l'EA dans l'ACV et ainsi donner un nouveau point de vue à l'évaluation environnementale. Cependant, nous avons déterminé qu'une troisième voie est possible : le calcul de l'EA sur les flux évalués conventionnellement par l'ACV. Cette utilisation permet à la fois d'évaluer les SE (via les méthodes de calculs ACV) et le travail environnemental requis pour leur fourniture. Dans le cadre d'écosystèmes anthropisés, l'ACV permet aussi de calculer les impacts environnementaux liés à la gestion. De plus, les éléments du chapitre 2 portant sur la représentation et la modélisation des fonctions écosystémiques nous permettent de compléter l'approche des flux de l'ACV et de l'EA, afin de faire un lien entre les processus biophysiques, les fonctions écosystémiques et l'agrégation de ces fonctions en SE. Cette réflexion méthodologique a été décrite dans un futur article intitulé *Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation (PoESIE) method part I : methodological framework* et sera soumis au journal *Ecosystem Services* (ISSN : 2212-0416). Il fait l'objet de ce chapitre 3.

Title: Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation (PoESIE) method, part I: methodological framework

Author: Willot P.A., Aubin J., Wilfart A.*

UMR SAS, INRA, Agrocampus Ouest, 35000 Rennes, France

*** Corresponding author:** aurelie.wilfart@inra.fr

Keywords: life cycle assessment, energy accounting, ecosystem services assessment, assessment method

1. Introduction

After the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005), ecosystem services (ES) became a major research field. Many conceptual frameworks of ES supply were developed, derived from international and general frameworks (Díaz *et al.* 2015; Haines-Young and Potschin 2013; MEA 2005), national frameworks (US EPA 2015; Staub *et al.* 2011) or specific ecosystem frameworks (Lescourret *et al.* 2015). In addition, multiple typologies of ES were developed, from general typologies (De Groot *et al.* 2002; Haines-Young and Potschin 2013; MEA 2005) or specific ecosystem typologies (Böhnke-Henrichs, *et al.*, 2013; Gómez-Baggethun, Barton, 2013). Nevertheless, few of the conceptual frameworks or typologies explain explicitly how to assess those ES. The methods that assess ES may rely on of a variety of scientific fields.

1.1. Methods for assessing ecosystem services

Häyhä and Franzese (2014) distinguish two fields of methods to assess ES: economic and biophysical. Economic methods assess ES value through monetarization (Carson & Bergstrom 2003; Farber *et al.* 2002; Häyhä & Franzese 2014). These methods can be classified into three main kinds: revealed-preference, stated-preference and cost-analysis (Carson and Bergstrom 2003; Farber, Costanza and Wilson 2002). In contrast, biophysical methods assess ES supply through the biophysical state or dynamics of a system (Cleveland, *et al.*, 1984; Costanza, 1980; Odum, 1996). Biophysical methods can be classified into three main kinds: primary-data-based, process-modeling and proxy-based (Othoniel *et al.* 2016):

According to Maes, *et al.* (2012) and de Maia de Souza, *et al.* (2018), the concept of ES “cascades” is a useful tool to classify ES assessment methods. Economic methods assess mostly the value of ES and sometimes their benefits, while biophysical methods assess the quantity of ES supplied by an ecosystem (Figure 3.1). The sum of pressures corresponds to the policy, ecosystem management and all environmental influences, which can alter the biophysical state of the ecosystem. To assess the quantity of ES supplied, biophysical methods are preferred to economic methods (Haines-Young,

Potschin, 2010) because they assess a different aspect of ES (*i.e.* quantity instead of value). Moreover, biophysical values are not subject to inflation or fluctuating exchange rates (Eisenmenger *et al.* 2007). Zhang *et al.* (2010a) listed methods that assess environmental impacts (life cycle methods) and that can also assess ES:

- Footprint analysis (e.g. ecological, carbon, water) (Azqueta, Sotelsek, 2007; Barral, Rey Benayas, Meli, Maceira, 2015; van den Bergh, Verbruggen, 1999) encompasses a variety of methods. All assess human impact on the environment in a single unit (e.g. CO₂, m³ of water). They can assess most provisioning ES, some regulation ES but no cultural ES (Zhang *et al.* 2010). A main issue is that most footprint analyses ignore some emissions or inputs of mineral resources input (Zhang *et al.* 2010a).
- Physically based accounting methods include mass-flow analysis, energy analysis, exergy analysis, cumulative exergy consumption and emergy accounting. Overall, these methods can assess provisioning ES, some regulation ES but ignore cultural ES. They do not assess ES directly but rather the use of resources (*e.g.* energy, matter) required to supply ES (Zhang *et al.*, 2010a).
- Impact-oriented methods correspond to Life Cycle Assessment (LCA), which is used to assess environmental impacts of a product or service (ISO, 2006) (see section 1.2 for details). Recently, researchers have incorporated the ES framework into LCA in different ways (Othoniel *et al.* 2016; Zhang *et al.* 2010a). Provisioning ES can be considered directly, regulation ES can be considered indirectly via emissions and use of matter and cultural ES can be considered in a social LCA framework (Zhang *et al.*, 2010a). A major issue related to assessing ES with LCA is that LCA does not consider all biological flows (*e.g.* transfer of biomass among trophic levels, influence of the sun) into consideration.

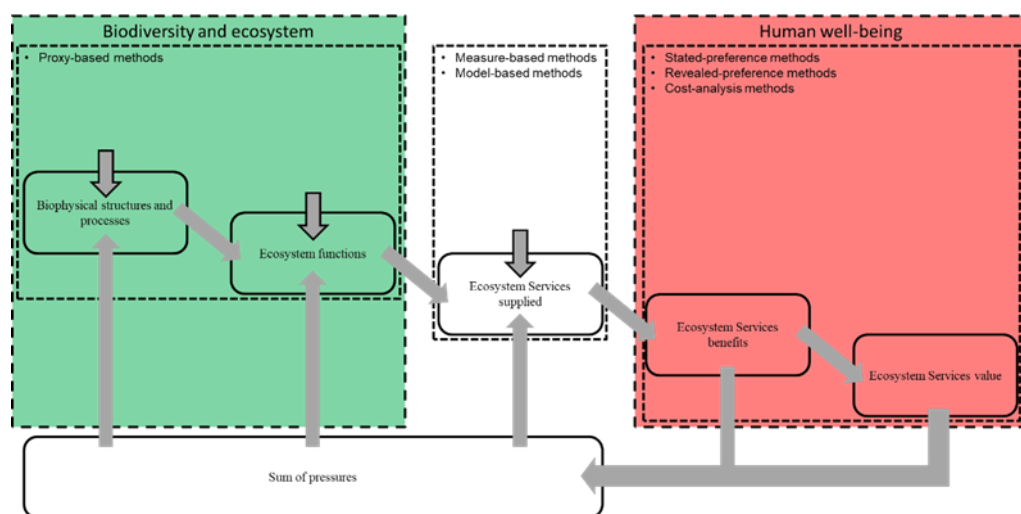


Figure 3.1 . Ecosystem services assessment methods and ecosystem services (adapted from Haines-Young and Potschin (2013))

Environmental impacts of human activities (e.g. land use, climate change) on ES supply are studied in several ways (Barral *et al.*, 2015; Jeswani *et al.* 2018; Koellner *et al.* 2013; Worm *et al.* 2006). Environmental impacts encompass all emissions of matter that influence human well-being, ecosystem quality and resource use, or the use of non-renewable resources (Guinée, 2002). Unfortunately, few ES assessment methods focus on environmental impacts caused by human activities during management of an ecosystem. One difference between environmental impacts and ES is that the former is caused by human activities, while the latter are provided by ecosystem functioning. Nonetheless, they can emit the same kind of matter into the environment (e.g. CO₂, NH₄⁺). Environmental impacts and ES supply can be compared and potentially aggregated within LCA methodology (Kuittinen *et al.*, 2016), which seems to be the only method able to do so.

Nevertheless, the sustainability of ES supply is rarely assessed, even though it is often considered important (Bennett *et al.*, 2015; Costanza & Folke, 1997; De Groot *et al.* 2010a). The sustainability of ES supply can be defined as the capacity or capability of the ecosystem to use in a sustainable way the several resources required to supply its ES (Hein, Van Koppen, De Groot, Van Ierland, 2006; Hein, *et al.*, 2016). LCA can assess ES and the sustainability of a system through the use of energy or matter. However, the LCA viewpoint is *user-side*, which does not consider sustainability from the viewpoint of nature (Ingwersen, 2011; Raugei *et al.*, 2014; Rugani & Benetto, 2012). In contrast, EA was originally used to assess sustainability of a system from a *donor-side* viewpoint using several indicators (Table 3.1) (Odum, 1996). Consequently, we developed a method able to assess ES, potential environmental impacts associated with them and the sustainability of their supply according to the methodological frameworks of LCA and EA.

Tableau 3.1 Emergy accounting indicators (from Odum (1996))

Term	Definition	Abbreviation	Unit
Emergy flow	Any inflowing flows of energy or materials to a system	R (renewable), N (non-renewable), F (imported) and S (services, labor)	seJ
Transformity	Emergy investment per energy of a unit process	T	seJ/J
Unit Emergy Value	Emergy investment per the nature of the flow of unit process	UEV	seJ/unit (e.g. kg, m ³ , €, kwh, hr)
Emergy released (used)	Emergy invested in a unit process	$U = N + R + F + S$	None
Emergy Yield Ratio (EYR)	Emergy released per unit of emergy invested	$EYR = U/(F+S)$	None
Environmental Loading Ratio (ELR)	Non-renewable and imported emergy per unit of renewable emergy	$ELR = (N+F+S)/R$	None
Emergy Sustainability Index	Emergy yield per unit of environmental load	$ESI = EYR/ELR$	None
Renewability	Percentage of renewable emergy released	$\%R = R/U$	None

1.2. Life cycle assessment, emergy accounting and ecosystem services: a brief review

1.2.1. Life Cycle Assessment and ecosystem services

LCA assesses environmental impacts associated with all stages of a product or service, from raw material extraction through processing, manufacture, distribution, use, and disposal/recycling during its life cycle (Guinée, 2002). LCA is used mostly to support business strategy, research and development for product or process design and in education (Cooper, Fava, 2006). LCA is performed in four interdependent steps (ISO, 2006):

Goal and scope definition, which is an explicit statement of the LCA (assess the potential environmental impact of a product system) that includes the functional unit of the system, system boundaries, assumptions, limitations and allocation methods. The functional unit defines the performance characteristics of a system (ISO, 2006); it allows alternative products or services to be analyzed and compared (Rebitzer, Ekvall, Frischknecht, Hunkeler, Norris, Rydberg, Schmidt, Suh, Weidema, Pennington, 2004). System boundaries delimit the product system studied, describing which processes are included in the LCA (Guinée, 2002; Wolf *et al.*, 2012). Flowcharts can be used to show the boundaries and processes. Allocation methods are necessary to divide the resources used and emissions among multiple outputs of a given system.

The life cycle inventory (LCI), which consists of the inventory of all relevant flows from and to nature for a product system; these flows can include water, energy, raw materials and emissions to air, soil and water. They are usually illustrated with a flowchart. All data in the LCI are related to the functional unit.

Life cycle impact assessment (LCIA), which estimates potential environmental impacts caused by the product system. The first step of LCIA consists of selecting impact categories

(e.g. climate change, eutrophication), indicators and characterization models. Then, LCI results are classified into specific impact categories. Finally, environmental impacts are estimated by characterizing the LCI flows into common units (e.g. kg CO₂ eq., kg PO₄ eq.) as midpoint indicators (damages).

Interpretation, which consists of systematic review of all previous steps to identify, quantify, verify and value the entire LCA. It identifies the significant issues based on LCI and LCIA; assesses the completeness, sensitivity and consistency of LCA application and draws conclusions about the study and its limitations.

The main way to integrate ES into LCA is to assess impacts on ES supply induced by human activities (Blanco *et al.*, 2018; Bruel *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2015; Cook *et al.*, 2017; Koellner and Geyer, 2013; Koellner *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2018a; b). Mainly, these studies and methods integrate new land-use values for a specific ecosystem as a mean quantity of ES supplied per ha or as the monetary value of an ES per ha. Since these methods use average data and proxies to assess ES and are similar to proxy-based methods, they can have high uncertainty. Arbault *et al.* (2014) used a simulation model of global ecosystems to estimate impacts on ES supply. By assessing impacts on ES supply, these methods do not assess ES directly.

Other approaches have been studied (Kiefer *et al.*, 2015; Kuittinen *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018a; b; Zhang *et al.*, 2010b) (Table 3.2). Kiefer *et al.* (2015) used the monetary value of ES provided by dairy farms as a co-product of milk. Since ES monetary values were used to allocate environmental impacts for all products, environmental impacts were allocated to ES. Kuittinen *et al.* (2016) incorporated ecosystem functioning of urban ecosystem into the LCI by representing the former mainly as carbon flows, which were classified and aggregated into climate change indicators. This aggregation can be considered the ES. Liu *et al.* (2018a,b) incorporated a techno-ecological synergy matrix into the LCA framework to calculate regionalized characterization factors and consider supply and demand of ES. Zhang *et al.* (2010) incorporated EA indicators into the LCA framework to assess the environmental work required to supply ES and the environmental load of a product on the environment. Two of these LCA methods assess ES directly (Kuittinen *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018a,b), but the techno-ecological synergy LCA lacks regionalized data about ES supply and demand, while the method of Kuittinen *et al.* (2016) needs specific biophysical models and ecological data.

Tableau 3.2 Methods for assessing ecosystem services (ES) in Life Cycle Assessment (LCA) and their advantages and disadvantages

Reference	System / product studied	Method name	Differences compared to conventional Life Cycle Assessment			Ecosystem services assessed	Advantages	Disadvantages
			Goal and scope	Life cycle inventory (LCI)	Life cycle impact assessment (LCIA)			
Liu <i>et al.</i> (2018 a,b)	None	Techno-Ecological Synergy LCA	Assesses sustainability of a product system based on its impacts on ES at the services shed	Integrates surface value of ES (e.g. <i>t C sequestered by forests and its economic value</i>)	Calculates regionalized characterization factors	Provisioning Regulation	Considers supply and demand of ES at a local scale	Lacks regionalized data for demand and supply of ES
Blanco <i>et al.</i> (2018)	Mining	None	Valuates impacts of mining on ES supply via economic values	Integrates surface value of ES (e.g. <i>t C sequestered by forests and its economic value</i>)	Integrates losses and gains of ES as an impact Uses economic valuation for normalization and weighting	Provisioning Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply at midpoint and endpoint	Uses monetary value for ES
de Souza <i>et al.</i> (2018)	Biofuel	None	Valuates impacts of biofuel production on ES supply	Integrates ecosystem flows and elements into the LCI	Defines which processes must be considered in the LCIA cause-effect chain	Provisioning Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply	-
Cook <i>et al.</i> (2017)	Geothermal power	None	Incorporate impact on ES supply into environmental impact assessment and LCA of geothermal power plant	Integrates surface value of ES (e.g. <i>t C sequestered by forests and its economic value</i>)	Integrates losses and gains of ES as an impact Uses economic valuation for normalization and weighting	Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply	Uses proxy and mean data for land use
Bruel <i>et al.</i> (2016)	Detergent	None	Valuate the economic impact of a product system on ES supply	Integrates surface value of ES (e.g. <i>t C sequestered by forests and its economic value</i>)	Integrates losses and gains of ES as an impact Uses economic valuation for normalization and weighting	Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply at midpoint and endpoint	Uses proxy and mean data for land use
Cao <i>et al.</i> (2015)	None	None	Valuates the economic impact of a product system on ES supply	Integrates surface value of ES (e.g. <i>t C sequestered by forests and its economic value</i>)	Characterizes ES change as endpoint indicators (socio-economic impacts)	Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply at midpoint and endpoint	Uses proxy and mean data for land use
Kiefer <i>et al.</i> (2015)	Milk	None	Integrates ES as a coproduct of diaries farms (milk and meat) and using economic allocation to allocate environmental impacts	Integrates ES as co-product of the farm system	Allocates impacts of farm systems as a function of products and co-products (meat and ES)	Provisioning Regulation	Integrates and valuates ES as a product of an agroecosystem	Uses monetary value for ES
Koellner <i>et al.</i> (2013); Koellner and Geyer (2013)	None	UNEP-SETAC guidelines	Integrates more data about land use and land use change	Incorporates ecosystem flows related to land use	Calculates impacts on ecosystem provision via land use of a system product	Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply	Uses proxy and mean data for land use
Arbault <i>et al.</i> (2014)	None	None	Integrates dynamic modelling of ecosystems for impact assessment of ES	Integrates results of dynamic models of ecosystems	Calculates impacts on ecosystem provision via impacts of humans on ecosystems	Provisioning Regulation	Valuates impacts of human activities on ES supply Valuates changes in human well-being due to change in ES supply	Does not value ES directly
Kuitinen <i>et al.</i> (2016)	Urban housing	None	Models and integrates carbon flows from the urban ecosystem and adds them to the management and infrastructure of the urban area	Integrates more biophysical flows and states	Calculates impacts with the biophysical flows and states integrated	Climate change regulation	Assesses ES directly	Needs model and data for the ecosystem and its structure and functioning
Zhang <i>et al.</i> (2010b)	Paper cup	Eco-LCA	Evaluates impacts of paper cup production on ES supply by using emergy accounting as indicators for LCA	Extends the boundary to that of emergy accounting to LCA	Calculates emergy indicators along with LCA impacts	Provisioning Regulation	Assesses environmental work required by ecosystems to produce something	Does not assess ES directly

1.2.2. **Emergy Accounting and ecosystem services**

Emergy accounting (EA) is an environmental assessment method (Odum, 1996). The aim of a conventional EA application is to evaluate the embodied exergy (environmental work) related to a product, service or system. EA is used to convert all forms of energy (e.g. radiation, kinetic), resources (e.g. plant biomass, iron) and human services (e.g. human labor) required directly and indirectly to produce something in a single (Rugani and Benetto, 2012) form of energy equivalent, conventionally solar energy (in solar embodied Joule, or seJ) (Brown *et al.*, 2004; Odum, 1996). According to Rugani and Benetto (2012), EA can be compared to LCA in terms of its steps:

- System modeling is similar to the goal and scope of LCA. In this step, an energy system diagram represents the system using system modeling symbols (Figure 2.24). The unit emergy value (UEV, equivalent to characterization factors in LCA) and emergy indexes are chosen (Table 3.1). The UEV often come from several baselines, which differ in how they account for emergy flows (Hau & Bakshi, 2004).
- Construction of an emergy table corresponds to the LCI step of LCA. All inputs from the technosphere and ecosphere relevant to the study are included. Emissions are usually not included. Allocation in EA is allowed only for multi-output processes, due to the specific emergy algebra (Rugani & Benetto, 2012).
- Calculation of emergy and emergy indexes is similar to the LCIA step. They calculate environmental work in a common unit (solar emJoule, SeJ) and several emergy indexes of sustainability (Table 3.1).
- Support to decision making is the step in which results of the previous steps are used to analyze and make decisions about the sustainability and use of resources of a system or product; however, this step is not standardized, as the interpretation step is for LCA.

Odum & Odum (2000) thought that EA has the energetic basis to assess ES. They argued that EA and the emdollar (a factor to convert seJ into em\$, an energetic equivalent of the dollar) can value ecosystems. This valuation can influence political decisions by showing the equivalent amount of money needed to supply the same amount of ES.

Except for Zhang *et al.* (2010b) (see above), EA of ES are performed like a conventional EA; thus, little or no change in the method is necessary to assess ES. EA of ES supply can be applied to a specific ecosystem (Campbell & Tilley, 2014; Yang *et al.*, 2019; Zhao & Wu, 2015) or to a group of ecosystems (Coscieme, *et al.*, 2013; Huang, *et al.*, 2011b; Ma, Eneji, Liu, 2015). EA can assess provisioning, regulation and cultural ES. Ma *et al.* (2015) and Yang *et al.* (2019) introduced new EA indicators for ES supply. Huang *et al.* (2011) assessed peri-urban ES. Campbell & Tilley (2014) assessed the biophysical value of a mass of timber and carbon regulation with EA, used emdollars to convert

emergy values into monetary values for ES. Coscieme *et al.* (2014) performed the same conversion at the national scale.

There is real potential for combining EA and LCA (Hau & Bakshi, 2004; Ingwersen, 2011; Raugei *et al.*, 2014; Rugani & Benetto, 2012) since they have similar methodologies (Rugani and Benetto, 2012). Combined use of LCA and EA provides a broader view of sustainability by giving a *user-side* and *donor-side* (ecosphere) viewpoint, respectively, of environmental sustainability (Hau & Bakshi, 2004; Ingwersen, 2011; Raugei *et al.*, 2014; Rugani & Benetto, 2012). LCA accounts for environmental impacts of a product system, while EA accounts for its sustainability. Several studies have used LCA and EA together to assess systems (Brown *et al.*, 2012; Ingwersen, 2011; Liand Wang, 2009; Marvuglia *et al.*, 2013; Neri *et al.*, 2014; Pizzigallo *et al.*, 2008; Reza, 2013; Rugani *et al.*, 2013; Wilfart *et al.*, 2013).

1.2.3. Life Cycle Assessment and Emergy Accounting

Since 2010, combining LCA and EA has become a research subject in environmental assessment (Chen *et al.*, 2017). LCA and EA have similar methodological steps (Rugani and Benetto, 2012); nonetheless, there are issues and challenges regarding boundaries (e.g. inclusion of human labor or solar energy in the LCA framework), allocation of outputs, integration of emergy algebra or emergy baseline accuracy and models to improve combination of EA and LCI, as well as EA in general (Brown *et al.*, 2016; Hau & Bakshi, 2004; Le Corre & Truffet, 2012; Raugei *et al.*, 2014; Rugani & Benetto, 2012; Tiruta-Barna & Benetto, 2013).

There are two main ways to combine LCA and EA: integrate EA into LCA or vice versa. Results and indicators of EA can be incorporated into LCA (Ingwersen, 2011; Zhang *et al.*, 2010b) by adding conventional EA inputs, such as solar radiation and human labor, to the LCI. This kind of combination allows LCA to integrate a *donor-side* viewpoint by adding several EA indicators (Ingwersen, 2011; Zhang *et al.*, 2010b). Alternately, one can integrate parts of LCA into EA. Marvuglia *et al.* (2013) designed SCALEM software to calculate emergy based on LCI. LCI-based EA and conventional EA yield similar levels of indicators (Neri, *et al.*, 2014). Using LCI as an inventory for EA may increase EA accuracy by improving assessment of emergy inputs of background systems and referring the emergy baseline to LCI raw materials.

Another approach, parallel use of EA and LCA, was not explored. For example, Campbell and Brown (2012) used EA to assess emissions and ES. Carbon flows (e.g. CO₂, CH₄) can be aggregated using LCA characterization factors into a common unit (kg CO₂ eq.), with an approach similar to that of Kuittinen *et al.* (2016).

2. Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation method

Considering these elements, the PoESIE method is based on the LCA and EA methods. The LCA part of the method adopts the approach developed by Kuittinen *et al.* (2016). The EA part of the method consists of calculating emergy using LCIA characterization methods modified from their original use. Since EA and LCA have similar steps (Rugani & Benetto 2012), PoESIE is based on LCA steps (Fig. 3.2): goal and scope (section 2.1); ecosystem inventory (EI); assessment using ecosystem services assessment, LCIA and environmental work assessment; and interpretation and decision-making.

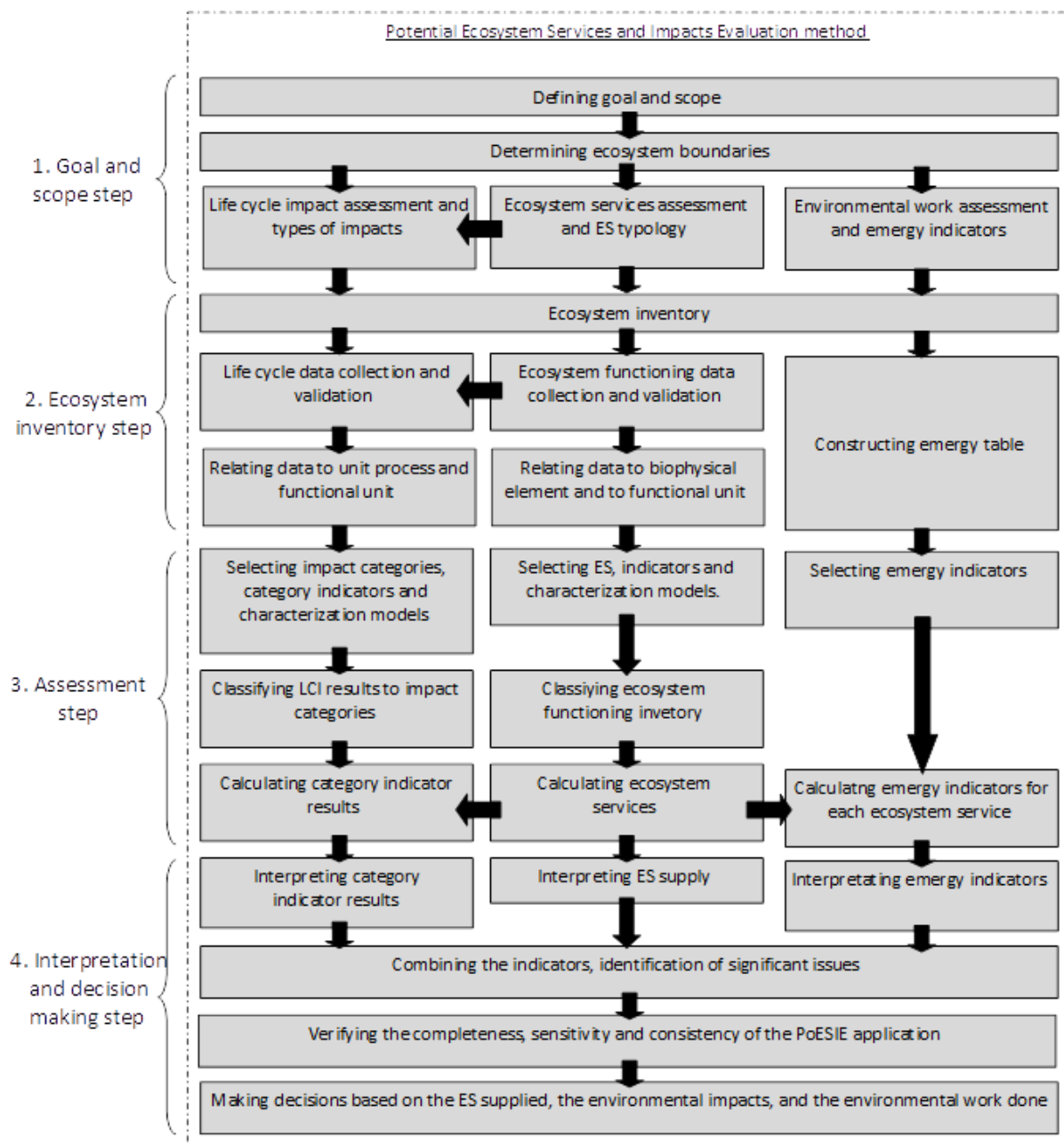


Figure 3.2 General procedure of PoESIE application

2.1. Goal and scope

The goals of PoESIE are to assess potential ES, the environmental work required to supply them and potential impacts induced by ES supply in managed ecosystems (e.g. crop field, temperate forest). There are two meanings behind “potential” ES. Like for LCA and its potential impacts or damage (Chomkamsri *et al.*, 2011), the ES assessed are potential in their influence on human well-being (MEA, 2005). Even though ecosystem functions underlie ES, ES do not exist if no one uses or recognizes them (Mathé & Rey-Valette, 2015). Therefore, the ES remain potential because the ecosystem functions are still operating, even if the ES are not recognized.

2.1.1. Functions and functional unit of an ecosystem

In conventional LCA (*i.e.* attributional LCA), functions refer to the performance characteristics of the system assessed (ISO, 2006). In LCA studies of managed ecosystems, the main functions are to provide food if the system is agriculture or aquaculture or to produce wood if the system is a forest (Henriksson, *et al.*, 2012b; Klein, *et al.*, 2015; Van der Werf, Petit, 2002). In conventional EA, the function of a system is defined in a manner similar to that in LCA, corresponding to the product or service studied (Raugei *et al.* 2014; Rugani & Benetto 2012). ES could represent the conventional functions of a product/service system or the multifunctionality of an ecosystem from a human perspective (Queiroz, *et al.*, 2015), and by extension, can be seen as equivalent to the performance characteristics of a system in LCA. Since ES are supplied simultaneously (Tscharntke *et al.* 2005), an ES cannot be used as a main function.

An alternative function of ecosystems in LCA is to occupy an area (Henriksson, *et al.*, 2012a; Queiroz, Meacham, Richter, Norstrom, Andersson, Norberg, Peterson, 2015). In an ES context, emphasis is placed on the land used by ecosystems and comparison of types of management for a given ecosystem (Bennett, Isaacs, 2014; Bennett, Cramer, Begossi, Cundill, Díaz, Egoh, Geijzendorffer, Krug, Lavorel, Lazos, 2015; Power, 2010; Tscharntke, *et al.*, 2005b). In a utilitarian and anthropocentric viewpoint, occupying an area does not reflect all ES supplied by ecosystems or the differences between types of ecosystems or management. A combination of both functional units could be a way to embody the multifunctionality of ecosystems and the area occupied. Thus, the function of all types of ecosystems in the PoESIE method is to occupy and value an area of ecosystem by supplying ES. The related functional unit is a unit of area (e.g. ha, km²).

2.1.2. Ecosystem boundaries

The ecosystem studied must be described clearly. It can be “natural” or “managed”, which has a direct influence on the boundaries (Fig. 3.3 A and 3.3 B). The system boundaries determine which unit processes (ISO, 2006) or biophysical elements (and their associated biophysical processes) are included.

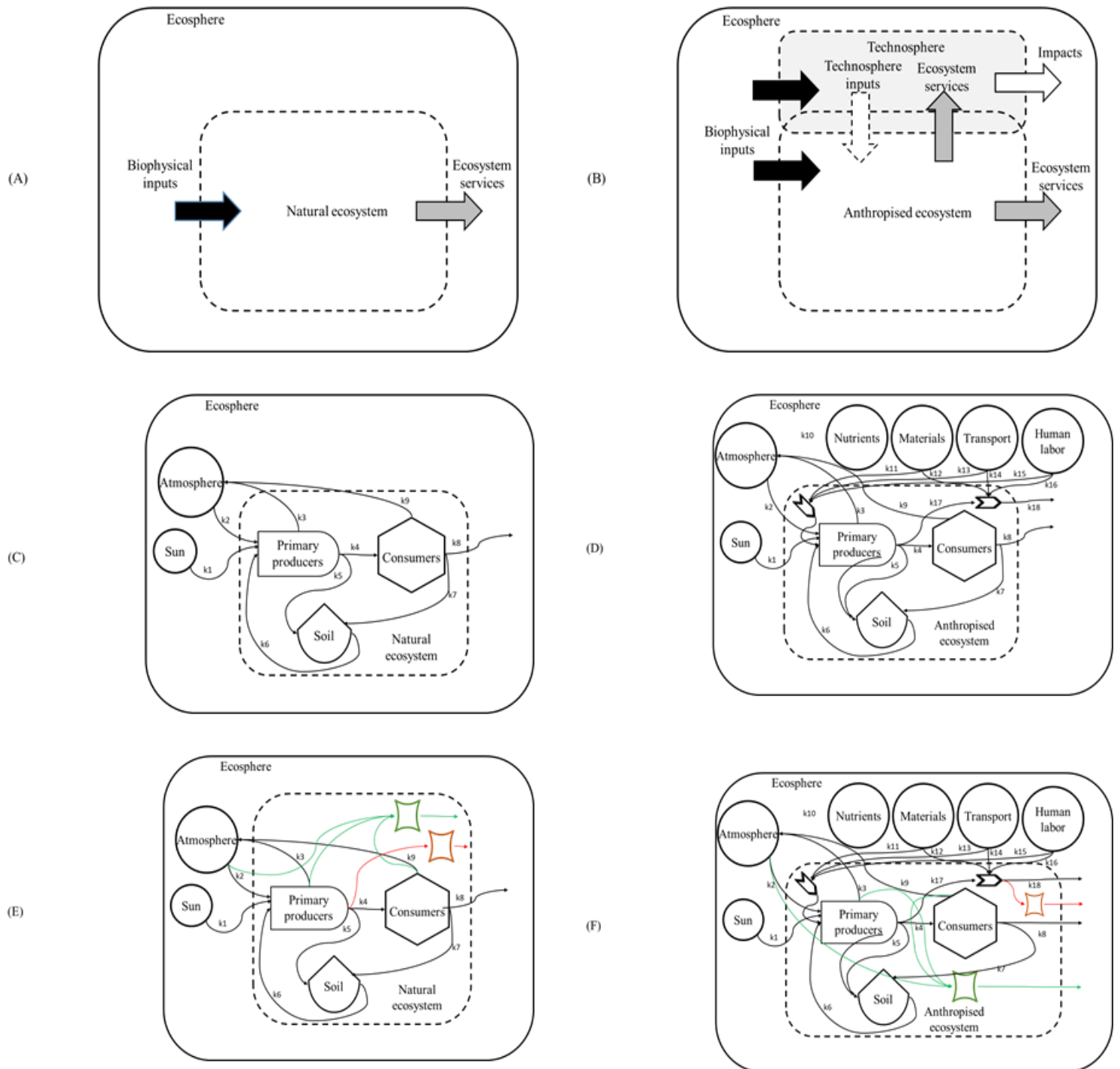


Figure 3.3 (A). Natural ecosystem boundaries in PoESIE. (B). Managed ecosystem boundaries in PoESIE. (C). Conventional environmental work flows related to natural ecosystem functioning. (D). Conventional environmental work flows related to managed ecosystem functioning. (E). Environmental work flow related to ecosystem services (switch symbols in red and green) and their related ecosystem functions (flows in red and green) of a natural ecosystem. (F). Environmental work flow related to ecosystem services (switch symbols in red and green) and their related ecosystem functions (flows in red and green) of a managed ecosystem.

The foreground boundaries for both types of ecosystems correspond to the ecosystem structure and biophysical processes (Fig. 3.3 C and 3.3 D). There is currently no general agreement about the definition of “ecosystem” (Sagoff, 2003). Schulze, *et al.* (2005) defined it as an area that is “uniform regarding the biological turnover, and contains all the fluxes above and below the ground area under consideration”. For both types of ecosystems, the foreground boundaries must include most of the ecosystem’s organisms (e.g. species, populations, functional groups/guilds), relevant compartments (e.g. soil horizons, water, atmosphere) and relevant interaction flows (e.g. primary producers grazed by herbivores, transpiration, respiration) (e.g. Fig. 3.3 D). All relevant inputs from the ecosphere must be included, such as solar radiation, CO₂ from atmosphere for photosynthesis and flows of nitrogen from an upstream waterbody. For managed ecosystems, the foreground boundaries include some management elements, which interact to form management operations (e.g. application of fertilizer for primary producers, harvesting of previously fertilized plants) (Fig. 3.3 D).

There can be two background boundaries: the technosphere (Fig. 3.3 A and 3.3 C) and the ecosphere (Fig. 3.3 B and 3.3 D). Definitions of technosphere and ecosphere come from LCA methodology according to ILCD (Chomkhamisri *et al.*, 2011), extended to the additional energy sources defined in EA methodology (Odum, 1996). Energy sources from the ecosphere include the sun, tides, geothermal energy, soil, organisms and nutrient cycling (see (Raugei *et al.*, 2014; Rugani & Benetto 2012; Rugani *et al.* 2013) for a complete list). Energy sources from the technosphere include equipment, services, human labor and information (see (Raugei *et al.*, 2014; Rugani & Benetto 2012; Rugani *et al.*, 2013)). Both natural and managed ecosystems include an ecosphere compartment. Managed ecosystems include necessarily a technosphere compartment, while natural ecosystems may involve some technosphere operations or interactions, such as species monitoring (Leitao *et al.* 2015), hiking (Balmford *et al.* 2015) or hunting (Díaz *et al.* 2015; Haines-Young & Potschin, 2013; MEA, 2005).

2.1.3. Ecosystem representation

LCA and EA have their own diagrams to represent system flows and boundaries. LCA uses flowcharts (Chomkhamisri *et al.*, 2011), while EA uses energy-system diagrams (Brown, 2004; Odum, 1996). A flowchart is currently used to represent the workflow of processes involved in a life cycle (Chomkhamisri *et al.*, 2011), while an energy-system diagram is currently used to represent flows of energy within a system (Brown, 2004; Odum, 1973; 1979; 1988; 1996; 2002). Energy-system diagrams are well adapted to represent natural ecosystems (Odum, 1988, 2000; Brown, 2004) or industrial systems (Tilley, 2003). Because energy-system diagrams seem better adapted to describe managed ecosystems and their functioning, we chose them to represent ecosystems and their functioning in the PoESIE method.

2.1.4. Comparison of ecosystems

When comparing management practices for a given ecosystem (e.g. intensive vs. extensive grasslands) or comparing ecosystems (e.g. grassland vs. cropland), the same ES, environmental impacts and emergy indicators are used. If the ecosystems do not supply exactly the same bundle of ES, the entire bundle of ES supplied by both of them must be compared (Power, 2010; Rodríguez *et al.*, 2006).

2.2. Ecosystem elements and flows inventory

After the first step, the ecosystem is described, bounded and modeled, and the ES are selected (Figure 3.2). The biophysical processes, biophysical elements and managed elements are identified, listed and quantified. During the ecosystem element and flow inventory (EEFI), as for LCA, all relevant flows of raw materials, energy and matter must be listed for each technosphere unit process (Chomkhamsri *et al.*, 2011). For natural and managed ecosystems (Tables 3.3 and 3.4, respectively), all biophysical elements of the ecosystem, inputs to the ecosphere and management operations belonging to the ecosystem and influencing ecosystem functioning (see Paeem *et al.* (1999) for a definition) are inventoried in the EEFI. Emissions from and sequestration of matter by the ecosystem can be included in the LCI; if these flows are included, the LCIA will contain both impacts and ES. These flows can be measured, calculated or estimated. Like in LCA, the source of and all relevant information about each data point is recorded. Thus, the EEFI is performed almost like a conventional LCI with an area-based functional unit. The environmental work inventory leads to construction of an emergy table (Rugani & Benetto, 2012), which includes all inputs of the ecosystem (ecosphere and technosphere) and their UEV.

Tableau 3.3 Flows entering, leaving and inside natural pond ecosystems

Flow no.	Flow name
k1	Solar radiation
k2	Primary producer photosynthesis (CO ₂)
k3	Primary producer respiration
k4	Grazing by consumers
k5	Death of primary producers
k6	Uptake of nutrients by primary producers
k7	Death of consumers
k8	Migrating consumers
k9	Consumer respiration

Tableau 3.4 Flows entering, leaving and inside managed ecosystems

Flow no.	Flow name
k1	Solar radiation
k2	Primary producer photosynthesis (CO ₂)
k3	Primary producer respiration
k4	Grazing by consumers
k5	Death of primary producers
k6	Uptake of nutrients by primary producers
k7	Death of consumers
k8	Migrating consumers
k9	Consumer respiration
k10	Fertilization of the soil
k11	Materials used to fertilize
k12	Materials used to harvest fish
k13	Transport of fertilizer
k14	Transport of the harvested fish
k15	Labor for fertilization
k16	Labor for harvesting
k17	Harvesting of primary producers
k18	Total primary producer harvest

2.3. Ecosystem services, impacts and environmental work assessment

2.3.1. Ecosystem services assessment

To classify biophysical elements and processes in the EEFI, the potential influence of each on human well-being must be studied. Turkelboom, *et al.* (2013) define ecosystem function as the “capacity or capability of the ecosystem to do something that is potentially useful to people”. This definition does not consider that an ecosystem can have negative impacts on well-being (Keeler *et al.*, 2012; Seinfeld & Pandis, 2016). The definition of ecosystem function for classification in PoESIE is “the capacity or capability of the ecosystem to impact human well-being”.

For structural elements, such as living organisms or soil, ecosystem functions are related to the specific content of the former (Haines-Young & Potschin, 2013), such as a quantity or value. For example, the biomass of grass produced in a grassland can be related to a provisioning ES (Haines-Young & Potschin, 2013), and some species in the grassland can have a particular cultural value related to cultural ES (Haines-Young & Potschin, 2013). Production of this biomass influences the well-being of farmers, and the presence of endemic species could influence the well-being of other people (Sparks *et al.*, 2012). Therefore, the quantities and qualities of elements in the EEFI are classified into ecosystem functions only if they have a direct impact on human well-being.

For biophysical processes, ecosystem functions are related to their existence or yield. For example, emission of toxins by cyanobacteria into water impacts human well-being (Falconer, 1996);

thus, this particular emission is an ecosystem function related to a regulation ES. Essentially, all biophysical processes that can influence human well-being are included and documented.

ES are related to benefits derived from ecosystem functioning (Boyd & Banzhaf, 2007; Díaz *et al.*, 2015; Fisher & Turner, 2008) and to drawbacks of a system: impact categories (Cao *et al.*, 2015; Chomkhamisri *et al.*, 2011). With PoESIE, we generalize the study of Kuittinen *et al.* (2016) to all regulation ES that can be related to an impact category (e.g. “water quality regulation” with eutrophication; “mediation of waste, toxics and other nuisances” (CICES V4.3) with freshwater aquatic ecotoxicity). The difference with the study of Kuittinen *et al.* (2016) is the distinction between the ecosystem and the ecosphere and technosphere dimensions and in the use of characterization models. To assess regulation ES, we change characterization factors from positive to negative values to translate impacts into a service perspective. By doing so, an ecosystem that captures matter is seen a provider of a “positive” ES rather than a “negative” impact. Moreover, by reversing the sign of impact categories to assess regulation ES, we can compare the performance of a managed ecosystem using the impacts caused by the management (i.e. assess them with the same characterization models) (Table 3.5).

Tableau 3.5 Comparison of ecosystem services assessment and conventional Life Cycle Assessment.
GHG = greenhouse gas, IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change

Term	Ecosystem service assessment	Life Cycle Assessment
Ecosystem service / impact category	Regulation of climate change	Climate change
Ecosystem functioning / life cycle inventory	Amount of a GHG emitted or avoided per functional unit from the ecosystem	Amount of a GHG emitted per functional unit from the technosphere (and potentially, from the ecosystem)
Characterization model	Negative value of the 100-year-horizon baseline model of the IPCC	100-year-horizon baseline model of the IPCC
Category indicator	Infrared radiative forcing (W/m ²)	
Characterization factor	Negative value of the global warming potential (GWP100) of each GHG (kg CO ₂ -eq./kg gas)	Global warming potential (GWP100) of each greenhouse gas (kg CO ₂ -eq./kg gas)
Ecosystem service / category indicator result	kg CO ₂ -eq. per functional unit	
Environmental relevance	Infrared radiative forcing is a proxy of potential effects on the climate, depending on the emissions and the distribution over time of the heat absorption integrated atmospheric heat adsorption caused by GHG	

Provisioning ES have no or little correspondence with usual LCA impact categories. A simple way to characterize supply of these ES in PoESIE is to use a characterization factor of 1 for product quantities. For example, if a maize field provides 1000 kg of grain/ha, the ES would be 1000 kg/ha. If the ES is defined instead as nutritional provision, the characterization factor would be 3980 kcal/kg of maize, which would yield an ES of 3,980,000 kcal/ha. For an endpoint assessment of provisioning ES, more research must be performed to assess their benefits. Assessing endpoint provisioning ES could be based in part on recent research on impacts of food/diet changes on health

(Heller *et al.*, 2013). Similar assessment could be performed for drinking water and its chemical composition.

2.3.2. Life cycle impact assessment

LCIA in the PoESIE method follows the same recommendation as that for conventional LCA. LCIA must be performed consistent with the LCI and its limitations. If emissions and sequestration of matter by the ecosystem are included in the LCI, they must be considered like other LCI data. The impact categories selected must be at least consistent with the ES indicators and their original LCA indicators and characterization factors (Table 3.5). Because of the uncertainty in the endpoint assessment of ES, we do not recommend performing endpoint LCIA with ES.

2.3.3. Environmental work assessment

As mentioned, EA in the PoESIE method assesses the environmental work (or equivalent) performed to supply ES. Since an ecosystem provides multiple ES in different categories, environmental work assessment (EWA) is applied to the indicators selected previously for each ES (see section 2.3.1.). Energy system diagrams must be changed to reflect the ecosystem services assessment (ESA) (Fig. 3.3 E and 3.3 F). Then, the emergy indicators are selected (Table 3.1) and emergy calculation is performed for each ES.

Ecosystem functions are derived from ecosystem functioning flows using a “switch” (in the energy system diagram), indicating transformation of various flows (e.g. types of matter, types of energy) into an aggregated value of ES (quantified in section 2.3.1). The output flow of the switch represents the ES as calculated in the ESA and its emergy. For example, flows k2, k3 and k9 in a sample diagram (Fig. 3.3 E and 3.3 F) concern exchanges of greenhouse gases with the atmosphere. They are derived from EA calculations of the “global climate regulation” ES.

The final step of EWA is the EA calculation. Since several ecosystem functions can be related to the same source of emergy, it is possible to double-count emergy among the ES. The EWA follows the specific algebra of emergy (Bastianoni *et al.*, 2011; Tiruta-Barna & Benetto, 2013); thus, if all ES are combined into a single output of the ecosystem, the total emergy value of this combination cannot exceed the value of the inputs.

2.4. Interpretation and decision making

Interpretation in PoESIE has several steps (Figure 3.2), the first of which is to interpret the ESA, LCIA and EWA. Interpretation of each assessment should identify significant issues based on the previous steps of each. After individual interpretation of each, the interpretations are combined. The completeness, sensitivity and consistency of the application of PoESIE is assessed.

2.4.1. Verifying the completeness, sensitivity and consistency of significant issues

Verifying completeness ensures that all data and information in previous steps needed for interpretation are available and complete. If any relevant information or data are missing, the previous steps must be performed again. The sensitivity analysis assesses the reliability of final results and conclusions and determines how final results are influenced by uncertainties in all steps (from data to indicator results). Several methods for sensitivity analysis of LCA exist. The completeness, sensitivity and consistency of final ES results are also verified. Two methods are available for performing sensitivity analysis of final EA results (Ingwersen, 2010; Li *et al.*, 2011). Verifying consistency determines whether the assumptions, methods and data are consistent with the goal and scope. Practitioners need to verify differences in data quality, spatial-temporal differences in data, the use of EA algebra (Bastianoni *et al.*, 2011; Tiruta-Barna & Benetto, 2013), allocation rules and ecosystem boundaries.

2.4.2. Decision making

ES supply depends on the ecosystem, but also on human demand (De Groot *et al.*, 2002; MEA, 2005). If interviews of ES demand exist for the same area of the ecosystem assessed, they should be used to compare the demand to the potential ES supply. Without interviews, the highest ES supply is considered when comparing types of management, or the best land-use combination is considered when comparing ecosystems, because well-being depends on ES supply (De Groot *et al.*, 2002; MEA, 2005).

The environmental impacts induced by the management are compared to those from similar studies. If processes from the ecosystem are included in other studies, the results of the PoESIE LCA will include ES. Without ecosystem processes, ES may or may not be included in the LCIA. If all functional units of similar studies are not area-based, environmental impacts are converted to an area-based unit to allow for comparison. In all cases, the best options for management are to minimize environmental impacts by finding management alternatives.

EA of each ES and its emergy indicators are compared to those of similar studies. For example, the efficiency of environmental work use and sustainability indicators of climate change regulation for a forest and an agroecosystem (and alternative management) can be compared. Besides comparing results with those of other studies, when comparing types of management using PoESIE, one should focus on lower UEV and more sustainable management options. Lower UEV indicates a more resource-efficient system and better management of resources, leading to better sustainability (Grönlund *et al.*, 2015; Pulselli *et al.*, 2011).

The final recommendation is based on the three assessments. The best option for ecosystem management is to maximize ES supply while minimizing environmental impacts and the environmental work required. These results should consider social and economic issues to choose among the best alternatives in terms of environmental, social and economic impacts on well-being.

3. Conclusion

We designed a method based on the theoretical framework of LCA and EA: Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation. The PoESIE method assesses potential ES, potential environmental impacts and the environmental work required to supply ES. ES are assessed using LCA-based indicators. Here, the PoESIE method remains theoretical; it needs to be tested on real ecosystems to show the pros and cons of PoESIE methodological framework.

Declaration of interest

None.

Acknowledgements

This research was carried out within the SERVIPOND project funded by the EcoServ metaprogramme of INRA and the region Bretagne. We thank Michael and Michele Corson for their precious help in English language correction.

« The true line is not between “hard” natural science and “soft” social sciences, but between precise science limited to highly abstract and simple phenomena in the laboratory and inexact science and technology dealing with complex problems in the real world. »

Herbert, Simon A.
Models of my life. 1996. MIT press.

Chapitre 4- Evaluation des services écosystémiques, des impacts environnementaux et du travail environnemental liés à la pisciculture d'étang en Dombes

Ce chapitre est l'application directe de la méthode proposée en chapitre 3. L'application de la méthode PoESIE sera consignée dans un article scientifique intitulé « Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation (PoESIE) method, part II: application to French fishponds » dans *Ecosystem Services* (ISSN: 2212-0416). Cette application se fait sur un total de 135 étangs de la Dombes fournissant 2 SE d'approvisionnement et 3 SE de régulations et permet de répondre aux questions suivantes « Quels sont les niveaux de services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française ? », « Existe-t-il des synergies ou compromis entre les différents services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française ? » et « Existe-t-il des synergies ou compromis entre les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française et les impacts liés à la gestion piscicole ? ». Bien que l'aquaculture puisse fournir jusqu'à 41 SE et la pisciculture d'étang 21 (chapitre 1), les méthodes environnementales choisies (ACV et EA) ne permettent pas d'évaluer tous les SE (notamment les SE culturels), tout comme le modèle d'étang piscicole développé spécialement pour cette thèse. L'approvisionnement en SE, les impacts et travail environnementaux sont globalement corrélés aux pratiques de gestion. Les pratiques de gestion intensives semblent fournir de meilleurs niveaux de SE. Ce niveau de fourniture permet de compenser largement les impacts environnementaux causés par la gestion. Ainsi, le meilleur compromis entre l'approvisionnement en SE, les impacts et travail environnementaux semblent être les étangs intensifs.

Title: Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation (PoESIE) method, part II: application to French fishponds

Authors: Willot P.A., Aubin J., Wilfart A. *

UMR SAS, INRA-Agrocampus Rennes, CS 84215, F-35042 Rennes Cedex, France

Corresponding author*: aurelie.wilfart@inra.fr

Keywords: life cycle assessment, emergy accounting, ecosystem services assessment, assessment method, pond, fish farm

1. Introduction

Ecosystem services (ES) became an enthusiastic field of research after publication of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Following a proliferation of conceptual frameworks and typologies for ES (Braat, 2018; Haines-Young & Potschin, 2012; Sukhdev *et al.*, 2010), several methods were developed to quantify ES (Bennett & Isaacs, 2014; Farber *et al.*, 2002; Othoniel *et al.*, 2016). Two sets of scientific fields were used to develop assessment methods: economics and sociology, to assess the economic value of ES (Farber *et al.*, 2002), and ecology, agronomy and environmental sciences, whose biophysical approaches were used to assess ES characteristics directly or indirectly (Farber *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2010).

To assess ES and their sustainability directly for natural or managed ecosystems, we chose to develop a new method: Potential Ecosystem Services and Impacts Evaluation (PoESIE, see Chapter 4) based on biophysical characteristics of ecosystems. PoESIE combines the frameworks of Life Cycle Assessment (LCA) and Emergy Accounting (EA). LCA estimates environmental impacts associated with all stages of a product or service's life cycle, from raw material extraction through materials processing, manufacture, distribution, use, etc. (Guinée *et al.*, 2002). LCA is used most to support business strategy, research and development for product or process design, and in education (Cooper and Fava, 2006). LCA is performed in four interdependent steps (ISO, 2006). In comparison, EA is an environmental assessment method (Odum, 1996). The aim of conventional EA is to evaluate the embodied exergy (environmental work) related to a product, a service or a system. EA is used to convert all forms of energy (e.g. radiation, kinetic), resources (e.g. plant biomass, iron) and human services (e.g. human labor) required directly and indirectly to produce something (Rugani and Benetto, 2012) into a single form of energy equivalent, conventionally solar energy (in solar embodied Joule, or seJ) (Brown, *et al.*, 2004; Odum, 1996). According to Rugani & Benetto (2012), EA has a sequence of steps similar to those of LCA.

PoESIE is designed to assess directly the ES supplied by an ecosystem. The ES supplied are assessed by adapting LCA impact categories or creating new indicators according to the LCA framework. Environmental impacts are assessed using attributional LCA. The environmental work associated with each ES is assessed by EA (Grönlund *et al.*, 2015; Pulselli *et al.*, 2011) and can characterize the sustainability of ES supply (Jørgensen, 2013). In theory, PoESIE is able to assess natural or managed ecosystems.

Studying an ecosystem that lies somewhere between natural and fully managed seems ideal to demonstrate the potential of PoESIE. Freshwater ponds have potential as an initial case study, since their management can range from extremely extensive to intensive (Aubin *et al.*, 2019b; Aubin *et al.* 2017; Chester & Robson, 2013). Since several studies have already investigated agroecological practices in fish farm ponds (Banas, Masson, Leglize, Usseglio-Polatera, Boyd, 2008; Lazartigues, *et al.*, 2012; Lazartigues, *et al.*, 2013a; Lazartigues, *et al.*, 2013b; Vanacker, Wezel, Payet, Robin, 2015; Vanacker, Wezel, Oertli, Robin, 2018; Vanacker, Wezel, Arthaud, Guerin, Robin, 2016; Wezel, Robin, Guerin, Arthaud, Vallod, 2013; Wezel, *et al.*, 2014), applied LCA and EA to ponds (Aubin *et al.*, 2019; Wilfart *et al.*, 2013) and assessed ES of ponds (Bateman, *et al.*, 2013; Blayac, Mathé, Rey-Valette, Fontaine, 2014; Rey-Valette, Mathé, Salles, 2017), they provided a knowledge base on which we built our approach. This study first applied PoESIE to freshwater fishpond systems to measure ES, environmental impacts and environmental work associated with the systems. It then tested sensitivity of the method's results to management practices. Application to a case study highlights strengths and weakness of the PoESIE method.

2. Materials and methods

2.1. Goal and scope

The study's goal was to evaluate jointly ES, environmental impacts and environmental work associated with management practices of fishponds in the region of Dombes, France (Figure 0.3).

2.1.1. Ponds characteristics and characterization

To minimize effects of differences in technology among areas (Allenby, 1994; Guinée, 2002; Yi, *et al.*, 2007) and in ecosphere characteristics (Odum, 1994; Raudsepp-Hearne, *et al.*, 2010b; Rodríguez, *et al.*, 2006; Saad, *et al.*, 2013; Yi, Itsubo, Inaba, Matsumoto, 2007) on ecosystem functioning and ecosphere inputs, the ponds analyzed had to be located in the same area. We thus applied PoESIE to 135 French freshwater ponds in the Dombes region (46° 00' 05" N, 5° 01' 46" E, Figure 0.3).

In the 18th century, humans transformed the Dombes region to address health problems caused by its wetlands. The Dombes region covers more than 12,000 ha and contains ca. 1100 ponds. Dombes is the third most important area in France for fishpond farming. Ponds are organized in interconnected chains so that water is reused. The region produces fish for food or restocking. Currently,

the pond ecosystem of the Dombes region (Vanacker *et al.*, 2015) represents a rich heritage, with high biodiversity, appreciated for its strong landscape value.

To reduce the diversity of the 135 ponds and highlight their specific characteristics, we built a typology of the ponds. To this end, we performed Hierarchical Multiple Factor Analysis followed by Hierarchical Clustering on Principal Components (HCPC, Husson *et al.*, 2019) using R software (Team, 2013). The parameters selected for the HCPC were the mean concentrations of total i) carbon, ii) calcium, iii) chlorophyll a, iv) nitrogen and v) phosphorus; vi) water pH; vii) macrophytes cover; viii) species richness of macrophytes, ix) phytoplankton, x) and invertebrates (specifically, dragonflies); xi) fishing yield and xii) pond area and depth. To these data were added quantitative values of management practices, such as liming, fertilizing and feeding.

2.1.2. Ecosystem boundaries

One fish production cycle was chosen as the temporal boundaries of the study. The production cycle begins in March, when the pond is filled with water and fish are stocked, and ends in October, when fish are harvested and the pond is emptied and dried. We did not consider the dry ecosystem during the empty period in winter as part of the pond ecosystem. Ponds are dried for one year every 4-5 years for cereal cropping. The reference period studied was 2008-2014.

The background boundaries of the pond system included inputs from the ecosphere (i.e. sun, wind, rain, atmosphere, upstream water, dissolved inorganic matter (DIM), dissolved organic matter (DOM) and particulate organic matter (POM)) and technosphere (i.e. inorganic fertilizers, lime, manure, fish feed, fingerlings, materials, transport, fuel and human labor). All materials that fish farmers used required estimates of transport, fuel and human labor, since they interacted with other technosphere elements.

The foreground ecosystem was composed of the pond ecosystem itself, which contained species of the trophic chain (i.e. phytoplankton, macrophytes, zooplankton, invertebrates, scavenger fish, herbivorous fish, omnivorous fish and carnivorous fish), sediment, water and nutrients (DIM, DOM and POM).

2.1.3. Ecosystem services selected

As a managed ecosystem, aquaculture can deliver numerous ES (MEA, 2005c; Willot, *et al.*, 2019). From 40 ES proposed for aquaculture in a previous study (Willot *et al.*, 2019), we selected 5 according to the CICES classification of ES (Haines-Young and Potschin, 2013):

- Animals from in situ aquaculture (AFISA), which corresponds to fish production, the goal of fish farmers. Provisioning ES seems to be among the most important ES in aquaculture (Willot *et al.*, 2019).

- Materials for agricultural uses (MFAU), which corresponds to use of sediment. This can be important for fish farmers in the Dombes region because applying pond sediment to crops decreases fertilizer applications (Rahman, *et al.*, 2004).
- Hydrological cycle and water flow maintenance (HCFM), which corresponds to water flow. Because these ponds are in chains, it is important to assess how much water they can deliver to the next pond. They also function as reservoirs, limiting floods and serving as a source of water for agriculture in dry periods.
- Global climate regulation (GCR), due to the current context of climate change (Seinfeld, Pandis, 2016). In addition, fish farmers and other stakeholders identified this ES as important.
- Water quality regulation (WQR), because freshwater fishponds are considered to influence river eutrophication strongly, which influences well-being (Keeler, Polasky, Brauman, Johnson, Finlay, O'Neill, Kovacs, Dalzell, 2012).

These ES were selected since they are generally recognized as the main ES provided by pond systems (Mathé & Rey-Valette, 2015) and for their intrinsic characteristics, since they are based on material and energy flows. Since the functional unit should reflect the underlying function related to the supply of AFISA, MFAU, HCFM, GCR and WQR, a functional unit of 1 ha of pond water area was selected. The mean ES was calculated for each pond class identified by the HCPC.

2.1.4. Environmental impact indicators

Of the 17 indicators relevant for aquaculture LCA (Henriksson *et al.*, 2012), we selected three that were consistent with the ES selected:

- Water consumption (WC, m³), which corresponds to the volume of water needed. The indicator and its characterization factors came from the ReCiPe midpoint (h) method (Goedkoop *et al.*, 2009). It aggregates all water flows and can be compared directly to HCFM.
- Global Warming Potential (GWP, kg CO₂ equivalent (eq.)), which corresponds to increased radiative forcing due to gaseous emissions to the atmosphere. The indicator and its characterization factors also came from the ReCiPe midpoint method. It can be compared directly to GCR.
- Eutrophication (EUT, kg PO₄³⁻ eq.) corresponds to the addition of eutrophication matters into soil, air or water. The indicator and its characterization factors came from the LCA method CML (Guinée *et al.*, 2001). It can be compared directly to WQR.

We also selected two additional indicators with no similarity to the ES selected:

- Total cumulative energy demand (TCED, MJ), which corresponds to the total amount of energy needed. The indicator and its characterization factors came from (Röhrlich, Mistry, Martens, Buntentbach, Ruhrberg, Dienhart, Briem, Quinkertz, Alkan, Kugeler, 2000).

- Land competition (LC, ha*yr), which corresponds to the amount of land occupied for one year. The indicator and its characterization factors also came from CML.

2.1.5. Environmental work indicators

To assess the environmental work to supply ES, we selected several EA indicators (Table 2.2). The emergy value represented the amount of emergy used per ha to supply each ES. The unit emergy value (UEV), which represents the efficiency of emergy use, equaled the amount of emergy of each ES divided by the value of each ES. Environmental Sustainability Index (ESI), which can represent the sustainability of the system studied, equaled the Emergy Yield Ratio (EYR) divided by the Environmental Load Ratio (ELR). Finally, the percentage of renewable emergy (%R) represented the percentage of total renewable emergy.

2.2. Ecosystem inventory step

2.2.1. Ecosystem inventory

2.2.1.1. Data origin

The data describing each pond, collected from 2008-2014, came from a network at the ISARA graduate college (Lyon, France) that monitored management and environmental quality of pond systems. These data have been used in previous studies (Vanacker *et al.*, 2016; Vanacker *et al.*, 2018). Water quality data included pH and concentrations of total carbon, total nitrogen, total phosphorus, calcium and chlorophyll a (see Chapter 2). Sediment data included pH and concentrations of total carbon, total organic carbon, total nitrogen, total phosphorus, total calcium, N-NO₂, N-NH₄, N-NO₃ and P-PO₄. Biodiversity data included species richness of phytoplankton, macrophytes, zooplankton, invertebrates and aquatic invertebrates (specifically, dragonflies). Cover data were also available for the macrophytes. Management records consisted of quantitative data about the use of fertilizers, lime and fish feed during empty and filled periods. All data were collected regularly (weekly or monthly, depending of the type of data) for each pond from early March to late October (the filled period), which corresponds to production cycle of freshwater ponds in France.

2.2.1.2. Material and energy flow calculation by ecosystem modelling

Each of the 135 ponds was modeled individually to predict the material flows used in the inventories. The pond model was composed of three sub-models: biophysical processes of the ecosystem, technosphere processes and emergy. The biophysical processes were inventoried separately, since some of them are related to ecosystem functions (see chapter 3). The technosphere inventory included the data used to estimate environmental impacts, as recommended for Life Cycle Inventory (LCI), which contains no ecosystem functions. The environmental work inventory included the UEV of the ecosphere, technosphere and all of the previous inventory flows.

The trophic chain can be considered as a central to a pond ecosystem (Foley, DeFries, Asner, Barford, Bonan, Carpenter, Chapin, Coe, Daily, Gibbs, 2005b; Leibold, Wilbur, 1992). Since no generic model was available to represent material and energy flows of a freshwater temperate pond, we adapted Ecopath with Ecosim (EwE) to model flows among all organisms in the trophic chain. EwE, originally designed to model marine (Christensen, Walters, 2004; Christensen, *et al.*, 2000), assumes an ecosystem at steady state, based on energy conservation. The energy or mass input into each trophic group equals the energy or mass output from that group (Christensen, 2009). EwE is based on two main equations (Christensen, *et al.*, 2005):

$$\text{Production} = \text{catches} + \text{predation mortality} + \text{biomass accumulation} + \text{net migration} + \text{other mortality} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\text{Consumption} = \text{production} + \text{respiration} + \text{unassimilated food} \quad (\text{Eq. 2})$$

Applying these equations to each trophic group considered essential to the ecosystem predicted the group's contribution to ecosystem productivity, predation, intra-group flows and exchanges with the environment. We adapted EwE to a closed-water ecosystem by making several assumptions: biota did not enter or leave the ecosystem (i.e. zero net migration in Eq. 1), sediment was not exchanged between the ecosystem and the environment, and the only import into the system was fish feed (modeled as detritus, see Chapter 2). We defined 9 trophic groups:

- Phytoplankton, the first group of primary producers
- Macrophytes, the second group of primary producers
- Zooplankton, the first group of consumers
- Invertebrates, the second group of consumers
- Scavenger fish, corresponding to *Tinca tinca* and *Rutilus rutilus*
- Omnivorous fish, corresponding to *Cyprinus carpio* and *Scardinius erythrophthalmus*
- Carnivorous fish, corresponding to *Esox lucius*, *Sander lucioperca* and *Perca fluviatilis*
- Sediment, the first group of detritus
- Commercial feed and grain feed, the second and third groups of detritus

Phytoplankton biomass was calculated using the concentration of chlorophyll *a* measured in March and October in each pond in the study of Vörös and Padisak (1991). Macrophyte biomass was calculated from plant cover from the study of Duarte *et al.* (1986). Zooplankton and invertebrate biomasses came from previous pond experiments (Jaeger, Aubin, 2018a). Initial and final biomasses of fish species were obtained directly from the pond data. Sediment's biomass was set to the lowest value possible in EwE because its initial mass was unknown. Feed use was obtained from interviews of several fish farmers in the Dombes region and from the literature (Aubin, *et al.*, 2014a; Duarte *et al.*, 1986).

The EwE simulation of each pond estimated the size of each trophic group and the flows between them at a 244 days step. These predictions were reused in a broader mass-balance model of all biophysical flows inside the pond (Kauffman, *et al.*, 2003; Piedrahita, 1988). The broader mass-balance model considers cycles of carbon, nitrogen, phosphorus and water (see Chapter 2). The EA model for

each pond was the same as that described in Chapter 3. It was based on the broader mass-balance model of biophysical flows and considered the UEV of the technosphere and ecosphere (Fig. 2.2, see Chapters 2 and 3).

2.2.1.3. Complementary data for LCI and Emergy accounting

Inventory data on technosphere processes came from a study that estimated environmental impacts of fishponds in France (Wilfart *et al.*, 2013). The inventory included processes from the ecoinvent 3.0 database, related to fertilizers, lime, manure, fingerlings, materials, transport and fuel. The UEV for the background came from several sources (Table 4.1) and were related to the following inputs: sun, wind, rain, atmosphere, upstream water, DIM, DOM, POM, inorganic fertilizers, lime, manure, fish feed, fingerlings, materials, transport, fuel and human labor (Table 4.1).

Table 4.1 Unit emergy values (UEV) of pond inputs

Sphere	Input	Unit	UEV (seJ/unit)	Reference
Ecosphere	Sun	J	1.00E+00	Definition
	Rain	m ³	1.81E+04	Vassallo <i>et al.</i> (2007)
	Wind	J	1.47E+03	Odum <i>et al.</i> (2000)
	Upstream nutrients	kg	2.71E+13	Cohen <i>et al.</i> (2006)
	Upstream water	m ³	1.90E+05	Ingwersen (2011)
	Lime	kg	9.83E+11	Brandt-Williams (2002)
Technosphere	Manure	kg	1.55E+12	Wilfart <i>et al.</i> (2013)
	Inorganic fertilizers	kg	3.80E+09	Brandt-Williams (2002)
	Fingerlings/Fish	kg	1.59E+12	Cavalett <i>et al.</i> (2007)
	Fish feed	kg	1.08E+12	This study
	Transport	t*km	1.81E+12	Wilfart <i>et al.</i> (2013)
	Labor	hr	1.12E+12	Martin <i>et al.</i> (2006)

2.3. Assessment step

For ES assessment, material and energy flows in the inventories were classified among ecosystem functions based on information in the literature (Keeler, Polasky, Brauman, Johnson, Finlay, O'Neill, Kovacs, Dalzell, 2012; Seinfeld, Pandis, 2016). ES assessment excluded all flows related to human activities (*e.g.* fertilizing). After classification, all ecosystem functions were aggregated into their relevant ES indicators, some of which were based on those in LCA:

- AFISA (kg/ha)
- MFAU (kg of organic matter/ha)
- HCFM (m³/ha), based on the Water Depletion indicator from the LCA method CML, but with the signs of characterization factors reversed
- GCR (kg CO₂ eq./ha), based on the GWP indicator from the ReCiPe midpoint method, but with the signs of characterization factors reversed

- WQR ($\text{kg PO}_4^{3-} \text{ eq./ha}$), based on the EUT indicator from CML, but with the signs of characterization factors reversed

ES were assessed using spreadsheets (Microsoft® Excel) by calculating indicators for each of the 135 pond simulations, which were then aggregated by pond class and analyzed statistically using R software. Kruskal-Wallis tests (Kruskal, Wallis, 1952) were performed for each ES as a function of pond class. If a difference was significant, a *post hoc* pairwise comparison using Wilcoxon rank-sum test (Wilcoxon, *et al.*, 1970), adjusted with the Benjamini, Hochberg (1995), was performed to compare the pond classes.

For environmental impact assessment, Life Cycle Impact Assessment was performed using SimaPro v8.2 (Pré Consultants, Amersfoort, the Netherlands). Results for the 135 pond simulations were aggregated and analyzed in the same way as those of ES. For environmental work assessment, environmental work indicators were also calculated using spreadsheets. Results for the 135 pond simulations were aggregated and analyzed in the same way as those of ES.

3. Results

3.1. Pond characterization

The HCPC identified five classes of French ponds (Table 3.1):

1. “Intensive” ponds had high levels of inputs; mean fish yield of 445 kg/ha; high concentrations of carbon, nitrogen, and phosphorus in water and the lowest level of biodiversity. The term “intensive” reflects freshwater aquaculture ponds in France, which do not represent the most intensive management in the world, in which fish yields can reach over 20,000 kg/ha.
2. “Semi-intensive” ponds had high levels of inputs and mean fish yield of 397 kg/ha, high concentrations of carbon, nitrogen, and phosphorus in water and the lowest level of biodiversity.
3. “Semi-extensive” ponds had low levels of inputs, mean fish yield of 321 kg/ha, high biodiversity and mixed management that depended on fish farmers’ choices.
4. “Extensive” ponds had no activities (e.g. fertilizing) during the empty period, few during the water period, mean fish yield of 240 kg/ha, high biodiversity and a mean area of 22 ha.
5. “Recreational” ponds had mean fish yield of 222 kg/ha, low nutrient concentrations in water, high biodiversity and a mean area of 45 ha.

3.2. Ecosystem services and their environmental work associated

AFISA of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean fish yield = 375 kg/ha) was significantly higher than that of recreational ponds (222 kg/ha) (Table 4.2, Fig. 4.1). Likewise, the UEV and %R associated with AFISA of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean = $9.77 \text{ E}^{12} \text{ seJ/ha/kg fish}$ and 3.98%, respectively) were significantly lower and higher, respectively, than those of recreational ponds (mean = $2.20 \cdot 10^{13} \text{ seJ/ha/kg fish}$ and 0.28%, respectively)

(Table 4.2). The ESI associated with AFISA of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean = 0.05) was significantly lower than that of extensive ponds (mean = 0.32). All results of Kruskal-Wallis and Wilcoxon rank-sum tests for these indicators and those that follow are presented in Supplementary materials 2).

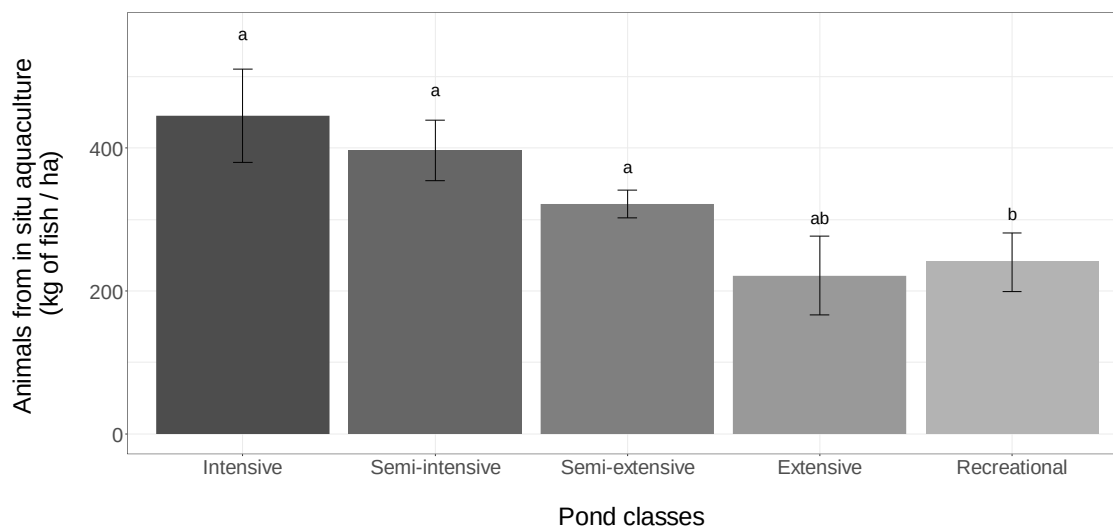


Figure 4.1 Animals from in situ aquaculture ecosystem service per ha by pond class. Error bars equal the standard error, while bars with the same letter do not differ significantly according to a *post hoc* Wilcoxon rank-sum test.

MFAU of semi-intensive ponds (mean = 162.41 kg of organic matter) was significantly higher than that of intensive ponds (11.66 kg of organic matter), which was significantly higher than that of semi-extensive and extensive ponds (-160 kg of organic matter) (Table 4.3, Fig. 4.2). The UEV and ESI associated with MFAU of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean = 9.77 E^{12} seJ/ha/kg fish and 0.05, respectively) were significantly lower than those of recreational ponds (2.20 E^{13} seJ/ha/kg fish and 0.28, respectively) (Table 4.2). The %R associated with MFAU did not differ significantly among pond classes.

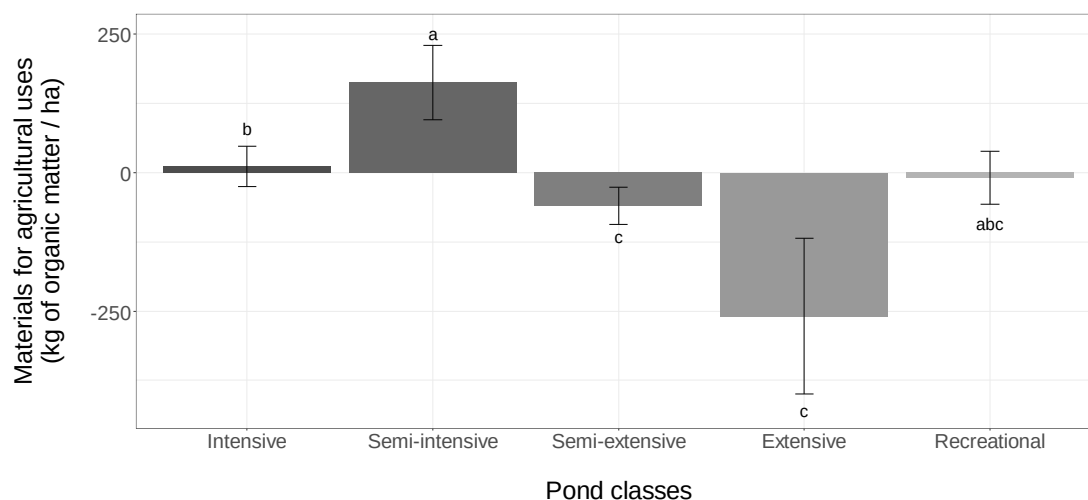


Figure 4.2. Materials for agricultural uses ecosystem service per ha by pond class. Error bars equal the standard error, while bars with the same letter do not differ significantly according to a *post hoc* Wilcoxon rank-sum test.

HCFM did not differ significantly among ponds, which all had a similar level (mean = 690 m³/ha) (Table 4.3, Fig. 4.4). The UEV, ESI and %R associated with HCFM of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean = 1.85 E¹⁴ seJ/ha, 90 and 96%, respectively) were significantly lower than those of recreational ponds (9.37 E¹⁴ seJ/ha, 2711 and 84%, respectively) (Table 4.2).

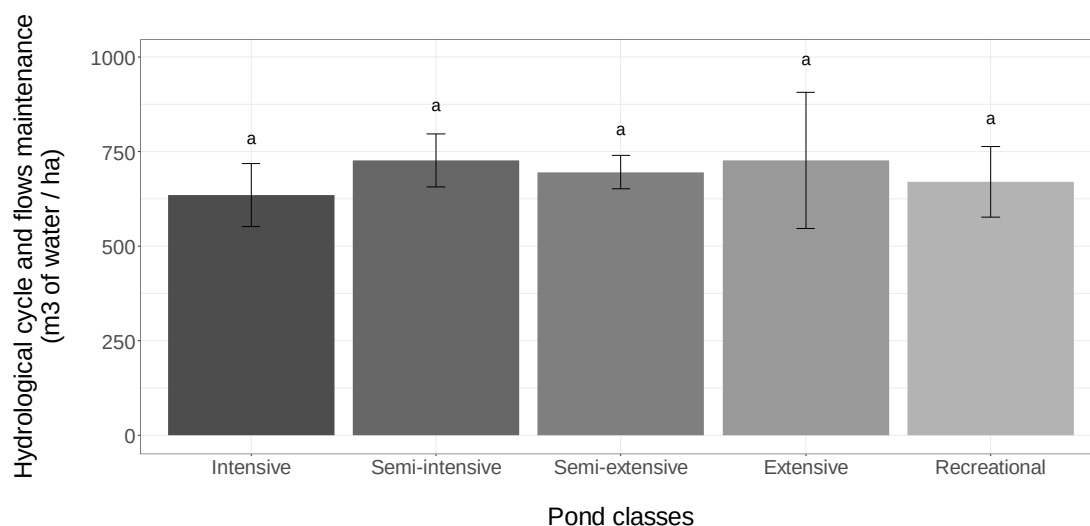


Figure 4.3. Hydrological cycle and flow maintenance ecosystem service per ha as a function of pond class. Error bars equal the standard error, while bars with the same letter do not differ significantly according to a *post hoc* Wilcoxon rank-sum test.

GCR (all negative) of intensive and semi-intensive ponds (mean = -1660 kg CO₂ eq./ha) were significantly lower than those of extensive and recreational ponds (-3365 kg CO₂ eq./ha). Semi-intensive and recreational ponds did not differ significantly and had the same and lowest mean GCR (-4507 kg CO₂ eq.) (Table 4.2, Fig. 4.4). The UEV associated with GCR of recreational ponds (mean = 1.33 E¹² seJ/ha/kg CO₂ eq.) was significantly higher than that of the other pond classes (2.57 E¹¹ seJ/ha/kg CO₂ eq.). The ESI associated with GCR of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean = 0.79) was significantly lower than that of recreational ponds (5.28). The %R associated with GCR did not differ significantly among pond classes.

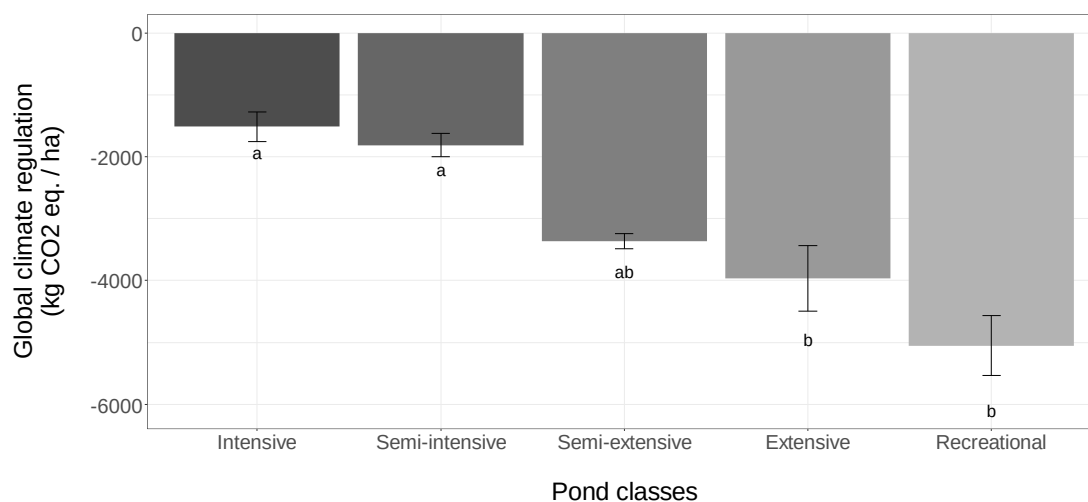


Figure 4.4. Global climate regulation ecosystem service per ha as a function of pond class. Error bars equal the standard error, while bars with the same letter do not differ significantly according to a *post hoc* Wilcoxon rank-sum test.

WQR of semi-extensive ponds were significantly lower (mean = 46.4 kg PO_4^{3-} eq./ha) than those of the other pond classes (87.78 kg PO_4^{3-} eq./ha) (Table 4.2, Fig. 4.5). The UEV associated with WQR of recreational ponds (mean = 7.81 E^{14} seJ/ha/ kg PO_4^{3-} eq./ha) was significantly higher than those of the other pond classes (1.64 E^{14} seJ/ha/ kg PO_4^{3-} eq./ha). The ESI associated with WQR of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds was significantly lower (mean = 5.76) than that of recreational ponds (41.63). The %R associated with WQR decreased significantly among pond classes in the following order: extensive (mean = 2.69%), recreational (1.33%), semi-intensive and semi-extensive (0.47%) and intensive (0.29%) (Table 4.2).

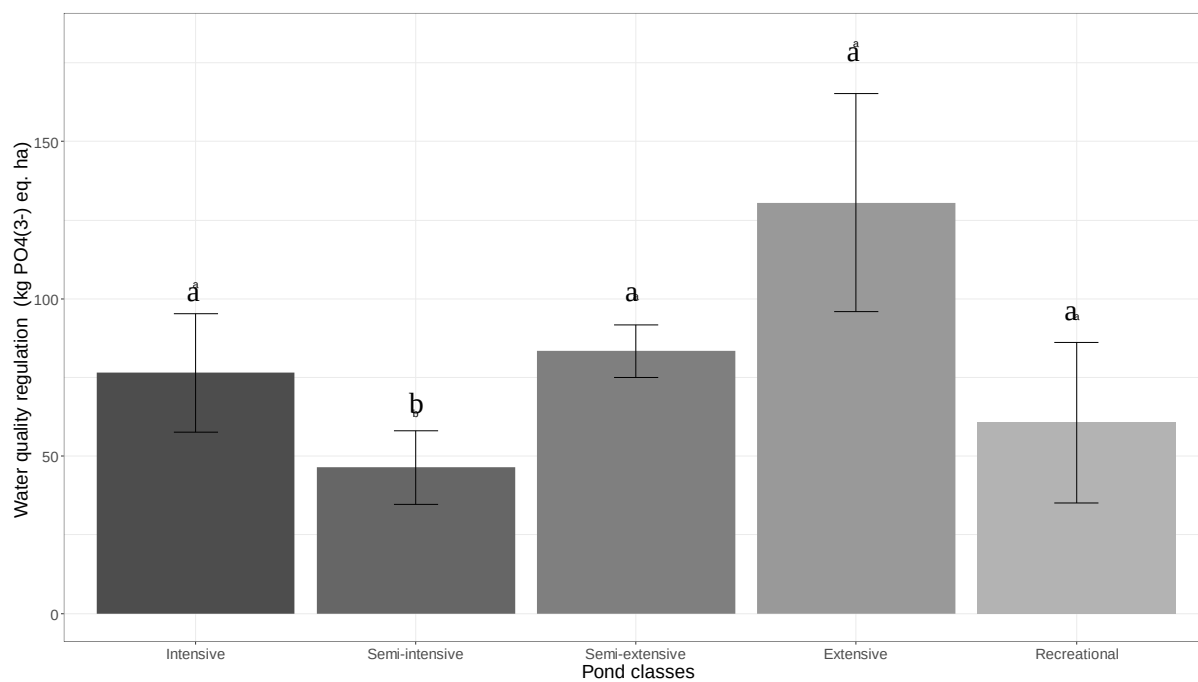


Figure 4.5. Water quality regulation ecosystem service as a function of pond class per ha. Error bars equal the standard error, while bars with the same letter do not differ significantly according to a *post hoc* Wilcoxon rank-sum test.

Tableau 4.2 Mean and standard error (SE) of ecosystem services and their associated environmental work for each ecosystem service by pond class. Lines with the same letter by ecosystem service do not differ significantly according to a post hoc Wilcoxon rank-sum test (W). AFISA is animals from in situ aquaculture, MFAU is materials for agricultural uses, HCFM is hydrological cycle and flow maintenance, GCR is global climate regulation and WQR is water quality regulation.

Ecosystem service	Pond class	Quantity supplied			UEV			ESI			%R		
		Mean (unit/ha)	SE	W	Mean (sej/ha.kg)	SE	W	Mean	SE	W	Mean	SE	W
AFISA (kg fish)	Intensive	444.89	65.42	a	1.0E+13	6.53E+11	b	0.05	0.01	b	3.73%	0.58%	b
	Semi-intensive	396.79	42.14	a	9.4E+12	5.14E+11	b	0.05	0.01	b	4.05%	0.52%	b
	Semi-extensive	321.41	19.51	a	9.7E+12	5.11E+11	b	0.05	0.01	b	4.06%	0.39%	b
	Extensive	221.58	55.25	ab	1.0E+13	2.37E+12	ab	0.33	0.28	ab	11.37%	7.82%	ab
	Recreational	240.25	40.97	b	2.2E+13	3.07E+12	a	0.29	0.07	a	10.55%	3.00%	a
MFAU (kg organic matter)	Intensive	11.66	36.38	b	1.4E+11	2.25E+10	b	28.54	7.47	b	27.13%	0.72%	a
	Semi-intensive	162.41	67.1	a	1.2E+11	1.40E+10	b	17.62	3.11	b	25.38%	1.34%	a
	Semi-extensive	-60.14	33.24	c	1.4E+11	1.68E+10	b	27.11	7.13	b	26.23%	0.86%	a
	Extensive	-259.22	140.84	c	1.1E+11	2.51E+10	ab	111.51	79.18	ab	33.50%	5.03%	a
	Recreational	-9.16	47.55	abc	5.2E+11	1.02E+11	a	689.68	206.84	a	33.71%	2.59%	a
HCFM (m3 water)	Intensive	634.55	82.64	a	9.3E+10	1.06E+10	b	106.74	28.83	b	87.98%	1.03%	b
	Semi-intensive	725.74	70.29	a	7.6E+10	6.30E+09	b	64.82	11.53	b	81.58%	3.32%	b
	Semi-extensive	695.03	44.01	a	8.9E+10	8.05E+09	b	101.64	27.71	b	85.05%	2.46%	b
	Extensive	725.64	180.12	a	1.7E+11	7.66E+10	ab	428.4	307.13	ab	90.26%	5.13%	ab
	Recreational	670.24	93.23	a	4.3E+11	7.35E+10	a	2711.51	819.96	a	96.78%	0.60%	a
GCR (kg CO ₂ eq.)	Intensive	-1511.59	238.78	a	3.0E+11	6.32E+10	b	0.79	0.14	b	16.37%	1.83%	a
	Semi-intensive	-1810	188.77	a	2.4E+11	3.31E+10	b	1.05	0.36	b	15.62%	2.37%	a
	Semi-extensive	-3365.66	120.25	ab	2.8E+11	4.10E+10	b	0.61	0.09	b	15.32%	1.11%	a
	Extensive	-3961.41	531.07	b	2.1E+11	6.41E+10	b	2.4	1.34	ab	29.68%	7.54%	a
	Recreational	-5053.23	484.51	b	1.3E+12	2.72E+11	a	5.28	1.26	a	26.17%	7.31%	a
WQR (kg PO ₄ ³⁻ eq.)	Intensive	76.46	18.88	a	2.1E+14	3.23E+13	b	6.59	1.05	b	0.45%	0.05%	c
	Semi-intensive	46.4	11.73	b	1.9E+14	2.55E+13	b	4.55	0.71	b	0.29%	0.02%	d
	Semi-extensive	83.44	8.36	a	1.9E+14	2.71E+13	b	6.15	0.82	b	0.49%	0.04%	c
	Extensive	130.55	34.72	a	6.6E+13	3.76E+13	b	14.9	8.2	ab	2.69%	0.85%	a
	Recreational	60.69	25.54	a	7.8E+14	2.7E+14	a	41.63	7.48	a	1.33%	0.46%	b
Other													
Total pond input environmental work	Intensive	-	-	-	4.0E+16	5.40E+15	a	0.28	0.03	a	1.03%	0.06%	b
	Semi-intensive	-	-	-	3.5E+16	4.24E+15	a	0.21	0.03	a	0.83%	0.03%	a
	Semi-extensive	-	-	-	3.6E+16	4.94E+15	a	0.26	0.02	a	1.11%	0.06%	b
	Extensive	-	-	-	1.7E+16	9.45E+15	ab	0.52	0.25	a	4.34%	0.77%	c
	Recreational	-	-	-	1.8E+17	3.3E+16	b	1.18	0.16	b	0.99%	0.08%	d

3.3. Environmental impacts and total input emergy

WC and LC did not differ significantly among pond classes (Table 4.3). In contrast, EUT of intensive and semi-intensive ponds (mean = 1.48 kg PO₄³⁻ eq./ha) were significantly higher than those of semi-extensive and extensive ponds (1.29 kg PO₄³⁻ eq./ha), which were significantly higher than that of recreational ponds (0.48 kg PO₄³⁻/ha) (Table 4.3). GWP of intensive and semi-intensive ponds (mean = 2088 kg CO₂ eq./ha) were significantly higher than those of semi-extensive and recreational ponds (941 kg CO₂ eq./ha), which were significantly higher than that of extensive ponds (773 kg CO₂ eq./ha) (Table 4). TCED of recreational ponds (mean = 6095 MJ/ha) was significantly lower than those of the other pond classes (40,759 MJ/ha) (Table 4.3).

Total input environmental work of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds (mean = 3.63 E¹⁶ seJ/ha) was significantly higher than that of recreational ponds (3.34 E¹⁶ seJ/ha), which was significantly higher than that of extensive ponds (9.45 E¹⁵ seJ/ha) (Table 4.2). The ESI associated with environmental work of recreational ponds (mean = 1.18) was significantly higher than those of the other pond classes (0.74) (Table 4.2). The %R associated with environmental work decreased significantly among pond classes in the following order: extensive (mean = 4.34%), semi-intensive and semi-extensive (1.08%), recreational (0.99%) and intensive (0.83%) (Table 4.2).

Tableau 4.3 Mean and standard error (SE) of environmental impact for each impact category by pond class. Lines with the same letter by ecosystem service do not differ significantly according to a post hoc Wilcoxon rank-sum test (W).

Impact category	Pond class	Mean	SE	W
Eutrophication (kg PO ₄ ³⁻ eq.)	Intensive	1.55	0.39	a
	Semi-intensive	1.39	0.22	a
	Semi-extensive	1.33	0.31	ab
	Extensive	0.91	0.86	ab
	Recreational	0.48	0.04	b
Global warming potential (kg CO ₂ eq.)	Intensive	2190	527	a
	Semi-intensive	1930	305	a
	Semi-extensive	1148	257	b
	Extensive	774	736	ab
	Recreational	355	22	b
Water consumption (m ³)	Intensive	12,396	2101	a
	Semi-intensive	12,316	2597	a
	Semi-extensive	12,104	1474	a
	Extensive	8527	1389	a
	Recreational	7977	470	a
Total cumulative energy demand (MJ)	Intensive	52,055	12,409	a
	Semi-intensive	35,855	5639	a
	Semi-extensive	35,898	7910	a
	Extensive	24,708	23,240	a
	Recreational	6096	449	b
Land competition (ha*yr)	Intensive	1.76	0.30	a
	Semi-intensive	1.46	0.32	a
	Semi-extensive	1.33	0.17	a
	Extensive	1.11	0.15	a
	Recreational	1.01	0.01	a

4. Discussion

4.1. PoESIE application

4.1.1. The influence of management on ES

AFISA, environmental work and EA indicators were correlated with the intensification of practices. Indeed, fish production depends strongly on input use and intensification of management in freshwater ponds (Aubin, *et al.*, 2017a; Aubin, *et al.*, 2019b; Hill, *et al.*, 2018). Intensification, through pond fertilization and subsequent mineralization in sediment, increases development of primary producers, which provide a source of food for fish that can grow rapidly (Avnimelech, Ritvo, 2003; Chakroff, Corps, 2015). For the environmental work, all indicators related to AFISA were correlated with the level of intensification, and curiously, less intensive the pond class was, the more environmental work was needed. This result may be due to extensive and recreational ponds having lower AFISA than intensive ponds. It may also be due to differences in pond area size: extensive and recreational ponds had respectively 2 and 4 times the mean area of intensive, semi-intensive and semi-extensive ponds. Thus, extensive and recreational ponds can accumulate ecosphere energy to supply a low amount of AFISA. According to the low levels of ESI and %R, AFISA is not a sustainable ES. Moreover, since ponds in the Dombes region become cost-effective for fish farmers once they produce more than 320

kg/ha of fish (P. Robin, pers. comm.), all ponds except recreational ponds can be considered as economically viable. Nonetheless, given the amount of fish produced, profitability is always low.

MFAU is also correlated with the intensification of practices. In general, intensive and semi-extensive ponds can provide MFAU, while semi-extensive and extensive ponds supply a disservice of MFAU. Early activation of the trophic chain due to fertilization (inorganic or organic) or fish waste may stimulate primary producers, zooplankton and invertebrates. Thus, all organisms produce biomass (waste or body tissues) that can enter the sediment (Banse, 1995; Bíró, 1995; Hayne, Ball, 1956). All EA indicators were correlated with intensification, except %R, which was similar for all pond classes. In our model, sediment lay at the interface between dissolved organic matter and the trophic chain. Extensive and recreational ponds had higher emergy values, but only because they had larger areas. This result was confirmed by ESI, which indicated higher sustainability for less intensive ponds, due to their low use of technosphere inputs and larger area.

HCFM is influenced only by the environmental work supplied. The hydrological cycle does not depend on biotic activity or amounts of external input. In the pond systems, it depends on two human operations (filling and draining) and the water cycle (rain, seepage and evapotranspiration) (Boyd and Gross, 2000; Boyd and Tucker, 2012). The rain, transpiration and seepage were assumed to be the same for each pond per ha, because of their dependence on the physical environment (soil quality, pond albedo, rain). Each pond requires nearly the same amount of time to fill (open the dam, watch it fill, close the dam), which explains the non-renewable percentage of this ES supply. HCFM can be considered as a sustainable ES.

Because GCR is negative for all pond classes, it can be considered an ecosystem disservice. GCR seem to be correlated with the intensification of practices. Liming or fertilizing in the early stage of the ponds (even in the dry period) usually activates the trophic chain earlier (Avnimelech, Ritvo, 2003; Chakroff, Corps, 2015), which helps primary producers (especially phytoplankton) suffer less from grazing by other groups. Also, the presence of more primary producers may capture more greenhouse gases (GHGs). In addition, higher plant cover influences the presence and abundance of trophic groups. Only extensive and recreational pond classes can be considered as a sustainable ES.

WQR did not seem to be correlated with intensification of practices. Semi-intensive ponds supplied the lowest level of WQR, even though water quality tends to decrease as intensification of pond management increases (Boyd and Tucker, 2012; Vanacker *et al.*, 2016; Vanacker *et al.*, 2018). Inorganic fertilizers and manure can increase nutrient concentrations in water directly (Keeler *et al.*, 2012). Lime increases nutrient concentrations indirectly by increasing mineralization rates in the sediment (Boyd & Tucker, 2012). Moreover, nutrient concentrations may directly influence bacteria and phytoplankton communities and their associated functional traits (Reynolds, Huszar, Kruk, Naselli-Flores, Melo, 2002; Weithoff, 2003), indirectly modifying the rate at which nutrients are removed from ponds. The influence

of fertilizers, manure, and lime is confirmed by the environmental work required for this ES. The UEV of WQR was correlated with intensification of practices. The levels of ESI indicate that all pond classes can be considered as sustainable for WQR. Our assumption that nutrients from the ecosphere were not renewable (i.e. UEV for nutrients from nature = $2.71 \cdot 10^{13}$ seJ/g (Cohen, *et al.*, 2006)) decreased the estimated renewability of this ES. However, since we did not know precisely the sources of all nutrients in the ponds (e.g. nitrification by bacteria, agricultural run-off), we preferred to assume a worst-case scenario.

4.1.2. Comparison of ES levels in literature

Comparing the estimated ES supply with those of other studies is relatively challenging, since no other studies have performed direct biophysical accounting of ES. While AFISA can be compared to fish production in conventional pond studies, the other ES have to be compared to other ecosystems, ideally with an emergy-related study. AFISA can be compared to the fish production observed by Wilfart *et al.* (2013): 280 kg/ha in an extensive pond and 360 kg/ha in a semi-extensive pond in the Lorraine region of France. The environmental work required to produce the fish was $4.1 \cdot 10^{13}$ and $8.7 \cdot 10^{14}$ seJ/kg fish, respectively. For the extensive and semi-extensive ponds studied in the Dombes region, the AFISA and related environmental work ($2.61 \cdot 10^{13}$ and $8.46 \cdot 10^{14}$ seJ/kg, respectively) lay in the same range as those from Lorraine. Differences between the studies may be due to the complexity of biological models, since Wilfart *et al.* (2013) used only a simple mass-balance model. They focused on fish production and compared their ponds to a recirculated water system. In contrast, we assessed ES by modeling pond ecosystems; thus, the biological model had to embody all relevant compartments of ponds that contribute to ES supply. The biological model considers more emergy inputs into fish production, such as upstream DIM (e.g. due to grazing on phytoplankton), than the model of Wilfart *et al.* (2013).

Campbell and Brown (2012) estimated ES from forests in the United States (US) and their associated environmental work. They evaluated 13 ES, but only four were similar to those in our study. The emergy of AFISA for all ponds in our study is higher than that of US forest fish production ($2.5 \cdot 10^{12}$ seJ/ha). The water supply from US forests ($1.7 \cdot 10^{14}$ seJ/ha) is similar to the environmental work associated with the HCFM of extensive and recreational ponds in our study, since the latter depends less on biological dynamics than on rain, seepage and evaporation. The carbon sink of US forests ($8.5 \cdot 10^{13}$ seJ/ha) is 99% lower than the environmental work associated with the GCR of the ponds in our study. Water cleaning of US forests ($2.6 \cdot 10^{14}$ seJ/ha) is lower than the environmental work associated with the WQR of the ponds in our study ($1.10 \cdot 10^{16}$ to $1.30 \cdot 10^{17}$ seJ/ha) because the forests, as natural ecosystems, have different nutrient inputs. Overall, fishponds need more environmental work to supply ES than forests because of the use of technosphere inputs. Moreover, since US forests can cover thousands of ha, 1 ha of forest emergy may be influenced mainly by other flows from the forest. In contrast, since Dombes fishponds lie in a chain in an agricultural landscape, they are influenced more by managed

ecosystems than by natural ecosystems. Thus, in addition to the type of ecosystem of interest (natural forest vs. managed pond), the landscape and variety of ecosystems surrounding it could influence emergy flows.

WC and LC were not related to intensification of pond practices and were similar for all pond classes. Most WC was due to pond filling (Boyd & Gross, 2000), while most LC was due to area of the pond itself. All other potential environmental impacts were correlated with the intensification of practices. Compared to the fishponds in Lorraine (Wilfart *et al.*, 2013), we estimated similar results and drew similar conclusions about the impacts. These similarities can be explained mainly by the similarity of pond management in France. Moreover, both studies considered the same background processes, which can also influence the results. Most EUT and GWP impact was due to artificial feed and transport from farm to fishpond, while most TCED was due to artificial feed, production of juvenile fish and transport from farm to fishpond (Wilfart *et al.*, 2013).

4.2. PoESIE sensitivity to pond practices

The interpretation step of PoESIE identifies significant issues. The ideal goal of sustainable pond farming is to maximize ES while minimizing impacts and environmental work. Synergies and trade-offs within and between bundles of supplied ES and bundles of impacts must be stated to make decisions about pond management. Since freshwater ponds in France have lower productivity than ponds in tropical countries, intensification of practices in the Dombes region remains in a limited range.

All ES except WQR were correlated with intensification of practices, AFISA and GCR positively so (Fig. 4.6). Intensive and semi-intensive ponds supplied four ES at the highest level, while semi-extensive ponds supplied three ES at the highest level. Intensive and semi-intensive ponds differed in their supply of MFAU and WQR: the former supplied the highest WQR but lower MFAU, while latter supplied the highest MFAU but the lowest WQR.

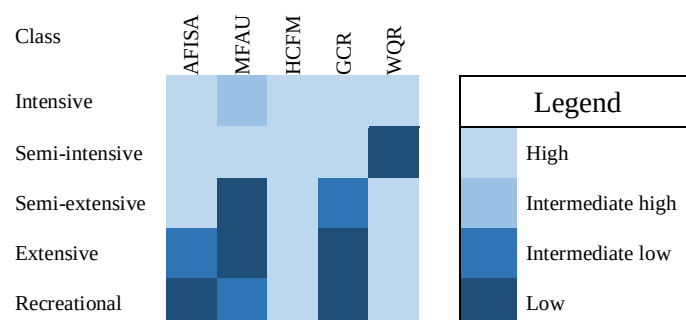


Figure 4.6 Level of ecosystem services supplied as a function of pond class. Lighter color indicates a higher supply of ES or a lower level of disservice. AFISA is animals from in situ aquaculture, MFAU is materials for agricultural uses, HCFM is hydrological cycle and flow maintenance, GCR is global climate regulation and WQR is water quality regulation.

Environmental work showed a similar pattern for AFISA and HCFM and for MFAU and GCR (Fig. 4.7). Recreational ponds had the best environmental work profiles. The pond classes show similar ESI pattern whatever the SE. Although %R differed significantly among ES, it ranks the same for the pond classes. Thus, intensification of practices influences the indicators but does not change the sustainability greatly. Intensive practices seem to be the best way to manage ponds to supply ES. Although special effort should be made to manage the ecosystem functions underlying MFAU supply.

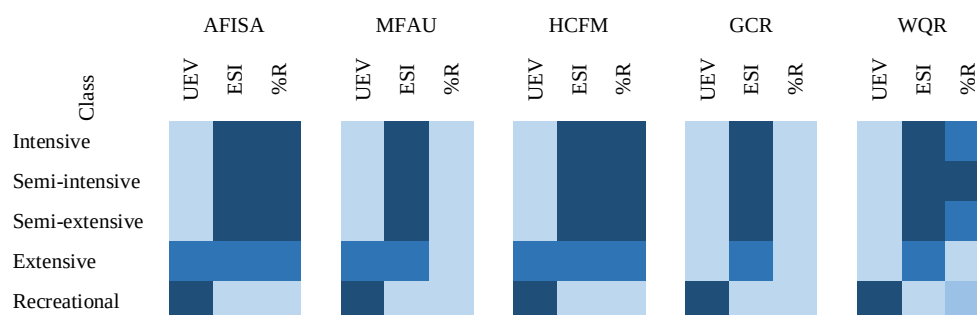


Figure 4.7 Level of environmental impacts as function of pond class. UEV is unit energy value, ESI is environmental sustainability index and %R is percentage of renewable energy. Lighter color indicates a higher supply of ES or a lower level of disservice. AFISA is animals from in situ aquaculture, MFAU is materials for agricultural uses, HCFM is hydrological cycle and flow maintenance, GCR is global climate regulation and WQR is water quality regulation.

Environmental impacts seemed also to be sensitive to intensification of practices, except for WC and LC, which were related to physical components of fishponds (Fig. 4.8). EUT was at low level in intensive classes. GWP was much lower than GCR, and the more intensive the pond class was, the less GHGs were emitted to the atmosphere. TCED differed only for recreational ponds, which were at a higher level.

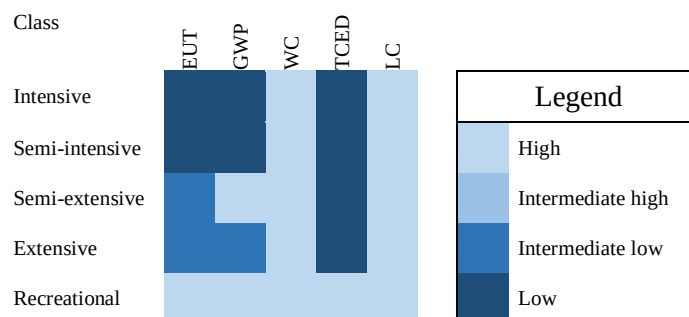


Figure 4.8 Level of environmental impacts as a function of pond class. EUT is eutrophication, GWP is global warming potential, WC is water consumption, TCED is total cumulative energy demand and LC is land competition. AFISA is animals from in situ aquaculture, MFAU is materials for agricultural uses, HCFM is hydrological cycle and flow maintenance, GCR is global climate regulation and WQR is water quality regulation.

Comparing the three assessments ways of PoESIE (i.e. ES supply, environmental impacts, and environmental work), intensive ponds appeared to supply the highest levels of ES (especially regulation ones), which compensated their environmental impacts (Fig. 4.9). The environmental work they required was one the highest and similar to that of less intensive management. To minimize the environmental impacts and work required, specific attention should focus on transport of inputs and the origin of feed ingredients.

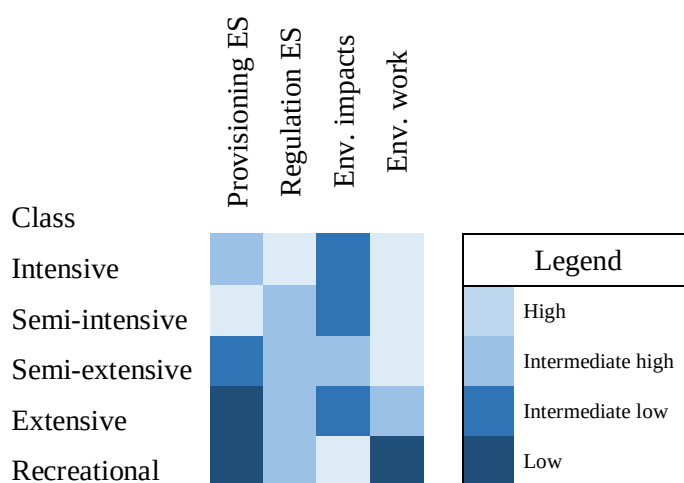


Figure 4.9 Summary of assessment of ecosystem services (ES), environmental impacts and environmental work as a function of pond class

4.3. PoESIE limits

Here, PoESIE was applied to fishpond systems to assess their ES, and results were consistent with the literature and expert opinion. PoESIE can be adapted to other case studies, however, especially those with strong connections between the ecosphere and technosphere. Nonetheless, this initial application of PoESIE remained at the midpoint assessment level. Further research about endpoint indicators of ES should be done to perform more completed PoESIE assessments. Endpoint assessment of ES could indicate biophysical benefits due to ES supply, and endpoint values of ES could be

correlated more with human well-being (see Chapter 3). Some assessment of endpoint provisioning ES could be based on recent research on impacts of food/diet changes on health (Heller *et al.*, 2013). Nonetheless, to assess the benefits of by including fish in the diet, interviews and data about such diets would have to be collected.

PoESIE does not indicate which models should be used (which depend on the system and ES studied) and requires a large amount of data to perform calculations. In addition, while EA indicators have threshold values, impact categories and ES indicators currently do not. The thresholds for ES depend on the recognition and use of ES by people (Mathé, Rey-Valette, 2015), land occupation in the landscape and the ES supplied by other ecosystems (Bennett, Isaacs, 2014; De Groot, Alkemade, Braat, Hein, Willemsen, 2010; Euliss, *et al.*, 2010). Furthermore, the threshold values of ES have to be defined.

In addition, PoESIE counts several flows twice, such as the nitrogen that phytoplankton remove from the water, which moves up the trophic chain in zooplankton and fish. This nitrogen is aggregated into both AFISA and WQR. Some emergy flows are also counted twice. We believe, however, that double counting poses a problem only if the ES involved belong to the same category (*e.g.* provisioning, regulation), and PoESIE's flow-classification step prevents this from happening.

PoESIE method does not consider cultural ES, mainly because it is based on an environmental method and related biophysical measurements. In general, incorporating cultural ES and social aspects into environmental assessment is challenging (Satz *et al.*, 2013), though EA can consider social aspects (Lei and Wang, 2008; Lei *et al.*, 2014; Ulgiati *et al.*, 2011; Ulgiati and Brown, 2012). Huang *et al.* (2011) considered the total emergy value as the emergy value of all cultural ES, and it would be possible to do the same in the PoESIE framework. Standard LCA currently does not consider social aspects, but social LCA does (Jørgensen, 2013; Jørgensen *et al.*, 2008). Although social LCA cannot currently assess cultural ES directly, future advances in social LCA may allow it to do so. Inclusion of social LCA would allow PoESIE to consider social impacts of ES supply.

5. Conclusion

Given their low productivity and few human operations, freshwater ponds in France are considered as semi-natural ecosystems that provide several ES. Most of them (AFISA, MFAU and WQR) depended on the intensification of management. In contrast, GCR did not, and was considered as a disservice because of the release of GHGs. HCFM varied little among levels of intensification because the water cycle is connected more to physical flows (rain, evaporation). Environmental impacts and environmental work of the freshwater ponds were strongly correlated with the intensification of practices. EA provides information that relates environmental impacts to the ES.

According to the three assessments of PoESIE, intensive ponds supply more ES than the other pond classes and require one of the lowest amounts of environmental work. Moreover, their ES can be considered to compensate their environmental impacts. To minimize environmental impacts and

the environmental work required, specific attention should focus on transport of inputs and the origin of feed. Changes in feed origin and less surveillance could be a good way to decrease impacts, especially TCED, GWP and EUT. Nonetheless, less surveillance may increase predation (by cormorants and other fish-eating birds), thus decreasing fish yields dramatically. These changes could also increase the sustainability of ES supply by ponds.

PoESIE is able to assess ES, environmental impacts and environmental work, which are useful to show trade-offs among management practices and their associated bundles of ES and/or environmental impacts. Nonetheless, further research is needed to use PoESIE to perform endpoint assessment of ES, develop threshold values for ES and consider cultural ES. Because PoESIE is based on an environmental method, it does not consider cultural ES. Social LCA may be an approach to adopt to assess ES, but the challenge of adapting it must be addressed.

« Ce prétendu fond de la réalité objective n'est que le dernier résidu de nos sensations les plus essentielles. Le matérialiste croit faire de la science positive : il fait, lui aussi, tout comme l'idéaliste, de la poésie métaphysique ; seulement ses poèmes, avec leurs constructions imaginatives, sont écrits en langue d'atomes et de mouvements, au lieu d'être écrits en langue d'idée. Les symboles qu'il choisit sont plus voisins du terre-à-terre et de la réalité visible, ils ont plus de portée et plus de généralité ; mais ce sont toujours des symboles. Ce sont en quelque sorte, des métaphores où les termes scientifiques perdent leur sens positif pour prendre un sens métaphysique, transportés qu'ils sont dans un domaine que n'atteint pas l'expérience. Ceux de nos savants qui spéculent ainsi sur la nature des choses sont des Lucrèce qui s'ignorent. »

Guyau Jean-Marie.
Irréligion de l'avenir. 1902. Felix Alcan, Paris.

Chapitre 5– Discussion générale

Les objectifs de ce travail de thèse portaient sur l'identification des SE de la pisciculture d'étang en France et sur la manière de les évaluer. A partir des objectifs de la thèse, une série de questions ont été formulées :

Q 1. Quels sont les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang en France?

Q 2. Quelle(s) méthode(s) utiliser afin d'évaluer les services écosystémiques fournis par un écosystème anthropisé ?

Q 2.1. Comment relier le fonctionnement biophysiques d'un étang aux SE qu'il fournit ?

Déclinées en :

Q 2.2. Comment utiliser les méthodes sélectionnées dans le but d'évaluer les services écosystémiques d'un écosystème anthropisé ?

Q 3. Quels sont les niveaux de services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française ?

Et enfin :

Q 3.1. Existe-t-il des synergies ou compromis entre les différents services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française ?

Q 3.2. Existe-t-il des synergies ou compromis entre les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang française et les impacts liés à la gestion piscicole ?

La discussion générale des apports de la thèse tentera d'aborder ces points en suivant le plan général de la méthode PoESIE depuis son étape initiale. Dans une première partie, nous discuterons des objectifs et du champ de l'étude de la méthode PoESIE. La deuxième partie de la discussion concerne l'inventaire de PoESIE. Cet inventaire résultant en grande partie de la modélisation des étangs, le modèle général de l'étang sera discuté. La troisième partie nous conduira à discuter des résultats issus de l'application de PoESIE aux étangs piscicoles. Les trois différentes méthodes d'évaluation de PoESIE seront discutées.

1. Les services écosystémiques

1.1. La définition des services écosystémiques des étangs

Les SE sont basés sur 3 concepts philosophiques différents : l'anthropocentrisme, l'utilitarisme et l'instrumentalisme. Ils appartiennent à trois champs différents de la philosophie : philosophie de l'environnement, philosophie de la morale et philosophie des sciences. Cependant, ces concepts ne sont pas monolithiques et possèdent des variantes.

Si l'anthropocentrisme fort ne reconnaît que des valeurs utiles aux autres espèces (Norton, 1984), certaines de ces valeurs sont prises en compte dans les SE culturels (Chan *et al.*, 2012). Cependant, certaines applications du concept de SE ont induit l'abandon de la biodiversité (*i.e.* l'abondance et la richesse spécifique) au profit de l'utilisation de trait fonctionnel pour fournir des SE spécifiques. Par exemple, en Californie, les pollinisateurs ont été retirés des orangeries californiennes, car ils polonisaient à la fois les orangers classiques et des orangers génétiquement modifiées pour ne pas produire de pépins (Sagoff, 2011). Ainsi, les oranges génétiquement modifiées pouvaient présenter aussi des pépins et cela pouvaient faire baisser leurs prix sur le marché. C'est ainsi que les SE, qui devraient servir à la protection de la biodiversité par la reconnaissance de son utilité, peuvent servir uniquement à maximiser l'utilité pour les humains.

L'utilité peut être définie comme une fonction de maximisation du bien-être humain. L'utilitarisme dans les SE est présenté comme une maximisation du bien-être des humains. Cette formulation se rapproche des définitions originelles et usuelles de l'utilitarisme de Bentham (1780) ou de Mill (1895). Tout d'abord, le bien-être est rattachable à l'individu mais pas à une population (Maris, 2014b), et l'individualisme ne va pas de soi à l'échelle planétaire (Taylor, 1989). De plus, il existe différentes variantes de l'utilitarisme, par exemple, l'utilitarisme négatif se définit sa fonction d'utilité comme étant de vouloir « minimiser la souffrance » (Walker, 1974). Cette doctrine philosophique peut se rapprocher du Bouddhisme et pourrait vraisemblablement être plus facilement applicable dans des régions où cette philosophie est la plus implantée (Contestabile, 2014). De plus, ce changement dans la fonction d'utilité pourrait avoir une influence sur l'évaluation des SE. En effet, nous pouvons imaginer que l'approvisionnement serait fait pour éviter les famines, les carences etc. et non en fonction du bien-être ou plaisir hédoniste des humains.

L'instrumentalisme considère que les modèles (et concepts) scientifiques ne sont que des outils permettant de concevoir de manière commode des phénomènes et potentiellement de faire des prédictions (Stahl, 2013). De plus, nous ne pouvons pas tirer de conclusion ontologique des concepts étudiés par ces modèles. Ce concept semble bien adapté aux SE, car la nature n'a pas été conçue dans le but de nous fournir des SE (Daily, 1997; Maris, 2014b) mais les SE permettent de réduire la complexité des écosystèmes à des composantes plus simples (Norgaard, 2010).

1.2. Les services écosystémiques de la pisciculture d'étang

Nous avons pu répondre à la question « Quels sont les services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang en France? ». Nous avons commencé notre réflexion sur l'aquaculture, puis nous nous sommes recentrés sur les SE fournis par la pisciculture d'étang. L'aquaculture peut fournir 41 SE et la pisciculture d'étang française peut en fournir 20. Cependant, seulement 5 SE de la pisciculture ont pu être évalués via la méthode PoESIE.

Nous avons choisi la CICES V 4.3 comme typologie de base pour définir les services écosystémiques des étangs piscicoles français. Ce choix a permis d'établir les SE fournis par la pisciculture d'étang à partir de ceux définis pour l'aquaculture (Willot *et al.*, 2019). Cependant, il aurait été possible d'utiliser une autre typologie de base comme celle du MEA (2005) ou celle de Wallace (2007). La typologie de Wallace (2007) propose un cadre plus utilitariste que celui de la CICES, qui est plus proche des processus et fonctions écosystémiques (chapitre 1). Cela aurait pu modifier une partie de l'évaluation, car par exemple, les SE de régulation correspondent pour Wallace (2007) à « un environnement physique et chimique bénin ». Ainsi, il incorpore directement des notions de seuils pour qu'un SE soit effectif. Un environnement bénin pourrait être déterminé avec des seuils obtenus de la littérature scientifique (Van Leeuwen, 2000), des politiques publiques (Adger *et al.*, 2009; Bulkeley et Gregson, 2009; Jasanoff, 1987), ou encore de la perception des parties prenantes (Johnson et Covello, 2012; Slovic et Weber, 2002; Weber et Hsee, 1998). Un seuil doit être déterminé pour chaque molécule ou SE afin de déterminer si celui-ci participe à un environnement physique et chimique sain. Ceci rajoute de la complexité à une évaluation des SE, car ces seuils peuvent être dépendants du contexte culturel (Johnson et Covello, 2012; Renn et Rohrmann, 2000), tout comme les SE (Diaz *et al.*, 2018). Il est donc nécessaire de bien maîtriser les notions sous-jacentes aux cadres méthodologiques des services pour envisager leur application à un écosystème particulier.

D'autres processus écosystémiques auraient pu être ajoutés à notre étude. De ces processus auraient pu émerger de nouvelles fonctions écosystémiques ; et de ces nouvelles fonctions écosystémiques des SE qui n'ont pas été évalués. En particulier, les étangs peuvent retenir, diluer ou métaboliser les produits phytosanitaires (Diaz *et al.*, 2018; Lazartigues *et al.*, 2012; Lazartigues *et al.*, 2013a; Lazartigues *et al.*, 2013b). Ainsi, certains des processus associés aux produits phytosanitaires au sein de l'étang peuvent être des fonctions écosystémiques (Ensberg *et al.*, 1974; Steenland, 1996). Ces fonctions pourraient être associées à un SE de régulation, tel que « bio-remédiation via les micro-organismes, les algues, les plantes, et les animaux » ou « filtration / séquestration / stockage / accumulation via les micro-organismes, les algues, les plantes, and les animaux » (Haines-Young et Potschin, 2013). Ce SE et ces flux de pesticides pourraient être comparés ou associés à la catégorie d'impact « freshwater aquatic ecotoxicity » en ACV et ce SE pourrait être évalué avec la méthode USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008) par exemple. Ainsi, il est probable que de nombreux autres SE de régulation puissent être évalués, ce qui n'est pas le cas actuellement.

1.3. Les services écosystémiques des étangs piscicoles et leur biodiversité

Originellement, les SE furent conçus dans le but de montrer l'utilité de la biodiversité et *in fine* de la protéger. Les données fournis par l'ISARA (Vanacker *et al.*, 2015; Vanacker *et al.*, 2018; Vanacker *et al.*, 2016) incluent des métriques de biodiversité, par exemple la richesse spécifique des libellules, macrophytes ou du phytoplancton ou encore le recouvrement des macrophytes. Leurs intégrations auraient pu être possible dans certains SE culturels à l'état de SE potentiel, tel que le SE « Experiential use of plants, animals and land-/seascapes in environmental settings ». Cependant, sans enquêtes auprès des parties-prenantes, il peut être difficile de connaître les espèces à considérer comme pouvant porter une valeur particulière auprès des différentes parties-prenantes.

Une analyse approfondie des liens entre biodiversité et niveau de SE fournis devraient être effectuée. Cette analyse permettrait d'établir s'il y a une corrélation entre les SE et la biodiversité, soit sous forme de richesse spécifique (Engelhardt et Ritchie, 2001), d'abondance des espèces (Winfrey *et al.*, 2015), de réseau des communautés (Ostfeld et LoGiudice, 2003) ou de traits fonctionnels (Wood *et al.*, 2015).

2. L'évaluation des services écosystémiques avec la méthode PoESIE

La méthode PoESIE a été développée dans le but de répondre aux questions : « Quelle(s) méthode(s) utiliser afin d'évaluer les services écosystémiques fournis par un écosystème anthropisé ? » et « Quels sont les niveaux de services écosystémiques fournis par la pisciculture d'étang ? ». Dans un premier temps, nous discuterons de l'utilisation de l'ACV et de l'EA afin d'évaluer les SE; puis, de l'application de cette méthode dans le but d'évaluer les SE de la pisciculture d'étang.

2.1. Méthode d'évaluation des services écosystémiques

2.1.1.Goal and scope

Bien que non-usuelle en ACV (Zhang *et al.*, 2010a; Henriksson *et al.*, 2012; Koellner *et al.*, 2013), la fonction d'occupation et de valorisation de surface utilisée dans PoESIE (traduite par l'unité fonctionnelle en ACV) semble particulièrement adaptée à l'évaluation des SE, du travail environnemental requis et des impacts environnementaux associés à un écosystème. Elle permet de faire référence à une unité commune et garde l'homogénéité entre les trois analyses. De plus, la gestion des SE, attachée à un écosystème, se conçoit implicitement à l'échelle paysagère ou à celle du bassin versant (Tscharntke *et al.*, 2005; Potschin et Haines-Young, 2013; Wu, 2013). Ainsi, la gestion des SE s'applique naturellement à l'occupation des surfaces et à la fourniture en SE de ces surfaces.

Les frontières de système utilisées dans PoESIE semblent elles aussi adaptées aux trois différentes modalités d'évaluation. Ce point est confirmé lors de l'application de la méthode qui permet d'obtenir des valeurs cohérentes entre ces trois modalités.

Les frontières de systèmes utilisées dans l'ACV et l'EA ne sont pas totalement cohérentes entre elles (Li et Wang, 2009; Ingwersen, 2011; Rugani et Benetto, 2012; Raugei *et al.*, 2014). En effet, l'ACV ne prend pas en compte certains intrants usuels de l'EA, tel que le soleil ou le travail humain ; et inversement, certains matériaux bruts pris en compte en ACV ne le sont pas nécessairement dans l'EA (Rugani et Benetto, 2012). Des travaux complémentaires seront nécessaires à l'avenir afin d'améliorer la cohérence entre les frontières de l'ACV et de l'EA. Pour autant, une avancée a été faite, elle est présentée dans l'Annexe 2, afin d'améliorer les frontières entre les 2 méthodes d'évaluation environnementale. Cette avancée porte principalement sur l'obtention d'un inventaire commun pour évaluer à la fois les impacts environnementaux et le travail environnemental.

2.1.2. Inventaire dans PoESIE

La modélisation des SE et des flux associés est une étape cruciale de PoESIE. Afin d'évaluer les SE à partir d'un modèle biophysique de l'écosystème, un grand nombre de données sont nécessaires. Il faut à la fois utiliser des données biophysiques *in situ*, des données de pratiques de gestions, des modèles issus de la littérature, etc. De plus, ces modèles et données proviennent de sources différentes, comme des données issues d'études écologiques. Il en résulte une modélisation complexe, faisant intervenir différentes échelles.

Cependant, le modèle général du fonctionnement de l'étang piscicole utilisé est un modèle statique. Il ne rend pas compte de la différenciation spatio-temporelle de la fourniture des SE (Kandziora *et al.*, 2013; Sturck *et al.*, 2015; Wolf *et al.*, 2010). Par exemple, la régulation du climat global se fait en fonction de l'activité biologique au sein de l'étang ; le disservice augmentera probablement avec la saison chaude, l'augmentation de l'activité métabolique des poissons et l'augmentation du taux de minéralisation au sein de l'étang (Bachasson, 2012). Une fluctuation de ce SE est aussi probable lors du passage du jour (avec la photosynthèse des plantes et phytoplancton) à la nuit (respiration pour tous les organismes) tandis que la récolte du poisson ne se fait en général qu'en une seule fois lors de la vidange de l'étang. L'ensemble de ces phénomènes doit être correctement évalué pour s'assurer dans quel sens le service sera rendu à une échelle temporelle adéquate : le cycle de production pour l'approvisionnement en poisson ou la régulation de la qualité de l'eau, ou un pas de temps journalier pour la régulation du climat global.

Les frontières du système utilisées dans PoESIE semblent elles aussi adaptées aux trois différentes modalités d'évaluation. Ce point est confirmé lors de l'application de la méthode qui permet d'obtenir des valeurs cohérentes entre ces trois modalités.

La définition des flux pris en compte et qui interviendront dans le calcul des services et impacts dans un système aussi complexe que les étangs, demeure problématique. Par exemple, nous avons considérés les émissions de carbone biogénique (CO₂, CH₄) qui sont considérées comme ayant une balance neutre (Helin *et al.*, 2013; Levasseur *et al.*, 2013; Wiloso *et al.*, 2016). Dans un contexte de

changement global, il est possible que les modifications des écosystèmes induisent un changement des flux de carbone au sein des écosystèmes (Bachelet *et al.*, 2001; Bellard *et al.*, 2012; Blois *et al.*, 2013). Et finalement, ce changement au sein de l'écosystème pourrait avoir un impact sur les émissions de GES et le changement climatique (Chapin III *et al.*, 2012). Cependant, même en admettant une hypothèse de neutralité des flux de carbone biogénique, dans le cadre des SE si un écosystème émet des GES, un autre les séquestrera. Ainsi, il faudrait évaluer les écosystèmes ayant un bilan carbone positif et ceux qui ont un bilan carbone négatif. Mais, même dans un contexte de changement climatique, il ne faut pas négliger les autres SE fournis.

2.1.3. Etape d'évaluation

2.1.3.1. Evaluations des services écosystémiques

L'utilisation de facteurs de caractérisation afin d'évaluer les SE d'approvisionnement ou de régulation semble adaptée (Kuittinen *et al.*, 2016). Cependant, ils ne sont pas conçus dans le but d'évaluer des SE mais des impacts environnementaux. Ainsi, il faudrait développer des facteurs de caractérisation spécifiques à la fourniture de SE. De plus, aucune méthode end point ne semble être adaptée à l'évaluation des bénéfices dérivés des SE, pour l'instant. De nombreuses recherches tentent d'évaluer les dommages ou avantages dérivés de certains impacts environnementaux et de certains produits. Par exemple, Heller *et al.* (2013) cherchent à évaluer l'impact de changement de régimes alimentaires sur la santé. Ce type de recherche pourrait être utilisé pour évaluer l'inclusion d'un nouveau SE au sein d'un régime alimentaire et ainsi évaluer les bénéfices dérivés des SE en fonctions de leurs usages par les différentes parties prenantes.

2.1.3.2. Evaluations des impacts environnementaux

L'évaluation des impacts environnementaux dispose d'un cadre robuste. Elle s'effectue comme lors d'une ACV attributionnelle conventionnelle. L'intégration ou la comparaison avec les ES permet de donner une vision plus globale de la durabilité d'un écosystème (anthropisé). Cependant, certains SE et impacts sont réalisés de manière localisée, tel que l'eutrophisation (Gowen, 1994). Il est plus difficile de parler de compensation entre les SE et les impacts générés par un écosystème anthropisé dans ce cas. Par contre, ces SE ou impacts « locaux » peuvent compenser ou être compensés de manière locale avec des impacts ou SE équivalents.

2.1.3.3. Evaluation du travail environnemental

La partie EA est identique à une application usuelle de l'EA. L'intégration et l'utilisation des nouveaux indicateurs d'EA relatifs à la production de SE aurait pu se montrer utile, particulièrement afin de comparer notre étude avec celle de Yang *et al.* (2019). Ces indicateurs semblent être plus adaptés pour qualifier la co-production de différents SE par un même écosystème. Ils pourraient être intégrés dans des futures utilisations de la méthode PoESIE. Ces indicateurs sont spécifiques à l'aspect multi-production des SE, un écosystème fournissant toujours différents SE à la fois. Ils permettraient de

prendre en compte, non seulement les éléments usuels de l'EA, mais aussi l'efficacité émergétique du SE par rapport à l'efficacité de tout l'écosystème.

2.1.4. Améliorations possibles de PoESIE

2.1.4.1. Cohérence des frontières de systèmes

Les frontières du système utilisées dans l'ACV et l'EA ne sont pas totalement cohérentes entre elles (Li et Wang, 2009; Ingwersen, 2011; Rugani et Benetto, 2012; Rauei *et al.*, 2014). En effet, l'ACV ne prend pas en compte certains intrants usuels de l'EA, tel que le soleil ou le travail humain ; et inversement, certains matériaux bruts pris en compte en ACV ne le sont pas nécessairement dans l'EA (Rugani et Benetto, 2012). Des travaux complémentaires seront nécessaires à l'avenir afin d'améliorer la cohérence entre les frontières de l'ACV et de l'EA. Pour autant, une avancée a été faite lors du chapitre 2 afin d'améliorer les frontières entre les 2 méthodes d'évaluation environnementale ; cette avancée porte principalement sur l'obtention d'un inventaire commun pour évaluer à la fois les impacts environnementaux et le travail environnemental.

L'utilisation du logiciel SCALEM (Marvuglia *et al.*, 2013) permet d'étendre les frontières de l'EA à celle de l'ACV (*i.e.* ajout des matériaux bruts). Cependant, il est nécessaire d'ajouter des intrants de l'EA au sein de l'ACV afin de compléter la cohérence entre les frontières (Marvuglia *et al.*, 2013). Les résultats de l'application de SCALEM sur le modèle étang et les SE d'intérêt (la production piscicole) sont différents en fonction de l'inclusion ou non de l'ICV. L'inclusion de l'ICV fait remonter l'inventaire émergétique jusqu'aux matériaux bruts et à tous les processus nécessaires à l'obtention d'un produit (Marvuglia *et al.*, 2013). En conséquence, les flux d'emergy sont plus importants et la durabilité des systèmes semble plus faible avec cette intégration (Chapitre 2). Cependant, l'intégration de divers intrants de l'EA doivent encore être faite dans l'ACV. Le travail humain pourrait, par exemple, être inclus dans l'ICV via une méthode économique entrée/sortie adaptée à l'ACV (Rugani *et al.*, 2012).

Néanmoins, l'utilisation de SCALEM dans le cadre de l'évaluation des SE peut poser des problèmes. *A contrario* des modèles usuels de l'EA, notre modèle d'étang prend en compte 141 flux et 25 éléments. Dans SCALEM, il faut modéliser individuellement chacun des flux et leurs relations ; et, cette modélisation doit être individualisée pour les 135 étangs sans possibilité d'automatisation. A défaut d'automatisation ou de simplification de modélisation, cette technique n'a pas été retenue pour évaluer les SE.

2.1.4.2. Intégration des services écosystémiques culturels

En l'état, la méthode PoESIE est dans l'impossibilité d'évaluer les SE culturels ; cela est dû à la nature des méthodes ACV et EA utilisées comme base de la méthode PoESIE. Il pourrait être possible d'utiliser l'ACV sociale (Dreyer *et al.*, 2010; Jørgensen, 2013; Jørgensen *et al.*, 2008) afin d'évaluer les SE culturels.

L'ACV sociale permet d'évaluer les impacts sociaux liés à une production (Jørgensen *et al.*, 2008; Jørgensen, 2013). Ainsi, en plus des impacts environnementaux, la prise en compte des impacts sociaux permettraient d'intégrer différents éléments influençant le bien-être des populations, depuis la genèse des SE (Jørgensen *et al.*, 2008) jusqu'aux aspects sociaux liés à la production (Dreyer *et al.*, 2010). Cependant, il reste des enjeux méthodologiques lors de l'intégration de l'ACV sociale dans une ACV attributionnelle (Grießhammer *et al.*, 2006). Ces difficultés pourraient être augmentées en voulant intégrer l'ACV sociale dans la méthode PoESIE.

L'ACV sociale permettrait d'évaluer (via enquêtes, données sur le tourisme) certains SE culturels liés aux étangs. Bien que l'ACV sociale possède ses propres facteurs de caractérisations (Dreyer *et al.*, 2010), il sera nécessaire comme pour la partie environnementale de PoESIE, de modifier ces facteurs de caractérisation ou d'en développer des nouveaux.

Il est possible d'évaluer certains SE culturels directement avec l'EA (Zhang *et al.*, 2010a; Huang *et al.*, 2011) ou d'évaluer les activités culturelles et / ou économiques (Higgins, 2003; Lei et Wang, 2008; Lei *et al.*, 2008). Huang *et al.* (2011b) proposent d'utiliser l'énergie totale du système comme traduction du travail environnemental requis pour la catégorie des SE culturels dans sa totalité. Nous ne l'avons pas fait, car les valeurs d'énergie, traduisant les flux d'énergie, ne sont pas aux mêmes niveaux de précision que les autres SE (catégorie complète contre un SE spécifique). Cependant, il est toujours possible d'utiliser l'énergie totale du système pour traduire la valeur de la catégorie des SE culturel (Huang *et al.*, 2011a). Huang *et al.* (2011 a,b) considèrent que l'ensemble de l'énergie d'un écosystème correspond à l'ensemble de l'énergie pour chaque catégorie de SE. A défaut d'avoir des valeurs des SE culturels, ils ont utilisé cette valeur. Si l'ACV sociale pourrait évaluer les SE culturels, il reste encore à construire le modèle emergy capable de prendre en compte ce background social afin d'évaluer ces SE et leurs besoins en travail environnemental.

2.2. Niveau de services écosystémiques fourni par la pisciculture d'étang

Nous n'avons pas évalué d'écosystèmes naturels avec la méthode PoESIE. Nous n'avons donc pas pu déterminer de niveaux de services de base pour les systèmes aquatiques. Une valeur pour un écosystème d'eau douce équivalent à un étang piscicole permettrait de mieux comprendre le rôle de l'humain dans la fourniture des SE en ayant un écosystème « témoin ». Cependant, le faible degré d'intensivité de certaines classes d'étangs fait rapprocher ces étangs d'écosystèmes naturels. Leurs résultats cohérents semblent indiquer la possibilité d'utiliser la méthode de façon plus large que pour les systèmes anthropisés.

Les éléments de la technosphère et les différents modèles utilisés proviennent de précédentes études sur les SE des étangs (Hunter et Toney, 2005; Prévot, 2019; Wilfart *et al.*, 2013b). Les données de l'ICV proviennent à la fois de ces précédentes études et de la littérature (Bachasson, 2012; Jaeger et Aubin, 2018b). Cette démarche nous a permis de nous assurer de la cohérence de nos

travaux avec des études antérieures. Cependant, les hypothèses de simplification qui ont été nécessaires, ne permettent pas de délimiter une technosphère correspondant totalement avec la réalité mais plutôt à une image générale des pratiques de gestion des étangs.

La modélisation des flux d'énergie prend en compte 25 éléments et 141 flux entre ces différents éléments. Elle se fait à partir des modèles établis précédemment (écosystème et ACV). Les résultats analogues avec les autres études EA de la pisciculture d'étang en France indiquent qu'il n'est pas forcément nécessaire de détailler de façon aussi fine le fonctionnement interne des écosystèmes. De plus, Odum (1996) préconise de ne pas dépasser une dizaine d'éléments lors d'une évaluation par EA. La proximité entre les résultats de Wilfart *et al.* (2013) et les nôtres confirment néanmoins la cohérence de notre approche.

L'utilisation de PoESIE permet d'évaluer les SE avec les avantages de l'ACV et de l'EA. PoESIE permet d'avoir une valeur *utilisateur* du SE et un point de vue *donneur* de la durabilité de sa fourniture. Le point de vue *utilisateur* correspond à ce que nous pouvons tirer des SE, que cela soit en terme de quantité fournie en SE (indicateurs *midpoint* de l'ACV) ou de bénéfices dérivés des SE (indicateurs *endpoint* de l'ACV). Le point de vue *donneur* apporte des informations peu étudiées dans le domaine des SE. L'énergie est la contrepartie nécessaire à la production de SE (Grönlund *et al.*, 2015; Pulselli *et al.*, 2011) : à la fois en terme de travail environnemental requis à la fourniture des SE, de l'efficacité de l'utilisation des ressources renouvelables et non-renouvelables et de la durabilité de la fourniture des SE via différents indicateurs de l'EA.

2.2.1. Services écosystémiques des étangs piscicoles

La méthode PoESIE a permis d'évaluer les SE fournis par la pisciculture d'étang dans la Dombes. Les résultats semblent cohérents avec l'état de l'art concernant les multiples fonctionnalités de la pisciculture. La production de SE, le travail environnemental requis et les impacts environnementaux sont corrélés avec l'intensification des pratiques de gestions.

En comparaison à d'autres études sur les étangs piscicoles, les valeurs des étangs Dombistes sont comparables à ceux de la littérature et en particulier ceux de Lorraine, que cela soit en termes de fourniture de poisson, d'impacts environnementaux ou de travail environnemental (Wilfart *et al.*, 2013). La déprise piscicole actuelle entraîne la fermeture du milieu autour des étangs qui évolue peu à peu en forêt. Ainsi, la comparaison avec le travail environnemental nécessaire à la fourniture de SE par la forêt (Campbell et Brown, 2012) nous permet de confirmer qu'un écosystème naturel est plus efficace en ressources pour fournir des SE. Néanmoins, ces SE ne sont pas tous équivalents et fournis en même quantité.

Cette étude permet néanmoins de construire des pistes afin de mieux valoriser les étangs piscicoles en mettant en avant leur multifonctionnalité. Par exemple, hors régulation du climat global, les étangs fournissent majoritairement des SE. Bien que souvent décriés comme émettant des matières

eutrophisantes dans les cours d'eau en aval (Chislock *et al.*, 2013; Prowse, 1969), les étangs piscicoles séquestrent de l'azote et du phosphore et régulent ainsi la qualité de l'eau. Ainsi, il y aurait possibilité de mettre en avant les services associés aux étangs, de faire reconnaître leurs avantages auprès des décideurs et consommateurs et peut être de limiter la déprise actuelle de l'activité. Cependant, la fourniture de SE ne suffit pas à conserver un type d'écosystème (Sukhdev *et al.*, 2010), notamment, si ces SE ne sont pas reconnus ou utilisés par les différentes parties prenantes (Mathe et Rey-Valette, 2015). De plus, en dehors de politiques efficaces de conservation (Braat et de Groot, 2012; Burkhard *et al.*, 2013; Maes *et al.*, 2009) ou de mise en place de paiement pour services écosystémiques (Muradian *et al.*, 2013; Naeem *et al.*, 2015; Redford et Adams, 2009), il reste fort probable que l'activité continue de décroître, notamment en raison de sa faible rentabilité (Boullard, 2014).

2.2.2. Synergie et compromis entre services écosystémiques, travail environnemental et impacts environnementaux

La fourniture de SE est positivement corrélée à l'intensification des pratiques, excepté le cycle de l'eau qui n'est pas corrélé. Ce niveau d'intensification n'est pas représentatif des pratiques intensives de l'aquaculture à l'échelle mondiale. Cependant, il serait intéressant d'évaluer plus finement les interactions biologiques au sein de l'étang avec un pas de temps plus fin, les SE étant fournis à différentes échelles spatio-temporelles. Il se pourrait que le niveau de fourniture dépende de différents paramètres climatiques et de gestions.

L'agrégation du SE « régulation du climat global » dans la catégorie d'impact potentiel de réchauffement climatique indique que le fonctionnement de l'écosystème a plus de poids que les impacts induits par la technosphère (Tableau 5.1). Plus les étangs sont extensifs, plus ils ont une biodiversité élevée. Il y a un paradoxe entre la protection de la biodiversité et les SE fournis. Cependant, cette biodiversité riche (abondance, richesse spécifique) fournit elle aussi des SE culturels qui n'ont pas été évalués. L'agrégation du SE de régulation de la qualité de l'eau dans la catégorie d'impact d'eutrophisation démontre que les SE peuvent compenser ces impacts environnementaux (Tableau 6.1). Cependant, l'eutrophisation se produit à une échelle locale ou régionale ; ainsi, les chiffres nous indiquent une compensation théorique des impacts qui pourraient ne pas avoir lieu. Cependant, ce SE peut servir à compenser l'eutrophisation induite par d'autres écosystèmes ou systèmes humains.

Tableau 5.1 Agrégation des services écosystémiques dans les catégories d'impacts correspondants

Catégorie d'impact	Classe d'étang	Unité / ha	Quantité (unité)
Potentiel de réchauffement climatique	Intensif	kg CO ² eq.	3702
	Semi-intensif	kg CO ² eq.	3740
	Semi-extensif	kg CO ² eq.	4514
	Extensif	kg CO ² eq.	4735
	Récréationnel	kg CO ² eq.	5408
Eutrophisation	Intensif	kg PO ₄ ³⁻ eq.	-75
	Semi-intensif	kg PO ₄ ³⁻ eq.	-45
	Semi-extensif	kg PO ₄ ³⁻ eq.	-82
	Extensif	kg PO ₄ ³⁻ eq.	-130
	Récréationnel	kg PO ₄ ³⁻ eq.	-60

Aucune étude de sensibilité ou d'incertitude n'a pu être réalisée dans le cadre de notre étude. La nature du modèle de l'étang ne permet pas aisément d'en réaliser une, car ce modèle n'accepte pas de variables paramétrables. En EA, quasiment aucune étude ne fait d'analyse de sensibilité ou d'incertitudes (Ingwersen, 2010). Ce type d'analyse paraît difficile à mener à cause de l'algèbre émergétique. Ainsi, bien que les analyses de sensibilité et d'incertitudes sont très régulièrement réalisées en ACV, l'absence de ces analyses dans les deux autres parties d'évaluation de PoESIE, limite la capacité de conclure sur les comparaisons entre pratiques de gestion des étangs que ce soit en termes de niveaux d'impact, de services et de travail environnemental.

2.2.3. Intégration des résultats de PoESIE dans une Analyse de Cycle de Vie conventionnelle

Les résultats de PoESIE pourraient être réutilisés dans le cadre d'une ACV plus classique. Actuellement, la gestion des étangs est orientée vers la production piscicole et non la production de SE. Il est possible d'agréger les SE et impacts environnementaux comparables ensemble. Ainsi, nous pouvons avoir une idée générale des impacts à l'échelle de l'hectare. Cependant, nous pouvons aussi rapporter ces mesures d'impact et de SE à la production principale, à savoir le kg de poisson. Nous obtenons ainsi les impacts et bénéfices liés à une unité fonctionnelle plus classiquement utilisée en ACV : la masse de produit.

Plusieurs études et méthodes utilisant l'ACV intègrent le changement de fourniture en SE en fonction du changement de l'occupation des sols (Bakshi et Small, 2011; Koellner *et al.*, 2013; Koellner et Geyer, 2013; Arbault *et al.*, 2014). La méthode PoESIE permet d'obtenir plusieurs valeurs de SE par unité de surface occupée par un écosystème. Les méthodes d'évaluation des SE de régulation sont issues et comparables aux méthodes utilisées en ACV, en donnant des résultats associés aux mêmes unités de référence et aux mêmes méthodes de calcul. Il est possible d'intégrer les résultats de PoESIE dans ces méthodes ACV par unité de surface occupée par un écosystème étudié. Ceci permettrait

potentiellement de calculer plus précisément les changements de fourniture en SE en fonction du changement de l'occupation des sols.

2.2.4. Extrapolation des résultats

Pour aller plus loin, nous pouvons comparer les valeurs économiques avancées par Costanza *et al.* (1997) en convertissant les flux d'énergie via l'emdollar ($\text{em}\$/\text{seJ}$, $1.3 \cdot 10^{12} \text{ seJ}/\text{em}\$$ en 1997) (Odum, 1996). Cette conversion permet d'obtenir une valeur économique basée sur la thermodynamique des SE. Si nous suivons l'inflation, un dollar U.S. en 1997 équivaut à 1,47 dollar U.S. en 2014 (dernière année de relevé des étangs) (Tableau 5.2). AFISA a une valeur économique plus élevée dans le cadre d'une évaluation thermodynamique basée sur l'emergy (environ 5 fois plus). Alors que HCFM est évaluée comme ayant une valeur économique plus faible avec la méthode thermodynamique basée sur l'emergy (21 fois moins). Si on additionne les valeurs économiques des SE évaluées par les méthodes économiques, la valeur évaluée par la méthode thermodynamique est environ deux fois supérieure.

Tableau 5.2 Comparaison entre notre évaluation des services écosystémiques des étangs piscicoles et la valeur économique des services écosystémiques des zones humides évalués par des méthodes économiques (d'après Costanza *et al.*, 1997)

Service écosystémique	Zone humide (Costanza <i>et al.</i> (1997))	Moyenne pour tout étang
	Valeur ($\$/\text{ha.an}$)	Valeur ($\text{em}\$/\text{ha.an}$)
AFISA	256	1711
MFAU	-	999
HCFM	3800	179
GCR	133	2245
WQR	4177	25775
Totalité de l'étang	14785	30474

Si les paiements pour SE (PPSE) viennent à être adoptés dans le cadre de la gestion des écosystèmes, la pisciculture d'étang pourrait devenir beaucoup plus attractive financièrement. En 2014, 0,75€ valait 1\$, ainsi un hectare d'étang moyen en 2014 fournissait l'équivalent de 23 060 $\text{em}\$/\text{ha}$. Si nous prenons comme valeur marchande des poissons 1,5€/kg (prix moyen de la carpe commune lors de la vente en gros à un négociant), un étang moyen dans notre étude rapporterait 525€/ha. Une telle différence entre la valeur des produits marchands, la valeur économique des SE et la valeur économique issu de la thermodynamique des SE, est surprenante. Ainsi, un étang pourrait redevenir une activité attractive si les paiements pour services écosystémiques (PPSE) étaient intégrés. Ces PPSE pourraient être calculés sur les SE les plus prioritaires pour les parties-prenantes (Barnaud et Antona, 2014).

Cependant, gérer un écosystème en fonction des SE fournis et de leurs perceptions nécessite des compromis, notamment avec les SE d'approvisionnement qui sont le plus souvent des SE marchands (d'intérêt pour les pisciculteurs) (Barnaud et Antona, 2014). Par exemple, afin d'éviter l'eutrophisation des cours d'eau, il pourrait être envisagé de payer les pisciculteurs dont les pratiques permettent la rétention de matières eutrophisantes (ceci peut aussi être considéré pour un rôle de rétention des pesticides mais cela n'a pas été pris en compte dans notre étude). Que cela soit dans le cadre des analyses économiques ou environnementales, la régulation de la qualité de l'eau vaut environ 16 fois plus que l'approvisionnement en poisson. Néanmoins, la réorientation de la production aquacole vers la production de ce SE ne changerait pas ou peu la production piscicole (et le revenu principal du pisciculteur) ; notamment car l'intensification des pratiques de gestion induit non seulement un bon niveau de fourniture de poissons mais aussi d'épuration de matières eutrophisantes dans les étangs dombistes.

2.2.5. Gestion du territoire et services écosystémiques

En plus des différentes évaluations biophysiques des SE, les éléments de pratiques de gestion des étangs devraient prendre en compte les dimensions sociales (Hein *et al.*, 2006). Les différentes perceptions des SE peuvent conduire à des compromis entre les parties prenantes dans la fourniture des SE (Barnaud et Antona, 2014). Néanmoins, la gestion de l'aquaécosystème pourrait devenir de plus en plus complexe si les pisciculteurs doivent prendre en compte à la fois, la fourniture des SE, les aspects sociaux liés aux SE et des aspects économiques (FAO, 2010). Cependant, l'utilisation de l'Ecosystem Approach to Aquaculture (EAA) pourrait permettre de remettre la pisciculture d'étang au cœur de son territoire et de sa filière, montrant son intérêt économique, écologique et social (Soto *et al.*, 2008). Les politiques ou gestionnaires des territoires pourraient fournir des conseils ou directives de gestion afin de coordonner la fourniture des SE des étangs et ceux fournis par les autres écosystèmes (Leeuwis, 2013). Cette gestion pourrait être aussi collaborative entre les différentes parties prenantes (Barnaud et Antona, 2014). Ce genre de gestion devrait se faire à l'échelle paysagère (Brugère *et al.*, 2018; Tschardtke *et al.*, 2005). A cette échelle, les SE peuvent servir de langage commun entre les différentes parties prenantes.

« In science, as in the playing card experiment, novelty emerges only with difficulty, manifested by resistance, against a background provided by expectation. »

Kuhn, Thomas S.

The Structure of Scientific Revolutions. 1962.

Conclusion

Dans le but de déterminer les SE fournis par la pisciculture d'étang en France, nous nous sommes intéressés aux SE fournis par l'aquaculture mondiale. La FAO (2010) propose une approche d'intégration de l'aquaculture dans son territoire via les SE : l'*Ecosystem Approach to Aquaculture* (EAA). Cependant, la FAO (2010) ne définit jamais précisément la notion de SE, le cadre conceptuel de leur fourniture et leur typologie. Néanmoins, l'EAA fournit un cadre intégrant les différentes parties prenantes et propose différents critères pour intégrer l'aquaculture dans son territoire. Une revue de la littérature généraliste des cadres conceptuels et typologies des SE a été croisée avec les critères de l'EAA afin de choisir le cadre conceptuel et la typologie des SE les plus adaptés à l'EAA. L'IPBES a été retenu comme le cadre conceptuel le plus pertinent (Diaz *et al.*, 2015). L'IPBES étant dépourvu de typologie, c'est la CICES V4.3 qui a été retenue comme meilleure typologie des SE entrant dans l'EAA (Haines-Young et Potschin, 2013). Après cette étape, une revue des différents SE fournis par l'aquaculture a été conduite afin de restreindre la CICES aux SE spécifiques de l'aquaculture. Selon ces cadres, nous avons défini que l'aquaculture fournit 10 SE d'approvisionnement, 20 SE de régulation et 11 SE culturels. A partir de cette typologie, un groupe d'experts a défini que la pisciculture d'étang en France fournit essentiellement 4 SE d'approvisionnement, 11 SE de régulation et 5 SE culturels. Cette typologie a été confirmée par différents acteurs de la pisciculture de la Dombes.

Après avoir défini les SE fournis par la pisciculture d'étang en France, nous avons conçu les méthodes d'évaluation les plus aptes à évaluer la fourniture de SE. Les méthodes d'évaluation des SE se divisent en deux grandes familles : les méthodes économiques et les méthodes biophysiques. Les méthodes économiques évaluent la valeur monétaire des SE, tandis que les méthodes biophysiques évaluent les quantités fournies. Parmi les méthodes biophysiques nous avons choisies les méthodes ACV et EA, l'ACV donnant un point de vue utilisateur et l'EA un point de vue de la nature, sur la fourniture des SE. A partir de ces deux méthodes, une nouvelle méthode a été mise au point. L'originalité de la méthode développée repose sur une nouvelle intégration de l'ACV et de l'EA. Classiquement, soit la démarche ACV est insérée (pour tout ou partie) dans la démarche de l'EA, soit une partie de la démarche EA est intégrée dans celle de l'ACV. Nous avons choisi une troisième voie qui est d'utiliser l'EA pour évaluer le travail environnemental associé aux flux agrégés par l'ACV ; impacts que nous avons détournés de leurs usages habituels pour évaluer les SE de régulation.

La méthode PoESIE permet d'évaluer les SE, notamment les SE d'approvisionnement et de régulation. Elle permet aussi de calculer les impacts environnementaux et le travail environnemental requis liés à leur fourniture, dans le cadre des écosystèmes anthropisés. Notre démarche confirme la

possibilité d'utiliser l'ACV et l'EA, voire plus généralement les méthodes d'analyses environnementales, dans le but d'évaluer les SE. La méthode permet de mettre en parallèle les SE de régulation et les impacts environnementaux liés à la production, et donc d'évaluer si une gestion anthropique de l'écosystème (ici l'étang) est durable. Cette durabilité est aussi évaluée directement par des indicateurs de l'EA, qui mesurent l'efficacité de l'utilisation des ressources dans le but de produire des SE. Ainsi, certains SE pourraient ne pas être fournis de manière durable. La méthode PoESIE a aussi des limites. Etant basée sur des méthodes d'évaluation environnementale, elle ne peut directement évaluer les SE culturels.

Nous avons étudié un jeu restreint de SE de régulation et d'approvisionnement. De nouveaux facteurs de caractérisations devraient être calculés afin qu'ils correspondent au mieux à la nature des flux des écosystèmes et à leurs localisations. L'intégration du cadre de l'ACV sociale pourrait permettre d'évaluer les SE culturels, mais l'adaptation de ce cadre sera nécessaire. Bien que d'après la littérature, l'EA puisse évaluer les SE culturels, l'application de l'EA conjointement à l'ACV sociale reste un champ nouveau de recherche à explorer.

La reconnaissance de l'activité de pisciculture d'étang en France demeure limitée. Son image est ambivalente avec à la fois des produits qui sont mal reconnus par les consommateurs (malgré les efforts des filières pour en améliorer la qualité) et des étangs sont considérés comme des milieux naturels associés à une biodiversité remarquable. La gestion de ces milieux est le garant du maintien des multiples services rendus. L'évaluation des SE pourrait permettre de montrer comment les pratiques de gestion sont en mesure de maintenir à la fois le caractère naturel et productif, mais aussi comment ils participent au bien-être des populations et finalement d'endiguer le déclin de la pisciculture d'étang. Cette approche est probablement à intégrer à l'EAA soutenu par la FAO, afin de mieux insérer la filière dans sa région et ainsi la valoriser et valoriser les nombreux SE qu'elle peut fournir aux populations locales et parties prenantes.

“A scientist, an artist, a citizen is not like a child who needs papa methodology and mama rationality to give him security and direction; he can take care of himself, for he is the inventor not only of laws, theories, pictures, plays, forms of music, ways of dealing with his fellow man, institutions but also of entire world views, he is the inventor of entire forms of life.”

Feyerabend Paul. Science in a free society.
London: Nlb; 1978 Dec

Bibliographie

- Abel, T., 2013a. Emergy evaluation of DNA and culture in 'information cycles'. *Ecological modelling*. 251, 85-98.
- Abel, T., 2013b. Emergy evaluation of DNA and culture in 'information cycles'. *Ecological Modelling*. 251, 85-98.
- Adger, W.N., Lorenzoni, I., O'Brien, K.L., 2009. *Adapting to climate change: Thresholds, values, governance*. Cambridge University Press.
- Alder, J., Pauly, D., 2008. A comparative assessment of biodiversity, fisheries, and aquaculture in 53 countries' Exclusive Economic Zones. Fisheries Centre. University of British Columbia, Vancouver.
- Allenby, B.R., 1994. Integrating environment and technology: Design for environment. The greening of industrial ecosystems, 137-148.
- Asie, E.R., Rumbang, N., Winarti, S., Sinaga, S., 2018. Effectiveness of Reducing P Fertilizer and Adding Fish Pond Mud Waste on Growth and Yield of Soybean in Peatland, E3S Web of Conferences. EDP Sciences, pp. 05005.
- Aubin, J., 2013. Life cycle assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish. *CAB Rev.* 8.
- Aubin, J., Robin, J., Wezel, A., Thomas, M., 2017a. Agroecological Management in Fish Pond Systems. *Agroecological Practices For Sustainable Agriculture: Principles, Applications, And Making The Transition*, 355.
- Aubin, J., Baizeau, V., Jaeger, C., Roucaute, M., Nahon, S., Gamito, S., 2019a. Utilisation du modèle Ecopath pour comprendre les relations trophiques en polyculture d'étang.
- Aubin, J., Rey-Valette, H., Mathe, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Chia, E., Masson, G., Callier, M.D., Blancheton, J.P., 2014a. Guide for implementing ecological intensification of aquaculture systems.
- Aubin, J., Rey-Valette, H., Mathé, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Chia, E., Masson, G., Callier, M., Blancheton, J., 2014b. Guide for implementing ecological intensification of aquaculture systems.
- Aubin, J., Callier, M., Rey-Valette, H., Mathé, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Caruso, D., Chia, E., Masson, G., 2017b. Implementing ecological intensification in fish farming: definition and principles from contrasting experiences. *Reviews in Aquaculture*.
- Aubin, J., Callier, M., Rey-Valette, H., Mathe, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Caruso, D., Chia, E., Masson, G., Blancheton, J.P., Ediwarman, Haryadi, J., Prihadi, T.H., Casaca, J.D., Tamassia, S.T.J., Tocqueville, A., Fontaine, P., 2019b. Implementing ecological intensification in fish farming: definition and principles from contrasting experiences. *Reviews in Aquaculture*. 11, 149-167.
- Avnimelech, Y., Ritvo, G., 2003. Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture*. 220, 549-567.

- Azqueta, D., Sotelsek, D., 2007. Valuing nature: From environmental impacts to natural capital. *Ecological Economics*. 63, 22-30.
- Baccini, P., Brunner, P.H., 1991. *Metabolism of the Anthroposphere*. Springer.
- Bachasson, B., 2012. *Mise en valeur des étangs*. Lavoisier.
- Bachelet, D., Neilson, R.P., Lenihan, J.M., Drapek, R.J., 2001. Climate change effects on vegetation distribution and carbon budget in the United States. *Ecosystems*. 4, 164-185.
- Banas, D., Masson, G., Leglize, L., 2001. Limitation of sediment export during the draining operation of an extensive pond: the combination with a natural wetland. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 27, 3982-3985.
- Banas, D., Masson, G., Leglize, L., Usseglio-Polatera, P., Boyd, C.E., 2008. Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France. *Environ. Pollut.* 152, 679-685.
- Banase, K., 1992. Grazing, temporal changes of phytoplankton concentrations, and the microbial loop in the open sea, Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea. Springer, pp. 409-440.
- Banase, K., 1995. Zooplankton: pivotal role in the control of ocean production: I. Biomass and production. *ICES Journal of marine Science*. 52, 265-277.
- Barnaud, C., Antona, M., 2014. Deconstructing ecosystem services: uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum*. 56, 113-123.
- Barral, M.P., Rey Benayas, J.M., Meli, P., Maceira, N.O., 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 202, 223-231.
- Bastianoni, S., Marchettini, N., Panzieri, M., Tiezzi, E., 2001. Sustainability assessment of a farm in the Chianti area (Italy). *Journal of Cleaner Production*. 9, 365-373.
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B.H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A.A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., Van Soest, D., Termansen, M., 2013. Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science*. 341, 45.
- Beamish, F.W.H., 1964. Respiration of fishes with special emphasis on standard oxygen consumption: II. Influence of weight and temperature on respiration of several species. *Canadian Journal of Zoology*. 42, 177-188.
- Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T., McClain, C.R., Feldman, G.C., Los, S.O., Tucker, C.J., Falkowski, P.G., Field, C.B., Frouin, R., Esaias, W.E., 2001. Biospheric primary production during an ENSO transition. *Science*. 291, 2594-2597.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*. 15, 365-377.
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal statistical society: series B (Methodological)*. 57, 289-300.
- Bennett, A.B., Isaacs, R., 2014. Landscape composition influences pollinators and pollination services in perennial biofuel plantings. *Agric., Ecosyst. Environ.* 193, 1.

- Bennett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B.N., Geijzendorffer, I.R., Krug, C.B., Lavorel, S., Lazos, E., 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current opinion in environmental sustainability*. 14, 76-85.
- Bentham, J., 1780. 1988 *The principles of morals and legislation*. Amherst, NY: Prometheus Books.
- Bergheim, A., Aasgaard, T., 1996. *Waste Production from Aquaculture*. Blackwell Science Ltd.
- Beudou, J., Martin, G., Ryschawy, J., 2017. Cultural and territorial vitality services play a key role in livestock agroecological transition in France. *Agronomy for sustainable development*. 37, 36.
- Bíró, P., 1995. Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture*. 129, 373-386.
- Blanco, C.F., Marques, A., van Bodegom, P.M., 2018. An integrated framework to assess impacts on ecosystem services in LCA demonstrated by a case study of mining in Chile. *Ecosyst. Serv.* 30, 211-219.
- Blayac, T., Mathé, S., Rey-Valette, H., Fontaine, P., 2014. Perceptions of the services provided by pond fish farming in Lorraine (France). *Ecological Economics*. 108, 115-123.
- Blois, J.L., Williams, J.W., Fitzpatrick, M.C., Jackson, S.T., Ferrier, S., 2013. Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 110, 9374-9379.
- Bohensky, E.L., Maru, Y., 2011. Indigenous knowledge, science, and resilience: What have we learned from a decade of international literature on “integration”? *Ecology and Society*. 16.
- Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S.S., de Groot, R.S., 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of environmental management*. 130, 135-145.
- Boix, D., Sala, J., Gascon, S., Martinoy, M., Gifre, J., Brucet, S., Badosa, A., López-Flores, R., Quintana, X.D., 2007. Comparative biodiversity of crustaceans and aquatic insects from various water body types in coastal Mediterranean wetlands, Shallow Lakes in a Changing World. *Springer*, pp. 347-359.
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*. 28, 230-238.
- Borucke, M., Moore, D., Cranston, G., Gracey, K., Iha, K., Larson, J., Lazarus, E., Morales, J.C., Wackernagel, M., Galli, A., 2013. Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. *Ecological indicators*. 24, 518-533.
- Bosma, R.H., Verdegem, M.C., 2011. Sustainable aquaculture in ponds: principles, practices and limits. *Livestock Science*. 139, 58-68.
- Boullard, C., 2014. *Étude de l'influence de la gestion piscicole sur les anatidés nicheurs des étangs de Sologne et proposition de mesures de gestion en faveur de leur habitat*. Office National de la Chasse, 13 avenue des Droits de l'Homme, 45921 Orléans
- Boyd, C.E., 1997. Practical aspects of chemistry in pond aquaculture. *The Progressive Fish-Culturist*. 59, 85-93.
- Boyd, C.E., Gross, A., 2000. Water use and conservation for inland aquaculture ponds. *Fisheries management and Ecology*. 7, 55-63.
- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 2012. *Pond aquaculture water quality management*. Springer Science & Business Media.

- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007a. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*. 63, 616-626.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007b. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*. 63, 616.
- Braat, L.C., 2018. Five reasons why the Science publication "Assessing nature's contributions to people" (Diaz *et al.* 2018) would not have been accepted in Ecosystem Services. *Ecosyst. Serv.* 30, A1-A2.
- Braat, L.C., de Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4.
- Brandt-Williams, S.L., 2002. Handbook of emergy evaluation: a compendium of data for emergy computation issued in a series of Folios. Center for Environmental Policy Environmental Engineering Science, University of Florida, Gainesville. 1, 37.
- Brown, M.T., Odum, H.T., Jorgensen, S.E., 2004. Energy hierarchy and transformity in the universe. *Ecological Modelling*. 178, 17-28.
- Brown, M.T., Campbell, D.E., De Vilbiss, C., Ulgiati, S., 2016. The geobiosphere emergy baseline: A synthesis. *Ecological Modelling*. 339, 92-95.
- Bruel, A., Troussier, N., Guillaume, B., Sirina, N., 2016. Considering Ecosystem Services in Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Externalities. in: Seliger, G., Kruger, J. (Eds.), 23rd Cirp Conference on Life Cycle Engineering, pp. 382-387.
- Brugère, C., Aguilar-Manjarrez, J., Beveridge, M.C., Soto, D., 2018. The ecosystem approach to aquaculture 10 years on—a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*.
- Brunner, P.H., Rechberger, H., 2016. Practical Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers. CRC press.
- Bulkeley, H., Gregson, N., 2009. Crossing the threshold: municipal waste policy and household waste generation. *Environment and planning A*. 41, 929-945.
- Bulte, E., Van Kooten, C., 1999. The ecological footprint: useful science or politics?
- Buonocore, E., Vanoli, L., Carotenuto, A., Ulgiati, S., 2015. Integrating life cycle assessment and emergy synthesis for the evaluation of a dry steam geothermal power plant in Italy. *Energy*. 86, 476-487.
- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K., Alkemade, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst. Serv.* 4, 1.
- Campbell, D.E., Brandt-Williams, S.L., Cai, T., 2005. Current technical problems in emergy analysis. *Emergy synthesis*. 3, 652.
- Campbell, E.T., 2018. Revealed social preference for ecosystem services using the eco-price. *Ecosyst. Serv.* 30, 267-275.
- Campbell, E.T., Tilley, D.R., 2014. The eco-price: How environmental emergy equates to currency. *Ecosyst. Serv.* 7, 128-140.
- Cao, V., Margni, M., Favis, B.D., Deschenes, L., 2015. Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. *J. Clean Prod.* 94, 56-66.
- Carson, R., 1962. Silent spring. Houghton Mifflin Harcourt.

- Carson, R.M., Bergstrom, J.C., 2003. A review of ecosystem valuation techniques.
- Cavalett, O., Ortega, E., 2007. Emergy and fair trade assessment of soybean production and processing in Brazil. *Management of Environmental Quality: An International Journal*. 18, 657-668.
- CBD, 2004. The Ecosystem Approach Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal 2004.
- Chakroff, M., Corps, P., 2015. Freshwater fish pond culture and management. Scientific Publishers-UBP.
- Chan, K.M., Satterfield, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological economics*. 74, 8-18.
- Chan, K.M., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS biology*. 4, e379.
- Chapin III, F.S., Jefferies, R.L., Reynolds, J.F., Shaver, G.R., Svoboda, J., Chu, E.W., 2012. Arctic ecosystems in a changing climate: an ecophysiological perspective. Academic Press.
- Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A., Wilson, A., 2013. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*. 4, 10.
- Chomkamsri, K., Wolf, M.-A., Pant, R., 2011. International reference life cycle data system (ILCD) handbook: review schemes for life cycle assessment, Towards life cycle sustainability management. Springer, pp. 107-117.
- Christensen, V., 2009. Ecopath with Ecosim: linking fisheries and ecology. *Handbook of ecological modelling and informatics*, 55.
- Christensen, V., Walters, C.J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*. 172, 109-139.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2000. Ecopath with Ecosim: a user's guide. University of British Columbia, Fisheries Centre, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 131.
- Christensen, V., Walters, C., Pauly, D., Forest, R., 2005. Ecopath with Ecosim: a user's guide, November 2005 Edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada. 158.
- Cleveland, C.J., Costanza, R., Hall, C.A., Kaufmann, R., 1984. Energy and the US economy: a biophysical perspective. *Science*. 225, 890-897.
- Cohen, M.J., Brown, M.T., Shepherd, K.D., 2006. Estimating the environmental costs of soil erosion at multiple scales in Kenya using emergy synthesis. *Agriculture, ecosystems & environment*. 114, 249-269.
- Contestabile, B., 2014. Negative Utilitarianism and Buddhist Intuition. *Contemporary Buddhism*. 15, 298-311.
- Cooper, J.S., Fava, J.A., 2006. Life-Cycle assessment practitioner survey: Summary of results. *Journal of Industrial Ecology*. 10, 12-14.
- Coscieme, L., Pulselli, F.M., Jørgensen, S.E., Bastianoni, S., Marchettini, N., 2013. Thermodynamics-based categorization of ecosystems in a socio-ecological context. *Ecol. Modell.* 258, 1.
- Coscieme, L., Pulselli, F.M., Marchettini, N., Sutton, P.C., Anderson, S., Sweeney, S., 2014. Emergy and ecosystem services: A national biogeographical assessment. *Ecosystem Services*. 7, 152-159.
- Costanza, R., 1980. EMBODIED ENERGY AND ECONOMIC VALUATION. *Science*. 210, 1219-1224.
- Costanza, R., Folke, C., 1997. Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 49-70.

- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*. 387, 253-260.
- Craggs, R., Sutherland, D., Campbell, H., 2012. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied Phycology*. 24, 329-337.
- Dahlheim, M.E., White, P.A., 2010. Ecological aspects of transient killer whales *Orcinus orca* as predators in southeastern Alaska. *Wildlife Biology*. 16, 308-323.
- Daily, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington.
- de Baan, L., Alkemade, R., Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1216-1230.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*. 41, 393-408.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*. 7, 260-272.
- De Silva, S.S., Soto, D., 2009. Climate change and aquaculture: potential impacts, adaptation and mitigation. *Climate change implications for fisheries and aquaculture: overview of current scientific knowledge*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. 530, 151-212.
- Descola, P., 2015. *Par-delà nature et culture*. Editions Gallimard.
- Dewulf, J., Van Langenhove, H., Muys, B., Bruers, S., Bakshi, B.R., Grubb, G.F., Paulus, D., Sciubba, E., 2008. Exergy: its potential and limitations in environmental science and technology. *Environmental Science & Technology*. 42, 2221-2232.
- Diana, J.S., 2009. Aquaculture Production and Biodiversity Conservation. *Bioscience*. 59, 27-38.
- Diaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martin-Lopez, B., Watson, R.T., Molnar, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., van Oudenhoven, A.P.E., van der Plaats, F., Schroter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*. 359, 270-272.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 14, 1-16.
- Dong, S., Wen, L., Zhu, L., Li, X., 2010. Implication of coupled natural and human systems in sustainable rangeland ecosystem management in HKH region. *Frontiers of Earth Science in China*. 4, 42-50.
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M., Titttonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*. 34, 197-210.
- Dreyer, L.C., Hauschild, M.Z., Schierbeck, J., 2010. Characterisation of social impacts in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 247-259.
- Duarte, C.M., Kalff, J., Peters, R.H., 1986. Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 43, 1900-1908.

- Edenhofer, O., 2015. Climate change 2014: mitigation of climate change. Cambridge University Press.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D.M., Le Maitre, D.C., van Jaarsveld, A.S., 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 127, 135-140.
- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *BioScience*. 33, 248-254.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*. 47, 377-385.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological economics*. 65, 663-674.
- Engelhardt, K.A., Ritchie, M.E., 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*. 411, 687.
- Ensberg, I., De Bruin, A., Zielhuis, R., 1974. Health of workers exposed to a cocktail of pesticides. *Internationales Archiv für Arbeitsmedizin*. 32, 191-201.
- EPA, U., 2015. National Ecosystem Services Classification System (NESCO): Framework Design and Policy Application. . United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-800-R-15-002.
- Euliss, N.H., Smith, L.M., Liu, S., Feng, M., Mushet, D.M., Auch, R.F., Loveland, T.R., 2010. The need for simultaneous evaluation of ecosystem services and land use change. *Environ. Sci. Technol.* 44, 7761.
- Falconer, I.R., 1996. Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*. 35, 6-11.
- FAO, 2000. The State of World Fisheries and Aquaculture, 2000. Food & Agriculture Org.
- FAO, 2005. Aquaculture production, 2004. Year Book of Fishery Statistics. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Vol 96/2.
- FAO, 2010a. Aquaculture development 4. Ecosystem approach to aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. 5, 53.
- FAO, 2010b. Aquaculture Department (2010) The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 200 p..
- FAO, 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Rome. 227 p.
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological economics*. 41, 375-392.
- Fiala, N., 2008. Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *Ecological Economics*. 67, 519-525.
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., Klüppel, H.-J., 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The international journal of life cycle assessment*. 11, 80-85.

- Finlayson, M., Cruz, R., Davidson, N., Alder, J., Cork, S., de Groot, R., Lévêque, C., Milton, G., Peterson, G., Pritchard, D., 2005. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis. Island Press.
- Fischer-Kowalski, M., 1998. Society's metabolism: the intellectual history of materials flow analysis, Part I, 1860–1970. *Journal of industrial ecology*. 2, 61-78.
- Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., 1998. Society's Metabolism: The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1 998. *Journal of industrial ecology*. 2, 107-136.
- Fisher, B., Turner, R.K., 2008. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological conservation*. 141, 1167-1169.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., 2005a. Global consequences of land use. *science*. 309, 570-574.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., 2005b. Global consequences of land use. *Science*. 309, 570.
- Gadgil, M., Berkes, F., Folke, C., 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio*, 151-156.
- Gaillard, J., Thomas, M., Lazartigues, A., Bonnefille, B., Pallez, C., Dauchy, X., Feidt, C., Banas, D., 2016. Potential of barrage fish ponds for the mitigation of pesticide pollution in streams. *Environmental Science and Pollution Research*. 23, 23-35.
- Georgescu-Roegen, N., 2018. Energy analysis and economic valuation, *Green Accounting*. Routledge, pp. 75-110.
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*. 86, 235-245.
- Gowen, R.J., 1994. MANAGING EUTROPHICATION ASSOCIATED WITH AQUACULTURE DEVELOPMENT. *Journal of Applied Ichthyology-Zeitschrift Fur Angewandte Ichthyologie*. 10, 242-257.
- Granek, E.F., Polasky, S., Kappel, C.V., Reed, D.J., Stoms, D.M., Koch, E.W., Kennedy, C.J., Cramer, L.A., Hacker, S.D., Barbier, E.B., 2010. Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management. *Conservation Biology*. 24, 207-216.
- Grießhammer, R., Benoît, C., Dreyer, L.C., Flysjö, A., Manhart, A., Mazijn, B., Méthot, A.-L., Weidema, B., 2006. Feasibility study: integration of social aspects into LCA.
- Grönlund, E., Fröling, M., Carlman, I., 2015. Donor values in emergy assessment of ecosystem services. *Ecol. Modell*. 306, 101.
- Grove, R., 1993. Conserving Eden: The (European) East India Companies and their Environmental Policies on St. Helena, Mauritius, and in Western India, 1660 to 1854. *Comparative Studies in Society and History*. 35, 318-351.
- Guinée, J.B., 2002. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The international journal of life cycle assessment*. 7, 311-313.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. 1, 110-139.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. Common international classification of ecosystem services (CICES, Version 4.1). *European Environment Agency*. 33, 107.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2013a. CICES V4. 3–Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA. IEA/09/003.

- Haines-Young, R., Potschin, M., 2013b. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA. Contract No EEA/IEA/09/003.
- Haines-Young, R., Potschin, M.B., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5. 1 and guidance on the application of the revised structure. European Environment Agency (EEA). Available online: <https://cices.eu/> (accessed on 7 June 2018).
- Hau, J.L., Bakshi, B.R., 2004. Promise and problems of emergy analysis. *Ecological Modelling*. 178, 215-225.
- Hauschild, M.Z., Rosenbaum, R.K., Olsen, S., 2018. Life cycle assessment. Theory and.
- Häyhä, T., Franzese, P.P., 2014. Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling*. 289, 124-132.
- Hayne, D.W., Ball, R.C., 1956. Benthic productivity as influenced by fish predation. *Limnology and Oceanography*. 1, 162-175.
- Heal, G., 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems*. 3, 24-30.
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R.S., Van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*. 57, 209-228.
- Hein, L., Bagstad, K., Edens, B., Obst, C., de Jong, R., Lesschen, J.P., 2016. Defining ecosystem assets for natural capital accounting. *PloS one*. 11, e0164460.
- Helin, T., Sokka, L., Soimakallio, S., Pingoud, K., Pajula, T., 2013. Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment - a review. *GCB Bioenergy*. 5, 475-486.
- Henriksson, P.J., Guinée, J.B., Kleijn, R., de Snoo, G.R., 2012a. Life cycle assessment of aquaculture systems—a review of methodologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 17, 304-313.
- Henriksson, P.J.G., Guinee, J.B., Kleijn, R., de Snoo, G.R., 2012b. Life cycle assessment of aquaculture systems—a review of methodologies. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17, 304-313.
- Higgins, J.B., 2003. Emergy analysis of the Oak Openings region. *Ecological Engineering*. 21, 75-109.
- Hill, M.J., Hassall, C., Oertli, B., Fahrig, L., Robson, B.J., Biggs, J., Samways, M.J., Usio, N., Takamura, N., Krishnaswamy, J., Wood, P.J., 2018. New policy directions for global pond conservation. *Conservation Letters*. 11.
- Hoffmann, R.C., Winiwarter, V., 2010. Issues in Agriculture and the Environment. in: Press, U.C. (Ed.), *Agricultural history*, Berkeley, pp. 352-380.
- Hong, S.-s., Lee, N., 1993. Growth of *Spirulina platensis* in effluents from wastewater treatment plant of pig farm. *J Microbiol Biotechnol*. 3, 19-23.
- Horvath, L., Tamas, G., Seagrave, C., 2002. *Carp and pond culture*. Fishing News Books, A division of Blackwell Science Ltd., Oxford, UK.
- Horváth, L., Tamás, G., Seagrave, C., 1992. *Carp and pond fish culture including Chinese herbivorous species, pike, tench, zander, wels catfish and goldfish*. Fishing News Books Ltd.
- Houthakker, H.S., 1950. Revealed preference and the utility function. *Economica*. 17, 159-174.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*. 28, 263-275.

- Huang, S.-L., Chen, Y.-H., Kuo, F.-Y., Wang, S.-H., 2011a. Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services. *Ecological Complexity*. 8, 38-50.
- Huang, S.L., Chen, Y.H., Kuo, F.Y., Wang, S.H., 2011b. Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services. *Ecological Complexity*. 8, 38.
- Hulvey, Z., Lawler, K.V., Qiao, Z., Zhou, J., Fairen-Jimenez, D., Snurr, R.Q., Ushakov, S.V., Navrotsky, A., Brown, C.M., Forster, P.M., 2013. Noble gas adsorption in copper trimesate, HKUST-1: an experimental and computational study. *The Journal of Physical Chemistry C*. 117, 20116-20126.
- Hunter, L.M., Toney, M.B., 2005. Religion and attitudes toward the environment: a comparison of Mormons and the general US population. *Soc. Sci. J.* 42, 25-38.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., Husson, M.F., 2019. Package 'FactoMineR'. Package FactorMineR.
- Ingwersen, W.W., 2010. Uncertainty characterization for emergy values. *Ecological Modelling*. 221, 445-452.
- Ingwersen, W.W., 2011a. Emergy as a life cycle impact assessment indicator: A gold mining case study. *Journal of Industrial Ecology*. 15, 550-567.
- Ingwersen, W.W., 2011b. Emergy as a life cycle impact assessment indicator. *J. Ind. Ecol.* 15, 550.
- ISO, 2006a. ISO 14044: Environmental Management, Life Cycle Assessment, Requirements and Guidelines. ISO.
- ISO, 2006b. Environmental management-Life cycle assessment-Requirements and guidelines. ISO.
- Jaeger, C., Aubin, J., 2018a. Ecological intensification in multi-trophic aquaculture ponds: an experimental approach. *Aquatic Living Resources*. 31.
- Jaeger, C., Aubin, J., 2018b. Ecological intensification in multi-trophic aquaculture ponds: An experimental approach. *Aquatic Living Resources*. 31, 36.
- Jasanoff, S., 1987. Cultural aspects of risk assessment in Britain and the United States, The social and cultural construction of risk. *Springer*, pp. 359-397.
- Jeswani, H.K., Hellweg, S., Azapagic, A., 2018. Accounting for land use, biodiversity and ecosystem services in life cycle assessment: Impacts of breakfast cereals. *Science of the Total Environment*. 645, 51-59.
- Johnson, B.B., Covello, V.T., 2012. The social and cultural construction of risk: Essays on risk selection and perception. *Springer Science & Business Media*.
- Jørgensen, A., 2013. Social LCA—a way ahead? *Springer*.
- Jørgensen, A., Le Bocq, A., Nazarkina, L., Hauschild, M., 2008. Methodologies for social life cycle assessment. *The international journal of life cycle assessment*. 13, 96.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Muller, F., 2013. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosyst. Serv.* 4, 47-59.
- Kauffman, K.J., Prakash, P., Edwards, J.S., 2003. Advances in flux balance analysis. *Current opinion in biotechnology*. 14, 491-496.
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 109, 18619-18624.
- Kenter, J.O., 2018. IPBES: Don't throw out the baby whilst keeping the bathwater; Put people's values central, not nature's contributions. *Ecosyst. Serv.* 33, 40-43.

- Kestemont, P., 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture*. 129, 347-372.
- Khavtasi, M., Makarova, M., Lomashvili, I., Phartsvania, A., Moth-Poulsen, T., Woynarovich, A., 2010. Review of fisheries and aquaculture development potentials in Georgia. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular*, 1.
- Kiefer, L.R., Menzel, F., Bahrs, E., 2015. Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. *Journal of environmental management*. 152, 11-18.
- Klein, D., Wolf, C., Schulz, C., Weber-Blaschke, G., 2015. 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 20, 556-575.
- Koellner, T., Geyer, R., 2013. Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1185-1187.
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L.M.I., Saad, R., Souza, D.M., Muller-Wenk, R., 2013a. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1188-1202.
- Koellner, T., De Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., I Canals, L.M., Müller-Wenk, R., Weidema, B., Wittstock, B., 2013b. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1203.
- Korinek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Prazakova, M., 1987. Carp ponds of central Europe. IN: *Managed Aquatic Ecosystems. Ecosystems of the World*, 29. Elsevier Science Publishing Co., New York. 1987. p 29-62. 22 fig, 5 tab, 146 ref.
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*. 21, 54-66.
- Kremen, C., Cameron, A., Razafimpahanana, A., Moilanen, A., Thomas, C.D., Beentje, H., Dransfield, J., Fisher, B.L., Glaw, F., Good, T.C., 2008. Conservation with Caveats: Response. *SCIENCE-NEW YORK THEN WASHINGTON-*. 321, 340.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*. 47, 583-621.
- Kuittinen, M., Moinel, C., Adalgeirsdottir, K., 2016. Carbon sequestration through urban ecosystem services A case study from Finland. *Science of the Total Environment*. 563, 623-632.
- Landers, D.H., Nahlik, A.M., 2013. Final ecosystem goods and services classification system (FECS-CS). US EPA, Washington.
- Langdon, C., 1993. The significance of respiration in production measurements based on oxygen, *ICES Mar. Sci. Symp*, pp. 69-78.
- Lazartigues, A., Banas, D., Feidt, C., Brun-Bellut, J., Thomas, M., 2012. Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in Northeastern France Part I: site characterization and water quality. *Environmental Science and Pollution Research*. 19, 2802-2812.
- Lazartigues, A., Banas, D., Feidt, C., Brun-Bellut, J., Gardeur, J.N., Le Roux, Y., Thomas, M., 2013a. Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in northeastern France. Part III: how management can affect pesticide profiles in edible fish? *Environmental Science and Pollution Research*. 20, 126-135.
- Lazartigues, A., Thomas, M., Cren-Olive, C., Brun-Bellut, J., Le Roux, Y., Banas, D., Feidt, C., 2013b. Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in Northeastern France. Part II: residues

- of 13 pesticides in water, sediments, edible fish and their relationships. *Environmental Science and Pollution Research*. 20, 117-125.
- Le Corre, O., Truffet, L., 2012. Exact computation of emergy based on a mathematical reinterpretation of the rules of emergy algebra. *Ecological modelling*. 230, 101-113.
- Leeuwis, C., 2013. *Communication for rural innovation: rethinking agricultural extension*. John Wiley & Sons.
- Lei, K., Wang, Z., 2008. Emergy synthesis of tourism-based urban ecosystem. *Journal of environmental management*. 88, 831-844.
- Lei, K., Wang, Z., Ton, S., 2008. Holistic emergy analysis of Macao. *Ecological Engineering*. 32, 30-43.
- Leibold, M.A., Wilbur, H.M., 1992. Interactions between food-web structure and nutrients on pond organisms. *Nature*. 360, 341.
- Lescourret, F., Magda, D., Richard, G., Adam-Blondon, A.F., Bardy, M., Baudry, J., Doussan, I., Dumont, B., Lefevre, F., Litrico, I., Martin-Clouaire, R., Montuelle, B., Pellerin, S., Plantegenest, M., Tancoigne, E., Thomas, A., Guyomard, H., Soussana, J.F., 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 14, 68-75.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Samson, R., 2013. Biogenic Carbon and Temporary Storage Addressed with Dynamic Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*. 17, 117-128.
- Lin, D., Hanscom, L., Murthy, A., Galli, A., Evans, M., Neill, E., Mancini, M., Martindill, J., Medouar, F.-Z., Huang, S., 2018. Ecological footprint accounting for countries: updates and results of the national footprint accounts, 2012–2018. *Resources*. 7, 58.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E.G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., Egoh, B., 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PloS one*. 8, e67737.
- Liu, G.Y., Hao, Y., Dong, L., Yang, Z.F., Zhang, Y., Ulgiati, S., 2017. An emergy-LCA analysis of municipal solid waste management. *Resources Conservation and Recycling*. 120, 131-143.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *science*. 317, 1513-1516.
- Liu, X., Ziv, G., Bakshi, B.R., 2018a. Ecosystem services in life cycle assessment-Part 2: Adaptations to regional and serviceshed information. *Journal of cleaner production*. 197, 772-780.
- Liu, X., Ziv, G., Bakshi, B.R., 2018b. Ecosystem services in life cycle assessment-Part 1: A computational framework. *Journal of cleaner production*. 197, 314-322.
- Ma, F., Eneji, A.E., Liu, J., 2015. Assessment of ecosystem services and dis-services of an agro-ecosystem based on extended emergy framework: A case study of Luancheng county, North China. *Ecological Engineering*. 82, 241-251.
- Madin, E.M., Macreadie, P.I., 2015. Incorporating carbon footprints into seafood sustainability certification and eco-labels. *Marine Policy*. 57, 178-181.
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liquete, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., Bidoglio, G., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst. Serv.* 1, 31.

- Maes, W.H., Heuvelmans, G., Muys, B., 2009. Assessment of Land Use Impact on Water-Related Ecosystem Services Capturing the Integrated Terrestrial–Aquatic System. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7324.
- Maia de Souza, D., Lopes, G.R., Hansson, J., Hansen, K., 2018. Ecosystem services in life cycle assessment: A synthesis of knowledge and recommendations for biofuels. *Ecosyst. Serv.* 30, 200-210.
- Maris, V., 2014a. *Nature à vendre, les limites des services écosystémiques*. Editions Quæ.
- Maris, V., 2014b. *Nature à vendre: Les limites des services écosystémiques*. Éditions Quæ.
- Maris, V., Huneman, P., Coreau, A., Kéfi, S., Pradel, R., Devictor, V., 2017. Prediction in ecology: promises, obstacles and clarifications. *Oikos*.
- Martin, J.F., Diemont, S.A., Powell, E., Stanton, M., Levy-Tacher, S., 2006. Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. *Agriculture, ecosystems & environment*. 115, 128-140.
- Marvuglia, A., Benetto, E., Rios, G., Rugani, B., 2013. SCALE: Software for CALculating Emergy based on life cycle inventories. *Ecological Modelling*. 248, 80-91.
- Mathé, S., Rey-Valette, H., 2015. Local knowledge of pond fish-farming ecosystem services: management implications of stakeholders' perceptions in three different contexts (Brazil, France and Indonesia). *Sustainability*. 7, 7644-7666.
- MEA, M.E.A., 2005a. *Ecosystems and human well-being*. Island press Washington, DC:.
- MEa, M.E.A., 2005b. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island, Washington, DC.
- MEA, M.E.A., 2005. *A framework for assessment*. Washington, DC: Island Press.
- MEA, M.E.A., 2005c. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*.
- Menesguen, A., 1992. Modelling coastal eutrophication: the case of French Ulva mass blooms, *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier, pp. 979-992.
- Mill, J.S., 1895. *Utilitarianism*. Longmans, Green and Company.
- Milstein, A., 1992. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. *Hydrobiologia*. 231, 177-186.
- Molden, D., 2007. *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*. Earthscan.
- Moller, H., Berkes, F., Lyver, P.O.B., Kislalioglu, M., 2004. Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecology and society*. 9.
- Mooney, H.A., Ehrlich, P.R., Daily, G., 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*, 11-19.
- Moriarty, D.J., 1997. The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture*. 151, 333-349.
- Morris, M.R., Pendlebury, S.R., Hong, J., Dunn, S., Durrant, J.R., 2016. Effect of internal electric fields on charge carrier dynamics in a ferroelectric material for solar energy conversion. *Advanced materials*. 28, 7123-7128.
- Müller-Wenk, R., Brandão, M., 2010. Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 172.
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine de Blas, D., Farley, J., Froger, G., 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation letters*. 6, 274-279.

- Naeem, S., Ingram, J., Varga, A., Agardy, T., Barten, P., Bennett, G., Bloomgarden, E., Bremer, L., Burkill, P., Cattau, M., 2015. Get the science right when paying for nature's services. *Science*. 347, 1206-1207.
- Nakajima, T., Hudson, M.J., Uchiyama, J., Makibayashi, K., Zhang, J., 2019. Common carp aquaculture in Neolithic China dates back 8,000 years. *Nature Ecology & Evolution*. 3, 1415-1418.
- Naylor, R., Burke, M., 2005. Aquaculture and ocean resources: raising tigers of the sea. *Annual Review of Environment and Resources*. 30.
- Naylor, R., Hindar, K., Fleming, I.A., Goldburg, R., Williams, S., Volpe, J., Whoriskey, F., Eagle, J., Kelso, D., Mangel, M., 2005. Fugitive salmon: assessing the risks of escaped fish from net-pen aquaculture. *AIBS Bulletin*. 55, 427-437.
- NEA, U., 2013. The UK national ecosystem assessment: Synthesis of the key findings. Cambridge: UNEP-WCMC.
- Neri, E., Rugani, B., Benetto, E., Bastianoni, S., 2014. Emergy evaluation vs. life cycle-based embodied energy (solar, tidal and geothermal) of wood biomass resources. *Ecological Indicators*. 36, 419-430.
- Nhan, D.K., Phong, L.T., Verdegem, M.J., Duong, L.T., Bosma, R.H., Little, D.C., 2007. Integrated freshwater aquaculture, crop and livestock production in the Mekong delta, Vietnam: determinants and the role of the pond. *Agricultural systems*. 94, 445-458.
- Noll, R.G., Trijonis, J., 1971. Mass balance, general equilibrium, and environmental externalities. *The American Economic Review*. 61, 730-735.
- Norgaard, R.B., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*. 69, 1219-1227.
- Norton, B.G., 1984. Environmental ethics and weak anthropocentrism. *Environmental Ethics*. 6, 131-148.
- Odum, H., Hoskin, C., 1958. Comparative studies on the metabolism of marine waters, 16–46. Univ. Texas: Publ. Inst. Mar. Sci.
- Odum, H.T., 1973. Energy, ecology, and economics. *Ambio*, 220-227.
- Odum, H.T., 1988. SELF-ORGANIZATION, TRANSFORMITY, AND INFORMATION. *Science*. 242, 1132-1139.
- Odum, H.T., 1989. Ecological engineering and self-organization. *Ecological engineering: an introduction to ecotechnology*. 101, 79-101.
- Odum, H.T., 1994. THE EMERGY OF NATURAL CAPITAL. Island Press, Washington.
- Odum, H.T., 1995. ENERGY-SYSTEMS CONCEPTS AND SELF-ORGANIZATION - A REBUTTAL. *Oecologia*. 104, 518-522.
- Odum, H.T., 1996. Environmental accounting: emergy and environmental decision making. Wiley New York.
- Odum, H.T., 2002. Emergy accounting, Unveiling Wealth. Springer, pp. 135-146.
- Odum, H.T., Odum, E.P., 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems*. 3, 21-23.
- Odum, H.T., Doherty, S.J., Scatena, F.N., Kharecha, P.A., 2000. Emergy evaluation of reforestation alternatives in Puerto Rico. *Forest Science*. 46, 521-530.
- OECD-FAO, 2013. OECD-FAO Agricultural Outlook 2013-2022.

- Oertli, B., Frossard, P.-A., 2013. Mares et étangs: Ecologie, conservation, gestion, valorisation. PPUR Presses polytechniques.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.-B., 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation*. 104, 59-70.
- Ostfeld, R.S., LoGiudice, K., 2003. Community disassembly, biodiversity loss, and the erosion of an ecosystem service. *Ecology*. 84, 1421-1427.
- Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Benetto, E., Withagen, C., 2016. Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. *Environmental Science & Technology*. 50, 1077-1092.
- Park, J., Craggs, R., 2010. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*. 61, 633-639.
- Parker, R., 2011. *Aquaculture science*. Cengage learning.
- Piedrahita, R., 1988. Introduction to computer modeling of aquaculture pond ecosystems. *Aquaculture Research*. 19, 1-12.
- Potschin, M., Haines-Young, R., 2016. Defining and measuring ecosystem services, *Routledge handbook of ecosystem services*. Routledge, pp. 25-44.
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*. 35, 575-594.
- Poutanen, K., 2012. Past and future of cereal grains as food for health. *Trends in Food Science & Technology*. 25, 58-62.
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 365, 2959-2971.
- Prévot, N., 2019. in: *l'Environnement*, E.d.M.d. (Ed.), Rennes.
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*. 156, 75-83.
- Primavera, J., 2006. Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean & Coastal Management*. 49, 531-545.
- Prowse, G., 1969. The role of cultured pond fish in the control of eutrophication in lakes and dams. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 17, 714-718.
- Pulselli, F.M., Coscieme, L., Bastianoni, S., 2011. Ecosystem services as a counterpart of emergy flows to ecosystems. *Ecological Modelling*. 222, 2924-2928.
- Quarrie, J., 1992. *Earth Summit'92. The United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro 1992*.
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norstrom, A.V., Andersson, E., Norberg, J., Peterson, G., 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio*. 44, S89-S101.
- Rahman, M.M., Yakupitiyage, A., Ranamukhaarachchi, S., 2004. Agricultural use of fishpond sediment for environmental amelioration. *Science & Technology Asia*, 1-10.
- Randall, A., 1988. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. *Biodiversity*, 217-223.

- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E., 2010a. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 107, 5242-5247.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010b. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107, 5242.
- Raugei, M., Rugani, B., Benetto, E., Ingwersen, W.W., 2014. Integrating emergy into LCA: potential added value and lingering obstacles. *Ecological Modelling*. 271, 4-9.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environ. Int.* 30, 701-720.
- Redford, K.H., Adams, W.M., 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation biology*. 23, 785-787.
- Renn, O., Rohrman, B., 2000. Cross-cultural risk perception: a survey of empirical studies. Springer Science & Business Media.
- Rey-Valette, H., Mathé, S., Salles, J.M., 2017. An assessment method of ecosystem services based on stakeholders perceptions: the Rapid Ecosystem Services Participatory Appraisal (RESPA). *Ecosyst. Serv.*
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*. 24, 417-428.
- Rodríguez, J., Beard Jr, T.D., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A., Peterson, G., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and society*. 11.
- Röhrlich, M., Mistry, M., Martens, P.N., Buntenbach, S., Ruhrberg, M., Dienhart, M., Briem, S., Quinkertz, R., Alkan, Z., Kugeler, K., 2000. A method to calculate the cumulative energy demand (CED) of lignite extraction. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 5, 369-373.
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 532-546.
- Ross, S., Evans, D., 2002. Excluding site-specific data from the LCA inventory: how this affects life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 7, 141.
- Rugani, B., Benetto, E., 2012. Improvements to Emergy Evaluations by Using Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*. 46, 4701-4712.
- Rugani, B., Panasiuk, D., Benetto, E., 2012. An input-output based framework to evaluate human labour in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 17, 795-812.
- Rugani, B., de Souza, D.M., Weidema, B.P., Bare, J., Bakshi, B., Grann, B., Johnston, J.M., Pavan, A.L.R., Liu, X., Laurent, A., 2019a. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. *Science of the Total Environment*. 690, 1284-1298.
- Rugani, B., de Souza, D.M., Weidema, B.P., Bare, J., Bakshi, B., Grann, B., Johnston, J.M., Pavan, A.L.R., Liu, X.Y., Laurent, A., Verones, F., 2019b. Towards integrating the ecosystem services cascade

- framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. *Science of the Total Environment*. 690, 1284-1298.
- Saad, R., Koellner, T., Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: A spatial approach for a global scale level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1253.
- Sagoff, M., 2003. The plaza and the pendulum: Two concepts of ecological science. *Biology & Philosophy*. 18, 529-552.
- Sagoff, M., 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*. 70, 497-502.
- Sander, H.A., Haight, R.G., 2012. Estimating the economic value of cultural ecosystem services in an urbanizing area using hedonic pricing. *Journal of environmental management*. 113, 194-205.
- Santos-Martín, F., Montes, C., Martín-López, B., González, J., Aguado, M., Benayas, J., 2014. Ecosystems and biodiversity for human wellbeing-Spanish National Ecosystem Assessment. Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio ambiente, Madrid.
- Sarkar, S., 2002. Defining “biodiversity”; assessing biodiversity. *The Monist*. 85, 131-155.
- SCEP, 1970. *Man's Impact on the Global Environment*. MIT Press Cambridge, Mass.
- Schlumberger, O., Bouretz, N., 2002. Réseaux trophiques et production piscicole en étangs fertilisés (Dordogne, France). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*. 15, 177-192.
- Schulze, E., Beck, E., Müller-Hohenstein, K., 2005. *Plant Ecology*—Springer Berlin. Heidelberg.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2016. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. John Wiley & Sons.
- Serpantié, G., Méral, P., Bidaud, C., 2012. Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques: Éléments pour l’histoire et l’interprétation d’une idée écologique. [VertigO] La revue électronique en sciences de l’environnement. 12.
- Serres, M., 1990. *Le contrat naturel*. Flammarion, Paris.
- Simon, H.A., 1969. *The sciences of the artificial*. Cambridge, MA.
- Slovic, P., Weber, E.U., 2002. Perception of risk posed by extreme events. *Regulation of Toxic Substances and Hazardous Waste (2nd edition)*(Applegate, Gabba, Laitos, and Sachs, Editors), Foundation Press, Forthcoming.
- Solomon, E.P., Berg, L.R., Martin, D.W., 2011. *Biology (9th edn)*. Brooks/Cole, Cengage Learning: USA.
- Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures. *Building an ecosystem approach to aquaculture*. 14.
- Sparks, T.H., Mizera, T., Wójtowicz, W., Tryjanowski, P., 2012. Synchrony in the phenology of a culturally iconic spring flower. *International journal of biometeorology*. 56, 407-409.
- Stahl, S.A., 2013. Beyond the instrumentalist hypothesis: Some relationships between word meanings and comprehension, *The psychology of word meanings*. Psychology Press, pp. 169-198.
- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Hacki, M., Hauser, A., 2011. Indicators for Ecosystem Goods and Services: Framework, methodology and recommendations for a welfare-related environmental reporting. Federal Office for the Environment, Bern. *Environmental studies*, 17.

- Steenland, K., 1996. Chronic neurological effects of organophosphate pesticides. British Medical Journal Publishing Group.
- Steinbronn, S., 2010. A case study: Fish production in the integrated farming system of the Black Thai in Yen Chau district (Son La province) in mountainous north-western Vietnam-Current state and potential. Institut für Tierproduktion in den Tropen und Subtropen, Göttingen.
- Stephens, P.A., Pettorelli, N., Barlow, J., Whittingham, M.J., Cadotte, M.W., 2015. Management by proxy? The use of indices in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*. 52, 1-6.
- Stickney, R.R., McVey, J.P., 2002. Responsible marine aquaculture. Cabi, Wallingford.
- Sturck, J., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Spatio-temporal dynamics of regulating ecosystem services in Europe - The role of past and future land use change. *Applied Geography*. 63, 121-135.
- Sukhdev, P., Wittmer, H., Schröter-Schlaack, C., Nesshöver, C., Bishop, J., Brink, P.t., Gundimeda, H., Kumar, P., Simmons, B., 2010a. The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP, Ginebra (Suiza).
- Sukhdev, P.W., Schröter-Schlaack, H., Nesshöver, C., Bishop, C., Brink, J., 2010b. The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP, Ginebra (Suiza).
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2000. Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. CNRS éditions Paris.
- Tacon, A.G., Metian, M., 2009. Fishing for aquaculture: non-food use of small pelagic forage fish—a global perspective. *Reviews in Fisheries Science*. 17, 305-317.
- Tacon, A.G., Metian, M.R., Tacon, M.A.G., Hasan, M.R., Metian, M., 2011. Demand and supply of feed ingredients for farmed fish and crustaceans: trends and prospects. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 564.
- Taylor, C., 1989. Sources of the self: The making of the modern identity. Harvard University Press.
- Team, R.C., 2013. R: A language and environment for statistical computing.
- Theodorakis, C., Walker, T., 2014. Environmental Processes.
- Thomas, F., Sabel, C.E., Morton, K., Hiscock, R., Depledge, M.H., 2014. Extended impacts of climate change on health and wellbeing. *Environmental Science & Policy*. 44, 271-278.
- Thomas, M., Lazartigues, A., Banas, D., Brun-Bellut, J., Feidt, C., 2012. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments and fish from freshwater cultured fish ponds in different agricultural contexts in north-eastern France. *Ecotoxicology and environmental safety*. 77, 35-44.
- Tilley, D.R., Swank, W.T., 2003. EMERGY-based environmental systems assessment of a multi-purpose temperate mixed-forest watershed of the southern Appalachian Mountains, USA. *Journal of Environmental Management*. 69, 213-227.
- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S., Portin, P., 1998. Elsevier's dictionary of biology. Elsevier.
- Tiruta-Barna, L., Benetto, E., 2013. A conceptual framework and interpretation of emergy algebra. *Ecological engineering*. 53, 290-298.
- Tsatsaronis, G., Winhold, M., 1985. Exergoeconomic analysis and evaluation of energy-conversion plants—I. A new general methodology. *Energy*. 10, 69-80.

- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005a. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*. 8, 857-874.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005b. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*. 8, 857-874.
- Turkelboom, F., Raquez, P., Dufrêne, M., Raes, L., Simoens, I., Jacobs, S., Stevens, M., De Vreese, R., Panis, J.A., Hermy, M., 2013. CICES going local: Ecosystem services classification adapted for a highly populated country, *Ecosystem Services*. Elsevier, pp. 223-247.
- Ulgiati, S., Brown, M.T., 2009. Emergy and ecosystem complexity. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*. 14, 310-321.
- Ulgiati, S., Brown, M., 2014. Labor and services as information carriers in emergy-LCA accounting. *J. Environ. Account. Manag.* 2, 163-170.
- Ulgiati, S., Odum, H.T., Bastianoni, S., 1994. Emergy use, environmental loading and sustainability an emergy analysis of Italy. *Ecological modelling*. 73, 215-268.
- Upton, G., Cook, I., 2002. Reliability. *A Dictionary of Statistics*. Oxford Reference Online.
- van den Bergh, J., Verbruggen, H., 1999. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. *Ecological Economics*. 29, 61-72.
- Van der Werf, H.M., 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 Leeuwen, F., 2000. Safe drinking water: the toxicologist's approach. *Food and Chemical Toxicology*. 38, S51-S58.
- Vanacker, M., Wezel, A., Payet, V., Robin, J., 2015. Determining tipping points in aquatic ecosystems: The case of biodiversity and chlorophyll α relations in fish pond systems. *Ecological Indicators*. 52, 184-193.
- Vanacker, M., Wezel, A., Oertli, B., Robin, J., 2018. Water quality parameters and tipping points of dragonfly diversity and abundance in fishponds. *Limnology*. 19, 321-333.
- Vanacker, M., Wezel, A., Arthaud, F., Guerin, M., Robin, J., 2016. Determination of tipping points for aquatic plants and water quality parameters in fish pond systems: A multi-year approach. *Ecological Indicators*. 64, 39-48.
- Vassallo, P., Bastianoni, S., Beiso, I., Ridolfi, R., Fabiano, M., 2007. Emergy analysis for the environmental sustainability of an inshore fish farming system. *Ecological Indicators*. 7, 290-298.
- Vörös, L., Padisak, J., 1991. Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia*. 215, 111-119.
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P.a., 1997. Ecological footprints of nations. *Universidad Anahuac de Xalapa, Centro de Estudios para la Sustentabilidad*.
- Wackernagel, M., Schulz, N.B., Deumling, D., Linares, A.C., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., Loh, J., Myers, N., Norgaard, R., Randers, J., 2002. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 99, 9266-9271.
- Walker, A., 1974. Negative utilitarianism. *Mind*. 83, 424-428.

- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological conservation*. 139, 235-246.
- Warren, N., Allan, I., Carter, J., House, W., Parker, A., 2003. Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments—a review. *Applied Geochemistry*. 18, 159-194.
- Weatherley, A.H., Gill, H., Casselman, J.M., 1987. *The biology of fish growth*. Academic press London.
- Weber, E.U., Hsee, C., 1998. Cross-cultural differences in risk perception, but cross-cultural similarities in attitudes towards perceived risk. *Management science*. 44, 1205-1217.
- Weidema, B., Hirschler, R., 2010. ecoinvent data v2. 2. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART: Zürich and Dübendorf, Switzerland.
- Weithoff, G., 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton—a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater biology*. 48, 1669-1675.
- West, T., Marland, G., 2002a. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environ. Pollut.* 116, 439-444.
- West, T.O., Marland, G., 2002b. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 91, 217-232.
- Westman, W.E., 1977. How much are nature's services worth? *Science*. 197, 960-964.
- Wezel, A., Robin, J., Guerin, M., Arthaud, F., Vallod, D., 2013. Management effects on water quality, sediments and fish production in extensive fish ponds in the Dombes region, France. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*. 43, 210-218.
- Wezel, A., Oertli, B., Rosset, V., Arthaud, F., Leroy, B., Smith, R., Angélibert, S., Bornette, G., Vallod, D., Robin, J., 2014. Biodiversity patterns of nutrient-rich fish ponds and implications for conservation. *Limnology*. 15, 213-223.
- Wiedmann, T.O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J., Kanemoto, K., 2015. The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 112, 6271-6276.
- Wilcoxon, F., Katti, S., Wilcoxon, R.A., 1970. Critical values and probability levels for the Wilcoxon rank sum test and the Wilcoxon signed rank test. *Selected tables in mathematical statistics*. 1, 171-259.
- Wilfart, A., Corson, M., Aubin, J., 2012. *Emergy accounting: principles and application for environmental assessment of agricultural and animal production systems*. INRA Productions Animales. 25, 57-65.
- Wilfart, A., Prudhomme, J., Blancheton, J.-P., Aubin, J., 2013a. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *Journal of environmental management*. 121, 96-109.
- Wilfart, A., Prudhomme, J., Blancheton, J.P., Aubin, J., 2013b. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *Journal of Environmental Management*. 121, 96-109.
- Willot, P.-A., Aubin, J., Salles, J.-M., Wilfart, A., 2019. Ecosystem service framework and typology for an ecosystem approach to aquaculture. *Aquaculture*, 734260.

- Wiloso, E.I., Heijungs, R., Huppes, G., Fang, K., 2016. Effect of biogenic carbon inventory on the life cycle assessment of bioenergy: challenges to the neutrality assumption. *Journal of Cleaner Production*. 125, 78-85.
- Winfrey, R., W. Fox, J., Williams, N.M., Reilly, J.R., Cariveau, D.P., 2015. Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology letters*. 18, 626-635.
- Wohlfarth, G., Schroeder, G., 1979. Use of manure in fish farming—a review. *Agricultural wastes*. 1, 279-299.
- Wolf, M.-A., Chomkhamsri, K., Brandao, M., Pant, R., Ardente, F., Pennington, D.W., Manfredi, S., de Camillis, C., Goralczyk, M., 2010. ILCD handbook-general guide for life cycle assessment-detailed guidance.
- Wood, S.A., Karp, D.S., DeClerck, F., Kremen, C., Naeem, S., Palm, C.A., 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in ecology & evolution*. 30, 531-539.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science*. 314, 787-790.
- Xie, G., Zhang, Y., Lu, C., Zheng, D., Cheng, S., 2001. Study on valuation of rangeland ecosystem services of China. *Journal of Natural Resources*. 16, 47-53.
- Yi, I., Itsubo, N., Inaba, A., Matsumoto, K., 2007. Development of the interregional I/O based LCA method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 12, 353-364.
- Zhang, Y., Baral, A., Bakshi, B.R., 2010a. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, part II: toward an ecologically based LCA. *Environmental science & technology*. 44, 2624-2631.
- Zhang, Y., Singh, S., Bakshi, B.R., 2010b. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, Part I: a critical review. *Environmental science & technology*. 44, 2232-2242.
- Zhang, Y.I., Singh, S., Bakshi, B.R., 2010c. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment part I: A critical review. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2232.
- Zhang, Y.I., Anil, B., Bakshi, B.R., 2010d. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment part II: Toward an ecologically based LCA. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2624.

Annexes

Annexe 1

Supplementary material of the paper Willot *et al.* 2019 :

The 12 principles of the ecosystem approach and of the ecosystem approach to aquaculture are the following:

- (i). The objectives of management of land, water and living resources are a matter of societal choices.
- (ii). Management should be decentralized to the lowest appropriate level.
- (iii). Ecosystem managers should consider the effects (actual or potential) of their activities on adjacent and other ecosystems.
- (iv). Recognizing potential gains from management, there is usually a need to understand and manage the ecosystem in an economic context.
- (v). Conservation of ecosystem structure and functioning, in order to maintain ecosystem services, should be a priority target of the ecosystem approach.
- (vi). Ecosystems must be managed within the limits of their functioning.
- (vii). The ecosystem approach should be undertaken at the appropriate spatial and temporal scales.
- (viii). Recognizing the varying temporal scales and lag-effects that characterize ecosystem processes, objectives for ecosystem management should be set for the long term.
- (ix). Management must recognize that change is inevitable.
- (x). The ecosystem approach should seek the appropriate balance between, and integration of, conservation and use of biological diversity.
- (xi). The ecosystem approach should consider all forms of relevant information, including scientific and indigenous and local knowledge, innovations and practices.
- (xii). The ecosystem approach should involve all relevant sectors of society and scientific disciplines.

Annexe 2

Méthode d'intégration des inventaires de l'ACV à la démarche d'évaluation de l'Emergy accounting

Bien que nous allons dans les chapitres 3 et 4 développer et appliquer une manière inexplorée d'utiliser l'ACV et l'EA, nous avons été amenés au préalable à comparer différentes manières d'utiliser le cadre de l'EA : l'approche conventionnelle et une approche basée sur l'ICV. L'approche basée sur l'ICV est modélisée grâce au logiciel SCALEM (Marvuglia, *et al.*, 2013). Pour cette comparaison, nous avons modélisé et évalué, avec les deux approches de l'EA, un étang géré de manière intensive et un étang géré de manière extensive. Cette comparaison se fait sur les 4 grandes étapes de l'EA (Rugani et Benetto, 2012). Ce travail a été consigné dans un futur article intitulé *Improving Emergy Accounting by integrating Life Cycle Inventory: application to fish pond farm* (ci-dessous) et sera soumis dans le journal *Ecological Modelling* (ISSN: 0304-3800).

Title: Improving Emergy Accounting by integrating Life Cycle Inventory: application to fish pond farm

Authors: Willot P.A.¹, Rugani B.², Wilfart A.^{1,*}

¹ UMR SAS, INRA, AGROCAMPUS OUEST, F-35000 Rennes, France, France

² RDI Unit on Environmental Sustainability Assessment and Circularity (SUSTAIN) | Environmental Research & Innovation (ERIN) department | Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST) - 41 Rue du Brill, L-4422 Belvaux, Luxembourg

Corresponding author e-mail: aurelie.wilfart@inra.fr

Keyword: ecosystem service, emergy accounting, life cycle assessment, SCALEM, fish farm pond

1.1. Introduction

Anthropised ecosystems are quite complex (Liu, *et al.*, 2007). They connect the dynamical interactions between human systems (e.g., technologic, economic, social) and natural systems (e.g., hydrologic, atmospheric, biological, geological) (Liu *et al.*, 2007). The management of such systems should deal with the sustainability of those ecosystems (Dong, *et al.*, 2010), that means an efficient uses of resources by human and the ecosystem in order to provide products of interest or ecosystem services.

To assess the sustainability of such complex systems, several methods and tools were developed in order to take into account the interactions between ecosystems and technological systems. Some of them come from the field of systems ecology, such as emergy accounting (Odum, 2002; Wackernagel, *et al.*, 2002) or ecological footprint (Borucke, *et al.*, 2013; Odum, 1996). Others come from the industrial ecology sphere, such as mass flow analysis (Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski, Hüttler, 1998) or life cycle assessment (ISO, 2006a). All those methods are worldwide recognized (Zhang *et al.*, 2010).

Life Cycle Assessment (LCA) is a standardized method of environmental impacts assessment of products or services (ISO, 2006). LCA consider all the processes implied into life cycle from the extraction of raw materials, but do not consider all ecosphere or ecosystem flows (Müller-Wenk, Brandão, 2010; Ross, Evans, 2002; Wiloso, Heijungs, Huppes, Fang, 2016). Ecological Footprints methods are also environmental assessment method, based on the capacity of the Earth to support human activity (Lin *et al.*, 2018) but do not take the availability or rarity of some non-renewable resource (Zhang *et al.*, 2010).

It exists several environmental assessment methods based on the thermodynamic of system (Zhang *et al.*, 2010). Energy and exergy analysis method are quite similar, and assess for the efficiency uses of energy to produce something (Zhang *et al.*, 2010), except that exergy analysis do not take the Joule effect into account (DeWulf *et al.*, 2008). Energy and exergy analysis take ecosphere and technosphere into account, to assess a system; but, they do not consider the efficiency of the total amount of energy injected into the system (by example, the efficiency of solar energy or exergy by plants before there are grazed by cattle) (Zhang *et al.*, 2010). Emergy Accounting (EA, Odum, 1996) is closed to energy and exergy analysis, but EA accounts for the direct and indirect exergy uses into equivalent of solar Joule used to produce something. EA can take all ecosphere and technosphere flows into account (Zhang *et al.*, 2010; Odum, 1996). Amongst all those environmental assessment methods, EA seems to be the one that embodied at most all the parts involving in product or service system.

Indeed, Emergy accounting (EA) is a systemic method used originally to assess the changes in energy flows underpinning ecological processes, their interactions and environmental work to make ecosystems functioning (Odum, 2002). Over the last decades, much effort has been showered by the scientific community to allow EA quantifying and assessing the environmental work associated with

any type of good and service in ecological (Ulgiati, Brown, 2009) as well industrial (Ingwersen, 2011a) processes at different scale from micro (Abel, 2013a) to macro (Ulgiati, *et al.*, 1994). Accordingly, EA simultaneously takes into account ecosphere inputs (e.g. sun, tidal, gases) and technosphere inputs (e.g. raw materials, human labour, energy) required to produce something. The method uses *energy system diagram* and modelling as a valuable base of depicting material, energy and service flows of a system using a common unit, i.e. the equivalent solar-energy, or solar emJoule (seJ), which represents the amount of energy directly or indirectly required to provide a given flow or storage of energy or matter. On top of this, emergy accounting allows calculating indicators to evaluate energy quality and efficiency along the life cycle (Wilfart et al, 2013), in order to analyse and compare the environmental performance related to goods and/or services of different/alternative production systems. According to Rugani and Benetto (2012), EA can be compared to LCA in term of steps to perform one:

- The system-modeling step is similar to the goal and scope of LCA. The aim of EA application is to evaluate the embodied exergy (environmental work) related to a product, a service or a system. At this step, an energy system diagram represents the system with the system modelling assumptions. The unit emergy value (UEV, the equivalent of characterization factor of LCA) and the emergy indexes are chosen (Table A.1).
- The construction of an emergy table correspond to the inventory step in LCA. All the inputs from technosphere and the ecosphere relevant to the study are taken into account. Usually, emissions are not of interest. Allocation in EA is only allowed in multi-output processes, due to the specific emergy algebra (Rugani and Benetto, 2012).
- The emergy and emergy indexes calculation is similar to the LCIA step. It follow the previous step by calculating the environmental work in a common unit (SeJ) and several emergy indexes of sustainability.
- The support to decision making is the step where the results from the previous steps are used to analyze and take decision related to the sustainability and the use of resources of a system or product system. But, this procedure is not standardized as for LCA.

Table A.1. Emergy Accounting indicators definition and calculation (from Odum, 1996)

Term	Definition	Abbreviation	Unit
Emergy flow	Any inflowing flows of energy or materials to a system	R (renewable), N (non-renewable), F (furnitures, materials), and S (services, labor)	seJ
Transformity	Emergy investment per energy of a unit process	T	seJ / J
Unit Emergy Value	Emergy investment per the nature of the flow of unit process	UEV	seJ / unit (e.g. kg, m ³ , €, kwh, hr)
Emergy released (used)	Emergy invested in a unit process	$U = N + R + F + S$	None
Emergy Yield Ratio (EYR)	Emergy released per unit of emergy invested	$EYR = U/(F+S)$	None
Environmental Loading Ratio (ELR)	Non-renewable and imported emergy per unit of renewable emergy	$ELR = (N+F+S)/R$	None
Emergy Sustainability Index (ESI)	Emergy yield per unit of environmental load	$ESI = EYR / ELR$	None
Renewability (%R)	Percentage of renewable emergy released	$\%R = R / U$	None

Despite these assets, some methodological drawbacks exist that must be considered when applying EA. For example, a number of baselines calculated on the basis of different assumptions and methods (Campbell, *et al.*, 2005) are typically used to calculate unit emergy values (UEVs), which represent the core metric in emergy analysis to convert any type of flow into seJ unit. The use made by emergy practitioners of these baselines over time has not been necessarily consistent (Campbell, Brandt-Williams, Cai, 2005; Rugani, Benetto, 2012). Together with the implementation of even very different approaches to account for emergy flows and create emergy accounting models (Hau, Bakshi, 2004), this has lead to great uncertainties (Ingwersen, 2010), a lack of precision and computational transparency, and eventually generated incomparable results (Campbell, Brandt-Williams, Cai, 2005; Rugani, Benetto, 2012).

With the goal to foster the development of broad scale consensus and scientific acceptance of the EA approach, some scholars have proposed to couple the emergy concept and its traditional EA methodology with the databases and calculation routine of the life cycle assessment (LCA) (Ingwersen, 2011b; Rauegi, Rugani, Benetto, Ingwersen, 2014; Rugani, Benetto, 2012), which is a standardized and globally acknowledged method for environmental impacts assessment of products (Finkbeiner, *et al.*, 2006; Hauschild, *et al.*, 2018). One of the main strengths in favour to couple EA and LCA is in the capability of LCA to account for hundreds of raw material/land uses and emission flows (Wolf, Chomkhamsri, Brandao, Pant, Ardente, Pennington, Manfredi, de Camillis, Goralczyk, 2010), and then

to quantify their related impacts on ecosystems and human health with a high degree of accuracy and with no restriction to the type of technological system analysed (Grönlund, Fröling, Carlman, 2015; Lei, Wang, Ton, 2008; Odum, 1996). Within LCA, the life cycle inventory (LCI) phase aims to collect those inputs and outputs (*e.g.* raw materials, energy, emissions of matters) for each unit process of a product life cycle system, without neglecting the thousands of background unit processes that are indirectly linked to the product across its supply-chain and end-of-life. Nevertheless, LCI does not fully consider the role of ecological inputs underpinning ecosystem functioning and the provision of ecosystem services (Maia de Souza, Lopes, Hansson, Hansen, 2018; Othoniel, Rugani, Heijungs, Benetto, Withagen, 2016), nor some natural and social inputs (*e.g.* sun, human labour) that might also represent direct or indirect drivers of impact (Raugei, Rugani, Benetto, Ingwersen, 2014; Rugani, Benetto, 2012; Ulgiati, Brown, 2014). In this regard, the emergy concept can provide complementary perspectives to the LCA approach in that the ecological “donor” value (in terms of seJ) underpinning the supply of ecosystem services is a traditional output of any EA methods (Buonocore, *et al.*, 2015; Campbell, 2018; Coscieme, Pulselli, Marchettini, Sutton, Anderson, Sweeney, 2014; Grönlund, Fröling, Carlman, 2015). Despite this consideration, no consensus within the scientific community yet exists on how (and if) to use emergy as a proxy indicator for ES and apply/adapt the emergy analysis method to account for ES, in particular when combined with LCA (Rugani, *et al.*, 2019b; Zhang, Singh, Bakshi, 2010b).

The overarching aim of this paper is to advancing knowledge in the direction of a full integration of EA and LCA, with the ambition to showcase that such an integrated framework is effective to: i) mutually enhance, and reduce the drawbacks underpinning the two methods, and ii) quantify and assess ecosystem functions and services in complex systems at the interface between ecosphere and technosphere.

To accomplish these objectives, we compare state-of-the-art approaches for conventional EA (CEA) and life-cycle based EA (LEA) over a special type of aquaculture system: fish farm pond. Modelling such a system implies considering multiple links between the ecosphere, the technosphere and their related interactions between ecological functions and human processes (Aubin *et al.*, 2014). Fish farm ponds therefore represent an appropriate case study to assess impacts on the provision of ecosystem services and the overall ecological value and benefits for the anthroposphere. On top of this, fish farm ponds have already been analysed with EA, LCA, or a combination of the two methods (Cavalett *et al.*, 2007; Coelho *et al.*, 2003; Wilfart *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2012), suggesting that more research is needed to optimize the transport of resources and linked to pond survey to minimize the global warming potential impacts (Wilfart *et al.*, 2013; Aubin *et al.*, 2019), the origin of fish feed to minimize several environmental impacts and minimize technosphere emergy inputs (Wilfart *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2012; Aubin *et al.*, 2019).

1.2. Materials and methods

1.2.1. Case study

The Dombes territory ($45^{\circ} 58' 01''$ N, $5^{\circ} 00' 00''$ E) is famous for its fishpond landscape in France (Figure A.1). 135 fish farm ponds were surveyed between 2008 and 2014 in Dombes (Vanacker *et al.*, 2016; Vanacker *et al.*, 2015). In this territory, the fish production cycle begins in March and ends in October. The ponds can be limed to activate the mineralisation of the sediment (Horvath, Tamas, Seagrave, 2002). The pond is usually filled using water from another pond in Dombes and then the fish are stocked. The pond can be fertilised by manure application on the bank and the fish can be fed with external feed (Horvath, Tamas, Seagrave, 2002). In general, the fish farmer comes every 2 days to survey the pond. At the end of the production cycle, the pond is emptied and the fish are fished.

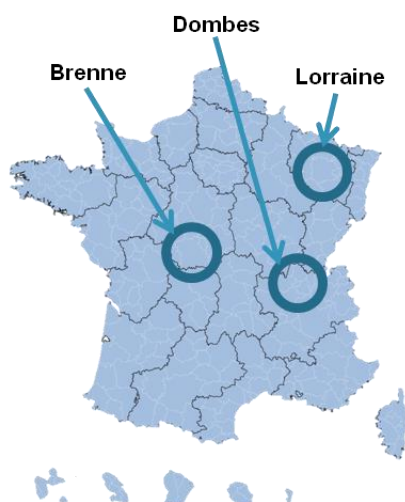


Figure A.1 Dombes location in France territory

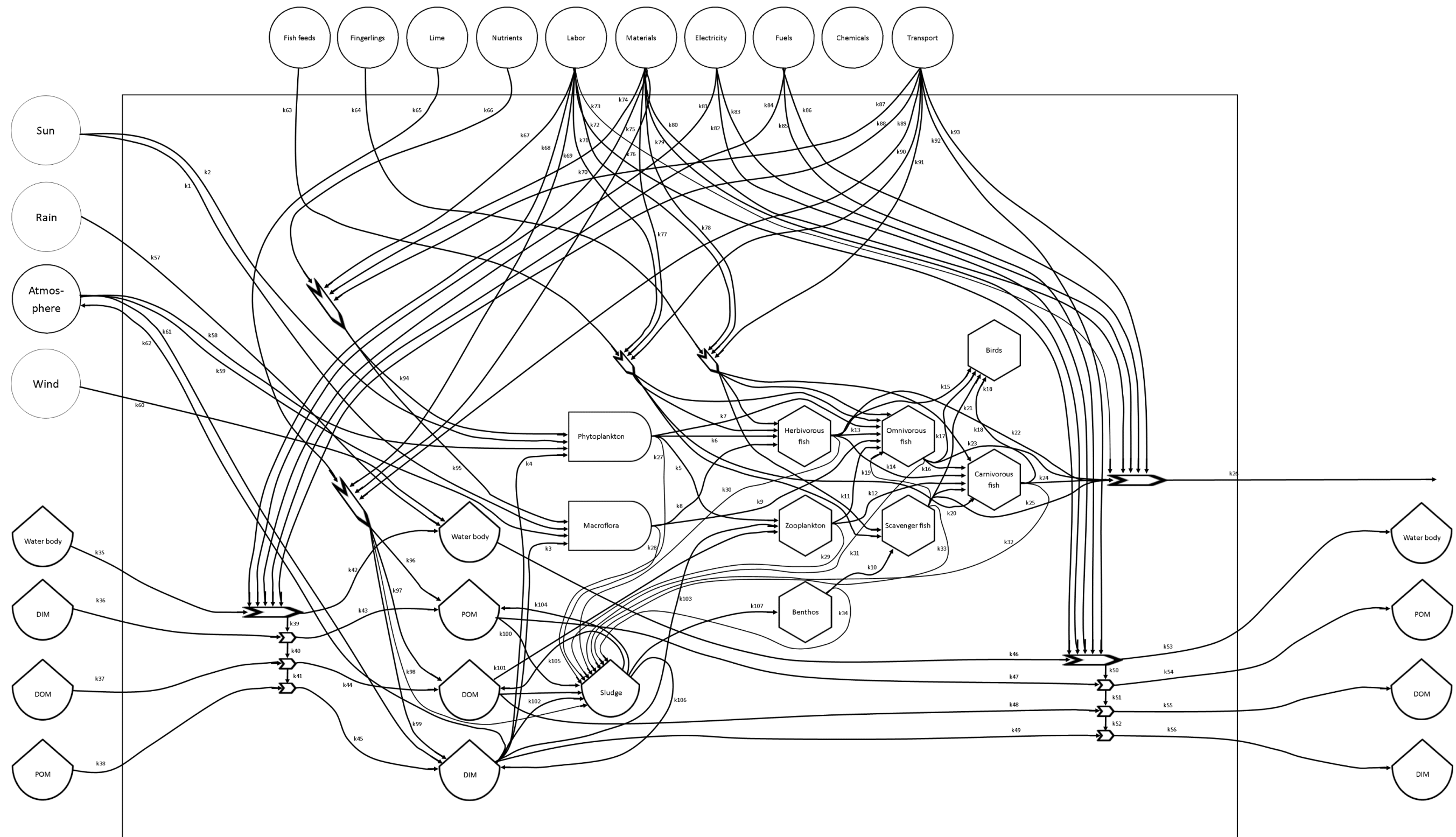
For the research presented in this paper, we selected two contrasting ponds amongst those included in the database for the year 2009. We choose the same year to avoid the effect of the climate and to have similar ecosphere dataset (see below). The first one is considered as an extensive pond and the second one as a semi-intensive pond according to the French fishpond systems (Aubin, Robin, Wezel, Thomas, 2017a; Aubin, Callier, Rey-Valette, Mathe, Wilfart, Legendre, Slembrouck, Caruso, Chia, Masson, Blancheton, Ediwarman, Haryadi, Prihadi, Casaca, Tamassia, Tocqueville, Fontaine, 2019b). The extensive pond is 0.3 m depth for a surface of 9.2 ha (Table A.2). The average total nitrogen concentration is 4.11 mg/L and total phosphorus is 0.11 mg/L. The stocking density is 79 kg/ha and fishes are yielded at 217 kg/ha. The extensive pond is not limed or fertilised and the fishes are not fed. In contrast, the semi-intensive pond is 0.4 m depth for a surface of 11.8 ha (Table A.2). The average total nitrogen concentration is 6.55 mg/L and total phosphorus is 0.08 mg/L. The stocking density is 58 kg/ha and fishes are yielded at 204 kg/ha. The semi-intensive is limed (200 kg/ha), fertilised (50 kg/ha) and the fishes are fed (204 kg/ha).

Table A.2 Main biophysical and management characteristics of the extensive and intensive ponds

	Extensive pond	Intensive pond
Surface (ha)	9.2	11.8
Depth (m)	0.3	0.4
N _{tot} (mg/L)	4.11	6.55
P _{tot} (mg/L)	0.11	0.08
Fish stocked (kg/ha)	79	58
Fish yielded (kg/ha)	217	204
Lime (kg/ha)	0	200
Fertilisers (kg/ha)	0	50
Feed (kg/ha)	0	204

1.2.2. **Model and data collection**

A pond model was designed according to the *energy system diagram* of fishponds proposed by Wilfart *et al.* (2013) and enhanced by integrating more components and flows (Figure A.2). The sun, the rain, the atmosphere, the wind, the upstream water and nutrients, composes the ecosphere. The technosphere is composed by the lime, the fertilisers, the manure, the fingerlings production, the fish feed, the transport and the human labour.

Figure A.2 Ecosystem modelling framework of pond using *energy system diagram* (Odum, 1996)

Data for the technosphere were collected from several sources. The quantities of lime, fertilisers, amendment, fish feed, transport and human labour come from interviews with French fish farmers performed on June 2018 in the Dombes territory. The finfish stocked and fished for each ponds comes from previous studies (Vanacker, Wezel, Payet, Robin, 2015). Ecosphere data come from older studies and several sources. The solar radiation corresponds to the average value during the cycle of production¹. The precipitation values represent the average rainfall in the region during the cycle². Atmosphere data were estimated with the models (see below). The upstream nutrients correspond to the quantity of nutrients present after the filling and the nutrients needed in addition (see below). The water data come from (Vanacker, Wezel, Payet, Robin, 2015), the initial volume is calculated using the surface and the depth at the beginning of the production cycle.

In order to have a more complete picture of ecosphere, flows associated with the trophic web of net primary producers (phytoplankton and macrophytes) and zooplankton were added to the model. The fish were distributed into different guilds (e.g. the herbivorous, the omnivorous and the carnivorous). The particulate organic matters, the dissolved organic matters and the dissolved inorganic matters were also added to obtain a global overview of the water chemical condition. The trophic web was modelled using EcoPath with EcoSim (Christensen, Walters, 2004) and adapted to fed freshwater ecosystem (see chapter 2, table 2.3 to 2.6). This EcoSim model calculates the flows of biomass between the guilds (i.e. grazing and predation), the mass of feed eaten by the finfish and the different flows to the sediments (mortality, waste). The data used to run the model of the trophic web comes from (Vanacker, Wezel, Payet, Robin, 2015; Vanacker, Wezel, Oertli, Robin, 2018). Within the model, net primary producers use the sunlight, CO₂ and the nutrients from the water body, in order to produce biomass. While the zooplankton grazes the phytoplankton and itself to produce biomass. Except for the source of feed, all the finfish were modelled in the same way (see chapter 3).

The abiotic elements and processes initially depicted in the model of (Wilfart, Prudhomme, Blancheton, Aubin, 2013a) were also enhanced. The water cycle was adjusted by adding evapotranspiration, rainfall and infiltration. The initial volume of water was calculated with the surface and the depth in the month of March. To this end, data from the FAO database³ were used to determine the potential evapotranspiration and infiltration for each pond. The rain volume was estimated by using regional data⁴. The runoff was then estimated to be 98% of the water's volume with 2% remaining into the pond as suggested by Banas *et al.*(2008).

The mass of matters in the water (particulate organic matters, dissolved organic matters and dissolved inorganic matters) was estimated from the primary data from the studies of (Vanacker,

¹ <http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/apps4/pvest.php>

² <https://fr.climate-data.org/location/65511/>

³ http://www.fao.org/tempref/FI/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6709f/x6709f02.htm

⁴ <https://fr.climate-data.org/location/65511/>

Wezel, Payet, Robin, 2015; Vanacker, Wezel, Oertli, Robin, 2018). The dissolved inorganic matters correspond to the carbon dioxide, ammonia, the nitrate and the phosphate inputs. While the dissolved organic matters corresponds to the matters converted in organic matters by multiplying the total carbon by 2 (Pribyl, 2010).

The whole model respects the basic rules of the mass balance approach (Noll, Trijonis, 1971). This fishpond ecosystem model was also built to depict not only the production of fish, which can be regarded as a “provisioning” ecosystem service according to the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES; (Haines-Young, Potschin, 2018)). But also the main ecological functions encompassed by the integrated ecosphere-technosphere system, which can be regarded to as “regulation & maintenance” ecosystem services ((Haines-Young, Potschin, 2018)). Ten outputs are generated by this model: obviously finfish, which can be considered as the main product, but also sediments, respirations (of phytoplankton, zooplankton and fish), emissions of GHGs, evapotranspiration, and take off nutrients by the water, which can all be considered as “co-products” according to the emergy algebra (Odum, 1996). Hence, the ecosystem modelling framework resulted to as a complex energy system diagram (Figure A.2), with 47 energy system diagram objects in interaction with 139 flows. The model was illustrated to the French fish ponds data providers, and eventually validated with their expert inputs.

1.2.3. Emergy Accounting

1.2.3.1. Conventional Emergy Accounting (CEA)

The CEA was established based on the energy system diagramming approach proposed by Odum (1996) (Figure A.2). The two pond systems were assessed for one cycle using the abovementioned data and models in order to design the emergy model and its inventory of emergy flows. For the ecosphere’s UEVs, we used UEVs from the literature recalculated according to the “consensus” baseline globally unified in 2016 (Table A4), i.e. $12.0 \text{ E}+24 \text{ seJ y}^{-1}$ (Brown, Campbell, De Vilbiss, Ulgiati, 2016). The UEVs for the technosphere were retrieved principally from Wilfart *et al.*, (2013), or were calculated or collected from other literature sources when necessary (Table A3).

Tableau A.3 Unit Emergy Values (UEV) of the conventional Emergy Accounting approach (CEA) and the lifecycle Emergy Accounting approach

		Unit	CEA UEV (sej/unit)	References	LEA UEV (sej/unit)
Ecosphere	Sun	J	1.00E+00	Definition	1.00E+00
	Rain	m3	1.81E+04	Vassallo <i>et al.</i> (2007)	1.81E+04
	Wind	J	1.47E+03	Odum <i>et al.</i> (2000)	1.47E+03
	upstream nutrient	kg	2.71E+13	Cohen <i>et al.</i> (2006)	2.71E+13
	Water upstream	m3	1.90E+05	Ingwersen (2011)	1.90E+05
Technosphere	Lime	kg	9.83E+11	Brandt-Williams (2002)	1.42E+11
	Amendment	kg	1.55E+12	Wilfart <i>et al.</i> (2013)	3.97E+12
	Fertilizers	kg	3.80E+09	Brandt-Williams (2002)	4.56E+15
	Fingerlings / Fishes	kg	1.59E+12	Cavalett <i>et al.</i> (2007)	4.45E+14
	Fish feed	kg	1.08E+12	Calculated	2.20E+14
	Transport	tkm	1.81E+12	Wilfart <i>et al.</i> (2013)	5.94E+10
	Labor	hr	1.12E+12	Martin <i>et al.</i> (2006)	1.12E+12

Product and co-products' UEVs, Environmental Yield Ratio (EYR), Environmental Loading Ratio (ELR), Environmental Sustainability Index (ESI) and the percent of renewability (%R) were selected as emergy based performance indicators and calculated in this paper to compare the environmental profiles of the two pond models. EYR represents the fish's emergy per emergy invested (the technosphere emergy), and thus provides a measure of "efficiency" and dependency from external inputs; ELR represents the non-renewable and imported emergy released per unit of local renewable resource, which gives a measure of the dependency from local renewable resource inputs; ESI is the ratio between EYR and ELR, and represents the yield per unit of environmental load; and, %R represents the percentage of total renewable emergy embodied in the fish (Wilfart *et al.*, 2012).

1.2.3.2. Life cycle based Emergy Accounting (LEA)

A LEA approach was established in this paper in order i) to take into account a broader set of technosphere information than with the one included in the CEA model, and ii) to generate results comparable with the CEA outputs but calculated according to an alternative methodological approach.

To this end, a LEA model for the two fish farm ponds introduced in sections 2.1 and 2.2 was built according to the four methodological steps. First, a "Goal and Scope" phase (according to the ISO 14040 methodology (Hauschild, Rosenbaum, Olsen, 2018)) was conducted defining a functional unit (i.e. the kilogram of fish fished) and the related system boundaries (in terms of "foreground" and "background" systems, which corresponded to the technosphere processes depicted as inputs to the fish

farm ponds in Figure A.2. Then, as a second phase (“Life Cycle Inventory” according to ISO 14040), an LCI model for the two ponds was created in the SimaPro LCA software environment (developer version 8) and linked to the ecoinvent database V2 (Weidema, Hirschier, 2010). The whole matrix of the “foreground- nested in the background-system” was then exported from SimaPro and imported in the software SCALEM for further emergy calculations and analysis (according to ISO 14040, these may be regarded to as the third and fourth phases, respectively, of an LCA analysis, that is “Life Cycle Impact Assessment” and “Interpretation”).

SCALEM is a software developed by LIST in 2013 and specifically designed to perform emergy calculations using LCI models (Marvuglia *et al.*, 2013), so far only adjusted to ecoinvent v2 and representing an original algorithm implemented in a desktop software in C++ (more information can be found here: <https://www.list.lu/en/technology-portfolio/technology/scalemc-software-for-calculating-emergy-based-on-life-cycle-inventories/>). The software translates the LCI model into a graph and implements a graph search algorithm applying the emergy algebra rules at each node (Marvuglia *et al.*, 2013), allowing to drastically reducing calculation time and uncertainty when performing emergy calculations in large and complex systems, such as the fish farm pond’s model. It is worth mentioning that, in SCALEM, only the UEVs associated with the LCI elementary flows of “raw material” and “land use” resource are implemented in the calculation routine. While the technosphere UEVs of every other product of the LCI network are automatically computed by the software. More recent developments of the tool – not yet in place at the time of its first release in 2013 – concern, among others, the introduction of new functions for the calculation of emergy indicators and the visualisation of separated foreground and background related UEVs.

Comparison between CEA and LEA and merging of outcomes

Similarly to LCA, and therefore to the abovementioned phases of LEA, CEA can also be performed in 4 steps (Rugani and Benetto, 2012). Those steps are (i) system modelling and assumptions, (ii) construction of an emergy table, (iii) emergy flows calculation, (iv) support to decision making (Figure A.3).

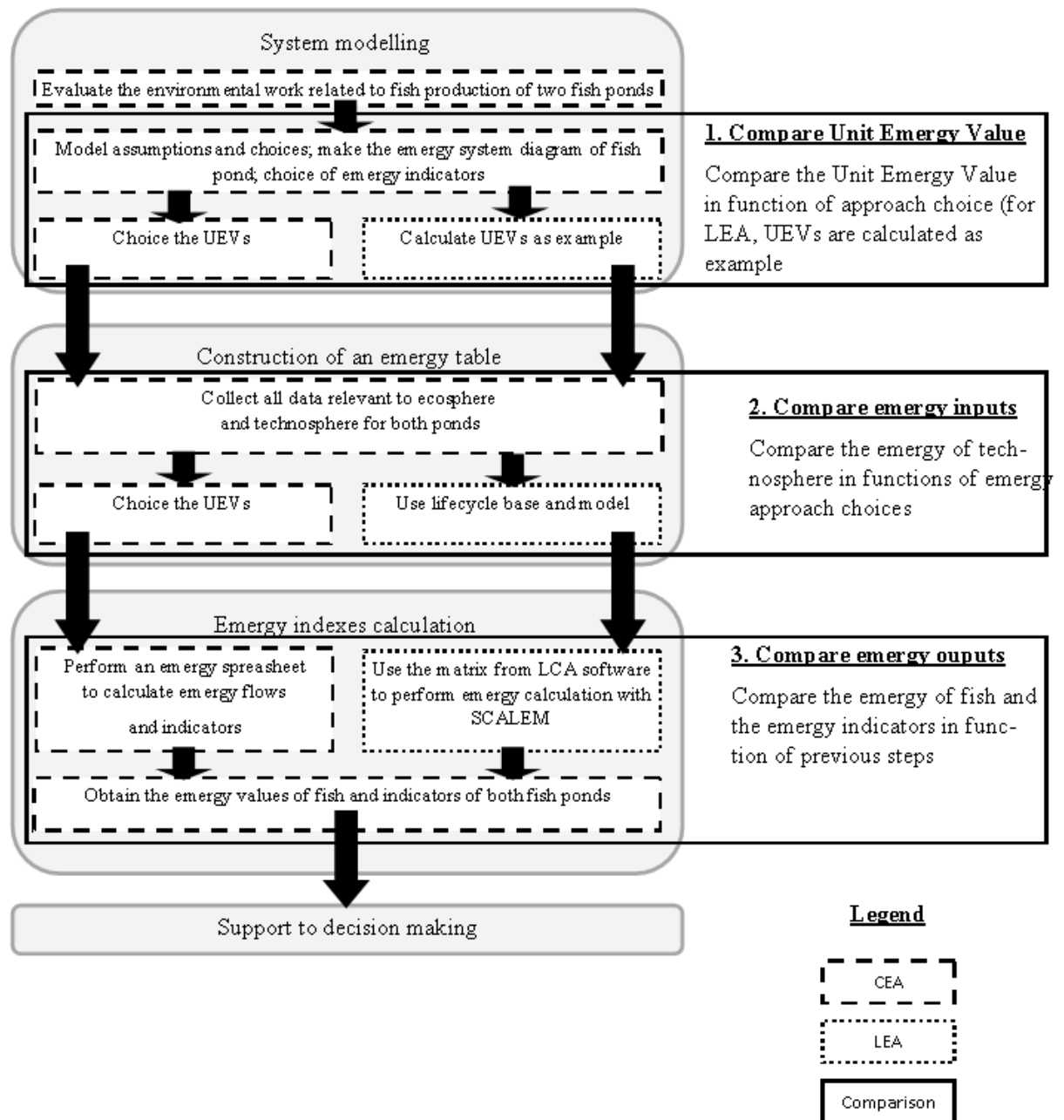


Figure A.3 The different steps to perform a Conventional Emergy Accounting (CEA) and a Lifecycle Emergy Accounting (LEA) and the comparison steps between both approaches

First of all, the UEVs of products and co-products were calculated for CEA and LEA, and then compared. This comparison allowed to underline the weight of modelling and assumptions choices with regard to the different technological background data included in the models used for the two emergy-based analyses. More specifically, calculating the technosphere UEVs with LEA enabled to estimate the level of accuracy of the UEVs when considering the whole LCI processes network and its complexity, as recommended in previous LCIs network analyses (Navarrete-Gutiérrez, 2016). Then the second step consisted in comparing the whole set of emergy inputs calculated with both the two approaches, whose result depended strongly on the choice of the UEVs assigned to each input of the pond systems. However, as the ecosphere UEVs were identical in both CEA and LEA, the analysis was

necessarily reduced to the sole comparison of the weight of technosphere UEVs with regard to the output flows. The third step consisted in the calculation and comparison of emergy indicators between CEA and LEA, i.e. UEVs of the main product (finfish), EYR, ELR, ESI and %R. Combined with the results of the two previous steps, the third step indicated the influence of UEV choices and highlight the role of an integrated ecological-economic modelling for the sustainability assessment of systems at the interface between ecosphere and technosphere. As a final step (common for both the two approaches), the outcomes of CEA and LEA were interpreted in order to give uniformed recommendations on: i) how to use the results of an emergy analysis to support management decisions in the fish farming sector, and ii) how to assess ecosystem functions and services with an emergy-based approach.

1.3. Results

1.3.1. Calculation and comparison of Unit Emergy Value

We can observe differences between the UEVs of the CEA and of the LEA for the technosphere (Table A.3). Mainly, the UEVs of inputs are higher with LEA approach than CEA. They are between almost 2.6 and $1.2 \cdot 10^6$ times higher, excepted for human labour and lime. The UEVs of human labour are strictly the same. For the lime, the LEA UEV is almost 6.9 lower than in the classic approach.

1.3.2. Comparative analysis of inputs versus outputs emergy values

The technosphere emergy of the LEA is 74 times higher than in the CEA for the extensive and 37 times for the intensive pond. Concerning the emergy flows of the technosphere for the extensive and semi-intensive ponds and both approaches, it represents 12% and 38% of the total emergy inputs of the CEA and 91% and 95% of the LEA, respectively (Table A.4).

Tableau A.4 Emergy inputs value per hectare of the conventional Emergy Accounting approach (CEA) and the lifecycle Emergy Accounting approach (LEA) for the extensive and the intensive pond

		CEA (sej / ha)		LEA (seJ / ha)	
		Extensive	Intensive	Extensive	Intensive
Ecosphere	Sun	1.81E+14	1.81E+14	1.81E+14	1.81E+14
	Rain	1.51E+08	1.51E+08	1.51E+08	1.51E+08
	Wind	1.48E+10	1.48E+10	1.48E+10	1.48E+10
	upstream nutrient	1.77E+15	3.03E+15	1.77E+15	3.03E+15
	Water upstream	4.18E+09	7.15E+09	4.18E+09	7.15E+09
Technosphere	Lime	0.00E+00	2.00E+14	0.00E+00	2.89E+13
	Amendment	0.00E+00	1.58E+15	0.00E+00	4.03E+15
	Fertilizers	0.00E+00	2.58E+10	0.00E+00	3.09E+16
	Fingerlings / Fishes	4.59E+12	3.37E+12	1.28E+15	9.41E+14
	Fish feed	0.00E+00	1.83E+14	0.00E+00	3.73E+16
	Transport	4.02E+12	8.03E+12	4.02E+12	2.64E+11
	Labor	2.18E+13	2.72E+13	2.18E+13	2.72E+13

In term of outputs, the same kind of differences can be observed (Table A.5). The UEVs of fish of the extensive pond is 50% of the UEVs of the intensive in the CEA. The UEVs of fish of the extensive pond is less than 1% in the LEA approaches. With LEA, the emergy of fish is above 3 times higher than in CEA for the extensive pond and above 401 higher for the intensive. The fish's emergy represents 65.9% of the total inputs emergy for CEA and it represents 70.9% for the LCI-based.

Tableau A.5 Emergy outputs and indexes of the conventional Emergy Accounting approach (CEA), the lifecycle Emergy Accounting approach (LEA) for the extensive and the intensive pond and other French ponds from Wilfart *et al.* (2013)

Emergy Accounting Approach	Reference	Area	Management type	Emergy (seJ)	UEV (seJ / kg of fish)	EYR
Conventional	This study	Dombes	Extensive	2,28E+15	1,05E+13	65,16
	This study	Dombes	Intensive	5,40E+15	2,49E+13	2,60
LCI-based	This study	Dombes	Extensive	6,83E+15	3,15E+13	2,49
	This study	Dombes	Intensive	2,16E+18	9,97E+15	1,04
Conventional	Wilfart <i>et al.</i> (2013)	Lorraine	Extensive	9,14E+17	2,61E+13	1,20
	Wilfart <i>et al.</i> (2013)	Lorraine	Semi-extensive	2,79E+17	8,46E+13	1,16

1.3.3. Calculation and assessment of emergy based indicators

The results for the indicators are given on table A.5. For the CEA, the EYR of extensive pond is of 65.16 and 2.6 for intensive pond. For the CEA, ELR of extensive pond is 9.95 and 27.8 for intensive. For the CEA, the ESI is 6.55 for extensive pond and 0.09 for intensive pond. For the LEA, the EYR of extensive pond is of 2.49 and 1.04 for intensive pond. For the LEA, ELR of extensive pond is 16.99 and 421.26 for intensive. For the LEA, the ESI is 0.15 for extensive pond and 0.002 for intensive pond. The percentage of renewability represents 13% and 8% in CEA and 5% and 1% in the LEA respectively for the extensive pond and the intensive one.

1.4. Discussion

1.4.1. Advantages and drawbacks

The CEA's UEVs based on a simplified LCI (from Wilfart *et al.* (2013)) are near to the UEVs calculated from the LEA. This difference can be mainly explained by the simplification of the models that are used to calculate those UEVs. For instance, for the transport, Wilfart *et al.* (2013) used the LCI for 1tkm (e.g., quantity of diesel, the materials used for the vehicle) to calculate the UEV. We reuse the complete LCI database to calculate the UEV of 1tkm. However, the UEVs of both approaches for the raw materials (e.g. oil, iron ores) are nearly the same. Concerning the difference between LEA and CEA, the UEV used in the CEA is 2.3 times lower than the UEV calculated for the LEA. It is the same for fish feed. It indicates that performing an EA on a simplified LCI could give similar, but lowest, results than the LEA. because of the topology of the models behind the UEV (Tiruta-Barna, Benetto, 2013).

The CEA's UEVs from Brandt-Williams (2002), Cavalett, Ortega (2007) and calculated in this study (Table A.1) are lower than those of LEA. The differences can be explained by the uses of other models for calculating UEVs. With the CEA, we indirectly reuse the different assumptions and hypothesis of other studies. Those assumptions and hypothesis do not always correspond precisely to our specific case, and it can be problematic in EA (Campbell, Brandt-Williams, Cai, 2005; Hau, Bakshi, 2004). Whereas in the LCI-based approach, we use our specific data and the models come from previous LCA studies of fish farm systems in France from (Aubin, 2013; Wilfart, Prudhomme, Blancheton, Aubin, 2013a) or the lifecycle of a product or a service adapted to our localisation. For example fingerlings' UEV in CEA approach is based on Cavalett *et al.* (2007). This UEV corresponds to a tropical extensive pond with a lower technological level than those in France. The LEA's UEV is based on an LCI of a French producer of freshwater fingerlings. Therefore, our hypothesis and assumptions are nearest to the real production of fingerlings in France for ponds. This allows to be more accurate and consistent with the assessed systems and their real life-cycle.

The lime UEV of LEA is the only one lowest than the UEV used by the CEA. This result depends mainly on the UEV chosen for raw materials. CEA approach takes limestone as raw materials,

with an UEV of $9.83 \cdot 10^{11}$ sej/kg from Brandt-Williams (2002); and, LCI-based approach takes calcite as raw materials, with an UEV of $5.26 \cdot 10^4$ seJ/kg from the UEV's SCALEM database (Marvuglia *et al.*, 2013). This huge difference in term of raw materials explains the results for the lime UEV. Nevertheless, LEA takes all the processes and materials (e.g., calcite, extraction, transport, calcination) into account in order to calculate the emergy of lime, CEA uses directly the value of the main raw materials to obtain the emergy of lime. It could mean that for some UEVs, emergy's practitioners neglect parts of the whole lifecycle of some products and then the energy web; besides, it underlies the importance of the modelling and UEV choices of EA practitioners and scientists. This also underlies the importance of accounting for the whole life-cycle to produce something and the choice of adapted raw materials to the life-cycle.

The UEVs of human labour are strictly equals, because LCA is an environmental assessment method that is not suitable to consider human labour contrary to EA (Rugani, *et al.*, 2012); we had to integrate artificially the UEV of human labour into the table of raw materials in the LCI framework. If human labour UEV is not integrated in the LEA approach, it is not calculated and accounted for all the processes of the background technosphere. It means that in LEA human labor is underestimated through the life-cycle. Indeed, human labour operates in the whole value chain (Porter, 1986), from extraction of raw materials to the final products or services provided by a system. Although there are a lot of approximations and assumptions in published UEVs, the human labour is embodied in most of them when it is relevant conversely to LEA. A way to integrate human labor into LCA and potentially into LEA can be the integration of social LCA into LCA (Dreyer, Hauschild, Schierbeck, 2010; Griefhammer, *et al.*, 2006). Concerning database for UEVs, EA suffers of the small size of its community. Indeed, a broader community is needed for developing a consequent database as is the case for background data in LCA. Another way of integrating human labor into LEA would be to use an input / output LCA model of human, as done by Rugani, Panasiuk, Benetto (2012).

When considering Emergy indicators, LEA has the lowest value of EYR for both ponds, due to the highest value of the technosphere flow and the partition of emergy in the other outputs of the pond. A highest UEV for fish and a lowest EYR highlight the influence of the method in accounting for the technosphere's flows and in the yield of the nature contribution. For both approaches, ELR and ESI indicate that the ponds depend mainly on non-renewable inputs and their long term exploitation could be not sustainable. The fitted account of the technosphere's emergy flow in the LEA approach implies mathematically greater values of ELR and ESI compare to the study of Wilfart *et al.* (2013). With the LEA, the pond has a huge footprint on the environment with an ELR of almost 16.99 and 421 for extensive and intensive pond, respectively. This value of ELR is due to the better account of technosphere inputs. It suggests that if EA's practitioners use LEA to perform old EA studies, the sustainability of high technological system or technology's dependent system would be worse than with a CEA. For example in this present study, the fingerlings are fed with pelleted feed. This feed is composed

of cereals from Europe (mainly France), proteins from soybean transformation and fish oil from Peru. The pond is aerated with a pump, etc. So, just the production of fingerlings could have a huge environmental load as underlined in LCA studies which considered hatchery stage (Wilfart and Aubin, personal communication). This could lead to a less sustainable system, even with a near non-managed pond.

The percentages of renewability are low in both approaches. In LEA, renewable energy remains higher than in the CEA whereas they receive the same energy from the ecosphere. It is because renewability is not calculated with the LCI-based approach. In this approach, each raw material has its own UEV (Marvuglia, Benetto, Rios, Rugani, 2013), which can be renewable (atmospheric and gaseous resources, energy resources, land resources and water resources) or non-renewable (fossil resources, metal ores and mineral resources). Therefore, the total renewability part of energy is almost 3 times superior for the LEA than for the CEA. Moreover, we don't use the method proposed by Ortega *et al.* (2005) about the renewability of technosphere products or services in the CEA. With such a methodology, the % R of CEA would be higher, since each input is considered with a percentage of renewability. This method can be difficult and long to apply to the whole technosphere's UEVs. Furthermore, the hypothesis linked to the % of R applied to each technosphere input is strongly criticised among EA practitioners.

1.4.2. Positioning within the state of art

The CEA's values are similar to the other EA of French fishponds (Wilfart *et al.*, 2013) (Table A.5). For the extensive pond, it seems logical to found a lower UEV than for intensive pond, because of it has nearly no management. Nevertheless, our model takes into account other outputs (sludge, water runoff, e.g.) compared to the model adopted by Wilfart *et al.* (2013). There are several outputs of energy in our model, inducing that all the energy do not pass by fish production. This split of energy for fish leads to an EYR not comparable to the EYR from Wilfart *et al.* (2013). Still, if we calculated an EYR considering only fish as a single output, we obtained an EYR of 65.16 for the extensive ponds and an EYR of 2.60 for the intensive one. This value are higher than the EYR obtain by Wilfart *et al.* (2013) for French extensive ponds. Similarly, values for ESI and R calculated for fish as single output appears mainly lower and ELR is higher which indicate that the pond studied is more intensive than the ones in the studies of Wilfart *et al.* (2013).

Whatever the approach used to perform an EA of the ponds, the different energy indexes indicate that the studied ponds are less sustainable than those assessed by Wilfart *et al.* (2013). This can be due to the typology of the pond model used, which does not consider only the production of fish but also more complex relationships in the trophic chain and between the pond and the environment. Other factors as the localisation, the management and the biology of pond have to be considered. In term of energy yielded, it is possible that being in a southern location than Lorraine implies that ponds from

our study to receive more solar radiation and natural emergy. This can explain the differences in EYR. In term of fish species stocked into the pond, all four ponds are similar in term of species and trophic chain distribution. The semi-extensive and extensive pond from Lorraine have a yield of 360 kg/ha and 280 kg / ha respectively (Wilfart *et al.*, 2013). This yield is higher than our ponds (200 kg / ha on average). In term of management, the both extensive ponds are comparable; instead, the intensive one of this study seems to be less intensive than semi-intensive pond from Wilfart *et al.* (2013). Biodiversity data and water composition will be an advantage to compare all the biophysical states of the different ponds.

1.5. Conclusion

Rugani and Benetto (2012) answered to Campbell *et al.* (2005) concerning the future of EA and said “The calculation of Emergy using LCI databases and LCA matrix framework will definitively increase the reliability and applicability of the Emergy concept in environmental decision-making. The three main issues to be addressed are the refinement of the UEVs for elementary resources, the implementation of Emergy algebra into LCI, and the expansion of the scope of LCI”. With this study, we have some answers to the 3 issues highlighted by these authors and their theoretical affirmations on reliability and applicability.

UEVs of primary resources had been refined. They correspond to the UEVs of raw materials of LCA database (Marvuglia *et al.*, 2013). The uses of modified LCI databases gives consistent UEVs with the UEVs calculated from a simplified LCI and similar results an EA of technosphere dependent system. The special emergy algebra had been implemented by using a particular way of modelling under LCA software and by using a dedicated LCA software (Marvuglia *et al.*, 2013) with a specific LCA matrix framework. This refinement and implementation allow to calculate the emergy of our systems in a fastest and easiest way than a classic EA application with consistent results. The scope can be extended with the integration of external UEVs. Unfortunately, the scope of the LCI is not fully expanded to the scope of EA. Some usual inputs of EA are not embodied systematically into the LCI. Future challenges are to integrate human labour into LCI and integrate UEVs for the elementary resources from the ecosphere that are lacking from the LCI.

Therefore, we confirm that the reliability and the applicability of EA by using LCI databases and LCA matrix framework are enhanced, at least for systems dependent on the technosphere. This application of EA, in a LCA study, can give a broader view of the sustainability and natural resources uses of a product or service by having consistent technosphere background. It could also democratize the EA into the different environmental assessment practitioners and then participate to an increase of EA community.

Author's contribution

Study conception and design: Rugani, Wilfart, Willot

Acquisition of data: Rugani, Wilfart, Willot

Analysis and interpretation of data: Willot

Drafting of manuscript: Willot

Critical revision: Rugani, Wilfart, Willot

Acknowledgment

We thank J. Robin, M. Vanacker and A. Wezel for the databases of the ponds. We also thank N. Prevot to have completed the LCI of the technosphere with consistent data for the pond. We thank D. Banas and J. Aubin to have checked our mass balance model of fishpond. We thank the UMR SAS for the grant to visiting the LIST, the INRA's metaprogram EcoServ and the region Bretagne for financing the thesis of P.A. Willot.

Annexe 3

Détail des analyses statistiques sur les services, impacts et travail, en fonction des classes de gestion des étangs

Kruskal-wallis test of AFISA by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Yield by clust

Kruskal-Wallis chi-squared = 11.949, df = 4, p-value = 0.01773

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: fishes\$Yield and fishes\$clust

	1	2	3	4
2	0.844	-	-	-
3	0.285	0.209	-	-
4	0.197	0.197	0.197	-
5	0.064	0.064	0.064	0.933

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of MFAU by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Sludge by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 19.556, df = 4, p-value = 0.0006109

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: es\$Sludge and es\$Management

	1	2	3	4
2	0.0820	-	-	-
3	0.0012	0.7097	-	-
4	0.2564	0.6742	0.7325	-
5	0.1634	0.8307	0.7325	0.7325

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of CGR by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Climate by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 19.948, df = 4, p-value = 0.0005113

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: es\$Climate and es\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.6208	-	-	-
3	0.0069	0.0069	-	-
4	0.8593	0.7872	0.1965	-
5	0.0478	0.0326	0.7642	0.1965

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of WQR by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Water by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 12.006, df = 4, p-value = 0.0173

data: es\$Water and es\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.215	-	-	-
3	0.031	0.318	-	-
4	0.207	0.215	0.215	-
5	0.215	0.699	0.893	0.215

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of HCFM by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Hydro by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 4.6715, df = 4, p-value = 0.3227

Kruskal-wallis test of AFISA emergy by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Emergy by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 20.308, df = 4, p-value = 0.000434

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Emergy and Em\$Management

	1	2	3	4
2	0.43398	-	-	-
3	0.86733	0.32894	-	-
4	0.86733	0.86733	0.86733	-
5	0.00066	0.00276	0.00062	0.14286

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of AFISA UEV by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: UEV by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 20.308, df = 4, p-value = 0.000434

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$UEV and Em\$Management

	1	2	3	4
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	0.98681	-	-
4	1.00000	1.00000	1.00000	-
5	0.00118	0.00663	0.00062	0.40000

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of AFISA ESI by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: ESI by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 21.683, df = 4, p-value = 0.0002318

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$ESI and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	1.00000	-	-
4	1.00000	1.00000	1.00000	-
5	9.1e-05	0.00105	0.00019	1.00000

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of MFAU emergy by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Emergy by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 24.351, df = 4, p-value = 6.791e-05

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Emergy and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	1.00000	-	-	-
3	0.26846	1.00000	-	-
4	1.00000	1.00000	1.00000	-
5	0.00041	0.00316	0.00026	0.17500

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of MFAU ESI by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: ESI by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 33.453, df = 4, p-value = 9.648e-07

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$ESI and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.65	-	-	-
3	0.88	1.00	-	-
4	0.88	1.00	1.00	-
5	5.1e-08	7.8e-05	3.7e-06	0.88

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of AFISA %R by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Renew by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 13.019, df = 4, p-value = 0.01118

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Renew and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.917	-	-	-
3	0.786	1.000	-	-
4	0.618	0.715	0.752	-
5	0.034	0.233	0.053	1.000

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of HCFM Emergy by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Emergy by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 32.662, df = 4, p-value = 1.401e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Emergy and Em\$Management

	1	2	3	4
2 1	-	-	-	
3 1	1	-	-	
4 1	1	1	-	
5	9.1e-06	7.8e-05	4.6e-06	1

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of HCFM UEV by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: UEV by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 32.662, df = 4, p-value = 1.401e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$UEV and Em\$Management

	1	2	3	4
2 1	-	-	-	
3 1	1	-	-	
4 1	1	1	-	
5	9.1e-06	7.8e-05	4.6e-06	1

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of HCFM ESI by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: ESI by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 33.326, df = 4, p-value = 1.025e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$ESI and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.61	-	-	-
3	0.88	1.00	-	-
4	0.88	1.00	1.00	-
5	9.1e-06	7.8e-05	4.6e-06	0.88

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of HCFM %R by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Renew by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 33.348, df = 4, p-value = 1.014e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Renew and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.61	-	-	-
3	0.83	1.00	-	-
4	0.83	1.00	1.00	-
5	9.1e-06	7.7e-05	4.6e-06	0.83

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of GCR Emergy by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Emergy by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 28.748, df = 4, p-value = 8.795e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Emergy and Em\$Management

	1	2	3	4
2	0.95852	-	-	-
3	0.51740	1.00000	-	-
4	1.00000	1.00000	1.00000	-
5	3.6e-05	0.00089	2.5e-05	0.05000

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of GCR UEV by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: UEV by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 28.748, df = 4, p-value = 8.795e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$UEV and Em\$Management

	1	2	3	4
2	0.95852	-	-	-
3	0.51740	1.00000	-	-
4	1.00000	1.00000	1.00000	-
5	3.6e-05	0.00089	2.5e-05	0.05000

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of GCR ESI Emergy by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: ESI by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 29.252, df = 4, p-value = 6.947e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$ESI and Em\$Management

	1	2	3	4
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	1.00000	-	-
4	0.46452	0.87352	0.45154	-
5	2.1e-05	0.00054	8.1e-06	1.00000

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of GCR %R by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Renew by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 4.731, df = 4, p-value = 0.316

Kruskal-wallis test of WQR Emergy by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Emergy by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 23.964, df = 4, p-value = 8.119e-05

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Emergy and Em\$Management

	1	2	3	4
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	1.00000	-	-
4	0.47107	0.47107	0.47107	-
5	0.00094	0.00573	0.00016	0.02500

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of WQR UEV by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: UEV by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 23.964, df = 4, p-value = 8.119e-05

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$UEV and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	1.00000	-	-
4	0.47107	0.47107	0.47107	-
5	0.00094	0.00573	0.00016	0.02500

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of WQR ESI by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: ESI by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 34.302, df = 4, p-value = 6.462e-07

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$ESI and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.48	-	-	-
3	0.71	1.00	-	-
4	0.71	1.00	1.00	-
5	6.8e-06	6.4e-05	4.1e-06	0.66

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of TOTAL EMERGY UEV by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Emergy by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 32.093, df = 4, p-value = 1.831e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$Emergy and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	1.00000	-	-
4	0.86553	0.47107	0.82796	-
5	1.1e-05	0.00011	7.3e-06	0.02500

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of TOTAL EMERGY ESI by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: UEV by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 32.093, df = 4, p-value = 1.831e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$UEV and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	1.00000	-	-	-
3	1.00000	1.00000	-	-
4	0.86553	0.47107	0.82796	-
5	1.1e-05	0.00011	7.3e-06	0.02500

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of TOTAL EMERGY %R by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: ESI by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 33.53, df = 4, p-value = 9.303e-07

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: Em\$ESI and Em\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.77	-	-	-
3	0.84	1.00	-	-
4	0.77	1.00	1.00	-
5	9.1e-06	6.4e-05	3.6e-06	0.77

P value adjustment method: holm

Kruskal-wallis test of Eutrophication by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Eutrophication by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 15.538, df = 4, p-value = 0.003706

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: impacts\$Eutrophication and impacts\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.436	-	-	-
3	0.213	0.041	-	-
4	0.196	0.213	0.196	-
5	0.041	2.2e-05	0.436	0.213

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of GWP by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Global.warming by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 26.623, df = 4, p-value = 2.369e-05

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: impacts\$Global.warming and impacts\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.42109	-	-	-
3	0.02103	0.00210	-	-
4	0.10608	0.12513	0.11817	-
5	0.00077	1.2e-06	0.11083	0.18926

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of WC by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Water.consumption by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 2.0154, df = 4, p-value = 0.7329

Kruskal-wallis test of TCED by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Total.cumulative.energy.demand by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 29.412, df = 4, p-value = 6.448e-06

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test

data: impacts\$Total.cumulative.energy.demand and impacts\$Management

	1	2	3	4
1				
2	0.66	-	-	-
3	0.11	0.10	-	-
4	0.12	0.19	0.12	-
5	6.9e-05	1.2e-06	3.3e-06	0.19

P value adjustment method: BH

Kruskal-wallis test of LC by pond classes

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Land.competition by Management

Kruskal-Wallis chi-squared = 6.7163, df = 4, p-value = 0.1517