



HAL
open science

Approche écosystémique des énergies marines renouvelables : étude des effets sur le réseau trophique de la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-Mer et du cumul d'impacts

Aurore Raoux

► To cite this version:

Aurore Raoux. Approche écosystémique des énergies marines renouvelables : étude des effets sur le réseau trophique de la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-Mer et du cumul d'impacts. Ecologie, Environnement. Normandie Université, 2017. Français. ⟨NNT : 2017NORMC251⟩. ⟨tel-01919727⟩

HAL Id: tel-01919727

<https://normandie-univ.hal.science/tel-01919727v1>

Submitted on 12 Nov 2018

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.



HAL Authorization



Normandie Université

THESE

Pour obtenir le diplôme de doctorat

Spécialité : *Physiologie et Biologie des organismes-Populations-Interactions*

Préparée au sein de l'Université de Caen Normandie

Approche écosystémique des Energies Marines Renouvelables:
étude des effets sur le réseau trophique de la construction du parc
éolien au large de Courseulles-sur-mer et du cumul d'impacts.

Présentée et soutenue par

Aurore RAOUX

Thèse soutenue publiquement le 27 novembre 2017

devant le jury composé de

Mme Valérie DAVID	Maitre de Conférences HDR, Université de Bordeaux	Rapporteur
Mr Cédric BACHER	Cadre de Recherche HDR, Ifremer Brest	Rapporteur
Mme Anik BRIND'AMOUR	Chargée de Recherche, Ifremer Nantes	Examineur
Mr Steven DEGRAER	Professeur, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Bruxelles	Examineur
Mme Nathalie NIQUIL	Directrice de recherche, CNRS, Université de Caen	Directrice de thèse
Mr Jean-Claude DAUVIN	Professeur des Universités, CNRS, M2C, Université de Caen	Co-Directeur de thèse

Thèse dirigée par Nathalie NIQUIL, UMR BOREA et Jean-Claude DAUVIN, UMR M2C



UNIVERSITÉ
CAEN
NORMANDIE





Ce travail de recherche a été réalisé au sein de l'Ecole Doctorale Normande de Biologie Intégrative, Santé et Environnement (EdNBISE), auprès du laboratoire de Biologie des Organismes et Ecosystèmes Aquatiques (UMR BOREA) et du laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (UMR M2C) de l'Université de Caen Normandie.



Cette thèse a été financée par le Conseil régional de la Basse-Normandie et la société Eoliennes Offshore du Calvados



Remerciements

Au moment de clore ce chapitre de trois années, que constitue une thèse, je souhaiterais remercier en premier lieu l'ensemble des personnes qui ont rendu possible sa réalisation : mes deux directeurs de thèse, le Docteur Nathalie NIQUIL et le Professeur Jean-Claude DAUVIN. Je tenais à vous remercier pour votre confiance tout au long de ces trois années. Un grand merci pour vos disponibilités malgré vos emplois du temps très chargés. Merci pour vos enseignements, le partage de vos connaissances, votre expérience et votre expertise en modélisation et en écologie benthique. Un grand merci également de m'avoir permis de participer à de nombreux colloques nationaux et internationaux.

Je remercie également le Conseil Régional de Basse Normandie et la société Eolien Offshore du Calvados d'avoir co-financé ces travaux de recherche. Je remercie particulièrement Monsieur Jean-Philippe PAGOT, Madame Cécile CHAPELLE d'EDF EN France et Monsieur Rémi CASTERAS de wpd offshore pour nos échanges.

Un grand merci aux membres du Jury : le Docteur Valérie DAVID, le Docteur Anik BRIND'AMOUR, le Docteur Steven DEGRAER et le Docteur Cédric BACHER pour avoir accepté de lire et d'évaluer mon travail de doctorat.

J'aimerais également remercier les personnes qui ont fait partie de mon encadrement scientifique ; le Docteur Karine GRANGERE, le Docteur Bruno ERNANDE et le Docteur Géraldine LASSALLE. Karine, j'aimerais te dire un grand merci pour tous nos échanges, pour l'ensemble de tes conseils, ta disponibilité et ton écoute. Un très grand merci d'avoir été présente dans tous les moments difficiles de la thèse tant sur le plan scientifique que sur le plan humain... Un grand merci à Bruno pour ton aide précieuse tout au long de ces trois années de thèse. Merci d'avoir toujours répondu présent quand j'avais besoin de tes conseils. Un grand merci également à Géraldine pour tes précieux conseils de rédaction.

Je tiens également à remercier les membres de l'équipage du *Celcic Warrior*, le capitaine Olivier MESNIL-LE BAIL et son matelot Oswald LIEVROUW ainsi que l'équipage du *Côte de la Manche* pour leur dévouement et leur bonne humeur lors des campagnes en mer, dont je garde de très bons souvenirs.

Enfin la thèse est aussi une expérience humaine très riche qui m'aura permis de côtoyer de nombreuses personnes, de près ou de loin et que je tiens également à remercier dans un ordre aléatoire, m'excusant par avance pour les possibles oubliés. Je tiens maintenant à adresser ma profonde et sincère gratitude envers la Team Nathalie (Samuele TECCHIO, George SAFI, Laetitia PETIT, Camille LE GUEN, Matilda HARALDSSON, Ghassen HALOUANI et Emma ARAIGNOUS) et la Team Benthos de Monsieur DAUVIN (Jean-Philippe PEZY, Maxime NAVON, Alexandrine BAFFREAU et Noémie BAUX) qui m'ont aidée lors de la réalisation de ce travail. Un grand merci à Sam pour m'avoir initiée au monde de la modélisation et pour tes conseils tout au long de ce travail de thèse. Un grand merci à Georges et Laetitia pour toutes nos conversations au sujet de l'OSPAR et des indicateurs de santé. Un grand merci à Jean-Philippe, Maxime et Nono pour m'avoir permis d'embarquer sur vos campagnes et pour avoir effectué un détour pour que je puisse récupérer des échantillons sur mon site. Ma thèse n'a malheureusement pas eu de fonctionnement mais grâce à vous j'ai quand même pu effectuer des campagnes en mer « opportunistes ». Un merci tout particulier à Jean-Philippe pour ton aide tout au long de ce travail de thèse. Je ne peux manquer de mentionner ici l'ensemble de nos échanges, que j'ai beaucoup appréciés et qui m'ont beaucoup apporté. Un grand merci également pour ton expertise concernant le benthos (notamment les biomasses) et le suprabenthos. J'ai pris beaucoup de plaisir à travailler avec toi et garde en mémoire les nombreuses péripéties auxquelles nous avons dû faire face lors des différentes campagnes en mer au Tréport ou lors de nos déplacements avec notamment la découverte d'un squelette de phoque en Ecosse (mais je n'en dirai pas plus ;). Un grand merci à Alexandrine et Ghassen pour leur aide précieuse dans la cartographie. Un grand merci également aux deux équipes pour tous les bons moments qu'on a pu passer ensemble lors des colloques et des campagnes en mer.

Un grand merci à Jeffrey DAMBACHER pour m'avoir accueillie dans son laboratoire en Tasmanie ainsi que pour sa formation sur la modélisation qualitative

Je tiens également à remercier mes collègues de bureau et voisin de bureau. Un grand merci à Chrichri, Alexis, Charles, Franck, Zoé, Lilia, Maxime, Jean-Baptiste, Alexandre, Maeva et Lorane pour leur bonne humeur, leurs blagues, anecdotes et le climat sympathique dans lequel ils m'ont permis de travailler.

Un très grand merci aux copines de labo « les belles cocottes » : Aurore, Chrichri, Julie (avec ses yeux de biche !) et Laura. Merci pour nos superbes soirées, pour tous les bons moments de franche rigolade au labo et en dehors, sans oublier les séances de ZUMBA (promis je reprends le sport en décembre) !! Un grand merci également pour avoir été là dans les moments difficiles.

Mes Ami(e)s de longue date, que j'ai pas mal négligés ces temps-ci, en espérant qu'ils ne m'en tiendront pas trop rigueur : Grégori, Sophie, Karen, Céline, Marine et Laure. Un merci tout particulier à Grégori pour avoir toujours été là pour moi et trouvé les mots pour me reconforter et me donner confiance. Pour ton écoute et tes conseils. Un grand merci également à ma So pour ton amitié, ton écoute, pour avoir supporté mon mauvais caractère et mes cris dans les périodes de stress et pour tes précieux conseils. J'ai hâte qu'on se fasse de nouveau un petit thé mais cette fois-ci dans un vrai jardin ;) . Un grand merci à ma Méhou (Karen) pour ton soutien et tous les bons moments de franche rigolade. Je me languis de tous vous revoir !

Merci également à ma famille qui a toujours su me soutenir, même dans les moments les plus difficiles, sur qui j'ai pu et je pourrai toujours compter. Mes parents, sans qui je ne serais pas là où j'en suis aujourd'hui. Est-ce un bon endroit pour dire ce genre de choses ? Je n'en connais en tous cas pas de mauvais. Je vous aime. Un grand merci à vous. Un grand merci à mon frère, ma sœur, mon beau frère « préféré » ;) , ma magnifique filleule Caitlin, Tatie Juju, Tonton Arthur et Anne Marie pour votre soutien et vos encouragements tout au long de ces trois années. Merci à toi bébé Cait, pour tous les magnifiques moments que tu nous offres depuis ta venue parmi nous et pour nous donner de la force même dans les moments les plus difficiles. Un grand merci également pour m'avoir fait découvrir Vaina !! Je connais maintenant toutes les musiques par cœur 😊. Un très grand merci à mes cousins, Nathalie, Michael, Laure et Arnaud pour votre soutien et tous les bons moments passés ensemble à la recherche de Géocache. Une pensée pour terminer ces remerciements à ma mamie qui n'a malheureusement pas vu l'aboutissement de mon travail.

Enfin, je n'oublie pas un remerciement à mes deux belles boules de poils préférées Victoria (Vicky, Vickinette) et la petite dernière Sansa (Sansounette) dont les ronronnements ont toujours su m'apaiser.

Table des matières

Introduction Générale.....	2
1 Problématique environnementale.....	2
1.1 Introduction.....	2
1.2 Le concept de résilience.....	3
1.3 De la définition d'indicateurs de santé des écosystèmes à une gestion écosystémique des ressources marines.....	6
2 Objectifs de la thèse.....	10

Chapitre I : Contexte Scientifique.....	18
1 Transition énergétique.....	18
1.1 Introduction.....	18
1.2 L'énergie éolienne offshore.....	19
1.3 Impacts environnementaux potentiels des éoliennes en mer.....	20
1.3.1 Principaux impacts potentiels sur la biodiversité en phase de construction.....	22
1.3.1.1 Destruction d'espèces et d'habitats.....	22
1.3.1.2 Emissions sonores.....	23
1.3.1.3 Impact sur l'avifaune.....	26
1.3.2 Principaux impacts potentiels sur la biodiversité en phase d'exploitation.....	27
1.3.2.1 Champs Electro-Magnétiques (CEM).....	27
1.3.2.2 Température.....	29
1.3.2.3 Pollution chimique.....	30
1.3.2.4 Effet récif.....	31
1.3.2.5 Effet réserve.....	36
1.3.2.6 Impact sur l'avifaune.....	38
1.3.2.7 Impacts cumulés.....	40
2 Zone d'étude.....	41
2.1 Baie de Seine.....	41
2.1.1 Contexte hydro-sédimentaire et communautés benthiques.....	42
2.1.2 Les communautés de poissons.....	45
2.1.3 Mammifères marins.....	46
2.1.4 Contexte humain.....	47
2.2 Le parc éolien au large de Courseulles-sur-mer.....	49
2.2.1 Historique du site d'étude.....	49
2.2.2 Principales caractéristiques du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-	

	mer.....	50
3	Descriptions des modèles de réseaux trophiques.....	51
3.1	Approche écosystémique.....	51
3.2	Présentation des modèles de réseaux trophiques utilisés.....	53
3.2.1	Le modèle Ecopath with Ecosim (EwE)	53
3.2.2	Les principales limites du modèles EwE.....	57
3.2.3	La routine ENA tool.....	58
3.2.4	Les indices de l'analyse des réseaux écologiques.....	59
3.2.5	Le modèle qualitatif.....	63
4	Rappel du contexte et des principaux objectifs de la thèse.....	65

Chapitre II: Benthic and fish aggregation inside an offshore wind Farm: Which effects on the trophic web functioning?..... 66

1	Introduction.....	70
2	Material and methods.....	71
2.1	Study area.....	71
2.2	Courseulles-sur-Mer OWF.....	72
2.3	Presentation of the trophic modelling approach.....	72
2.4	Parametrisation of the Ecopath model describing the situation before the wind farm.....	73
2.5	Balancing the Ecopath model.....	75
2.6	Simulating the “reef effect” due to the wind farm implantation using ecosim simulations.....	75
2.7	Analysing ecosystem organisation, major interactions and emergent properties.....	76
3	Results.....	77
3.1	Compartments’ ecological roles before the installation of the offshore wind farm.....	77
3.2	Ecosystem structural features after the installation of the wind farm.....	77
3.3	Sensitivity analyses.....	79
4	Discussion.....	80
4.1	Food web control before the installation of the offshore wind farm.....	80
4.2	Simulating the “reef effect” due to the wind farm implantation using ecosim simulations.....	81
4.3	Advantages and limitations of the EwE models.....	82
5	Conclusion.....	82

Chapitre III: An ecosystem approach of MRE: The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem structure and functioning.....	86
1 Introduction.....	92
2 Material and methods.....	95
2.1 Study area.....	95
2.2 Courseulles-sur-Mer OWF.....	96
2.3 The pre-existing Ecopath model.....	97
2.4 Time dynamic simulations: the “reef effect” and “reserve effect” due to the OWF implantation.....	98
2.5 Linking ecosystem health with two types of OSPAR indicators.....	100
2.5.1 Traditional Indicator (The Mean Trophic Level).....	101
2.5.2 Candidate Indicators (the Ecological Network Analysis indices).....	101
2.6 Statistical analysis on the ENA indices.....	103
3 Results.....	106
3.1 Biomass profiles.....	106
3.2 MTL comparisons between the four situations.....	108
3.3 ENA indices and ecosystem attributes comparisons between situations.....	112
4 Discussion.....	114
4.1 Methodological issues.....	114
4.2 The MTL a good indicator to asses changes in trophic webs.....	115
4.3 Ecosystem maturity and resilience: interpreting ratios and ENA patterns.....	117
5 Conclusion.....	120

Chapitre IV: Assessing cumulative ecological and socio-ecological impacts of OWF development in the Bay of Seine (English Channel).....	122
1 Introduction.....	126
2 Materials and methods.....	127
2.1 Study area.....	127
2.2 Courseulles-sur-Mer OWF.....	127
2.3 Qualitative modelling.....	127
2.3.1 Qualitative Courseulles-sur-mer OWF model.....	127
2.3.2 Alternative models.....	129
2.3.3 Assessment of model stability.....	129
2.3.4 Assessment of perturbation response and Bayesian Networks.....	129
2.3.5 Comparability of the quantitative and qualitative core models.....	130
3 Results.....	130
3.1 Assessment of model stability.....	130

3.2	Comparison of qualitative and quantitative model predictions.....	130
3.3	Perturbation response.....	130
4	Discussion.....	131
4.1	Qualitative model: A new tool to study cumulative impacts.....	131
4.2	From trophic web models to management policy.....	132

Chapitre V : Discussion et perspectives.	136
1 Innovations et limites des approches utilisées.....	138
1.1 Une thèse innovante.....	138
1.2 Limites des approches utilisées et perspectives.....	140
1.2.1 Limites du modèle Ecopath.....	140
1.2.2 Limites liées aux simulations.....	141
1.2.3 Perspectives liées aux modèles quantitatifs.....	142
1.2.4 Limites du modèle qualitatif et perspectives.....	143
2 Les modèles trophiques et les isotopes stables : deux outils pour analyser les réseaux trophiques.....	145
2.1 Introduction.....	145
2.2 Validation de la structure trophique du site d'implantation du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer : comparaisons des niveaux trophiques dérivés du modèle Ecopath avant la construction du parc avec ceux issus des analyses isotopiques.....	147
2.2.1 Introduction.....	147
2.2.2 Matériel et Méthodes.....	148
2.2.2.1 Calcul du niveau trophique avec Ecopath.....	148
2.2.2.2 Les analyses isotopiques.....	149
2.2.3 Résultats.....	152
2.2.4 Discussion.....	154
2.2.5 Conclusion.....	156
2.3 En route vers le LIM.....	156
3 Positionnement du fonctionnement de l'écosystème du site d'implantation du futur parc éolien dans son contexte régional.....	165
3.1 Comparaison de réseaux trophiques de même type d'habitat sédimentaire (comparaison intra-sables graveleux).....	167
3.2 Comparaison de l'effet de stress de la construction d'un parc éolien sur le fonctionnement d'un écosystème par rapport à d'autres activités anthropiques (comparaison inter-stress).....	173
3.2.1 Présentation des modèles utilisés pour la comparaison.....	173
3.2.2 Comparaisons des indices de l'analyse des réseaux trophiques.....	175

3.3	Les ENA comme nouveaux indicateurs de santé ?.....	177
4	And so what ? Effet de la construction du parc éolien sur les services écosystémiques et le bien-être humain.....	179
4.1	Identifications des services écosystémiques qui pourraient être altérés par la construction du parc.....	180
4.2	Liens entre les services écosystémiques et le bien-être humain.....	185
4.3	Conclusion.....	188
5	Protocoles de suivis.....	189
5.1	Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle du parc.....	190
5.1.1	Localisation.....	190
5.1.2	Engins de prélèvement utilisés.....	191
5.1.3	Périodicité.....	191
5.2	Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne.....	192
5.2.1	Localisation.....	193
5.2.2	Engins de prélèvement utilisés.....	193
5.2.3	Périodicité.....	195
5.3	Propositions de suivi de l'effet récif (communautés benthiques des substrats durs).....	195
5.3.1	Localisation.....	195
5.3.2	Engins de prélèvement utilisés.....	196
5.3.3	Périodicité.....	196
5.4	Proposition de suivis des communautés suprabenthiques.....	197
5.4.1	Localisation.....	198
5.4.2	Engins de prélèvement utilisés.....	198
5.4.3	Périodicité.....	198
5.5	Approche écosystémique : coordination avec les autres compartiments.....	199
5.5.1	Faune pélagique et ressources halieutiques.....	199
5.5.2	Mammifères marins.....	199
5.6	Lien entre substrats meubles et substrats durs : ENA et ratios comme indicateur de changement.....	200
5.7	Les EMR sont –elles un cumul d'activité en mer ?.....	201
6	Vers une analyse du cumul d'impacts.....	203

Bibliographie.....	204
Annexes.....	232
Annexe 1 : Zoom sur les données benthiques.....	234
Annexe 2 : Communications.....	246

Table des illustrations

Chapitre 1

Figure I-1 : Métaphore de la balle et du bassin (Mathevet et Bousquet, 2014).....	5
Figure I-2 : Schéma conceptuel représentant la position des modèles quantitatif et qualitatif dans l'étude de la réponse de l'écosystème à différents scénarios en lien avec l'implantation des éoliennes en mer (Raoux et al., 2017c).....	13
Figure I-3 : Positionnement des sites côtiers de production énergétique et d'extraction de granulats.....	20
Figure I-4 : Schéma d'une installation EMR et de son raccordement au réseau électrique terrestre (Modifié d'après RTE).....	21
Figure I-5: Zones d'influence sonore (modifiée d'après Thomsen et al., 2006).....	25
Figure I-6 : Illustration de l'effet récif sur des mats d'éolienne en Mer du Nord	32
Figure I-7 : Les trajectoires de vol orientées vers l'ouest pendant le fonctionnement des éoliennes du parc de Nysted (Mer Baltique), situé à 11 km de la côte. Les points rouges indiquent l'emplacement des turbines et les traits noirs sont les trajectoires de vol (Desholm et Kahlert, 2005).....	38
Figure I-8 : Principaux secteurs de la Manche (modifiée d'après Dauvin, 2012).....	41
Figure I-9 : Carte des types sédimentaires de la Baie de Seine avec localisation du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (modifiée d'après Larsonneur et al., 1982).....	43
Figure I-10 : Carte des habitats benthiques de la Baie de Seine avec localisation du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (modifiée d'après Baffreau et al., 2017).....	43
Figure I-11 : Carte des communautés de poissons en Manche Orientale (modifiée d'après Vaz et al., 2007).....	46
Figure I-12 : Cartes des différentes activités anthropiques présentes en Baie de Seine (modifiée d'après Ifremer, dispositif d'alerte Port 2000).....	48
Figure I-13 : Présentation des trois outils numériques de la suite « Ecopath with Ecosim ». Le projet présenté ici repose sur les deux premiers, le troisième constituant une perspective d'application.....	53
Figure I-14 : schéma conceptuel présentant les équations de conservation de la masse considérées dans Ecopath (modifié d'après Lobry, 2012).....	56
Figure I-15 : Schéma synoptique présentant la démarche de prise en compte de l'incertitude dans les paramètres d'entrée du modèle Ecopath pour le calcul des indices ENA (modifié d'après Guesnet et al., 2015).....	59
Figure I-16 : Trajectoires de la capacité de développement (C) et de l'Ascendance (A) du système au cours du temps (Ulanowicz, 1997).....	61

Chapitre 2

Figure II-1 : Position of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm in the Bay of Seine, north-western France.....	72
Figure II-2 : Functional groups of the Courseulles-sur-mer ecosystem model arranged using trophic levels as y-axis and benthic/pelagic partitioning on the x-axis. Trophic levels are relative to the BOWF model, before the construction. Functional groups written in blue and bold identify the functional groups for which the biomasses have been set to their accumulated maximum during for the REEF scenario.....	73
Figure II-3 : Mixed Trophic Impact (MTI) analysis performed on the BOWF model. Negative (red cells) and positive (blue cells) overall impacts are represented.....	77
Figure II-4 : Keystoneness index calculated for the two Ecopath models (“before” and “after” the construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm).....	78
Figure II-5: Lindeman spine plot of flows and biomasses and transfer efficiencies by discrete trophic levels for the two Ecopath models.....	80
Figure II-6: Differences in compartment throughflows between the two Ecopath models.....	81

Chapitre 3

Figure III-1 : Graphical abstract.....	90
Figure III-2 : Location of the Courseulles-sur-Mer future offshore wind farm (which corresponds to the Ecopath model BOWF) and benthic communities in the Bay of Seine, north-western France (modified from Baffreau et al., 2017).....	97
Figure III-3 : Differences in compartment throughflows between the three EwE simulations (OPTIM, REEF and COMBINED) and the BOWF model.....	110
Figure III-4 : Mean Trophic Level (MTL) and biomass (gC.m ⁻²) of functional groups for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios).....	111
Figure III-5 : Boxplots of the six ENA indices calculated for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios) using the ENAtool routine.....	112
Figure III-6 : Transfer efficiencies (TE) by discrete trophic levels for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios).....	114

Chapitre 4

Figure IV-1 : Location of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm (OWF) and benthic communities in the Bay of Seine, north-western France.....	127
Figure IV-2 : Core (a) and alternatives (b, c, d) signed digraph models of the Courseulles-sur-mer OWF.....	128
Figure IV-3 : Bayes net for the Courseulles-sur-mer OWF showing likelihood of qualitative models being consistent with changes in biomass predicted from REEF Filter feeders model due to an increase in offshore windfarm development.....	131
Figure IV-4 : Bayes net of the Courseulles-sur-mer OWF. Equal prior abilities have been	

allocated to the core and alternative model.....	132
--	-----

Chapitre 5

Figure V-1 : Récolte d'échantillons à l'aide de la drague Rallier du Baty.....	149
Figure V-2 : Niveaux trophiques (NT) dérivés du modèle Ecopath (BOWF) en fonction des niveaux trophiques issus des Analyses Isotopiques (AI).....	154
Figure V-3 : Schéma représentant la formation du polyèdre de solutions.....	158
Figure V-4 : Localisation des différents modèles comparés.....	168
Figure V-5 : Localisation des 6 modèles.....	174
Figure V-6 : Services écosystémiques générés en Baie de Seine pouvant être impactés par la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer.....	180
Figure V-7 : Schéma représentant différents modes de cohabitation entre un parc éolien et l'élevage de moules et d'algues à l'intérieur de ce dernier (Alfred Wegner Institute in Germany).....	183
Figure V-8 : Extrait d'un journal quotidien allemand. "Demence! Des éoliennes géantes devant la plage de Timmendorf. Voudriez-vous toujours venir en vacances ici?" (BILD journal quotidien, 2003).....	185
Figure V-9 : Identifications des liens potentiels entre les services écosystémiques impactés par la construction du parc et les indices du bien-être humain.....	187
Figure V-10 : Périodicité de la fréquence d'échantillonnage proposé pour les suivis des substrats meubles.....	192
Figure V-11 : Effet physique et biologique des activités de dragages et de clapages.....	192
Figure V-12: Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne en prenant en compte la zone impactée, sous influence et de contrôle.....	194
Figure V-13 : Localisation des stations de suivi récif sur le parc éolien de Courseulles-sur-mer (A) et de Dieppe-Le Tréport (B).....	195
Figure V-14 : Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats durs.....	197
Figure V-15 : Traineau suprabenthique Macer-Girocq modifié (Dauvin et Lorgeré, 1989).....	198

Liste des Tableaux

Chapitre 1

Tableau I-1 : Liste des descripteurs de la DCSMM et des indicateurs OSPAR du descripteur réseau trophique.....	9
--	---

Chapitre 2

Tableau II-1 : Biomass values, production over biomass (P/B) ratios, consumption over biomass (Q/B) ratios, and Ecotrophic Efficiencies (EE) in the two Ecopath models (“before” and “after” the construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm in the Bay of Seine; BOWF model and REEF scenario, respectively).....	74
Tableau II-2 : General system statistics and ENA indices for the BOWF model compared to values obtained for similar Northern European systems.....	74

Chapitre 3

Tableau III-1 : ENA indices.....	103
Tableau III-2 : Percentages of change applied on input parameters for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios) in the ENAtool routine. Values corresponded to a percentage of variation around the initial values provided in Table 2. Inv.: invertebrates; B: biomass (gC.m-2); P/B: production to biomass ratio (year-1); Q/B: consumption to biomass ratio (year-1); DC: diet composition.....	104
Tableau III-3 : Biomass values, trophic level (TL) and Ecotrophic Efficiencies (EE) for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios).....	107
Tableau III-4 : Statistical difference between scenarios for ENA indices using the maximum-statistic method for multiple comparisons.....	113
Tableau III-5 : Ecosystem attributes.....	114

Chapitre 4

Tableau IV-1 : Probabilistic model results	129
--	-----

Chapitre 5

Tableau V-1: Espèces prélevées lors des différentes campagnes en mer.....	150
Tableau V-2 : Comparaison entre les Niveaux Trophiques moyens dérivés du modèle Ecopath BOWF et les niveaux trophiques moyens calculés à partir des Analyses Isotopiques..	153

Tableau V-3 : Différence d'agrégation entre le model Ecopath BOWF (Raoux et al., 2017) et le modèle LIM-MCMC du même site.....	160
Tableau V-4 : Contraintes du modèle LIM-MCMC.....	163
Tableau V-5 : Tableaux prédéfinis dans Ecopath présentant pour les paramètres d'entrée (ratio production sur biomasse (P/B) et le régime alimentaire) les différentes catégories de Pedegree, à quoi elles correspondent et la valeur d'incertitude ou pourcentage entourant les paramètres d'entrée.....	164
Tableau V-6 : Groupes fonctionnels des différents modèles utilisés dans la comparaison.....	166
Tableau V-7 : Comparaison des ratios de l'écosystème du site d'implantation du futur parc éolien avec des écosystèmes présentant le même type sédimentaire (sables graveleux).....	169
Tableau V-8 : Comparaison des valeurs des indices ENA du site d'implantation du futur parc éolien avec des écosystèmes présentant le même type sédimentaire.....	171
Tableau V-9 : Comparaison des valeurs des indices ENA du site d'implantation du futur parc éolien avec des écosystèmes soumis à des activités anthropiques.....	177
Tableau V-10 : L'indice de recyclage comme indicateur potentiel de stress.....	178

Glossaire Abréviations

AEP : Approche Ecosystémique des Pêches

AMP : Aire Marine Protégée

ANTROPOSEINE : ANalyse de la structure TROPhique et cONtribution des habitats de l'estuaire de la SEINE (Projet GIP-Seine Aval 5).

ApoliMER : Anthropologie politique de la Mer

BACI: Before after Control Impact

BEE : Bon état écologique

BOWF: Before Offshore Wind Farm

CGFS: Channel Ground Fisheries Survey

COWRIE : Collaborative Offshore Wild Research Into the Environment

DCSMM: Directive cadre Stratégie pour le Milieu Marin

EcApRHA: Applying an Ecosystem Approach to (sub) Regional Habitat Assessment

EE: Ecotrophic Efficiency

EDF EN : Electricité De France Energies Nouvelles

EIA: Environmental Impact Assessment

ENA: Ecological Network Analysis

EMF: Éolien Maritime France

EMR : Energie Marine Renouvelable

EOC : Eoliennes Offshore du Calvados

EU: European Union

EUNIS: EUropean Nature Information System

EwE: Ecopath with Ecosim

FEM: France Energie Marine

GES: Good Environmental Status

GIS : Groupement d'Intérêt Scientifique

GW: Global Warming

ICES: International Council for the Exploration of the Sea

INDICLAP : Indicateurs d'Impacts de clapages sur les habitats benthiques : le cas des sites de dépôt de clapages des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen dans la partie orientale de la baie de Seine (Convention (AAMP/15/115) Agence des Aires Marines Protégées / Centre National de la recherche Scientifique UMR CNRS 6143 M2C)

LIM MC-MC : Modèle d'Analyse Inverse Linéaire en Monte Carlo Markov Chain

MEA: Millennium Ecosystem Assessment

MEDDE : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie

MTL: Mean Trophic Level

MRE: Marine Renewable Energy

MSFD: Marine Strategy Framework Directive

OSPAR: OSlo-PARis

OWF: Offshore Wind Farm

RETROPOLI : REseaux TROphiques et POLItique

ROV: Remotely Operated Vehicle

Glossaire

Anthropique : relatif à l'action de l'homme, à l'origine des aménagements, des pollutions, etc...

Bathymétrie : équivalent sous-marin de la topographie, c'est-à-dire description du relief immergé grâce aux mesures de profondeurs.

Benthique : se dit d'une espèce qui est inféodée au fond.

Benthos : ensemble des organismes vivant en relation, étroite avec les fonds subaquatiques. Il comprend notamment le phytobenthos (végétaux) et le zoobenthos (animaux).

Biocénose : communauté biotique de populations animales ou végétales vivant en équilibre dans un milieu biologique donné.

Clapage : dépôts de sédiments dragués en mer.

Communauté : groupement d'être vivants qui se maintiennent et se reproduisent dans un certain espace de façon permanente.

Écosystème : organisation biologique composée de tous les organismes présents dans une aire donnée, présentant des interactions entre eux et avec le milieu physique.

Estuaire : embouchure d'un fleuve ; zone de mélange entre les eaux douces et les eaux marines dont les caractéristiques physico-chimiques sont différentes.

Fonctionnement d'un écosystème : ensemble des interactions et des processus au sein de l'écosystème.

Habitat : ensemble de conditions environnementales (biotiques et abiotiques) dans lesquelles un organisme ou une communauté peuvent survivre et se développer.

Halieutique : qui concerne la pêche. Ce terme est employé pour qualifier une ressource marine exploitable par la pêche. Ce terme désigne également la science de l'exploitation des ressources vivantes aquatiques.

Intertidal : zone comprise entre la plus haute mer et la plus basse mer de vive eau (zone de balancement des marées, qui découvre à marée basse).

Marée : mouvement journalier d'oscillation de la mer dont le niveau monte et descend alternativement en un même lieu.

Marnage : dénivellation entre le niveau de pleine mer et le niveau de basse mer.

Pélagique : se dit d'un organisme vivant en pleine eau ou près de la surface, sans lien étroit avec le fond.

Réseau trophique : ensemble des organismes et de la matière organique en interaction dans le cycle de nutrition au sein d'un écosystème. La notion de réseau s'est petit à petit substituée à celle de chaîne alimentaire, tant les relations sont complexes et non linéaires.

Résilience : capacité d'un écosystème à absorber une perturbation sans changer d'état.

Services écosystémiques : bénéfiques que les hommes tirent des écosystèmes. Ils sont regroupés en quatre catégories ; les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de supports.

Stabilité (ex : d'un écosystème) est sa capacité à maintenir son état sur la durée en dépit des forces externes et internes qui l'éloignent de cet état.

Structure des communautés : ensemble des attributs structurels qui décrivent la communauté. Le nombre d'espèces, leur abondance, leur biomasse, leur gamme de taille sont, par exemple, des attributs structurels classiquement utilisés.

Subtidal : zone située en dessous de la zone de balancement des marées et ne découvrant pas à marée basse.

Suprabenthique : se dit d'une espèce présente dans la couche d'eau adjacente au fond.

Taxon : unité systématique représentée par un groupe d'organismes, à chaque niveau de classification (tel que famille, genre, espèce).

Trophique : qui concerne la nutrition des organismes.

*A mes parents,
Et ma magnifique filleule Caitlin,*

Introduction générale

Introduction générale

1 Problématique environnementale

1.1 Introduction

Le monde subit actuellement des changements sans précédent (Chapin et al., 2009). Depuis son apparition sur terre, l'homme n'a cessé d'interagir et de façonner les écosystèmes pour son développement social et économique (Chapin et al., 2009). Cependant, au cours des 50 dernières années, l'homme a altéré les écosystèmes plus rapidement et plus largement que pendant n'importe quelle période comparable de l'histoire de l'humanité (MEA, 2005). Ainsi, les écosystèmes marins doivent faire face à de nombreuses et croissantes perturbations telles que la surexploitation des stocks halieutiques, la pollution, l'extraction de matières minérales, le nombre croissant d'espèces introduites et invasives, la dégradation d'habitats et les changements climatiques (Worm et al., 2006 ; Eastwood et al., 2007). Dans le passé cinq extinctions de masses ont déjà eu lieu et se sont traduites par la perte de 75% des espèces vivantes sur une période de moins de deux millions d'années (Barnosky et al., 2011). Certains scientifiques évoquent maintenant l'imminence d'une sixième extinction dont l'homme serait le principal responsable (Leakey et Levins, 1996 ; Brook et al., 2008). En effet, les activités de ce dernier ont un effet de plus en plus délétère sur le fonctionnement des écosystèmes marins (Diaz et al., 2004) et ont des conséquences directes sur les services écosystémiques qu'ils procurent et qui sont indispensables à la survie de l'homme (Costanza et al., 1997).

Les services écosystémiques peuvent être définis en terme de contribution de l'écosystème au bien-être humain. En d'autres termes ce sont les bénéfices que les hommes tirent des écosystèmes (MEA, 2005). Ils sont regroupés en quatre catégories :

- Services d'**approvisionnement** : services correspondant aux produits, potentiellement commercialisables, obtenus à partir des écosystèmes (nourriture, eau potable, produits pharmaceutiques, etc).
- Services de **régulation** : bénéfices obtenus de la régulation des processus des écosystèmes, tels que la régulation du climat.

- Services **culturels** : bénéfiques non matériels obtenus par les hommes à partir des écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, la création, les expériences esthétiques.
- Services de **supports** : sont ceux qui sont nécessaires pour la production de tous les autres services de l'écosystème.

Les bénéfices tirés de ces services écosystémiques dépendent du « **bon** » **fonctionnement des écosystèmes** et donc des espèces qui les composent (Worm et al., 2006). Bien qu'il existe de nombreuses façons pour définir le fonctionnement d'un écosystème (Paterson et al., 2012), ce dernier peut être décrit comme les processus de transfert d'énergie et de matière au sein de l'écosystème. Il peut ainsi être quantifié en mesurant les flux d'énergies au sein de l'écosystème (production primaire et secondaire, respiration, décomposition) (Crowert et Frid, 2015).

Ainsi, la compréhension de la façon avec laquelle les perturbations naturelles et anthropiques altèrent le fonctionnement des écosystèmes (et par conséquent la durabilité des biens et services qu'ils fournissent) et leur résilience, c'est-à-dire la capacité d'un écosystème à absorber une perturbation sans changer d'état (Carpenter et al., 2001) représente une question primordiale en conservation et revêt une importance croissante (Coll et Libralato, 2012).

1.2 Le concept de résilience

Le développement de la résilience écologique a commencé en 1960 avec des tentatives de modélisation mathématique d'un écosystème dynamique (Leowontin, 1969 ; May, 1977). Ainsi, si la dynamique d'un système est décrite par un système d'équations différentielles, les équilibres correspondent aux valeurs pour lesquelles toutes dérivées sont nulles. Reprenant ces notions d'équilibres et de stabilité autour d'un état, la résilience a dans un premier temps été défini comme le temps mis par le système pour retourner à cet équilibre après y avoir été éloigné par une perturbation (Pimm, 1984).

En écologie, il existe deux approches de la résilience reflétant chacune différents aspects de la stabilité (Holling, 1996). La première approche est appelée « **Engineering resilience** ». Dans cette approche la résilience est définie comme la mesure du temps de retour à un

équilibre unique. Cette approche suppose l'existence d'un équilibre ou un état stable. Un système avec un temps de retour court à l'équilibre serait plus résilient que celui avec un temps de retour plus long (Pimm, 1984 ; Holling, 1996). La deuxième approche est appelée « Ecological resilience » et suppose qu'un système puisse exister sous plusieurs états stables (Holling, 1996). Dans cette approche, la résilience se définit par la capacité d'un écosystème à absorber une perturbation sans changer d'état. C'est cette dernière approche que nous privilégierons dans la thèse. En effet, il a été démontré que l'« **Ecological resilience** » est un concept plus applicable aux changements observés par les écologistes (Gunderson, 2009). Ainsi, penser la résilience, revient à comprendre les conditions dans lesquelles un écosystème franchit un seuil et évolue vers un nouvel état stable (Mathevet et Bousquet, 2014). Dans cette approche, la résilience est une propriété émergente de l'écosystème qui s'organise et évolue avec le temps grâce à des cycles adaptatifs (Gunderson, 2000 ; Gunderson et Holling, 2009). À mesure que ces changements se produisent, la capacité du système à absorber les perturbations (sa résilience) change également (Walker et Salt, 2006, 2012).

La métaphore de la balle et du bassin, (où la balle représente l'état du système et les bassins représentent l'ensemble des états d'équilibre stable sous lesquels le système peut exister) est souvent utilisée pour illustrer comment un système peut évoluer (Figure I-1). D'un côté la balle peut subir des perturbations qui peuvent la faire rouler, deux cas se présente alors : 1) soit la balle se situe au fond d'un bassin (a) et dans ce cas la perturbation la fera bouger mais cette dernière reviendra à son état d'origine ; 2) soit la balle se trouve à la fois au sommet d'une bosse et est proche d'un seuil entre deux bassins (b) et dans ce cas, la perturbation peut la faire rouler vers un autre état. D'un autre côté, les bassins peuvent également évoluer soient s'éroder (c) soient se combler (d).

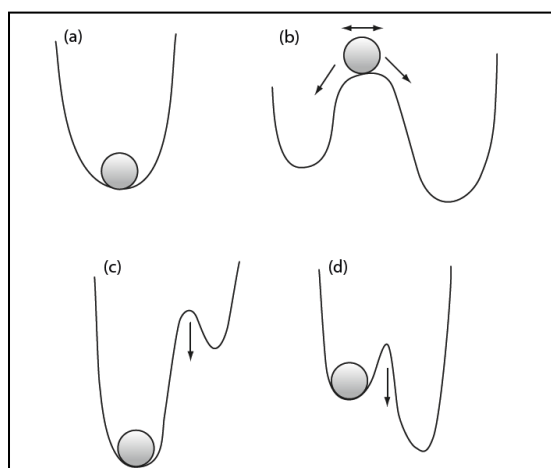


Figure I-1 : Méaphore de la balle et du bassin (Mathevet et Bousquet, 2014)

La balle représente l'état du système et les bassins représentent l'ensemble des états d'équilibre stable sous lesquels le système peut exister.

Ces changements d'état sont connus sous le nom de « regime shift » (Lees et al., 2006) et ont déjà été observés dans de nombreux écosystèmes tels que les lacs peu profonds (Scheffer et al., 1993 ; Scheffer, 1998), les récifs coralliens (Knowlton, 1992 ; Hugues, 1994 ; Eakin, 1996 ; Scheffer et al., 2001 ; Belwrod et al., 2004 ; Scheffer 2012) ou encore les 'forêts de kelp' (Steneck et al., 2002 ; Konar et Estes, 2003). La compréhension du comportement de ces systèmes complexes est essentielle afin d'anticiper ces changements d'états (en essayer d'identifier les seuils) et de mettre en place des actions de conservation dans une optique de développement durable.

Dans les années 90, une prise de conscience concernant la nécessité de prendre en compte les liens entre les interactions sociales et écologiques (afin de mieux gérer les ressources des écosystèmes) a permis l'émergence d'un nouveau concept : **la résilience des systèmes socio-écologiques**. Ces derniers se composent à la fois d'éléments naturels et humains ainsi que de leurs interactions (Berkes et Folk, 2000). Walker et al. (2004) définissent la résilience d'un système socio-écologique comme la capacité de ce dernier à absorber les perturbations d'origine naturelle et anthropique et à se réorganiser de façon à maintenir ses fonctions et sa structure. Ainsi analyser la résilience d'un système socio-écologique revient à penser les transitions entre différents états plus ou moins désirables et recherchés par les humains (Mathevet et Bousquet, 2014).

1.3 De la définition d'indicateurs de santé des écosystèmes à une gestion écosystémiques des ressources marines

Les services écosystémiques sont devenus un nouveau moteur dans la politique de conservation (Crowe et Frid, 2015). Le défi pour les décideurs politiques est de favoriser et de stimuler la croissance tout en évitant simultanément de dégrader l'état de l'environnement. Ainsi, la gestion durable de l'environnement est passée d'une option à une nécessité juridique. En effet, les outils règlementaires envisagés pour atténuer les effets des activités humaines sur les écosystèmes prévoient d'évaluer l'état écologique des écosystèmes. Dans ce contexte, la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) requiert que les Etats membres de l'Union Européenne atteignent un « Bon Etat Ecologique » (BEE) d'ici 2020, selon 11 descripteurs constitués de plusieurs indicateurs (Tableau I-1). En effet, la réussite de cet objectif repose sur le développement d'indicateurs permettant d'évaluer l'état de santé des écosystèmes. Un écosystème en bonne santé se définissant comme un écosystème capable de maintenir sa structure (organisation) et son fonctionnement au cours du temps face à des perturbations extérieures (Costanza et Mageau 1999). Ainsi l'évaluation de l'état de santé d'un écosystème est basée sur la mesure conjointe d'indices permettant d'analyser son activité (ex: production nette, efficacité écotrophique assurant la disponibilité de matière pour les niveaux trophiques supérieurs, recyclage...), son organisation et sa résilience.

Parmi les 11 descripteurs de la DCSMM, le descripteur D4 vise à évaluer la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques en traitant simultanément la diversité biologique des compartiments trophiques et la dynamique des interactions. Ce dernier est sans doute l'un des descripteurs les plus délicats à mettre en œuvre étant donné que l'identification d'indicateurs simples permettant d'évaluer la santé des interactions dynamiques complexes est difficile. Par ailleurs, l'un des défis dans la mise en œuvre du descripteur D4 est d'acquérir les connaissances scientifiques nécessaires sur les différents éléments qui définissent l'état du milieu marin. En effet, l'analyse des réseaux trophiques nécessite des jeux de données importants (Jennings et al., 2002) puisque les régimes alimentaires des espèces varient dans le temps et dans l'espace (Kirby et Beaugrand, 2009) et parfois selon leur stade de vie. A ce jour, il existe encore de nombreuses lacunes concernant l'écologie

trophique de nombreuses espèces clés de l'écosystème appartenant notamment aux niveaux trophiques inférieurs (Hattab, 2014). De ce fait la compréhension des interactions trophiques actuelles et futures d'un écosystème reste un véritable défi pour les « scientifiques ».

Par le passé, les mesures de gestion concernant les ressources marines ont longtemps été conduites espèce par espèce ce qui ne permettait pas de prendre en compte la complexité et la dynamique des écosystèmes. La mise en place de mesures de gestion écosystémique s'est récemment établie avec l'Approche Ecosystémique des Pêches (AEP) (Garcia, 2003). Seule cette approche holistique permettrait de gérer au mieux les multiples actions de l'homme et de maintenir les écosystèmes dans des conditions propices à la production et à la fourniture des services écosystémiques désirés par l'homme (Mc Leod et al., 2005).

Dans ce contexte, les modèles de réseau trophique sont des outils efficaces pour l'exploration des effets potentiels des activités humaines sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes (ex : Hattab, 2014 ; Tecchio et al., 2015 ; Raoux et al., 2017 ; Pezy et al., 2017). En effet, l'analyse des relations alimentaires entre les différents groupes d'espèces au sein d'un écosystème via ce type de modélisation permet d'acquérir une image intégrative de la structure et du fonctionnement des écosystèmes. La structure des réseaux trophiques a un lien direct avec la stabilité des écosystèmes, définie comme la capacité d'un écosystème à maintenir son état à travers le temps quelles que soient les perturbations subies (Rooney et al., 2006 ; McCann, 2000 ; Rooney et McCann, 2012). Certaines architectures apportent de la stabilité et d'autres pas (Rooney et al., 2006). Il est donc important de comprendre quelles architectures des réseaux trophiques apportent aux écosystèmes une résilience face aux perturbations anthropiques auxquelles ils sont soumis. Les indices de l'analyse des réseaux écologiques ou « Ecological Network Analysis » (ENA) en Anglais permettent de caractériser l'état, la structure (organisation) et le fonctionnement des écosystèmes (Ulanowicz, 1986). De plus ces indices sont souvent utilisés pour évaluer le niveau de stress des écosystèmes car ils permettent de quantifier les effets d'une perturbation sur l'écosystème (Ortiz and Wolff, 2002 ; Patricio et al., 2006 ; Tecchio et al., 2015). En outre, certains indices de l'analyse des réseaux écologiques ont pu être reliés au

concept de stabilité ou comme indicateur de la résilience du réseau trophique (Heymans et al., 2007). Enfin, ces indices sont considérés comme un ensemble d'indicateurs potentiels, en cours de développement pour décrire l'état de santé des écosystèmes sous l'angle du fonctionnement du réseau trophique (Niquil et al., 2014). Cette proposition qui a été faite dès 2011 auprès de l'OSPAR (convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est) et du Ministère de l'environnement avait pour objectif de proposer le premier jeu d'indices qui soit à proprement parler holistique (sans fractionner l'écosystème en sous-ensembles) et fonctionnel (basé sur les flux de matières dans le réseau trophique) (Rombouts et al., 2013 ; Niquil, 2014).

Tableau I-1 : Liste des descripteurs de la DCSMM et des indicateurs OSPAR du descripteur réseau trophique

Descripteurs		Critères	Indicateurs	Indicateurs de l'OSPAR
D1	La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes			
D2	Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes			
D3	Les populations de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock			
D4	Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités reproductives	4.1 Productivité des espèces ou groupes trophiques	4.1.1 Les performances des espèces prédatrices clés, sur la base de leur production par unité de biomasse (productivité)	FW1 : Succès reproducteur des oiseaux marins en relation avec la disponibilité des proies FW2 : Production du phytoplancton
D5	L'eutrophisation d'origine humaine, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond, est réduite au minimum	4.2. Proportion des espèces sélectionnées au sommet du réseau trophique	4.2.1 Les poissons de grande taille (en poids)	FW3 : Composition en taille de la communauté de poissons FW4 : Changement dans les niveaux trophiques moyens des prédateurs
D6	Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés	4.3. Abondance/répartition des groupes trophiques	4.3.1 Les tendances en matière d'abondance des espèces importantes sur le plan fonctionnel	FW5 : Changement des types fonctionnels de planctons FW6 : Biomasse, composition des espèces et distribution spatiale du zooplancton FW7 : Biomasse et abondance des groupes fonctionnels FW8 : Changement dans la distribution de la biomasse et des espèces selon le niveau trophique ou le poids moyen
D7	Une modification permanente des conditions hydrographiques ne nuit pas aux écosystèmes marins			FW9 : Indices de l'analyse des réseaux écologiques
D8	Le niveau de concentration des contaminants ne provoque pas d'effets dus à la pollution			
D9	Les quantités de contaminants présents dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine ne dépassent pas les seuils fixés par la législation communautaire ou autres normes applicables			
D10	Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin			
D11	L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin			

*En vert sont représentés les indicateurs communs (acceptés par l'OSPAR et utilisés par plusieurs pays Européens) et en bleu sont représentés les indicateurs dits "candidats" qui sont en cours de développements.

2 Objectifs de la thèse

La Manche fait partie des domaines maritimes les plus impactés dans le monde du fait de l'intensité des activités humaines qui s'y concentrent (Halpern et al., 2010). En raison de ses contextes socio-économique et écologique complexes, la Manche est une mer où les problématiques environnementales sont très présentes. Le bassin oriental de la Manche concentre par ailleurs le plus d'activités humaines et génèrent ainsi le plus de conflits dans cette partie de la Manche (Dauvin et Lozach, 2004). Récemment, avec la prise de conscience de l'urgence de réduire les émissions de gaz à effet de serre et des énergies non renouvelables, cette mer est devenue un véritable "hot spot" de développement des Energies Marine Renouvelables (EMR) et plus particulièrement des parcs éoliens offshore. Cependant, l'intégration de ce type d'infrastructures dans des milieux aussi complexes, fragiles et convoités que les écosystèmes littoraux et marins est un défi du point de vue technique, juridique et sociétal pour les aménageurs. Par ailleurs, l'installation de ces infrastructures s'accompagnera de changements potentiels dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Ainsi, l'un des défis de la communauté scientifique consiste à évaluer les conséquences écologiques qui découleraient de ces installations avant l'implantation des projets.

En mer du Nord la mise en place des premiers parcs éoliens offshore remonte à une quinzaine d'années. Cependant, même si de nombreuses études ont été réalisées sur l'impact des parcs éoliens en mer du Nord sur certaines espèces de poissons, de mammifères marins et d'organismes benthiques, de nombreuses incertitudes résident. Par ailleurs, ces études ne prennent pas en compte les interactions entre les différents composants de l'écosystème qui définissent la structure et le fonctionnement de ce dernier. Ces études se révèlent donc peu adaptées pour comprendre de façon plus globale comment réagissent les écosystèmes face à l'installation de ces infrastructures. Il apparaît donc nécessaire d'adopter une vision holistique des relations entre les espèces, telle que le permet une approche écosystémique. Les lacunes identifiées dans l'intégration des connaissances actuelles ont été l'inspiration pour mes travaux de recherche.

L'innovation principale de cette thèse est donc de poser les bases d'une méthodologie permettant le passage de la vision fractionnée qui prévaut dans les études environnementales actuelles à une approche holistique et fonctionnelle, prenant en compte un niveau élevé de diversité fonctionnelle. Cette approche globale du réseau trophique est innovante dans le paysage scientifique actuel et dans les études liées aux EMR. Ainsi, l'axe de recherche général dans lequel s'inscrit cette thèse est de poser les bases d'une approche écosystémique EMR à travers l'exemple du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer.

La thèse se déroulant en amont de l'implantation du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer, les actions de recherche concernent dans un premier temps la définition de l'état de référence de l'écosystème du futur site d'implantation du parc. Une deuxième phase de la thèse consiste à modéliser et à tester des scénarios d'évolution possible du fonctionnement trophique de la zone d'implantation du futur parc. Enfin, le dernier objectif de la thèse consiste à explorer le cumul d'impacts et est une première étape vers le développement d'un modèle de socio-écosystème, visant à caractériser et analyser les interactions entre l'ensemble des acteurs et l'environnement. Pour cela, la thèse s'articule autour de cinq chapitres. Trois chapitres sont traités sous la forme d'articles scientifiques dont les méthodes et les principaux résultats sont résumés de manière volontairement synthétique, et accompagnés d'éléments de contexte et d'ouverture dans des encarts préalables. Le premier chapitre de ma thèse présente son contexte scientifique et le dernier concerne une discussion générale et propose des perspectives de recherche et d'application au delà de mon travail de thèse.

Le deuxième chapitre consiste à modéliser le réseau trophique de la zone prévue pour la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer. Un modèle statique d'équilibre de masse « Ecopath with Ecosim » a ainsi été construit afin de décrire la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Cette modélisation a permis d'améliorer les connaissances actuelles du système et d'en caractériser les propriétés écologiques. A partir de là, un scénario prospectif a été construit afin de simuler l'effet récif (colonisation des fondations des éoliennes par des espèces benthiques ; cet effet est considéré comme étant l'effet le plus important sur la biodiversité marine) sur le fonctionnement et la structure du réseau trophique, à l'aide du module de dynamique temporelle Ecosim. En effet, Ecosim permet de

simuler de façon dynamique le système, à partir des paramètres à l'équilibre hérités du modèle Ecopath de base. Par simulations successives, Ecosim permet alors l'ajustement de biomasses prédites à des données de séries temporelles. Ce travail a permis de tester deux hypothèses issues de la bibliographie des EMR qui stipulent : (1) que l'effet récif pourrait attirer des tops prédateurs tels que les mammifères marins et se répercuterait ainsi sur tout le réseau trophique; (2) que la colonisation des moules sur les mâts des éoliennes pourrait être à l'origine d'une transition d'une communauté dominée par les producteurs primaires et les herbivores vers une communauté détritivore. Ce chapitre a fait l'objet d'une publication intitulée "***Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning?***" parue dans Ecological Indicators en janvier 2017.

Le troisième chapitre s'inscrit dans la continuité du deuxième mais présente une réflexion plus poussée au niveau de l'analyse des effets de l'installation des EMR sur l'écosystème par la multiplication des scénarios plausibles (simulations à la fois de «l'effet récif» et de «l'effet de réserve» sur l'écosystème : restriction des activités de pêche au sein du parc pour des raisons de sécurité) et la quantification de l'incertitude dans les indices ENA. En effet, afin d'effectuer des comparaisons pertinentes entre les différents indices de l'analyse des réseaux écologiques, il est nécessaire de prendre en compte l'incertitude. Ce point favorise notre interprétation en permettant des analyses statistiques entre les différents scénarios pour distinguer si les changements prévus / calculés dans le fonctionnement de l'écosystème sont significatifs ou non. Par ailleurs, une analyse des impacts potentiels de l'exploitation du parc éolien sur la maturité et la résilience de l'écosystème est également réalisée à travers les indices ENA et les caractéristiques de l'écosystème sur les bases des théories d'Odum et d'Ulanowicz. Enfin, ce chapitre contribue également à la réflexion de l'utilisation des ENA comme indicateurs de santé en les confrontant à un autre indice, le niveau trophique moyen (ou Mean Trophic Level en anglais) qui vient d'être adopté par l'OSPAR. Ce chapitre a fait l'objet d'une publication soumise dans Ecological Indicators.

Enfin, Le quatrième chapitre replace le site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer dans le contexte du cumul d'impacts de diverses activités anthropiques entre elles et avec l'influence des changements climatiques (qui peuvent modifier les aires de répartition de certaines espèces). Ce dernier chapitre est consacré au développement

d'un modèle en digraphe orienté (ou modèle qualitatif) et de modèles probabilistes (Bayes net) comme outils pour étudier les impacts cumulés. Ce chapitre est également une réflexion sur l'utilisation des modèles qualitatifs comme outils d'aide dans la définition de mesures de suivi après l'installation du parc et dans l'évaluation de la nécessité de mettre en place des mesures de compensation ainsi que comme moyen de communication pour illustrer des effets potentiel positifs et/ou négatifs des EMR (Figure I-2). Ce chapitre a fait l'objet d'une publication intitulée « *Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel)* », parue dans Marine Policy en décembre 2017.

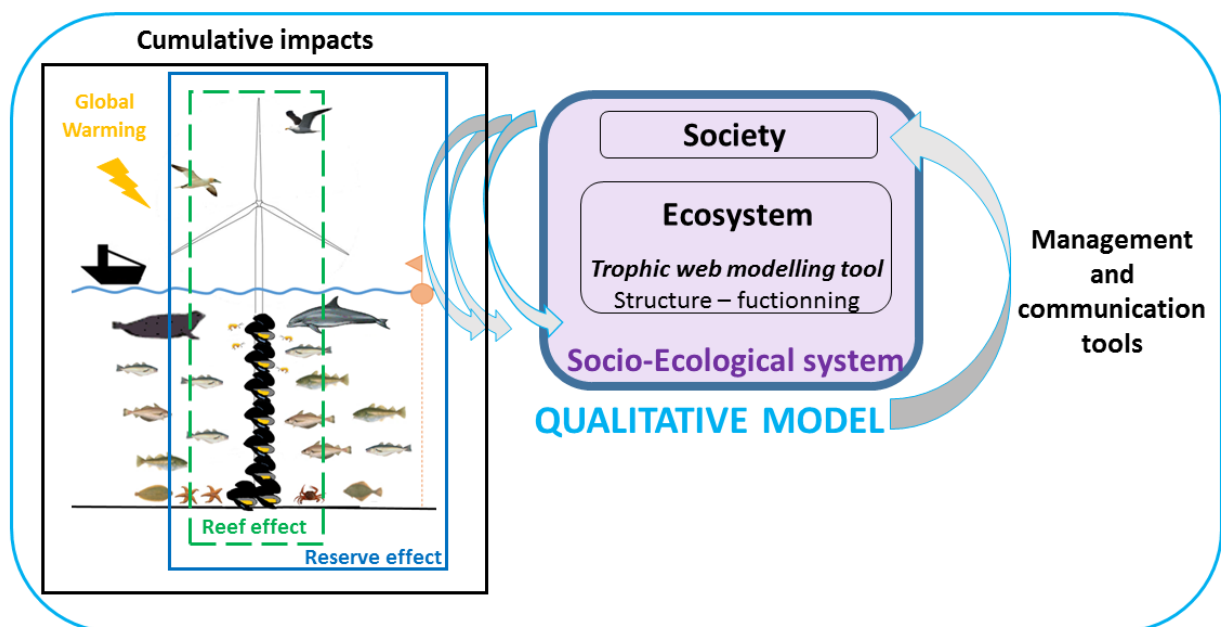


Figure I-2 : Schéma conceptuel représentant la position des modèles quantitatif et qualitatif dans l'étude de la réponse de l'écosystème à différents scénarios en lien avec l'implantation des éoliennes en mer (Raoux et al., 2017c).

Enfin, les limites des différentes approches et les perspectives de mon étude sont présentées dans le dernier chapitre correspondant à la discussion générale.

En parallèle de mes travaux de recherche, j'ai eu l'opportunité de participer à différents projets scientifiques :

- Le projet **ANTROPOSEINE** (ANalyse de la structure TROPnique et cOntribution des habitats de l'estuaire de la SEINE, G.I.P. Seine- Aval, 5th programme, France). Au sein de ce projet, j'ai contribué à la réflexion autour des indices de l'analyse des réseaux écologiques et de leur lien avec le stress. Ma participation dans ce projet s'est également traduite par la production de deux articles dans lesquels je suis co-auteur (Tecchio et al., 2016 ; Le Guen et al., 2017).
- Le projet **EcApRHA** (Applying an Ecosystem Approach to (sub) Regional Habitat Assessment) dans lequel j'ai participé à un Workshop sur les indices de l'analyse des réseaux écologiques à Londres en septembre 2016 et à la rédaction d'un guide pour l'OSPAR sur l'utilisation des ENA comme indicateurs DCSMM (Safi et al., 2017).
- Le projet **INDICLAP** (Indicateurs d'Impacts de clapages sur les habitats benthiques : le cas des sites de dépôt de clapages des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen dans la partie orientale de la baie de Seine). Ma participation dans ce projet s'est traduite par la construction de 5 modèles Ecopath. Le travail réalisé au sein de ce projet a donné lieu deux publications dans lesquelles je suis co-auteur (Pezy et al., 2017a et b) et d'un rapport scientifique (Baux et al., 2017).
- Le projet **RETROPOLI** (Des modèles de REseaux TROphiques à la décision POLitique : quelles leçons tirer des simulations de cumul d'impacts en Baie de Seine ? aap2015-littoral de la Mission pour l'Interdisciplinarité du CNRS). Ce projet a permis de 1) développer les contacts avec les anthropologues ce qui a enrichi le chapitre 4 de ma thèse ; 2) participer aux études des Master 2 en anthropologie. Par ailleurs, j'ai également pu participer à l'encadrement scientifique d'Harris Boudi qui a effectué son stage de M1 au sein de l'UMR BOREA sur les réseaux socio-écologiques et modèles qualitatifs.
- Le projet **TROPHIK** (Approche écosystémique des EMR : Modélisation du rôle des éoliennes offshore dans la modification du fonctionnement des réseaux trophiques côtiers et dans le cumul d'impacts aap ANR/FEM EMR-ITE 2015). Ma participation

s'est traduite par 1) la construction d'une base de donnée servant à la construction d'un modèle Ecopath / Ecosim / Ecospace dit « Baie de Seine étendue » ; 2) le prélèvement d'échantillons sur le terrain au large de la Baie de Seine et la réalisation d'analyses isotopiques sur ces derniers pour qu'ils soient par la suite intégrés dans le modèle d'Analyse Inverse. J'ai également participé à la mise en place de scénarios de gestion sous Ecospace.

Enfin, j'ai également eu l'opportunité de participer à plusieurs campagnes en mer avec le M2C au cours desquelles des organismes benthiques et des poissons demersaux ont été prélevés sur deux types d'habitats sédimentaires (graviers ensablés et sables moyens) au niveau du Bassin oriental de la Manche. J'ai ainsi pu participer à la réalisation et à l'interprétation d'analyses isotopiques (autres que celles du site de Courseulles-sur-mer) ainsi qu'à la construction de plusieurs modèles écosystémiques du Bassin oriental de la Manche (présentant des habitats sédimentaires différents) et à l'interprétation des sorties du modèles dans le cadre de collaborations avec le M2C. Par ailleurs, j'ai également encadré Lilia Leconte lors de son stage de deuxième année à l'institut universitaire de technologie à Caen sur la comparaison de l'écologie trophique de plusieurs espèces de poissons démersaux en Manche orientale.

Chapitre I : Contexte Scientifique

Chapitre I : Contexte Scientifique

1 Transition Energétique

1.1 Introduction

A l'échelle mondiale nos besoins en énergie ne cessent d'augmenter. Les combustibles fossiles représentent actuellement plus de 80% de l'énergie totale utilisée dans le monde (MEDDE, 2012). L'utilisation de ces derniers est majoritairement responsable du changement climatique lié au rejet dans l'atmosphère de gaz à effet de serre. Face à la diminution des ressources naturelles et au changement climatique, il est apparu la nécessité d'une transition énergétique à l'échelle mondiale. En effet, la réduction des émissions de gaz à effet de serre et des énergies non renouvelables est devenue prioritaire dans le cadre de lutte contre les changements climatiques. À l'échelle internationale, le protocole de Kyoto de 1997 a fixé pour chaque État membre une réduction ciblée des émissions de carbone (5% du niveau de 1990). A l'échelle Européenne, l'Union Européenne a adopté, en décembre 2008, un plan d'action dit «paquet énergie climat» visant à atteindre d'ici 2020 l'objectif emblématique des « trois fois vingt » : réduire de 20% ses émissions de gaz à effet de serre ; augmenter de 20% la part des énergies renouvelables dans la consommation d'énergie finale et améliorer de 20% son efficacité énergétique. Dans le cadre de cet objectif, et de la directive 2009/28/CE, la France s'est fixée d'atteindre 23% d'énergies renouvelables dans son mix énergétique. Le développement des EMR constitue une opportunité majeure pour réduire les émissions de gaz à effet de serre. En effet, l'océan constitue un immense réservoir qui présente un «bouquet énergétique» inépuisable (vent, courant, marée, houle...). Avec 18 000 km de linéaire côtier (dont 5 533 km pour la métropole) et un domaine maritime de plus de 10 millions de km², la France possède un espace maritime remarquable (le deuxième après les États-Unis) ainsi que de nombreuses façades qui lui confèrent un véritable atout dans le contexte de développement des EMR (MEDDE, 2012 , 2017). L'énergie éolienne offshore est l'un des principaux candidats actuels pour l'énergie renouvelable et est de loin la plus avancée sur le plan technique de toutes les énergies renouvelables marines. Si à ce jour aucun parc éolien offshore n'a encore été construit le long des côtes françaises, l'Europe quant à elle, abrite 84 parcs éoliens soit environ 3 230 turbines réparties sur 11 pays (EWEA, 2016).

1.2 L'énergie éolienne offshore

Les éoliennes offshore fonctionnent selon le même principe que les modèles terrestres traditionnels. Elles utilisent l'énergie cinétique du vent pour la transformer en électricité. Bien que de nombreuses améliorations de développement soient encore importantes l'industrie éolienne offshore peut être considérée comme établie (Leung et Yang, 2012) et l'éolien offshore posé reste à ce jour la technologie d'EMR la plus mature qui se développe de façon importante dans les pays du Nord de l'Europe. La plupart des parcs éoliens offshore sont installés dans des zones de faibles profondeurs (inférieure à 40 m de profondeur) et sont situés à proximité des côtes (environ 20 km). Au-delà, il est difficile d'un point de vue technique et très coûteux d'implanter des parcs éoliens offshore posés. S'affranchir de la contrainte de la profondeur d'eau est une piste intéressante, surtout dans les pays comme la France, où les profondeurs dépassent rapidement les 40 m lorsque l'on s'éloigne de la côte (notamment dans le sud du Golfe de Gascogne et en Méditerranée), et permettrait d'élargir les zones potentielles de développement de parcs éoliens offshore en France et dans d'autres pays.

A l'heure actuelle aucun parc éolien offshore n'a été construit le long des côtes françaises. Cependant, sept zones ont été choisies pour l'implantation de futurs parcs. Parmi eux, quatre seraient construits en Manche : le parc éolien de Courseulles-sur-mer (50 km², 75 éoliennes pour une puissance totale de 450 MW), de Fécamp (65 km², 83 éoliennes pour une puissance totale de 498 MW), de Dieppe-Le Tréport (67 km², 62 éoliennes pour une puissance totale de 496 MW), de Saint Brieuc (77 km², 62 éoliennes pour une puissance totale de 500 MW), un en mer du Nord, le parc de Dunkerque (59 km², le nombre d'éoliennes n'est pas encore connu, puissance d'environ 500 MW) et deux le long des côtes atlantiques ; le parc éolien de Saint-Nazaire (78 km², 80 éoliennes pour une puissance totale de 480 MW) et celui de Noirmoutier (83 km², 62 éoliennes pour une puissance totale de 496 MW) (Figure I-3). Ces infrastructures devront s'insérer dans des écosystèmes déjà fortement anthropisés (Figure I-3).

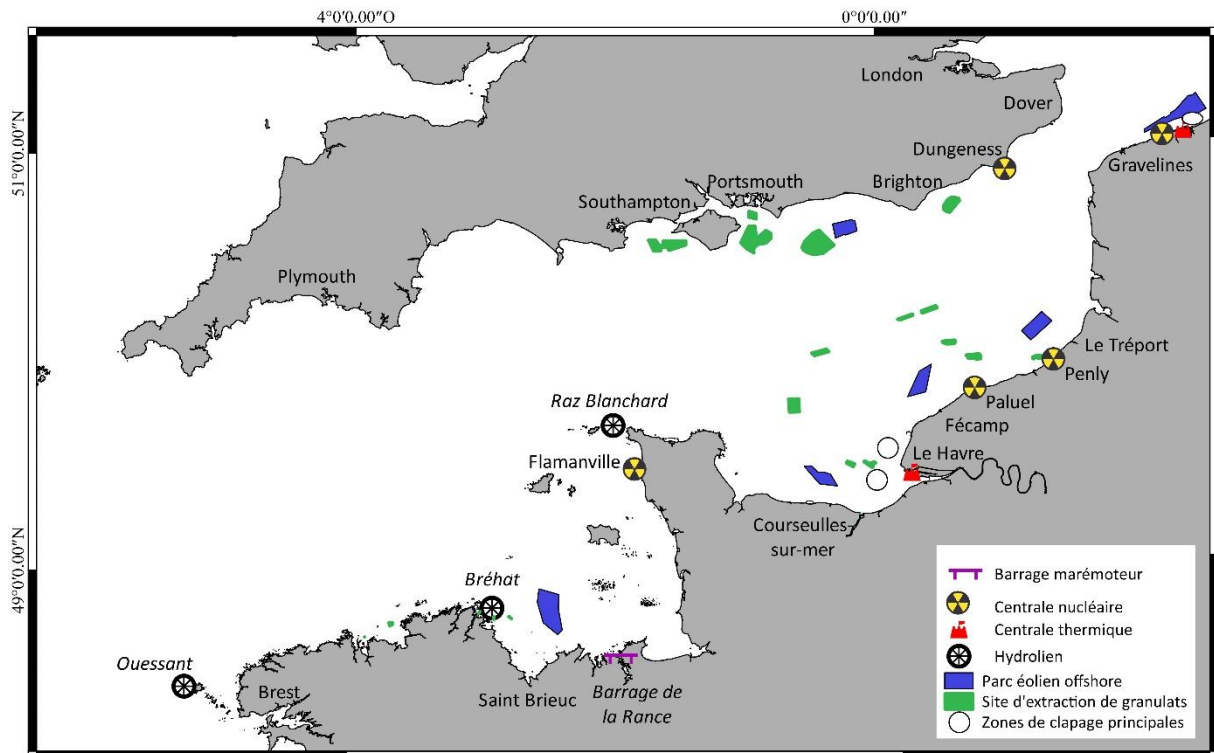


Figure I-3 : Positionnement des sites côtiers de production énergétique et d'extraction de granulats (modifiée d'après Atlas-Transmanche)

A l'échelle Européenne, cet important développement de parcs éoliens offshore suscite de nombreuses questions concernant leurs impacts potentiels sur l'environnement (Bailey et al., 2014).

1.3 Impacts environnementaux potentiels des éoliennes en mer

Chaque projet éolien offshore est caractérisé par son site d'implantation et les technologies mises en œuvre. En revanche, l'ensemble des parcs éoliens en mer présente des caractéristiques communes sur les zones d'impacts et sur les périodes d'impacts. On distingue spatialement trois zones d'impacts potentiels (Figure I-4) :

- **La zone A** : Zone de production d'énergie qui est sous la responsabilité du producteur éolien : surface de plusieurs dizaines ou centaine de km² accueillant les structures fixes supportant les générateurs proprement dits, ainsi qu'un réseau de câbles sous-marins les reliant les unes aux autres ;
- **La zone B** : Zone de transport de l'énergie produite vers le continent : surface de faible largeur (quelques mètres) accueillant la liaison sous-marine transportant

l'énergie électrique mais de longueur dépendant directement de l'éloignement à la côte de la zone de production ;

- **La zone C** : Zone d'atterrage « marine » de la liaison-sous-marine pour son raccordement au réseau terrestre.

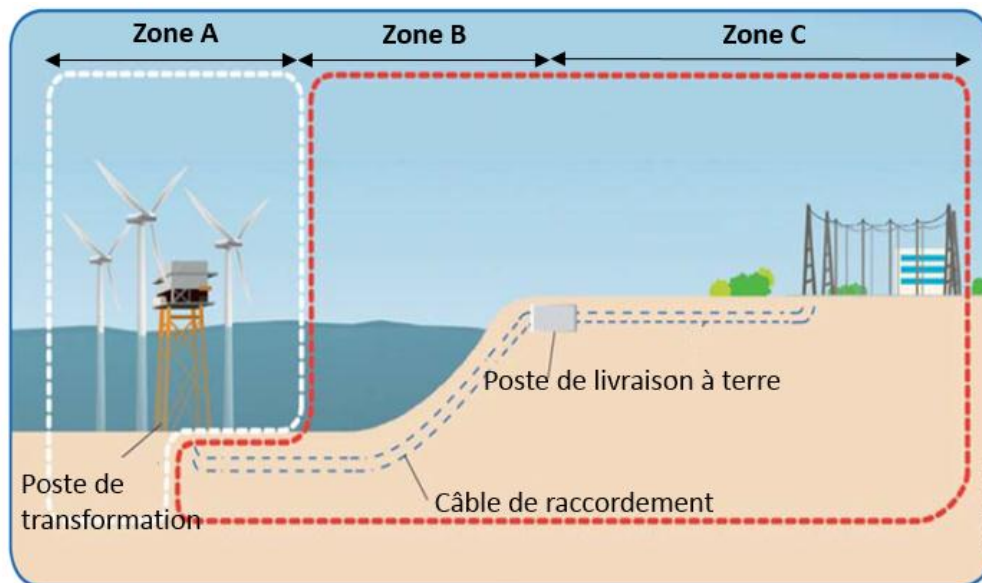


Figure I-4 : Schéma d'une installation EMR et de son raccordement au réseau électrique terrestre (modifié d'après RTE).

D'un point de vue temporel, il y a trois périodes à considérer :

- **la phase de construction** qui peut engendrer des dérangements temporaires (évitement de la zone par les espèces) mais aussi permanents (destruction d'habitats) ;
- **la phase d'exploitation**, avec des impacts à priori permanents (effet récif) ;
- **la phase de démantèlement** qui peut engendrer des dérangements temporaires (évitement de la zone par les espèces) mais aussi permanents et irréversibles (destruction d'habitats et perte de l'effet récif). Cette phase commencerait après une phase d'exploitation de plusieurs dizaines d'années (30 ans). En effet, la réglementation actuelle impose aux industriels de démanteler l'ouvrage lorsque l'autorisation d'occupation du domaine maritime prendra fin (après 30 ans).

Il est important de distinguer ces différentes phases de l'aménagement car elles n'occasionnent pas forcément les mêmes effets, ni des impacts de même nature sur le milieu. En outre, les échelles de temps prises en compte sont très différentes, la durée des impacts étant beaucoup plus courte durant les phases d'installation (et de démantèlement si cette phase s'avère nécessaire) que durant la phase d'exploitation du parc. Les paragraphes ci-dessous présentent les principaux impacts potentiels qui ont été observés lors de la phase de construction et d'exploitation d'un parc éolien sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins côtiers.

1.3.1 Principaux impacts potentiels sur la biodiversité en phase de construction

1.3.1.1 Destruction d'espèces et d'habitats

Pendant le chantier, l'installation des fondations des éoliennes et des câbles est à l'origine d'une altération d'habitats : changement dans la distribution et composition des sédiments, remise en suspension de sédiments, destruction d'habitats (Wilhelmsson et al., 2010; Miller et al., 2013). L'ampleur de ces perturbations dépend de la nature des fondations des éoliennes. Par exemple, l'impact sera plus important pour une fondation gravitaire qu'une fondation jacket ou monopieu (Hammar et al., 2008). De plus, dans une zone présentant un hydrodynamisme faible, les particules sédimentaires peuvent rester en suspension pendant plusieurs heures voir plusieurs jours et ainsi entraîner le colmatage de l'appareil respiratoire (notamment des branchies) des organismes ne pouvant pas échapper au panache de turbidité (Hammar et al., 2009). En ce qui concerne, la ressource halieutique, l'augmentation de la turbidité peut impacter négativement certaines espèces de poissons en étouffant les oeufs déposés sur le fond, en réduisant les capacités d'alimentation des larves, et des prédateurs (aux stades juvénile et adulte) chassant à vue (Wilson et al., 2010) et/ou en perturbant le comportement reproducteur des adultes. Les risques de destructions majeures concernent les espèces sessiles à faible couverture géographique, faible potentiel de renouvellement ou de recolonisation (OSPAR, 2008) ainsi que les espèces « ingénieurs » (Di Carlo et Kenworthy, 2008). Les effets induits sur les nurseries ou frayères affecteront indirectement les ressources halieutiques ayant un lien trophique avec le benthos. Toutefois,

il est important de noter que ces pertes d'habitats ne concernent qu'une faible superficie qui ne devrait pas être d'importance écologique majeure si des mesures d'évitement sont mises en place (Inger et al., 2009).

1.3.1.2 Emissions sonores

Le bruit de fond dans le domaine aquatique comme dans le domaine terrestre, n'est pas homogène et varie selon les endroits, les saisons et conditions climatiques. A ce titre, le bruit sous-marin constitue une composante physique à évaluer en fonction de son contexte local (topographie, nature des sédiments...) dont les modifications peuvent potentiellement avoir des conséquences sur l'écosystème. Le bruit en mer peut avoir des origines physiques (vagues, activité géologique) et biologiques (sons émis par la faune essentiellement). A ce bruit de fond naturel et permanent s'ajoute les émissions sonores générées par les activités humaines.

Les recherches de ces dernières décennies ont démontré que certains invertébrés, de nombreux poissons et les mammifères marins sont sensibles aux émissions sonores pouvant causer différents degrés de perturbation de la vie sous-marine (Andersson, 2011). Ce questionnement se fait ressentir aux niveaux des instances politiques et se traduit par la mise en place d'une réglementation Européenne. En effet, le bruit sous-marin constitue un des 11 descripteurs récemment choisis dans le cadre de la directive européenne DCSMM (Directive Cadre stratégie pour le Milieu Marin) pour évaluer la qualité du milieu marin côtier, ce qui souligne l'importance de ce paramètre dans l'évaluation des impacts des pressions anthropiques sur le milieu marin. Les modifications de ce paramètre environnemental et les impacts potentiels à attendre concernent essentiellement la phase d'installation du câble et les activités de battage des pieux.

En phase de construction, les activités de battage des pieux (pour les fondations monopile et jacket) génèrent des niveaux de pression sonore élevés (Hildebrand, 2009; Tougard et al., 2009) et ceux sur de large gamme de fréquences allant de 20Hz à 20kHz (Nedwell et Howell 2004 ; Madsen et al., 2006). Les ondes acoustiques produites pendant cette activité se propagent très rapidement (typiquement 1500m/s) et sur des distances qui peuvent être

très importantes. L'activité de battage nécessite l'emploi d'un marteau hydraulique qui à raison de 30 à 60 coups par minute permettent d'enfoncer un pieu en 1 ou 2h. Le niveau de pression sonore atteint lors de cette opération est déterminé par la longueur et le diamètre des pieux, la technique utilisée et la nature du sol, la puissance du marteau, le temps d'impact et la nature du sol.

Ces émissions sonores ainsi que l'augmentation du trafic des bateaux peuvent engendrer des réactions de stress, chez les poissons (Debusscher et al., 2016) et mammifères marins pouvant se traduisant par l'évitement de la zone, ainsi qu'une perte d'habitat temporaire (Caltrans, 2001 ; Nedwell et Howell, 2003 ; Nedwell et al., 2003 ; Thomsen et al., 2006 ; Nedwell et al., 2007 ; Mueller-Blenkle et al., 2010 ; Andersson, 2011). En outre, elles peuvent également être à l'origine de blessures du système auditif pouvant se traduire par la perturbation de certaines facultés telles que la communication, l'orientation et/ou la chasse. (Nedwell et al., 2003). Elles peuvent également causer des dommages tissulaires chez les poissons (vaisseaux sanguin rompus, déchirement de la vessie natatoire) pouvant provoquer la mort immédiate ou différée des organismes exposés (Caltrans, 2001). Enfin, ces émissions sonores peuvent aussi engendrer des réactions de stress chez les invertébrés (André et al., 2011). Le champ sonore perçu est fonction de la sensibilité de chaque espèce. Cette sensibilité dépend de la fréquence du bruit et de sa durée. Cependant, s'il est reconnu que l'installation de pieux d'éoliennes peuvent affecter les mammifères marins ou d'autres représentants de la faune marine, il n'existe pas d'études montrant que le bruit sous-marin généré par l'installation des câbles soit responsable d'une éventuelle gêne sur ces derniers (Merck et Wasserthal, 2009).

D'après Richardson et al. (1995), il existe quatre zones d'influence sonore dépendant de la distance entre la source et le receveur (Figure I-5).



Figure I-5: Zones d'influence sonore (modifiée d'après Thomsen et al., 2006).

- la zone d'audibilité est définie comme la zone dans laquelle l'animal est capable de détecter le son. A titre d'exemple, d'après Thomsen et al. (2006), les morues sont capables de percevoir les émissions sonores émises par l'activité de battage des pieux à plus de 80 km. Il semble que dans cette zone d'audibilité l'impact soit faible.
- la zone de masquage est très variable, elle se situe entre la zone d'audibilité et la zone de réactivité. Elle définit la région dans laquelle les émissions sonores sont assez fortes pour interférer avec la détection des autres sons tels que les signaux de communication et les clics d'écholocation (Thomsen et al., 2006). Madsen et al. (2005) affirment que du fait de la brève durée des émissions sonores et de la gamme de fréquence d'écholocation des marsouins qui va de 120 à 150kHz, l'activité de battage ne devrait représenter qu'un impact relativement faible dans cette zone. En revanche pour les phoques, qui utilisent des signaux entre 0,2 et 3,5kHz pour communiquer entre la mère et sa progéniture mais également comme signal territorial pour les mâles adultes, la zone de masquage s'étendrait au-delà de 80km (Thomsen et al., 2006).
- la zone de réactivité est définie comme la zone dans laquelle le niveau des émissions sonores est suffisamment élevé pour déclencher une réaction comportementale (nage rapide, « startle response » soudaine flexure du corps des poissons en forme de

C et/ou prostration). Cette zone est généralement plus petite que la zone d'audibilité (Thomsen et al., 2006). Des réactions de fuites peuvent être observées chez les poissons et mammifères marins entre 100 et 1000 m (Nedwell et al, 2007 ; Andersson, 2001). L'impact dans cette zone de réactivité est donc potentiellement significatif, en particulier sur les zones d'intérêt biologique telles que les aires de reproduction ou les routes migratoires.

- la zone de perte d'audition est la zone la plus proche de la source émettrice du bruit. Dans cette zone les émissions sonores sont suffisamment élevées pour causer des dommages tissulaires temporaires ou permanents (Caltrans, 2003).

Certaines études réalisées sur les parcs en exploitation en mer du Nord ont mis en évidence que les mammifères marins évitaient la zone d'implantation du parc pendant les travaux et environ deux ans après l'installation de ces derniers (Prior et McMath, 2008 ; Teilman et al., 2008). A titre d'exemple, au niveau du parc éolien offshore de Nysted (Mer Baltique), la 2ème année d'exploitation est marquée par une activité acoustique des marsouins réduite par un facteur de 8 par rapport à la période précédant le parc. Au niveau du parc éolien d'Horns Rev (Mer du Nord), au contraire, la fréquentation du parc revient à un niveau similaire pendant l'exploitation du parc. A Egmond aan Zee (parc éolien au large des côtes néerlandaise), les mesures acoustiques en augmentation par rapport aux zones de références semblent établir une corrélation entre la présence du parc et la présence de marsouins, sans doute imputable à une plus grande disponibilité alimentaire liée à l'effet récif.

1.3.1.3 Impact sur l'avifaune

Les émissions sonores et vibrations (battage des pieux de fondation des éoliennes et du poste électrique ainsi que l'augmentation du trafic des bateaux) générées lors de la phase construction peuvent également générer des réactions de stress chez les oiseaux se traduisant par un effet d'évitement de la zone, et donc d'une perte temporaire d'habitats ; un risque de dépense énergétique plus élevée par l'allongement du parcours migratoire du fait de l'évitement des parcs éoliens (Larsen et Guillemette, 2007) ; une perturbation des

oiseaux se nourrissant en mer (tel que les eiders) induisant une perte momentanée de site d'alimentation (Madsen et al., 2009). Enfin, l'attention naturelle des oiseaux aux activités anthropiques peut perturber leur comportement en les attirant (ex : photo attraction) ou les repoussant des zones de projet (Burger, 1988).

1.3.2 Principaux impacts potentiels sur la biodiversité en phase d'exploitation

1.3.2.1 Champs Electro-Magnétiques (CEM)

Le terme champ électromagnétique est général et inclut le champ électrique (CE) lié à la tension et qui se mesure en Volt par mètre (V/m) et le champ magnétique (CM) lié au courant et qui se mesure en Ampère par mètre (A/m). On utilise plus couramment l'unité de mesure du flux d'induction magnétique (le Tesla). Dans la plupart des milieux (y compris la mer) on a l'équivalence $1\text{A/m}=1,25\mu\text{T}$. Dans le domaine des basses fréquences le CE et CM sont indépendants, de même que le courant.

Il est important de noter que les câbles de transmission électrique sont entourés d'un isolant et d'une gaine métallique et de ce fait, ne génèrent pas de CE (Raoux et al., 2012, 2013). En revanche, dans un milieu conducteur (comme la mer) le CM génère par induction un champ électrique appelé champ électrique induit (noté E_i). Ce champ sera fonction de la quantité de charges contenue dans le fluide et de la vitesse du fluide (Raoux et al., 2012). Ce champ électrique induit peut également être généré par le déplacement d'un poisson dans un champ magnétique. En effet un poisson est constitué d'un ensemble de charges électriques en mouvement. Ce champ électrique induit sera alors proportionnel à la vitesse du poisson et dépendant de ses caractéristiques morphologiques (résistance interne et résistance de la peau).

Les espèces électro sensibles

Dans l'environnement marin, les champs électriques peuvent être générés à la suite de processus biochimiques, physiologiques et neurologiques au sein d'un organisme ou par l'intermédiaire de sources anthropiques. De plus, le champ électrique induit peut être produit par l'organisme lui-même et par l'interaction entre les courants océaniques et le champ magnétique terrestre (Gill et al., 2005). Le grand groupe d'organismes connu pour être électro-sensible est celui des éla-smobran-ches (requins et raies). Les recherches ont montré que ces espèces possèdent un organe sensoriel/électro réceptif (ampoule de Lorenzini) qui leur permet de détecter les gradients de champ très faibles (jusqu'à $0,5\text{FV/m} = 5\text{nV/cm}$) (Tricas, 1982). Ces espèces utilisent leur appareil sensoriel pour la détection des proies et leur navigation (Murray, 1974), par exemple les membres de la famille des éla-smobran-ches peuvent sentir le faible champ électrique qui émane des muscles et des nerfs de leur proie lors des activités de respiration et de mouvement (Gill et Kimber, 2005).

Les espèces magnéto-sensibles

L'une des particularités du milieu marin vient du fait qu'une partie de la faune est capable de détecter un champ magnétique. C'est notamment le cas d'espèces utilisant les variations du champ magnétique terrestre pour s'orienter durant leurs migrations (Kirshvink 1997 ; Gill et al., 2005). Parmi les espèces sensibles, on peut citer la plupart des espèces de mammifères marins, les tortues marines, les grands crustacés (langoustes), quelques téléostéens (poissons plats, salmonidés, anguilles) et les éla-smobran-ches (requins et raies) (Lohman, 1996 ; Boles et Lohman, 2003 ; Gill et al., 2005).

Les impacts potentiels des champs électromagnétiques alternatifs ou continus concernent aussi bien le compartiment benthique que le compartiment pélagique avec certaines espèces de téléostéens, d'éla-smobran-ches (requins, raies) et les cétacés (Gill et al., 2005). L'un des principaux impacts potentiels est une modification ou une perturbation dans le déplacement (orientation) des espèces (Gill et al., 2001, 2010). Il semblerait que si la navigation est affectée alors les espèces migratrices peuvent être ralenties ou déviées de leurs itinéraires. Par exemple dans leur étude, Westerberg et Lagenfelt (2008) ont analysé la

migration de l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*) par télémétrie au niveau de la traversée d'un câble électrique ensouillé (AC ; 130 kV) en mer Baltique. Ils ont observé un ralentissement de la vitesse de nage de ces poissons au niveau du câble mais pas de changement dans la voie de migration. Ils concluent que le champ magnétique généré par le câble n'a qu'un impact faible sur la migration des anguilles et ne constitue pas une barrière à leur déplacement. Un autre impact potentiel généré par les champs magnétiques serait une modification du comportement de certains organismes qui se servent entre autre des champs électromagnétiques pour trouver de la nourriture et qui pourraient confondre les champs électromagnétiques générés par la liaison sous-marine et passer du temps à chasser un champ électromagnétique qui est non-biologique réduisant ainsi leur apport énergétique quotidien (Gill et al., 2005). En outre, il est important de noter que les impacts potentiels des champs électromagnétiques pourraient concerner les individus adultes ainsi que d'autres stades de vie. En effet, la capacité à détecter les champs électromagnétiques commence au stade embryonnaire et juvéniles pour de nombreuses espèces tels que les oursins (Levin et Ernst, 1997) et les saumons (Formicki et Winnicki, 1998). Bien que ces impacts ne soient pour l'heure actuelle que des hypothèses et que les connaissances acquises soient insuffisantes pour en tirer des conclusions solides (Ohman et al., 2007), il est important de pouvoir évaluer si ces impacts potentiels sont avérés et quelles sont leurs importances écologiques.

L'étude en mésocosme réalisée en 2009 par le COWRIE (Gill et al. 2009) reste à ce jour et à ma connaissance l'une des études les plus poussées concernant les impacts des champs électriques et magnétiques générés par des liaisons sous-marines sur les écosystèmes marins. Ce document conclut qu'avec les connaissances actuelles il n'est pas possible de dire si les CEM ont un impact avéré sur les organismes.

1.3.2.2 *Température*

La transmission du courant dans un câble occasionne des pertes en ligne sous forme d'émission de chaleur qui conduisent à une élévation de la température à la surface du câble et dans son environnement immédiat. Les facteurs déterminant le degré d'élévation de la température autour du câble sont les caractéristiques physiques du câble (type de

revêtement), la profondeur d'ensouillage ou d'enrochement du câble ainsi que les caractéristiques physiques du milieu environnant (conductivité et résistance du sédiment, de l'eau de mer) (Merck et Wasserthal, 2009). A titre indicatif, une augmentation maximale de 2,5°C a été mesurée à proximité directe d'un câble électrique de 132 kV (OSPAR, 2008). Par ailleurs, des mesures de température in situ, effectuées dans le parc éolien offshore de Nysted (Mer Baltique) à proximité de deux câbles (AC ; 33 et 132 kV ; capacité maximale de 166 MW) ont montré que la température n'augmentait pas plus de 1,4 °C à 25 cm au-dessus du câble ensouillé (Meibner et al., 2007). Les principaux impacts potentiels seraient une modification de la composition faunistique des communautés benthiques, des phénomènes de migrations de certaines espèces benthiques, des changements dans la physiologie et la reproduction de certains organismes ainsi qu'une modification de la durée d'incubation des œufs (OSPAR, 2008 ; Merck et Wasserthal, 2009). Cependant, compte tenu du caractère très localisé de cette élévation de température autour d'un câble enfoui et de sa dilution rapide dans le milieu environnant, il paraît peu probable que ce phénomène ait un effet significatif sur les communautés marines et les ressources halieutiques.

1.3.2.3 Pollution chimique

Les 75 éoliennes du parc seront équipées d'anodes dites «sacrificielles» en aluminium présentant une masse de 15 tonnes. Ces anodes sacrificielles permettent, par leur oxydation plus rapide que celle du métal sur lequel elles sont posées, de protéger ce dernier de la corrosion, on parle alors de « protection cathodique». Cette technique efficace de protection contre la corrosion est l'une des plus répandue (Rousseau et al., 2009) mais implique une diffusion d'éléments métalliques dans le milieu (avec une potentielle accumulation aux niveaux des sédiments et dans les organismes) lors de l'oxydation des anodes (Gabelle et al., 2012 ; Gouali, 2013). Les anodes qui seront utilisées au sein du parc présenteront une durée de vie de 25 ans. Il est prévu que leur masse résiduelle en fin de vie soit de 15% de leur masse initiale, correspondant ainsi à un transfert d'aluminium dans l'eau d'environ 100 kg/jour pendant 25 ans. Des expériences réalisées sur les communautés microphytobenthiques ont montré que ces dernières étaient affectées par l'exposition à l'aluminium (Gouali, 2013; Leleyter et al., 2016). Cette sensibilité à l'aluminium de ces producteurs primaires est susceptible de constituer une menace pour tout le réseau

trophique marin. Il apparaît donc nécessaire d'étudier les risques de bioaccumulation de ces éléments métalliques et les risques écotoxicologiques sur les communautés benthiques et épibenthiques qui vont coloniser les mats des éoliennes. A ce jour très peu d'études abordent cette question et une thèse s'intitulant «Evaluation des effets des anodes sacrificielles en aluminium : répartition et transfert dans les différents compartiments (eau, sédiment, biote) et évaluation des effets biologiques» a d'ailleurs été proposée par le laboratoire BOREA. Le principal objectif de cette thèse est d'étudier les effets de la dissolution des anodes sacrificielles en aluminium sur l'environnement marin (eau, sédiment) et sur des espèces marine d'intérêt économique (huître, moule et ormeau) à différents stades de leur vie.

1.3.2.4 Effet récif

Il ressort de la bibliographie et de la littérature grise qu'avec les connaissances actuelles, les impacts mentionnés précédemment peuvent être considérés comme faibles ou négligeables (Petersen et Malm, 2006). En revanche, l'introduction des fondations des éoliennes est à l'origine de la création d'habitats et d'abris qui sont rapidement colonisés par des organismes marins (Wilhelmsson et al., 2006, 2010 ; Wilhelmsson et Malm, 2008). Cet effet est connu sous le nom d'effet récif et est considéré comme étant l'impact le plus important sur l'écosystème (Peterson et Malm, 2006). Ce dernier a été décrit sur les communautés épibenthiques et benthiques. Par ailleurs, cet effet a également été décrit sur des poissons qui présentaient des biomasses plus importantes à l'intérieur du parc qu'à l'extérieur (morue *Gadus morhua*, tacaud *Trisopterus luscus*, chinchard *Trachurus trachurus*) (Wilhelmsson et al., 2006 ; Tougard et al., 2006 ; Wilhelmsson et Malm 2008 ; Maar et al., 2009 ; Reubens et al., 2010 ; Leonhard et al., 2011 ; Lindeboom et al. 2011 ; Bergström et al., 2013 ; Reubens et al., 2013 ; Degraer et al., 2014) (Figure I-6).

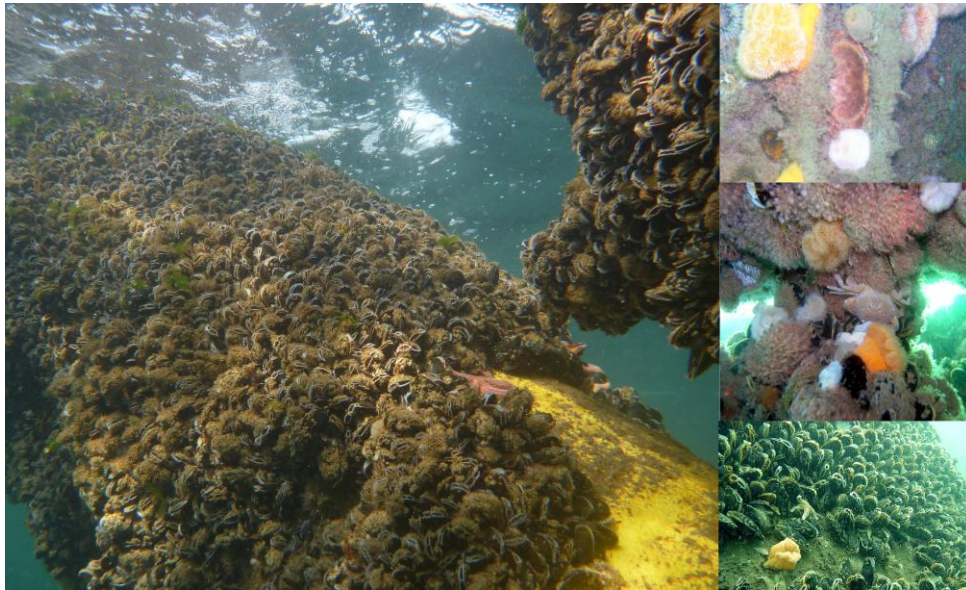


Figure I-6 : Illustration de l'effet récif sur des mats d'éolienne en Mer du Nord (Photos de R. Krone)

Colonisation par la flore et la faune benthique et épibenthique

Les fondations des éoliennes et les câbles non ensouillés offrent des possibilités d'habitats uniques pour les larves de poissons et d'invertébrés car elles sont verticales et s'étendent sur toute la colonne d'eau. La période où le parc éolien offshore est construit et les larves présentes dans la zone déterminent l'ordre d'arrivée de l'espèce. Dans la plupart des cas, l'arrivée de la première espèce déterminera l'arrivée d'autres espèces (Degraer et al., 2014). La concurrence et la prédation joueront également un rôle important dans le processus de colonisation (Degraer et al., 2014). Le recrutement d'organismes marins peut se faire soit par migration du substrat environnant, soit par fixation de larves (Hiscock et al., 2012). Le choix du matériel et la forme des structures introduites jouent un rôle important dans le processus de colonisation (Andersson et al., 2010), ainsi que par sa localisation géographique (profondeur, température, hydrodynamisme...).

Les observations faites dans les parcs éoliens de la Mer du Nord et de la mer Baltique révèlent que les communautés épibenthiques trouvées sur les fondations des éoliennes sont dominées par des moules (*Mytilus edulis*), amphipodes (*Jassa* sp.), et ballanes (Leonhard et Pedersen, 2006 ; Wilhelmsson et al., 2006 ; Wilhelmsson et Malm, 2008 ; Krone et al., 2013 ; Coates et al., 2014 ; De Mesel et al., 2015). Les observations réalisées dans ces parcs éoliens ont mis en évidence que les mâts des éoliennes fournissent un substrat particulièrement

adapté au développement de moules. En effet, un mat d'éolien peut abriter entre 1 et 2 t de moules (Shields et Payne, 2014). A titre d'exemple, dans les parcs éoliens en mer du Nord et mer Baltique, les moules représentent entre 75 et 80% de la biomasse totale épifaunale des monopiles (Wilhelmsson et al., 2006 ; Krone, 2013). Il apparaît que la mise en place d'un parc éolien peut doubler la biomasse totale des filtreurs dans la zone d'implantation (Marr et al., 2009).

Cette colonisation massive des moules peut s'expliquer par l'écologie de cet organisme. En effet, les moules sont des organismes filtreurs présentant une large aire de répartition, elles peuvent être trouvées en zone intertidale et subtidale ou elles forment des populations denses appelées moulières. Par ailleurs, une abondance et une biomasse plus importante des moules a été observée dans la partie supérieure des structures immergées par rapport aux fondations des éoliennes (Wilhelmsson et Malm, 2008). Dans leur étude, Marr et al. (2009) ont couplé un modèle de croissance des moules (*Mytilus edulis*) sur des turbines et dans des moulières naturelles avec un modèle hydrodynamique-biogéochimique 3D à petite échelle. Ils ont constaté que les moules situées plus haut dans la colonne d'eau sur le mat des éoliennes avaient une biomasse 7-18 fois plus élevées que celles situées sur la protection anti-affouillement. Ces résultats peuvent s'expliquer par une plus grande disponibilité de la qualité et de la quantité des aliments dans la couche superficielle ainsi que par la présence de grands prédateurs des moules aux niveaux des fondations des éoliennes tels que *Asterias rubens* et *Carcinus maenas* (Koller et al., 2006).

Cette colonisation massive des moules peut être à l'origine de différents changements locaux dans l'écosystème tel qu'une déplétion de plancton (Joschko et al., 2008 ; Maar et al., 2009 ; De Mesel et al., 2015) et d'une augmentation de la matière organique dans la colonne d'eau et le fond marin due à la production de fèces et de pseudofèces, ou par la décomposition des moules mortes pouvant conduire à un enrichissement organique des fonds marins. D'après, Norling et Kautsky (2008), ces déchets produits par les moules favoriseraient une transition d'une communauté basée sur la consommation des producteurs primaires vers des communautés de détritivores.

Si les moules dominent au niveau de la zone intertidale, la zone subtidale est dominée par des amphipodes, des hydroïdes et anémones (Marr et al., 2009 ; Leonard and Pedersen, 2006 ; Degraer et al., 2014). Enfin à proximité du substrat, ce sont les invertébrés prédateurs benthiques qui dominent tels que l'étoile de mer *Asterias rubens*, le crabe nageur *Liocarcinus holstus* et le tourteau *Cancer pagurus* (Wilhelmsson et al., 2006 ; Krone et., al 2017).

Les poissons et l'effet récif

Des études ont également mis en évidence l'agrégation de poissons à proximité immédiate des fondations des éoliennes tels que des gobies (*Gobiusculus flavescens* et *Gobius niger*), morues (*Gadus morhua*), tacauds (*Trisopterus luscus*) et chinchards (*Trachurus trachurus*) (Reubens et al., 2011 ; Bergstrom et al., 2013). A titre d'exemple, Reubens et al. (2011) ont observé un banc de tcaud (*Trisopterus luscus*) à proximité immédiate d'une turbine (d'un parc éolien Belge en Mer du Nord) composé de 22 000 individus et représentant une biomasse totale de 2,5 t. Par ailleurs, Couperous et al. (2010) ont reporté dans la littérature grise que la concentration des poissons autour des turbines était la plus élevée dans un rayon de 15 à 20 m et que la densité globale des poissons était en moyenne 37 fois plus élevée au niveau des turbines et des protections anti-affouillement que dans les eaux plus éloignées des turbines. Cependant, il n'est pas toujours évident de savoir s'il s'agit d'un cas d'attraction des poissons vers les turbines (c'est-à-dire le même nombre de poissons juste en concentration plus élevée autour des éoliennes ou au sein du parc éolien) ou s'il s'agit d'une augmentation réelle de la production dans l'écosystème avec un recrutement plus important.

Il semble que les poissons soient attirés par les nouvelles sources de nourriture et d'abris que les parcs éoliens offshore offrent. Des analyses de contenus stomacaux réalisées sur des tacauds, échantillonnés au sein du parc éolien de Thorntonbank (mer du Nord), ont révélé que ces derniers se nourrissaient des organismes benthiques se trouvant à proximité immédiate des turbines (Reubens et al., 2011). En outre, des expériences de marquage et de télémétrie acoustique ont révélé la résidence de la morue dans des parcs éoliens offshore (Winter et al., 2010 ; Reubens et al., 2013).

Enfin, l'effet récif est susceptible d'attirer des tops prédateurs tels que les mammifères marins et pourrait ainsi se répercuter sur tout le réseau trophique (Lindeboom et al., 2011 ; Henkel et al., 2014). A titre d'exemple, sur le site de Horn Rev, le nombre de marsouins observés sur le site (jusqu'à un individu par km²) est supérieur à la moyenne observée en mer du Nord (0,1 individu par km², Tougaard et al., 2006). Leur présence est probablement étroitement associée aux ressources de poissons mais ceci n'a pas pu être clairement établi sur la base des données d'observation disponibles.

Effet récif et espèces invasives

De nombreuses études suggèrent que des organismes benthique utilisent des structures isolées comme tremplin ou corridors biologiques afin de se propager dans de nouvelles zones (Langhamer, 2012 ; Mineur et al., 2012 ; Miller et al., 2013 ; Ros et al., 2013 ; Krone et al., 2013a ; Adams et al., 2014 ; Coates et al., 2014 ; De Mesel et al., 2015 ; Stap et al., 2016).

Cet effet de corridors biologiques générés par des structures offshores (ex : plateformes pétrolières) a fait l'objet de modélisation (Adams et al., 2014). Ainsi, Adams et al. (2014) ont mis en évidence que ces structure génèrent des habitats pour des larves qui auraient péri au large sans ces dernières et qu'elles pouvaient augmenter le potentiel de dispersion de ces espèces. Si cet effet tremplin ou corridor a été décrit au travers de modèles, il n'existe pas à ce jour et à notre connaissance de preuves empiriques que les parcs éoliens agissent comme des corridors biologiques pour les espèces non natives. Or, certains auteurs suggèrent que ces derniers pourraient faciliter l'extension d'espèces invasives (Wilhelmsson et Malm, 2008 ; Sheehy and Vik, 2010 ; De Mesel et al., 2015) du fait que ces structures soient verticales et s'étendent sur toute la colonne d'eau générant une zone intertidale au large des côtes pouvant agir comme une zone de tremplin (De Mesel et al., 2015) notamment pour des espèces présentant des cycles larvaires de plusieurs semaines (ex : crépidule avec un cycle lavaire de 2 à 3 semaine (Shanks, 2009)). Des études ont mis en évidence la présence d'espèces non natives et invasives aux niveaux des fondations des éoliennes tels que l'amphipode *Jassa marmorata*, le crabe *Hemigrapsus sanguineus* ou encore le balane *Megabalanus coccopoma* (Degraer et al., 2009, 2011, 2012 ; De Mesel et al., 2015 ; Stap et

al., 2016). Ces dernières pourraient être à l'origine d'une altération de la biodiversité locale (compétition spatiale et trophique avec des espèces natives) (Degraer et al., 2011).

1.3.2.5 Effet réserve

Dans le cas où des restrictions d'usages (l'interdiction des arts trainants) seraient imposées à l'intérieur du parc, ces dernières peuvent générer un effet réserve en créant une zone de refuge, avec une baisse de la sollicitation mécanique des fonds marins (Wilhelmsson et Langhamer, 2014) pouvant ainsi contribuer de manière non négligeable à la protection des différentes facettes de la biodiversité. Cet effet réserve pourrait conduire à une augmentation de la biomasse locale (Leonhard et al., 2011 ; Lindeboom et al., 2011 ; Wilhelmsson et Langhamer, 2014) et pourrait également être à l'origine de changements dans la structure et le fonctionnement du réseau trophique. Au final, cela pourrait entraîner une abondance et une biomasse plus élevées des poissons que dans les zones pêchées régulièrement. Cette zone protégée pourrait alors contribuer à renforcer localement les populations de poissons et accroître le stock de ressource exploitable (Dubois et al., 2011). Il pourrait donc exister une synergie entre la conservation de la biodiversité et le développement des parcs éoliens.

En effet, le recours aux Aires Marines Protégées (AMP) occupe une place de plus en plus importante dans les discussions récentes sur la façon de protéger les écosystèmes marins et d'inverser la dégradation des écosystèmes. Les AMP sont considérées comme des outils de conservation de la biodiversité (Roberts et al., 2005 ; Wood et al., 2008) et comme faisant partie de l'Approche Écosystémique (AE) (Halpern, 2003 ; Lubchenco et al., 2003 ; Claudel et al., 2008 ; Pauly et al., 2002). Elles sont également considérées comme des outils permettant le recouvrement des fonctions de l'écosystème (Mouillot et al., 2008). De nombreuses études ont synthétisé les effets écologiques directs générés par la mise en place d'AMP (Halpern, 2003 ; Claudel et al., 2008 ; Harmelin-Vivien et al., 2008). Ces études ont mis en évidence que la mise en place d'AMP (et notamment dans les réserves ou toutes activités de pêche est interdite, No-take Zone en anglais) conduisait à une augmentation de la biomasse et de l'abondance de nombreuses espèces de poissons et notamment des espèces

commerciales. Une augmentation de la richesse spécifique à l'intérieur des AMP a également pu être observée (Halpern, 2003 ; Harmelin-Vivien et al., 2008).

Par ailleurs, la mise en place d'AMP peut également être bénéfique pour les activités de pêche localisées à proximité de ces dernières, par la migration d'adultes et de juvéniles et l'export de larves et d'œufs de poissons à l'extérieur de la réserve (Halpern, 2003 ; Goni et al., 2011). Il est important de noter que bien que les poissons ne passent pas tout leur cycle de vie à l'intérieur de la réserve, cette dernière peut agir comme un refuge temporel pour les juvéniles ou pendant les migrations (Gell et Roberts, 2003). En outre, la mise en place de réserve avec une interdiction de pêche partielle ou saisonnière peut également contribuer au renforcement des populations locales (Claudel et al., 2008) mais présente des effets moins marqués que les No Take Zone (Lester et Halpern, 2008).

Enfin, le recouvrement des stocks des espèces exploitées au sein des AMP peut être à l'origine d'effets indirects au travers de cascades trophiques pouvant conduire à des changements dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème (Claudet et al., 2008). En effet, de nombreux siècles de pêches ont entraîné un épuisement en série des stocks des niveaux trophiques supérieurs des écosystèmes marins qui sont maintenant dominés par des espèces de bas niveaux trophiques. L'interdiction de pêche à l'intérieur des AMP se traduisant par une augmentation de l'abondance des espèces de niveaux trophiques supérieurs, entraîne une diminution de leurs proies. C'est cet effet direct du prédateur sur sa proie qui peut de façon indirecte influencer le fonctionnement de l'écosystème au travers de cascades trophiques. Ces dernières pouvant se définir comme des processus Top-down où l'augmentation de l'abondance du prédateur s'accompagne d'une diminution de l'abondance de sa proie, ce qui entraîne à son tour une diminution de la prédation sur le niveau trophique inférieur.

1.3.2.6 Impact sur l'avifaune

La source d'impact dominante pour l'avifaune semble être la présence des mâts et des pales d'éoliennes en mouvement (Huppopp et al., 2006). Ainsi l'exploitation d'un parc éolien pourrait principalement être à l'origine de risques de collision, de la destruction ou dégradation de l'habitat de chasse et/ou de repos (fragmentation des sites de nourriture et de repos, réduction de la zone disponible pour les oiseaux) et d'un effet barrière aérien impliquant une modification des trajectoires de vol et une augmentation de la consommation énergétique pour les oiseaux migrateurs (Larsen et Guillemette, 2007 ; Grecian et al., 2010 ; Furness et al., 2013).

Des réactions d'évitement de certaines espèces ont ainsi pu être observées dans les parcs éoliens en mer du Nord (Figure I-7). A titre d'exemple, des suivis post construction au niveau du parc danois, Horn Rev ont montré que le fou de Bassan (*Sula bassana*), la macreuse noire (*Melanitta nigra*), le Guillemot de Troil (*Uria aalge*) et le pingouin torda (*Alca torda*) présentaient des abondances plus faibles après la construction du parc (Petersen et al., 2004). Chez les eiders, la réaction d'évitement des turbines/pales et des modifications systématiques de la direction de vol se produisent à une distance de 1 à 5 km répondants à un stimulus visuel. En revanche, ces changements dans la direction de vol se produisent plus près du parc éolien la nuit (0,5 km) (Desholm et Kahlert, 2005).

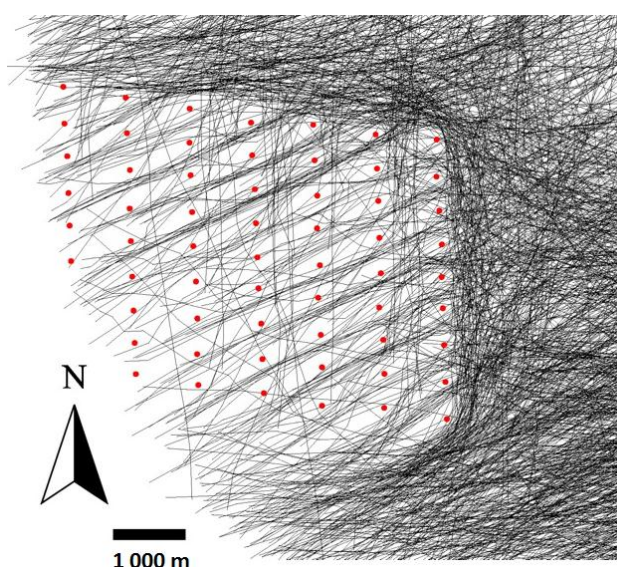


Figure I-7 : Les trajectoires de vol orientées vers l'ouest pendant le fonctionnement des éoliennes du parc de Nysted (Mer Baltique), situé à 11 km de la côte. Les points rouges indiquent l'emplacement des turbines et les traits noirs sont les trajectoires de vol (Desholm et Kahlert, 2005).

L'accroissement de la distance de vols liée à l'effet barrière du parc Nysted (Mer Baltique) sur les populations de canards plongeurs marins est estimée négligeable au regard de la distance totale parcourue entre zone de reproduction et zone d'hivernage (Masden et al., 2009). Le coût énergétique semble donc insignifiant, au regard des dépenses liées à des conditions météorologiques défavorables : les vents contraires, la mauvaise visibilité qui constituent des facteurs autrement dimensionnant en matière de distances parcourues ou d'énergie dépensée (Masden et al., 2009). Des études semblables, modélisant le coût énergétique causé par l'augmentation de la distance de déplacement du fait de la présence du parc abondent dans le même sens (Toppong et Petersen, 2011).

Une étude sur le parc éolien offshore de Tuno Knob (situé dans le Kattegat au large de la côte danoise) montre que, chez l'eider à duvet (*Somateria mollissima*), l'effet d'évitement est induit par l'installation elle-même : l'arrêt ou la mise en marche des pales n'a pas d'effet notable (Guillemette et Larsen, 2002,). *A contrario*, si le parc Egmond aan Zee (au large des côtes Néerlandaises) relève également un effet d'évitement pour les espèces précitées, il évoque également une absence d'évitement pour certaines espèces (Guillemot de Troil *Uria aalge*, Petit Pingouin *Alca torda*), voire un effet d'attraction pour d'autres (grand cormoran *Phalacrocorax carbo*). Cette attraction du grand Cormoran a également été mise en évidence au niveau du parc Horn Rev (Kahlert et al., 2004).

Par ailleurs, l'attraction des oiseaux marins envers les structures lumineuses (balisage nocturne) pourrait être à l'origine d'une désorientation des oiseaux migrateurs (Aumüller et al., 2011 ; MEDDE, 2012) et augmenterait les risques de collision durant la nuit, notamment lors de mauvaises conditions météorologiques (Russel, 2005). A titre d'exemple, Russel et al. (2005) ont estimé, au niveau du Golfe du Mexique, une moyenne de 50 collisions par an et par plateforme pétrolière offshore. Ainsi, les éoliennes offshore, éclairées elles aussi, sont des structures dynamiques que l'on multiplie en un seul lieu et qui pourraient être à l'origine de risques de collision. Cependant ces risques de collision restent pour l'instant difficiles à quantifier (Drewitt et Langston, 2006).

Enfin, ces infrastructures pourraient constituer des sites de repos pour certaines espèces, notamment certains oiseaux migrateurs incapables de se poser sur l'eau (Furness, 1993;

Weed, 2006). Cependant, cet effet perchoir ne peut être considéré comme positif puisqu'il augmente la proximité entre les oiseaux et éoliennes en mer et donc augmente le risque potentiel de collision (Aumüller et al., 2011).

1.3.2.7 Impacts cumulés

Une incertitude majeure concernant les énergies marines renouvelables est la problématique des effets cumulés. Conscient que les écosystèmes marins sont menacés par de multiples perturbations anthropiques et naturelles, il est nécessaire de comprendre comment plusieurs perturbations interagissent entre elles et quelles sont leurs conséquences sur leur fonctionnement et leur stabilité (Crowe et Frid, 2015). La recherche sur la façon d'évaluer les impacts cumulés sur les écosystèmes marins est récente et complexe. Cette complexité provient du fait que les réponses des organismes face aux changements environnementaux sont également influencées par leur interactions (ils s'influencent également les uns et les autres) à travers les interactions trophiques (Crowder et Norse 2008).

2 Zone d'étude

2.1 Baie de Seine

La Baie de Seine, où le parc éolien offshore au large de Courseulles-sur-mer devrait être construit, est située au nord-ouest de la France, dans le Bassin oriental de la Manche (Figure I-8). La Baie de Seine forme un quadrilatère approximatif de 5000 km², environ 50 km du nord au sud, 100 km de l'ouest (côte est du Cotentin) à l'est (extrémité occidentale du Pays de Caux) et est largement ouverte au nord sur le Bassin oriental de la Manche. Elle présente une profondeur moyenne et de 30 m et n'excède pas 50 m. La Baie de Seine est soumise principalement aux apports de la Seine dont le débit moyen interannuel est de 400 m³.s⁻¹.

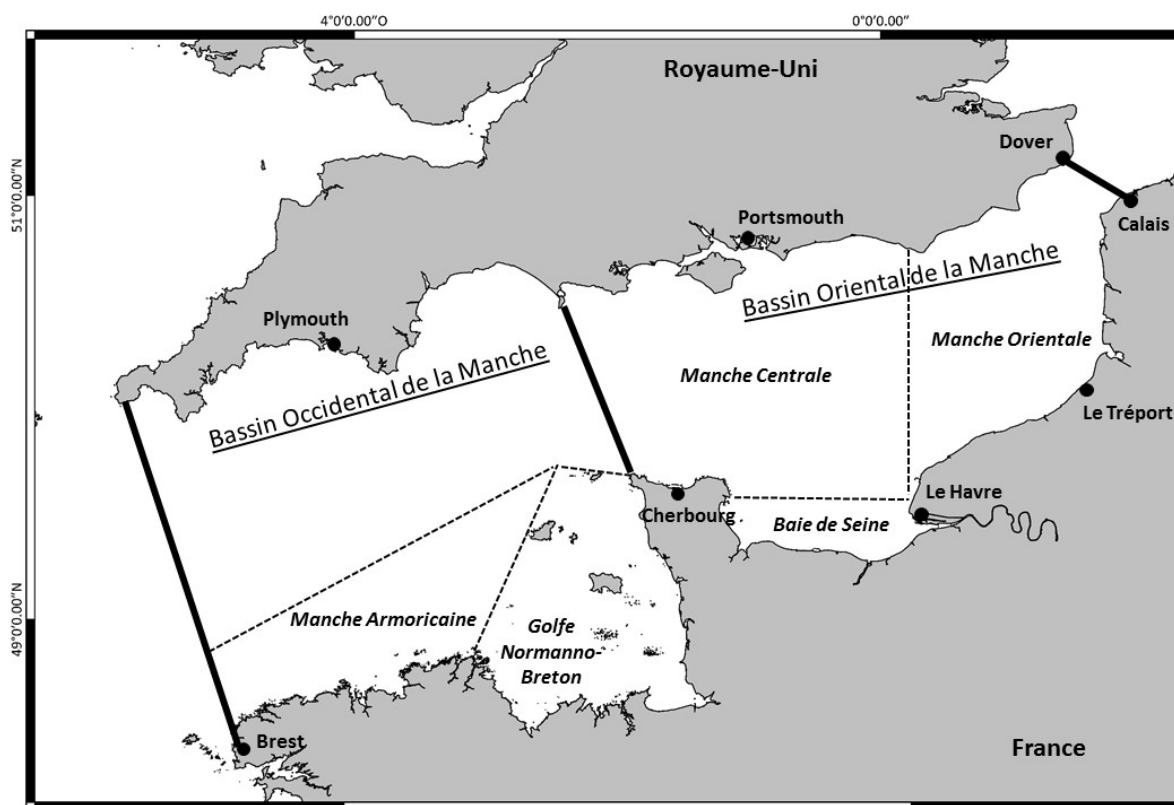


Figure I-8 : Principaux secteurs de la Manche (modifiée d'après Dauvin, 2012)

2.1.1 Contexte hydro-sédimentaire et communautés benthiques

La Baie de Seine est caractérisée par un régime de type macrotidal, le marnage y dépassant 7 m en période de vives eaux. Le forçage principal de marée est un forçage de type semi-diurne. Au nord du Pays de Caux et au nord-ouest vers le détroit du Cotentin la vitesse maximale des courants de marée est de 3 nœuds (Dauvin et al., 2007). Dans la partie orientale de la Baie de Seine, la vitesse des courants est plus faible, environ 1,5 nœuds (Salomon et Breton, 1991, 1993 ; Dauvin et al., 2007). En plus, de la dérive générale des masses d'eau d'ouest en est et de la présence d'un important gyre au large de Barfleur, les courants de marée jouent un rôle essentiel dans la répartition des sédiments superficiels et des communautés benthiques, ainsi que dans la dispersion des apports fluviaux de la Seine (Gentil et Cabioch, 1997).

Larsonneur et al. (1982) ont montré qu'il existait un gradient sédimentaire en relation avec la réduction des courants de marée du large vers la côte. Les sédiments situés au large sont principalement composés de sédiments grossiers tels que les graviers ensablés tandis que les sédiments côtiers sont principalement composés de sables fins et de sables fins sablo-vaseux au niveau de l'estuaire de la Seine (Fig I-9). Dans la zone intertidale, des sédiments vaseux sont présents dans les estuaires et baies abritées, où les plages sablonneuses et vaseuses alternent avec des substrats rocheux. Le site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer est localisé aux niveaux des sédiments grossiers (sables graveleux). La distribution des communautés benthiques en Baie de Seine est liée à ces unités sédimentaires distinctes (Gentil et Cabioch, 1997).

En Baie de Seine, Cabioch et Gentil (1997) ont identifié six principales communautés benthiques: (1) la communauté des fonds de cailloutis plus ou moins graveleux; (2) la communauté des fonds de graviers plus ou moins ensablés présentant des patchs denses d'*Ophiotrix fragilis*; (3) la communauté des fonds de sables fins à moyens dunaires propres à *Ophelia borealis*; (4) la communauté des sables fins à très fins envasés à *Abra alba* (bivalve) et *Lagis koreni* (annélide polychète) ; (5) la communauté des sédiments hétérogènes plus ou moins envasés présente le long de la côte du Pays de Caux entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer et (6) la communauté des vases d'estuaire à *Macoma baltica* dans les chenaux nord et sud de l'embouchure (Cabioch et Gentil, 1975 ; Gentil, 1976).

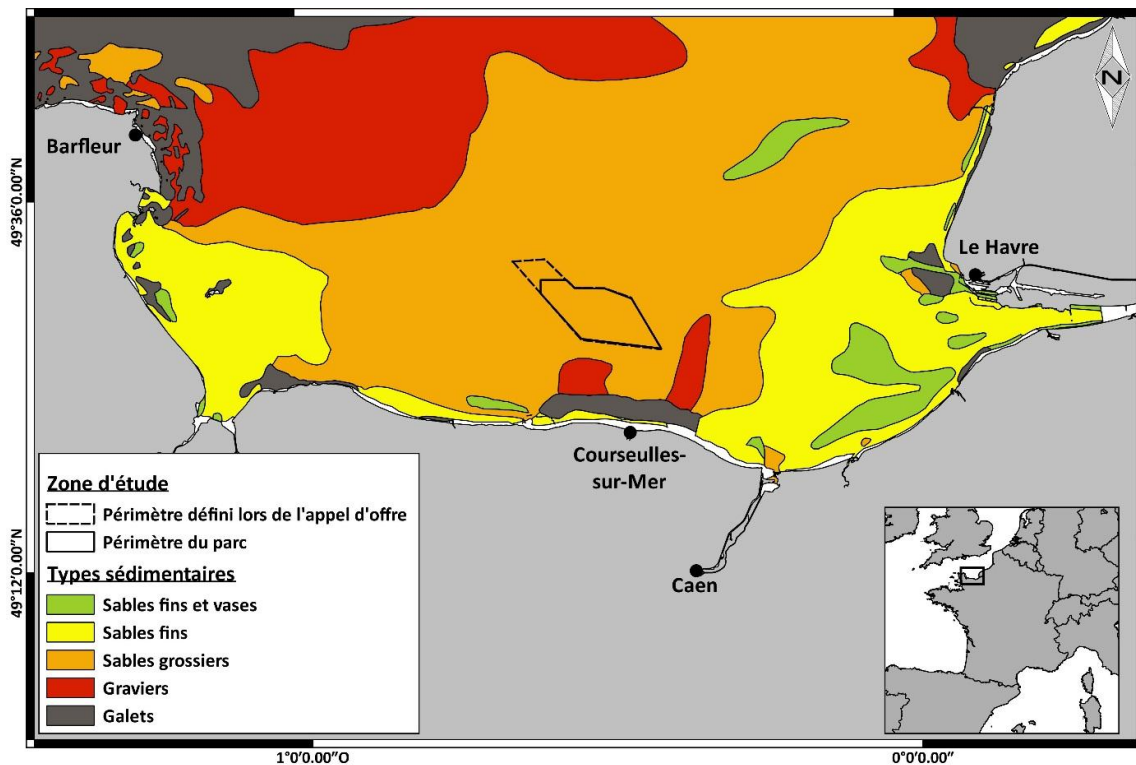


Figure I-9 : Carte des types sédimentaires de la Baie de Seine avec localisation du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (modifiée d'après Larsonneur et al., 1982).

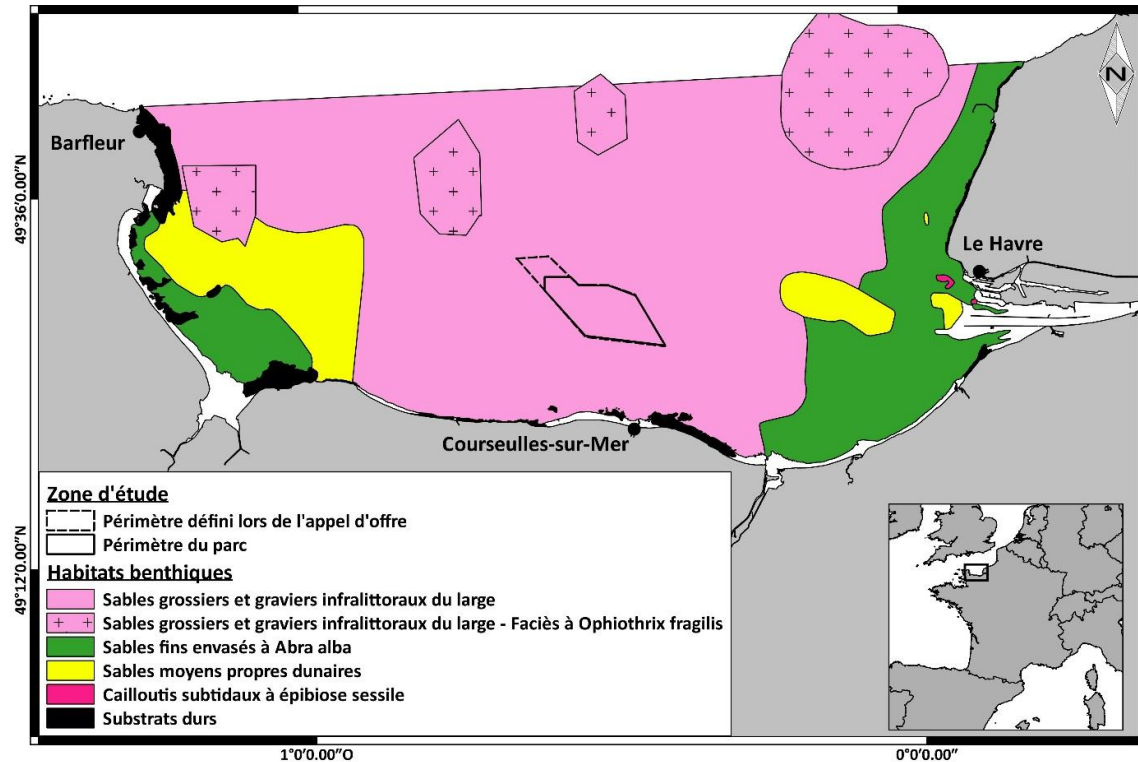


Figure I-10 : Carte des habitats benthiques de la Baie de Seine avec localisation du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (modifiée d'après Baffreau et al., 2017).

Le site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer est localisé au niveau de la communauté des fonds de graviers plus ou moins ensablés présentant des patches denses d'*Ophiotrix fragilis*. Cette communauté est caractérisée par deux faciès : (1) le faciès-type de la communauté des graviers plus ou moins ensablés qui forme une large bande traversant la Baie de Seine d'est en ouest par des fonds inférieurs à 30m. Les graviers et les cailloutis représentent environ 35% du sédiment, les sables formant le reste. C'est une unité bien diversifiée, avec une nette dominance de l'ophiure *Ophiotrix fragilis*. Les espèces caractéristiques sont les bivalves *Polititapes rhomboides*, *Glycymeris glycymeris*, *Nucula haleyi*, *Laevicardium crassum*, l'oursin *Psammechinus miliaris* et les annélides polychètes *Chaetopterus variopedatus* et *Nephtys caeca*. Une autre espèce caractéristique est le céphalochordé *Branchiostoma lanceolatum*; (2) le faciès d'appauvrissement des graviers plus ou moins ensablés : ce faciès représente une surface relativement réduite (entre -35 et -50 m). Il présente peu d'espèces caractéristiques dont les annélides polychètes *Eunice vittata* et *Glycera capitata*, l'ophiure *Ophiura albida* et le crustacé *Upogebia deltaura*.

Enfin, en 2017, Baffreau et al. ont cartographié les habitats benthiques de la Baie de Seine en utilisant l'ensemble des données quantitatives disponibles à l'échelle de cette dernière et en intégrant à la fois la zone subtidale et intertidale ainsi que les substrats meubles et durs. Par ailleurs cette cartographie est également le résultat d'analyses statistiques et d'avis d'experts. Six principaux habitats benthiques subtidaux ont ainsi pu être identifiés : 1) les sables grossiers et graviers infralittoraux du large ; 2) les sables grossiers et graviers infralittoraux du large – Faciès à *Ophiotrix fragilis* ; 3) les sables fins envasés à *Abra alba* ; 4) les sables moyens propres dunaires ; 5) les cailloutis subtidaux à épibiose sésille et 6) les substrat durs.

Le site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer est localisé au niveau de l'habitat sables grossiers et graviers infralittoraux du large, qui est l'habitat dominant en Baie de Seine. Cet habitat est caractérisé par les espèces suivantes : l'échinoderme *Psammechinus miliaris*, les mollusques *Polititapes rhomboides*, *Timoclea ovata*, *Buccinum undatum* et le décapode *Pisidia longicornis* (Baffreau et al., 2017). Lorsque les ophiures (*Ophiotrix fragilis*) sont présentes en forte densités, elles peuvent former des

patches denses et créent ainsi un habitat original en tant qu'espèce ingénieur en piègeant des particules fines (Lozach et al., 2011 ; Dauvin et al., 2013 ; Murat et al., 2016).

2.1.2 Les communautés de poissons

Les communautés de poissons de la Baie de Seine et de la Manche Orientale ont été décrites par Vaz et al. (2007) à partir des campagnes halieutiques CGFS (Channel Ground Fish Survey). Ces campagnes ont lieu chaque année au mois d'octobre depuis 1988. Vaz et al. (2007) ont mis en évidence que la distribution des communautés de poissons en Baie de Seine est liée aux conditions hydrologiques et à la nature des sédiments. Quatre principales communautés de poissons ont ainsi pu être identifiées : (1) la communauté du large représentée principalement par des espèces d'élastranches (ex : la petite roussette *Scyliorhinus canicula*) et de tacauds *Trisopterus luscus*; (2) la communauté intermédiaire entre la côte et le large représentée par des espèces pélagiques (sardines *Sardina pilchardus*, maquereaux *Scomber scombrus*) et démersales (callionymes *Callionymus* sp., grondins (ex : *Chelidonichthys lucerna*)); (3) la communauté côtière homogène représentée par des céphalopodes (calamars (*Loligo* sp.) et seiches (*Sepia officinalis*) et des espèces pélagiques (sardines *Sardina pilchardus*, maquereaux *Scomber scombrus*, et anchois *Engraulis encrasicolus*) et démersales (lançons *Ammodytes* sp.) et (4) la communauté côtière hétérogène représentée par des poissons plats (soles *Solea solea*) (Vaz et al., 2007 ; Carpentier et al., 2009). Le site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer est localisé au niveau de la communauté intermédiaire entre la côte et le large (Figure I-11).

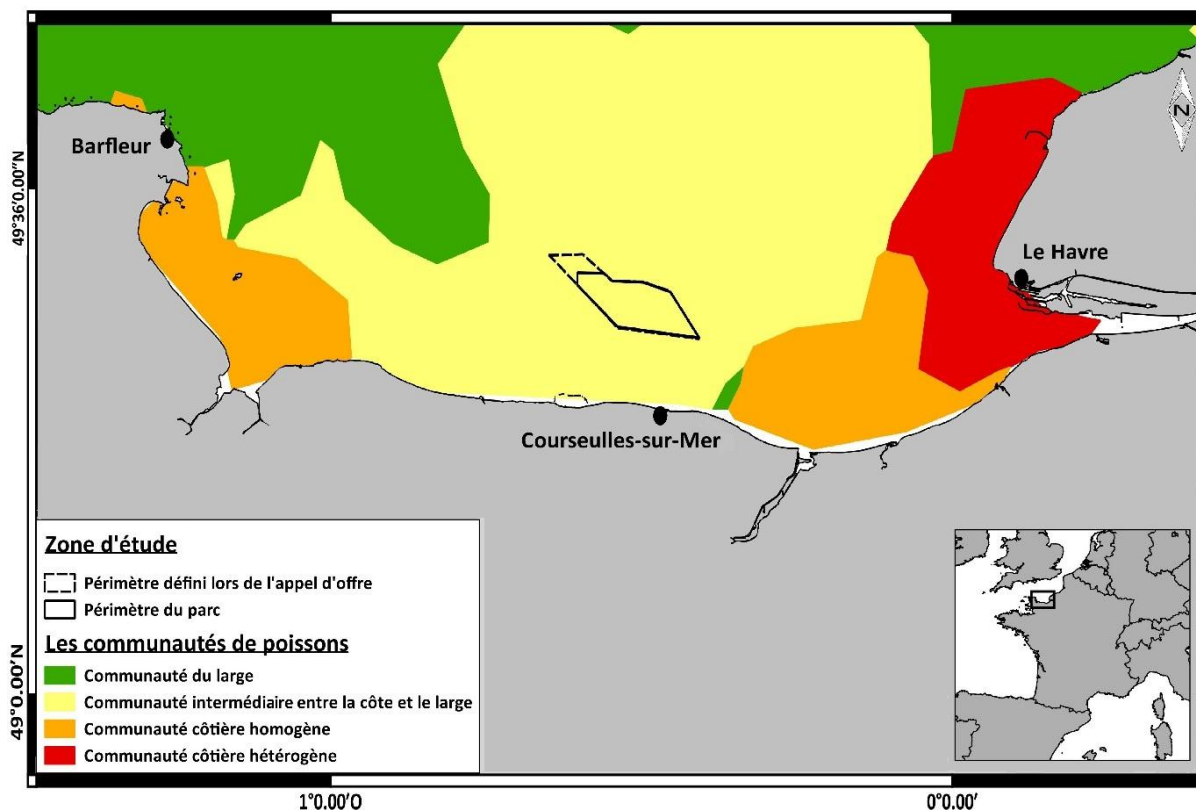


Figure I-11 : Carte des communautés de poissons en Baie de Seine (modifiée d'après Vaz et al., 2007) .

2.1.3 Mammifères marins

La Baie de Seine est fréquentée par plusieurs espèces de mammifères marins dont le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le grand dauphin (*Tursiops truncatus*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*) ; quatre espèces inscrites dans les Annexes II et IV de la Directive Habitat. Si le site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer n'est pas situé dans les zones de densités maximales de marsouins en Manche, il n'en reste pas moins un secteur très fréquenté tout au long de l'année (Ricart et al., 2014). Concernant le grand dauphin, les effectifs sont faibles sur la zone d'étude, l'espèce étant plutôt rencontrée en Manche ouest dans le golfe normand breton, au-delà de la pointe Cotentin. Les phoques gris et veaux-marins présentes des effectifs faibles voir nuls au niveau du site d'implantation. Deux colonies sont présentes dans le Bassin oriental de la Manche, une au niveau de la Baie des Veys et une autre au niveau de la Baie de Somme et une vingtaine d'individus de phoques veaux marins fréquentent maintenant l'estuaire de Seine (Com. Pers. J.C. Dauvin). La télémétrie a montré que les

phoques veaux-marins de ces deux colonies ont pour principales caractéristiques d'avoir des déplacements limités à quelques dizaines de kilomètres de leur colonie, toujours le long de la côte (de l'ordre de quelques kilomètres sauf en face des colonies où les distances peuvent atteindre 15 km maximum). Les déplacements des phoques gris sont, quant à eux, beaucoup plus vastes.

2.1.4 Contexte humain

La Baie de Seine est un écosystème fortement anthropisé soumis à de nombreuses et croissantes perturbations humaines (Figure I-12). En effet, c'est une zone de fort intérêt économique et présentant un trafic maritime dense (la Manche représente plus de 20% du trafic maritime mondial (Bahé, 2008)). A l'est de la Baie, l'estuaire de la Seine est économiquement important pour la France, en raison de la présence de deux ports maritimes : le Grand Port Maritime du Havre et le Grand Port Maritime de Rouen. L'accès de ce dernier est assuré par un entretien régulier et le dragage permanent du chenal de navigation entre les bassins portuaires de Rouen et la mer ouverte. L'élimination des déblais liés au dragage régulier du chenal de navigation de la partie aval de la Seine et des installations portuaires et l'extraction des agrégats à lieu dans la partie orientale de la baie (Dauvin et al., 2006). Bien que ces impacts soient pour la plupart de nature locale, ils sont néanmoins significatifs pour la faune benthique (Marmin, 2013). En parallèle, de nombreuses pêcheries et activités de plaisance s'exercent le long des côtes du Calvados. Les deux principaux métiers de pêche qui s'exercent dans la zone sont le chalut avec comme principales espèces cibles la sole (*Solea solea*), le maquereau (*Scomber scombrus*), la morue (*Gadus morhua*), la petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) et la seiche (*Sepia officinalis*) et à la drague (pêche à la coquille Saint Jacques, *Pecten maximus*). D'autres pêcheries sont également importantes telles que la pêche à la crevette grise (*Crangon crangon*) dans l'estuaire de la Seine. Par ailleurs, la Baie de Seine présente également des gisements moulières en eau profonde situés au large de la côte est du Cotentin qui sont également exploités par des chalutiers. Des gisements semi découvrants, plus petits et localisés sur des substrats rocheux, sont également présents le long des côtes du Calvados. Enfin, l'écosystème de la Baie de Seine est influencé par les apports majeurs de l'estuaire de la

Seine, en particulier en sels nutritifs (Billen et al., 2013). Ils sont également une source importante de nombreux contaminants et polluant organiques (Fisson, 2014). Par ailleurs, les activités anthropiques en Baie de Seine sont la source de diverses formes de pollution :

- Les pollutions dites « chroniques » correspondant à des pollutions permanentes liées aux rejets en mer d'effluents urbains ou industriels considérés comme étant la cause majeure des dégradations des biocénoses marines (Hily et Guillaud, 1997).
- Les pollutions dites « diffuses » correspondant aux rejets en mer des exploitations aquacoles de matières organiques et chimiques.
- Les pollutions dites « accidentelles » correspondant aux versements d'hydrocarbures à la suite d'accident (collision de bateaux) ou de fuites.
- Les pollutions dites biologiques correspondant à l'introduction d'espèces allochtones principalement *via* le trafic maritime (notamment eaux de ballast et ports) et la conchyliculture (Stiger-Pouvreau et Thouzeau, 2015). En effet, ces dernières années un nombre croissant d'espèces invasives sont apparues en Baie de Seine tels que le mollusque *Crepidula fornicata* (Blanchard, 1995) et le couteau américain *Ensis directus* (Essink, 1985, Armonies, 2001). Ces espèces allochtones peuvent avoir des impacts sur les communautés en terme de compétition spatiale et/ou pour la ressource trophique (Vallet et al., 2001).

C'est dans ce contexte fortement anthropisé que le parc éolien au large de Courseulles-sur-mer devrait être construit d'ici 2020.

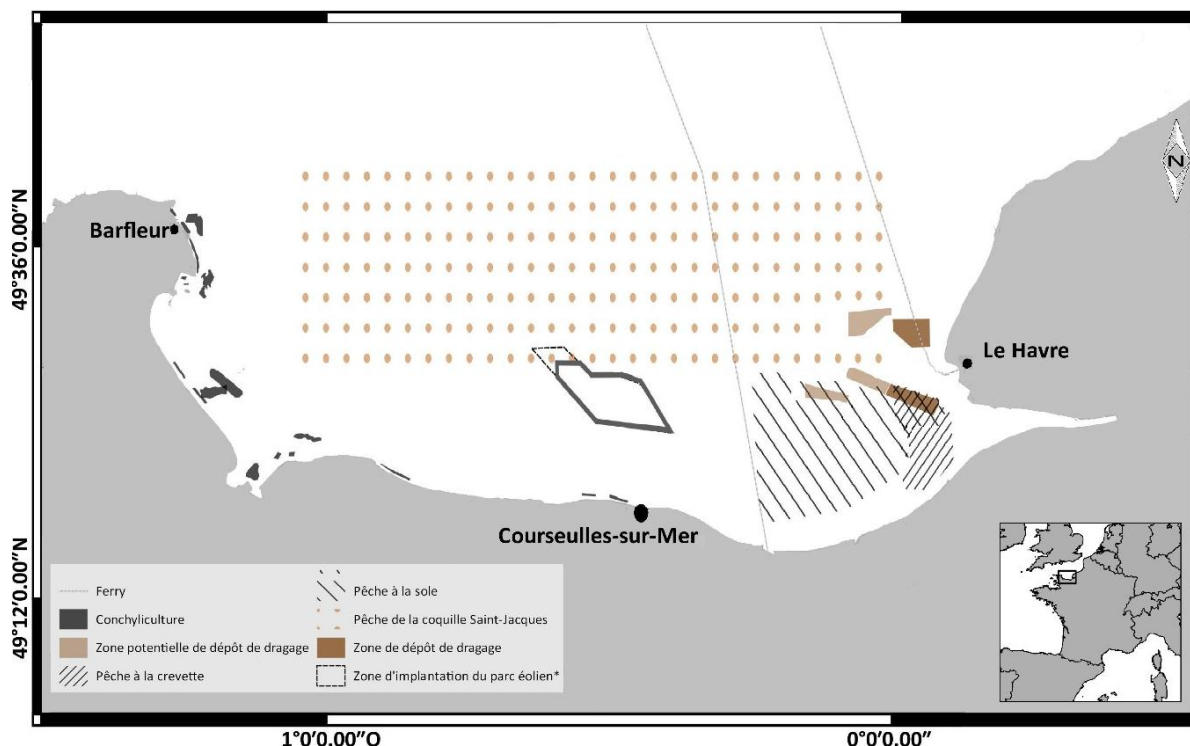


Figure I-12 : Cartes des différentes activités anthropiques présentes en Baie de Seine (modifiée d'après Ifremer, dispositif d'alerte Port 2000).

2.2 Le parc éolien au large de Courseulles-sur-mer

2.2.1 Historique du site d'étude

Le 11 juillet 2011, le gouvernement français a lancé le premier appel d'offre portant sur la construction et l'exploitation de quatre parcs éoliens en mer pour une puissance totale de 1 928 MW. Dans le cadre de cet appel d'offre, le consortium Eoliennes Offshore du Calvados réunissant EDF Energies Nouvelles, DONG Energy Wind Power et WPD offshore France, associé à Alstom pour les éoliennes, a remporté l'appel d'offres éolien offshore français pour les projets de Saint-Nazaire, Fécamp et de Courseulles-sur-mer. Le consortium Eoliennes Offshore du Calvados (EOC), filiale d'EMF et de wpd Offshore, a été créé afin de poursuivre le développement du projet de construction d'un parc éolien au large de Courseulles-sur-mer.

2.2.2 Principales caractéristiques du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer

Le futur parc éolien au large de Courseulles-sur-Mer présentera 75 éoliennes d'une capacité unitaire de 6 MW pour une puissance totale de 450 MW. Les éoliennes seront localisées à plus de 10 km des côtes du Bessin, sur une surface globale de 50 km². Ces éoliennes seront disposées dans des profondeurs d'eau allant de 22 à 31 m. Elles seront configurées pour commencer à tourner à partir de 3 m/s de vent (la vitesse de rotation étant alors de 4 tours par minute), et à s'arrêter automatiquement lorsque le vent dépasse 25 m/s (la vitesse de rotation étant alors de 11,5 tours par minute). Les pales mesureront environ 73,5 m de long, 4,5 m au plus large et pèseront 28 t chacune. Une fois installée, l'éolienne aura une hauteur maximale en bout de pale de 175 m au-dessus du niveau moyen de la mer. Le mât sera tubulaire à section conique. Son poids avoisinera les 400 t pour un diamètre variant de 6 m à la base à 4 m au sommet.

Chaque éolienne sera constituée d'un mat, d'une nacelle et d'un rotor reposant sur une fondation qui sera de type monopieu. Une couche de matériaux rocheux pourra, si nécessaire, être mise en œuvre en périphérie de la fondation afin d'assurer une protection anti-affouillement de l'assise. Ceux-ci seraient alors de gabarit compris entre 40 et 80 kg.

Les éoliennes seront raccordées par des câbles électriques inter-éoliennes à un poste de transformation en mer, lui-même raccordé au réseau public terrestre d'électricité afin d'évacuer la production électrique. Ainsi, les 75 éoliennes seront raccordées suivant 14 lignes au poste électrique. Chaque grappe comprend 5 à 6 éoliennes, compte tenu de la capacité maximale des câbles et de la tension de sortie de la turbine (33 kV).

Eoliennes Offshore du Calvados (EOC) a mis en œuvre depuis plus de 6 ans des moyens pour réaliser une évaluation de l'incidence de la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer sur son milieu d'implantation. Ces études (comme celles réalisées au sein des parcs éoliens de la mer du Nord) couvrent tous les compartiments et ont fait l'objet de nombreuses missions d'acquisition des données en mer. Cependant, comme nous l'avons soulevé précédemment, dans ces études les différents compartiments biologiques ont été traités séparément lors de la réalisation de l'état initial. De même, les impacts potentiels associés à l'installation de ces infrastructures sur ces différents compartiments ont

également été traités, sans réelle intégration, du fait du manque de méthodes pour cela. L'approche globale du réseau trophique est innovante dans le paysage scientifique actuel et *a fortiori* dans les études liées aux EMR. Les outils de modélisation que j'utilise dans la thèse et qui sont présentés dans les paragraphes suivants permettent justement le passage de la vision fractionnée à une approche intégrée du fonctionnement écologique.

3 Descriptions des modèles de réseaux trophiques

3.1 Approche écosystémique

Le fonctionnement des écosystèmes est désormais indissociable de la dynamique des activités humaines (Vitousek, 1997). Or, il est aujourd'hui établi que, depuis quelques décennies, des perturbations (pollution, surexploitation des ressources) menacent la durabilité même de ces écosystèmes en modifiant l'équilibre entre les activités humaines et le fonctionnement de ces derniers (Folke et al., 2005). Certains auteurs évoquent une « 6^{ème} phase d'extinction massive » dont l'homme serait l'agent principal est en cours (Leakey et Lewin, 1996 ; Brook et al., 2008). La compréhension du comportement des écosystèmes face à ces multiples perturbations est un objectif fondamental en écologie (Cottingham et Schindler, 2000). En effet, ces perturbations peuvent être à l'origine de changement dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes, les faisant parfois basculer d'un état vers un autre, compromettant ainsi les biens et les services qu'ils fournissent (Margalef, 1968 ; Odum, 1969 ; Pauly et al., 2002 ; Coll et al., 2008). Les conséquences écologiques de ces perturbations sur les fonctions écologiques et, par voie de conséquence, sur la fourniture aux sociétés humaines des biens et services écologiques associés aux écosystèmes sont désormais au cœur des préoccupations sociétales (Mooney et al., 2005 ; Solomon et al., 2007). Par ailleurs, l'intérêt croissant pour le statut de l'état écologique basé sur le fonctionnement des écosystèmes et la nécessité d'aborder des problèmes environnementaux complexes stimulent l'application d'outils pour l'évaluation globale du système. Une vision des changements communautaires et des écosystèmes liés aux réseaux trophiques peut permettre une compréhension plus holistique de la façon dont les communautés et leur fonctionnement peut changer en réponse à une perturbation. En effet, les relations trophiques entre les espèces donnent une vision holistique du système puisque

les communautés s'organisent principalement en fonction de leur alimentation. Cette notion de flux de matière et d'énergie entre les différentes espèces au sein d'une communauté est l'une des plus importantes en termes d'interactions écologiques (Brey, 2001). Ainsi, mieux comprendre ces transferts entre les éléments qui composent un écosystème est un des défis principaux auquel les écologues doivent faire face. Pour cela, les modèles de réseaux trophiques sont utilisés, se basant sur la quantification des flux entre l'ensemble des êtres vivants de l'écosystème. Ces modèles permettent de caractériser le lien entre des éléments de structure (liés aux composantes incluses dans le modèle) et certaines propriétés fonctionnelles de l'écosystème (en particulier certaines propriétés difficilement mesurables telles que la résilience).

Il existe deux grands types de modèle de réseau trophique : ceux dit «dynamiques», prenant en compte la dynamique temporelle (ces derniers ne seront pas utilisés dans cette thèse) et ceux dit «à l'état stable» ou «statique». Les modèles de réseaux trophiques, auxquels on s'intéresse ici, correspondent à des modèles statiques, puisqu'il s'agit d'un bilan à un instant donné, sans notion d'évolution dynamique au cours du temps. Le choix de la modélisation statique des réseaux trophiques revient, le plus souvent, à favoriser la complexité biologique en négligeant les variabilités temporelle et spatiale, les interactions physique - biologie et enfin les nombreuses interactions biotiques inter- et intra- spécifiques ne correspondant pas à une relation de consommation (Niquil, 2014). Bien que ces modèles soient statiques, leur architecture et leurs propriétés d'organisation permettent d'envisager, par le biais de la théorie écologique, des propriétés dynamiques liées à leur résilience.

Les modèles statiques connaissent surtout un succès croissant avec le développement d'une approche « clé en main » basée sur le logiciel ECOPATH (Walters at al. 1997), basée sur l'optimisation sous contraintes de deux formules, qui sera présenté dans le paragraphe suivant.

3.2 Présentation des modèles de réseaux trophiques utilisés

3.2.1 Le modèle Ecopath with Ecosim (EwE)

EwE est un logiciel de modélisation de réseau trophique qui a été développé par Christensen et Pauly (1992) puis Christensen et al. (2000). Il est issu de la réflexion de Polina (1984) concernant l'estimation de biomasse des différents composants d'un écosystème couplée à celle d'Ulanowicz (1986) portant sur l'analyse des flux entre les différents composants d'un écosystème. Depuis sa création, EwE a largement été utilisé et est internationalement reconnu (voir le site <http://www.ecopath.org> qui rassemble plusieurs centaines d'applications). Le module Ecopath (Figure I-13) donne une image instantanée des flux formant le réseau trophique. Le module Ecosim est un module dynamique qui peut prendre en compte la variabilité des facteurs par l'intégration de séries temporelles (Walters et al., 1997). Ce dernier peut servir de base au développement d'un modèle spatial, appelé Ecospace (Christensen et Walters, 2004 ; Christensen et al., 2014). Le logiciel EwE permet de comprendre l'organisation et le fonctionnement trophique d'un écosystème en le considérant dans sa totalité. L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ainsi répartie entre différentes boîtes trophiques appelées compartiments ou groupes fonctionnels. Ces compartiments ou groupes fonctionnels peuvent être constitués d'une seule espèce (monospécifique) et /ou de plusieurs espèces ayant un régime alimentaire commun.

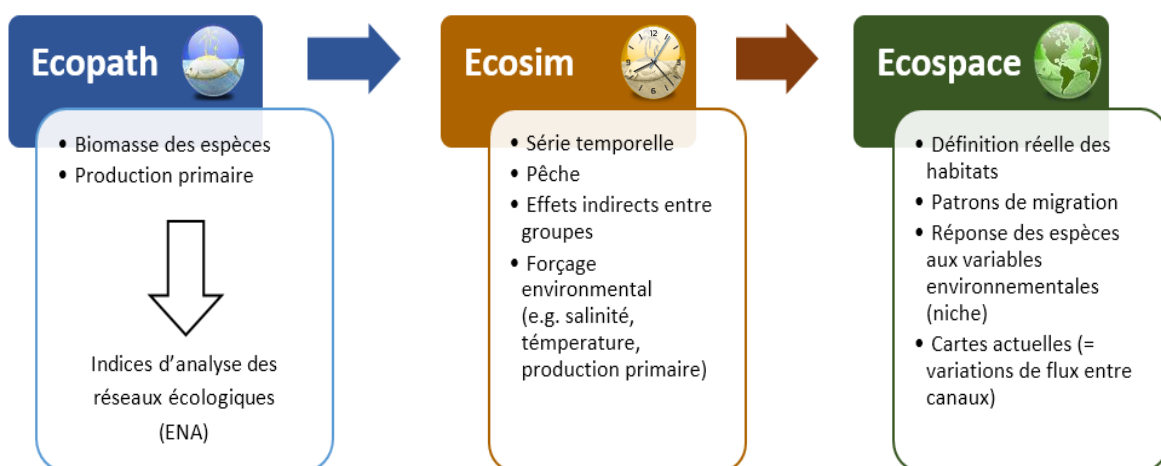


Figure I-13 : Présentation des trois outils numériques de la suite « Ecopath with Ecosim ». Le projet présenté ici repose sur les deux premiers, le troisième constituant une perspective d'application.

Le logiciel nécessite d'estimer pour chaque compartiment trophique, son régime alimentaire (représenté par le pourcentage d'occurrence de chaque groupe dans le bol alimentaire des autres) ainsi que trois des quatre paramètres suivants : biomasse, productivité (production/biomasse, productivité annuelle moyenne de chaque compartiment), le taux de consommation (consommation/biomasse, utilisation de la nourriture annuelle par compartiment) et l'efficacité écotrophique qui est une fraction de la production d'un compartiment qui va être utilisée dans l'ensemble du système : consommée par les prédateurs, utilisée pour l'accumulation de biomasse, la migration ou les captures. C'est une fraction donc les valeurs s'échelonnent de 0 à 1 (1 signifiant que la totalité de la production d'un compartiment est utilisée : forte pression de prédation/pêche). Enfin, les captures par pêches de chaque compartiment devront également être estimées. Le modèle Ecopath a été structuré sur la base d'un système d'équations linéaires pour décrire les interactions trophiques entre les différents groupes fonctionnels. Chaque groupe fonctionnel est défini par deux équations.

La première équation (**Eq. 1**) est l'équation des flux sortants qui décrit pour chaque compartiment le devenir de sa production à l'intérieur de l'écosystème. Une partie de la production de chaque groupe fonctionnel est ainsi consommée par les prédateurs, une partie peut être pêchée, une autre partie peut s'accumuler dans le compartiment sous forme d'augmentation de biomasse, une autre partie peut être exportée à l'extérieur de l'écosystème, et enfin, une dernière partie retourne à l'écosystème après la mort du groupe fonctionnel dont la matière organique est recyclée. Cette équation suppose un équilibre des masses, c'est-à-dire que la production d'un compartiment est égale aux pertes de ce même compartiment.

(Eq. 1) Production = Mortalité par prédation + Captures par pêches + Accumulation de biomasse + Migration nette + Autres mortalités

Soit :
$$P_i = B_i \cdot M_i + Y_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i)$$

Avec

Indice i Compartiment du réseau trophique

P_i Taux de production totale du compartiment « i »

M_i	Taux de prédation du compartiment « i »
Y_i	Taux de capture par pêche du compartiment « i »
B_i	Biomasse du compartiment « i »
E_i	Migration nette (migration à l'intérieur de la zone moins l'émigration)
BA_i	Taux d'accumulation de biomasse du compartiment « i »
$P_i*(1-EE_i)$	Taux des autres mortalités du compartiment « i »
EE_i	Efficienc e Ecotrophique, proportion de la pêche + la prédation + l'immigration + la croissance de la population dans la production totale

La deuxième équation (**Eq.2**) indique comment est utilisée la consommation de chaque compartiment et caractérise ainsi le lien vers les niveaux trophiques inférieurs. Tout ce qui est consommé par un groupe fonctionnel ressort ainsi sous trois formes une part de nourriture n'est pas assimilée et alimente le pool de matière organique disponible dans l'écosystème, une part est utilisée par le métabolisme (respiration) et le reste correspond à la production biologique (croissance des organismes et des populations) (Figure I-14).

(Eq. 2) Consommation = Production + Respiration + Nourriture non assimilée

Soit:
$$Q_i = P_i + R_i + U_i$$

Avec

Indice i	Compartiment du réseau trophique
Q_i	Taux de consommation du compartiment « i »
P_i	Taux de production du compartiment « i »
R_i	Respiration du compartiment « i »
U_i	Nourriture non assimilée par le compartiment « i »

Le modèle permet de quantifier par méthode inverse les flux entre les différents groupes trophiques, en supposant un état d'équilibre des masses sur une période donnée c'est-à-dire qu'ils considèrent que la variation de biomasse est nulle. Ainsi l'écosystème est modélisé à l'état stable. Les deux équations linéaires mentionnées ci-dessus sont résolues par algèbre matriciel pour produire des estimations des flux qui équilibrent les entrées et les sorties.

Tout paramètre manquant fait l'objet d'une estimation. Cette approche permet de quantifier les flux de matière et d'énergie au sein de l'écosystème, d'évaluer le rôle des différents compartiments ainsi que d'évaluer la réponse du réseau trophique aux changements.

De plus, le logiciel Ecopath permet de quantifier des incertitudes dans les paramètres d'entrée par le biais d'un Pedigree. Ce dernier permet ainsi de juger de la qualité du modèle Ecopath sur la base de l'origine des données utilisées lors de sa construction. Pour chacun des paramètres d'entrée B (biomasse), P/B (production/biomasse), Q/B (consommation/biomasse), et Y (captures) et pour chaque compartiment, l'origine des données est codée à l'aide de tableaux prédéfinis et fournis dans le guide de l'utilisateur d'Ecopath (Christensen et al., 2005). Une fois les tableaux remplis, un indice de Pedigree global à l'échelle du modèle est ensuite calculé.

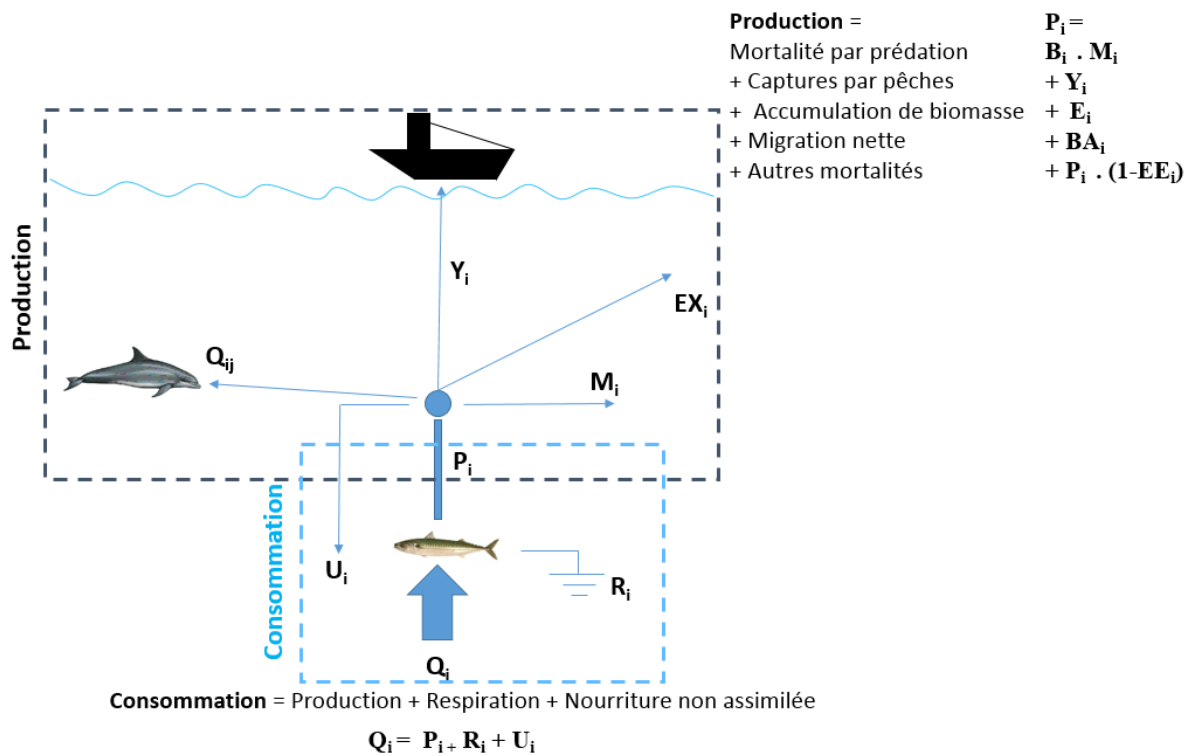


Figure I-14 : schéma conceptuel présentant les équations de conservation de la masse considérées dans Ecopath (modifié d'après Lobry, 2012).

Dans le module Ecosim, les taux de consommations sont calculés à partir du concept de “foraging arena” (Christensen et Walters, 2004). Ce concept stipule que la biomasse de la proie est divisée en deux compartiments, un compartiment vulnérable à la prédation (V_i) et un deuxième invulnérable à la prédation de biomasse (B_i-V_i). Les échanges qui ont lieu entre ces deux compartiments dépendent du taux de transfert (v_{ij}) ou paramètre de vulnérabilité. Ce taux de transfert détermine également le type de contrôle (Bottom Up, Top Down, Wasp Waist). Le taux de vulnérabilité représente l’impact d’une augmentation de la biomasse des prédateurs sur la mortalité par prédation d’une proie donnée (Christensen et al., 2008). Le module temporel permet d’appréhender les variations temporelles de la biomasse de l’ensemble des groupes trophiques, les changements dans la distribution des flux trophiques aussi bien que l’évaluation au fil de temps des indicateurs de santé écosystémiques basés sur le fonctionnement du réseau trophique. De plus, Ecosim permet de réaliser des simulations à partir de scénarios théoriques, et de décrire la dynamique de variation des indicateurs de fonctionnement sous forme d’une projection dans le futur. Ainsi, le résultat d’une simulation Ecosim est constitué par des courbes continues de dynamique des biomasses. Néanmoins, il est possible d’extraire, pour chaque année de simulation, une photographie instantanée du réseau trophique sous forme de la matrice rectangulaire des flux, afin de pouvoir l’utiliser pour obtenir les valeurs annuelles des indicateurs de santé écosystémiques. Dans le cadre de ma thèse, la dynamique du fonctionnement du réseau trophique du parc éolien sera simulée grâce à l’emploi de ce module, en revanche, le module Ecospace, outil de spatialisation, ne sera pas utilisé.

3.2.2 Les principales limites du modèles EwE

Si EwE à l’avantage de proposer une vision holistique et fonctionnelle de l’écosystème étudié, il présente aussi des limites liées à la structure du modèle. Les limites principales correspondent à la faiblesse de la prise en compte des processus microbiens. C’est pourquoi l’interprétation des résultats sera plutôt axée sur la macrofaune benthique, les poissons et les tops prédateurs, compartiments modélisés de façon plus précise dans l’approche EwE. Par ailleurs, le principal défaut des modèles Ecopath vient du fait que l’optimisation de ces derniers se fait manuellement, dans l’intervalle des valeurs considérées par le modélisateur

comme possibles. De ce fait, les incertitudes ne sont pas caractérisées. C'est pour cette raison que nous utiliserons en complément du modèle EwE la routine ENAtool (Guesnet et al., 2015) qui permet de quantifier les incertitudes associées au modèle Ecopath. L'évolution vers une prise en compte de l'incertitude est primordiale afin de produire des conclusions robustes sur la structure et le fonctionnement (maturité, stabilité, résilience...) des écosystèmes et ainsi de mieux prévoir leurs réponses face aux perturbations.

3.2.3 *La routine ENA tool*

ENAtool (Guesnet et al., 2015) est une procédure basée sur des routines et codes existants (en langage Matlab) associés aux modèles de réseaux trophiques (EwE) afin de calculer des incertitudes (distributions de probabilités) pour les indicateurs écosystémiques sur la base des incertitudes sur les paramètres d'entrée des modèles. Le principe général est qu'à chaque paramètre d'entrée d'un modèle ne correspond non plus une valeur unique mais une distribution de probabilité, les bornes de l'intervalle étant définies à partir de la routine Pedigree d'EwE. En effet, le logiciel EwE, possède une routine Pedigree permettant au modélisateur de caractériser les incertitudes associées aux paramètres d'entrée du modèle (Christensen et Walters, 2004). La routine ENAtool se sert de ces données pour créer des jeux de données d'entrée par combinaison des valeurs possibles puis calcule les indices ENA pour un ensemble de matrices équilibrées conduisant à une distribution de valeurs pour chaque indice ENA (Figure I-15).

Les sorties du modèle Ecopath permettent de calculer un certain nombre d'indices écologiques développés en particulier par Ulanowicz (1986) connus sous le nom d'Ecological Network Analysis (ENA) ou indices de l'analyse des réseaux écologiques.

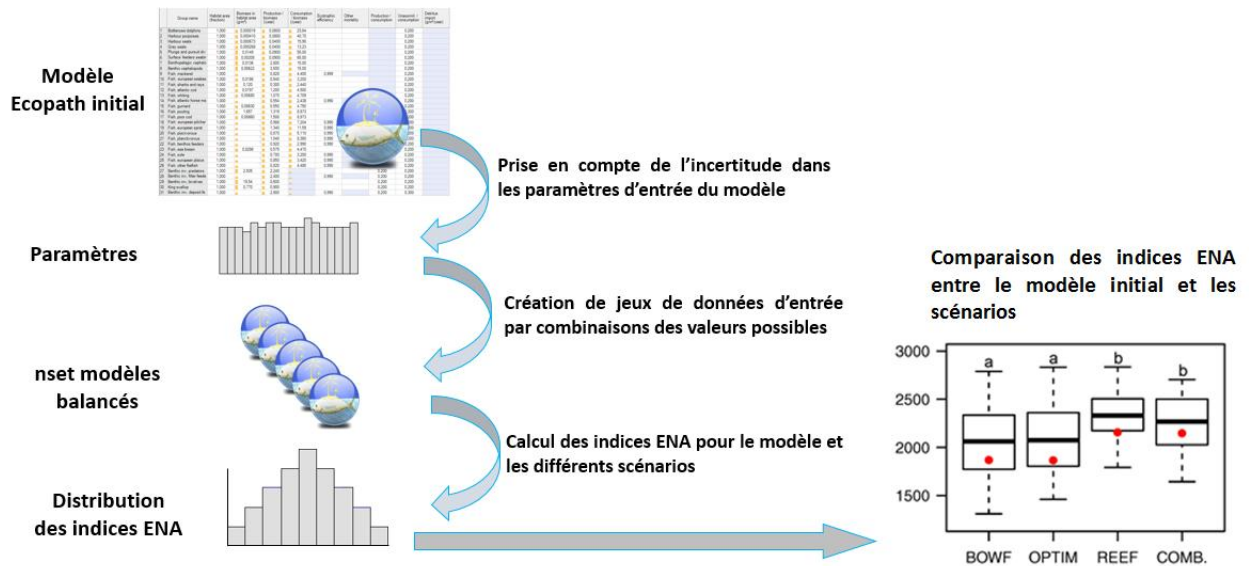


Figure I-15 : Schéma synoptique présentant la démarche de prise en compte de l'incertitude dans les paramètres d'entrée du modèle Ecopath pour le calcul des indices ENA (modifié d'après Guesnet et al., 2015).

3.2.4 Les indices de l'analyse des réseaux écologiques

Dans le contexte actuel de pression anthropique croissante, l'intérêt croît pour la compréhension de la réaction des écosystèmes face à des pressions environnementales. La question centrale est alors de comprendre comment lier la structure et le fonctionnement d'un écosystème à sa réponse face à ces pressions en terme de résilience. Les indices de l'analyse des réseaux écologiques ou « Ecological Network Analysis » (ENA) en Anglais permettent d'identifier les propriétés holistiques, appelée propriétés émergentes, qui ne sont pas évidentes à voir en observation directe (Fath et al., 2007). Une propriété émergente est une propriété du système non directement déductible des propriétés de ses parties isolées. Par ailleurs, ces indices peuvent être interprétés en termes de leur potentiel lien avec la stabilité et la résilience. En effet, ces analyses ont déjà été appliquées sur des systèmes côtiers et marins afin d'évaluer des changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Rybarczyk et al., 2003 ; Rybarczyk et Elkaim, 2003 ; Niquil et al., 2012 ; Tecchio et al., 2015). Ces indices sont souvent utilisés pour évaluer le niveau de stress des écosystèmes car ils permettent de quantifier les effets d'une perturbation sur l'écosystèmes (Ulanowicz, 1997 ; Ortiz et Wolff, 2002 ; Patricio et al., 2006 ; Tecchio et al., 2015). En outre, certains indices de l'analyse des réseaux écologiques, ont pu être reliés au

concept de stabilité (Christensen et al., 2005) ou comme indicateur de la résilience du réseau trophique (Heymans et al., 2007). Enfin, certains de ces indices sont proposés comme indicateurs de santé des écosystèmes sous l'angle du descripteur Réseau Trophique de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (Rombouts et al., 2013 ; Niquil et al., 2014).

Ces indicateurs reposent sur une estimation instantanée de la valeur de chaque flux au sein du réseau trophique. Cette estimation est généralement calculée sur une année par différents algorithmes. Le module *Network Analysis* qui est intégré dans le logiciel EWE permet ainsi d'obtenir une valeur pour chaque indice ENA.

Les indices ENA peuvent être divisés en deux groupes : les indices structurels (liés à l'activité et à l'organisation du système telles que l'activité totale du système, l'Ascendance, la redondance, l'omnivorie, l'efficacité trophique) et les indices fonctionnels tels que le recyclage et le rapport détritivorie sur herbivorie.

- **L'activité totale du système** (ou Total System Throughput), correspond à la somme de tous les flux du système. Elle est calculée à partir de la matrice des flux T dont chaque élément T_{ij} représente le flux de la proie i vers le prédateur j ($T_{..}$ est alors la somme de tous les flux). Cet indice permet de quantifier la quantité de matière transitant dans le système et donc son activité totale ;
- **L'Ascendance (A)** correspond à une mesure de l'activité et de l'organisation au sein du système (Ulanowicz, 1980). Cet indice a été développé afin d'évaluer le développement du système et sa maturité. A est toujours compris entre 0 et C. C est la capacité de développement et correspond à la valeur maximale possible de l'Ascendance (Ulanowicz, 1980) (Figure I-16) ;

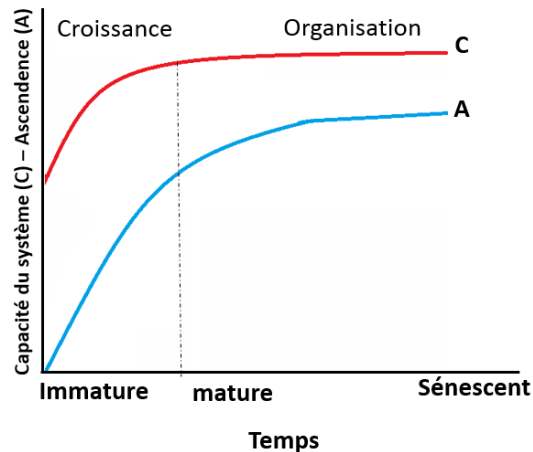


Figure I-16 : Trajectoires de la capacité de développement (C) et de l'Ascendance (A) du système au cours du temps (modifié d'après Ulanowicz, 1997).

- **La redondance relative** (R/C) correspond à une mesure de l'importance des chemins parallèles entre les différents compartiments présents dans le système (Rybarczyk and Elkaïm, 2003) ;
- **L'omnivorie** correspond à la variance entre les niveaux trophiques des différentes proies d'un prédateur donné. Cet indice est proche de zéro lorsque le prédateur ne se nourrit que d'un seul niveau trophique et présente une valeur élevée lorsque le prédateur se nourrit de plusieurs niveaux trophiques. A partir de cet indice est calculé **l'omnivorie du système** SOI (qui correspond à l'omnivorie moyenne de chaque groupe pondérée par le logarithme de chaque consommation (Christensen et Walters, 2004). Le SOI est également un indicateur de la structure et de la complexité du réseau trophique : une valeur élevée de SOI correspond à une structure en réseau alors qu'une valeur faible de SOI est associée à une structure en chaîne (Libralato, 2008). A titre d'exemple, les écosystèmes marins de l'Europe du Nord présentent des valeurs de SOI allant de 0,14 à 0,36 (Mackinson et Daskalov, 2007) ;
- **L'efficacité trophique** est aussi basée sur la chaîne de Lindeman où les compartiments trophiques sont répartis en niveaux trophiques entiers et linéaires. Elle se calcule par le rapport, pour chaque niveau trophique entre la somme des flux

sortant de ce niveau trophique et la somme des flux entrants. L'efficacité trophique moyenne se base sur une moyenne géométrique des différents niveaux (parfois à l'exclusion du premier et des derniers niveaux supérieurs à 4) ;

- **Le recyclage** est mesuré par le FCI pour Finn Cycling Index (Finn, 1980) indiquant la proportion totale d'énergie recyclée par rapport au flux totaux du système (Finn, 1976). Il mesure l'importance relative des cycles par rapport au débit total reflétant ainsi la complexité des liens internes au sein de l'écosystème ;
- **Le rapport détritivorie sur herbivorie (D/H)** se base sur une linéarisation du réseau trophique appelée chaîne de Lindeman (Ulanowicz, 1985) et calcule le ratio entre les flux de consommation de détritus (D) et les flux de consommation d'autotrophes (H), permettant ainsi de caractériser la base du réseau. La détritivorie augmente le recyclage.

Par ailleurs, afin d'avoir une idée de l'importance relative des groupes impactés dans l'écosystème actuel, le Mixed Trophic Impact (MTI) à également été analysé. Cet indice, originellement développé par Leontief (1951) pour évaluer les interactions en économie, permet d'évaluer les effets que le changement de biomasse d'un groupe aura sur les autres groupes. Concrètement, la routine d'impact trophique mixte montre les effets trophiques directs et indirects qu'aura une légère augmentation de la biomasse d'un groupe donné.

Enfin, les ratios production primaire / respiration totale du système (PP/R) et biomasse totale du système / activité totale du système (B/T..) ont également été analysés. Ces deux ratios étant considérés comme des paramètres importants dans l'évaluation ou la caractérisation de la maturité des écosystèmes (Odum, 1969 ; 1971). En effet, d'après Odum, dans un système subissant des perturbations le ratio PP/R sera inférieur à un, alors que dans un système mature ce dernier tendra vers un. En ce qui concerne le ratio B/T.., ce dernier est supposé augmenter avec la maturité.

3.2.5 *Le modèle qualitatif*

A l'heure actuelle, les études environnementales s'attachent à considérer le comportement des écosystèmes face à une perturbation précise, traitant chaque perturbation de façon séparée. Toutefois, conscient que les écosystèmes marins sont menacés par de multiples perturbations anthropiques et naturelles, il est nécessaire de comprendre comment plusieurs perturbations interagissent entre elles et quelles sont leurs conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes (Crowe et Frid, 2015). Ici, nous proposons de développer une vision globale des impacts cumulés (parc éolien, pêche et changements climatiques) grâce à un autre type de modélisation appelé 'modélisation qualitative' ou en 'digraphe orienté' (Puccia et Levins 1985).

Dans la modélisation quantitative, les flux sont quantifiés. A l'opposé, dans la modélisation qualitative, seule l'existence des flux nous intéresse sans quantification. L'attention est alors détournée de la mesure des paramètres et des variables et se focalise sur la description générale des interactions entre les différentes variables constituant un écosystème (Puccia et Levins, 1985 ; Coyle 2000 ; Dambacher et al., 2003, 2009). Les modèles qualitatifs permettent d'analyser la structure et la dynamique des écosystèmes, en prenant en compte des processus qui sont difficiles à mesurer et mettent en évidence les principaux liens entre les différentes variables d'un écosystème (Dambacher et al., 2015). Ils permettent également de prédire la réponse d'un écosystème soumis à de multiples perturbations, informations essentielles pour la mise en place de programme de suivi et de conservation dans une optique de gestion durable (Dambacher et al., 2009 ; Hayes et al., 2012).

Dans ces modèles, les interactions entre les variables sont codées en effet direct positif, négatif ou nul (Metcalf et al., 2009). La matrice associée représentant toutes ces interactions est appelée matrice de communauté (A) à l'intérieur de laquelle chaque élément A_{ij} représente l'effet direct de la variable J sur la variable i. Par exemple, l'effet direct d'un prédateur sur sa proie (mort par prédation) sera représenté par un lien négatif (Puccia et Levins 1985). A l'inverse, l'effet direct d'une proie sur son prédateur (création de biomasse) sera représenté par un lien positif (Puccia et Levins 1985). Les liens qui connectent directement une variable à elle-même sont appelés « feed-back », ils peuvent être positifs ou négatifs.

Analyses de sensibilité

Une fois le modèle qualitatif construit, ce dernier peut être transformé en modèle probabiliste (Bayesian Belief Networks (BBN) ou Bayes net) (Hosack et al., 2008). Les BBN sont utilisés pour représenter des prédictions faites à partir des modèles qualitatifs en réseaux de probabilités de changement face à une ou plusieurs perturbations. Plus précisément, les BBN sont des réseaux de liens de causalité avec des informations sur trois probabilités conditionnelles à chaque nœud : vraisemblance (1) d'une augmentation, (2) d'une absence de changement, et (3) d'une diminution. Il est important de noter que ces réseaux ne permettent pas de connaître la magnitude du changement mais servent à indiquer la probabilité qu'un changement se produise ainsi que la direction de ce changement. Enfin, les échelles de temps sur lesquelles les pressions et les réponses se produisent ne sont pas prises en compte dans ces modèles mais sont prises en compte dans les modèles qualitatifs (Hosack et al., 2008).

4 Rappel du contexte et des principaux objectifs de la thèse

Le développement de l'éolien offshore est en plein essor en France et en Europe (MEDDE, 2017). Les études environnementales réalisées en amont des projets permettent de mettre en évidence leurs impacts potentiels sur leur milieu d'implantation. Elles répondent également à un certain nombre d'obligations réglementaires et administratives indispensables. Cependant, ces études d'impact s'attachent à considérer la sensibilité aux perturbations potentielles de chacun des compartiments écologiques (benthos, pélagos, oiseaux, mammifères marins), de façon fractionnée. Dans ce contexte, l'objectif de ma thèse est de poser les bases d'une approche écosystémique des EMR à travers l'exemple du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer. En effet, la modélisation proposée dans cette thèse permet à la fois de considérer l'écosystème dans toute sa complexité, du plancton aux oiseaux marins et d'améliorer la compréhension des effets d'impacts combinés (pêche, changements climatiques, *etc.*) sur les écosystèmes.

Comme mentionné précédemment, la thèse se déroulant en amont de l'implantation du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer, les actions de recherche concernent dans un premier temps la définition de l'état de référence de l'écosystème du futur site d'implantation du parc (baseline). Une deuxième phase de la thèse consiste à modéliser et à tester des scénarios d'évolution possible du fonctionnement trophique de la zone d'implantation du futur parc. Enfin, le dernier objectif de la thèse consiste à mettre en œuvre une approche associant sciences de la nature et sciences humaines et sociales, afin de mesurer les effets du futur parc éolien offshore au large de Courseulles-sur-mer sur le fonctionnement de ce socio-écosystème côtier. Cette dernière partie de la thèse consiste également à une exploration du cumul d'impacts.

Chapitre II :

Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm:

Which effects on the trophic web functioning?

Chapitre II: Benthic and fish aggregation inside an offshore wind Farm: Which effects on the trophic web functioning?

La Baie de Seine représente une zone économique importante qui supporte diverses activités anthropiques (transport maritime, extraction de granulats et pêche) entraînant une pression constante sur les écosystèmes et une augmentation des conflits d'usage entre les acteurs locaux. En outre, cette mer connaît actuellement un fort développement des parcs éoliens offshore. Il est connu qu'en phase d'exploitation, l'introduction des mâts, des fondations des éoliennes et de leur protection est à l'origine de la création d'habitats qui vont rapidement être colonisés par de nombreuses espèces marines (telles que les moules). Cet effet est connu sous le nom d'effet récif et est considéré comme étant l'effet le plus important sur la biodiversité marine lors de l'implantation d'éoliennes offshore. A ce jour, il n'existe pas d'étude globale et intégrée des effets des EMR sur l'écosystème. De plus, les approches sont généralement associées à un intérêt pour la conservation de quelques espèces cibles, notamment mammifères et oiseaux marins. Ce chapitre pose les bases d'une approche écosystémique des EMR à travers l'exemple du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer.

Dans un premier temps, nous avons utilisé le logiciel EwE afin de modéliser le réseau trophique du site d'implantations du futur parc éolien. Dans un second temps, nous avons utilisé le module dynamique de séries temporelles Ecosim pour simuler l'impact de l'effet récif sur l'écosystème. Pour cela, nous avons identifié les espèces susceptibles d'être sensibles à cet effet récif en croisant les données issues de la bibliographie des parcs éoliens offshore belges, danois et allemands déjà en exploitation, avec les avis des différents experts de la Baie de Seine. Ainsi nous avons pu adapter les densités observées dans ces parcs à la situation de la Baie de Seine. Les indices de l'analyse des réseaux (ENA) ont été calculés pour les deux périodes «avant» et «après», afin de comparer le fonctionnement et la structure du réseau trophique. Cette approche écosystémique a permis de tester deux hypothèses issues de la bibliographie des EMR qui stipulent : 1- que l'effet récif pourrait attirer des tops prédateurs tels que les mammifères marins et se répercuterait ainsi sur tout le réseau trophique;

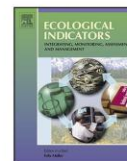
2- que la colonisation des moules sur les mats des éoliennes pourrait être à l'origine d'une transition de systèmes dominés par les producteurs primaires et les herbivores vers des systèmes plus détritivores. Les résultats de cette approche abondent dans le sens de ces deux hypothèses.

Bien que les résultats aient mis en évidence des changements dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème après la mise en place du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer, aucune conclusion sur la significativité de ces changements n'a pu être formulée. En effet, les conclusions sont basées sur des valeurs uniques des indices ENA (sans connaissance de leurs variations en lien avec la prise en compte de l'incertitude dans les paramètres d'entrée du modèle) rendant ainsi les conclusions écologiques dérivées de la valeur de ces indices moins robustes. De ce fait plusieurs améliorations seront ensuite prises en considération pour les simulations : 1) quantifier les incertitudes associées au modèle EwE afin de produire des conclusions robustes sur le changement de fonctionnement (maturité, stabilité, résilience...) de l'écosystème ; 2) multiplier les scénarios plausibles et 3) évaluer l'état de santé (maturité, résilience) de l'écosystème avant et après implantation du parc éolien à l'aide d'autres indicateurs holistiques et fonctionnels qui serait complémentaires aux ENA.



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Indicators

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolind

Original Articles

Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning?



Aurore Raoux^{a,b,*}, Samuele Tecchio^a, Jean-Philippe Pezy^b, Géraldine Lassalle^c, Steven Degraer^d, Dan Wilhelmsson^e, Marie Cachera^g, Bruno Ernande^f, Camille Le Guen^a, Matilda Haraldsson^a, Karine Grangeré^a, François Le Loc'h^g, Jean-Claude Dauvin^b, Nathalie Niquil^a

^a Normandie Université UNICAEN, UMR BOREA (MNHN, UPMC, UCN, CNRS-7208, IRD-207) CS 14032, 14000 Caen, France

^b Normandie Université UNICAEN, UMR M2C (UCN, UR, CNRS-6143), 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen Cedex, France

^c IRSTEA, UR EABX (Aquatic Ecosystems and Global Changes), 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex, France

^d Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment (OD Nature), Marine Ecology and Management (MARECO) Gulledele 100, 1200 Brussels, Belgium

^e The Royal Swedish Academy of Sciences Box 50005, SE-104 05 Stockholm, Sweden

^f FREMER, Laboratoire Ressources Halieutiques, 150 quai Gambetta, BP 699, 62321 Boulogne sur Mer, France

^g Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, UMR 6539 LEMAR (CNRS/UBO/IRD/Ifremer), Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM), Technopôle Brest-Iroise, Rue Dumont d'Urville, 29280 Plouzané, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 February 2016

Received in revised form 27 May 2016

Accepted 21 July 2016

Keywords:

Marine renewable energies

Reef effect

Wind farm

Ecopath with Ecosim

Ecosystem-based approach

ABSTRACT

As part of the energy transition, the French government is planning the construction of three offshore wind farms in Normandy (Bay of Seine and eastern part of the English Channel, north-western France) in the next years. These offshore wind farms will be integrated into an ecosystem already facing multiple anthropogenic disturbances such as maritime transport, fisheries, oyster and mussel farming, and sediment dredging. Currently no integrated, ecosystem-based study on the effects of the construction and exploitation of offshore wind farms exists, where biological approaches generally focused on the conservation of some valuable species or groups of species. Complementary trophic web modelling tools were applied to the Bay of Seine ecosystem (to the 50 km² area covered by the wind farm) to analyse the potential impacts of benthos and fish aggregation caused by the introduction of additional hard substrates from the piles and the turbine scour protections. An Ecopath ecosystem model composed of 37 compartments, from phytoplankton to seabirds, was built to describe the situation "before" the construction of the wind farm. Then, an Ecosim projection over 30 years was performed after increasing the biomass of targeted benthic and fish compartments. Ecological Network Analysis (ENA) indices were calculated for the two periods, "before" and "after", to compare network functioning and the overall structural properties of the food web. Our main results showed (1) that the total ecosystem activity, the overall system omnivory (proportion of generalist feeders), and the recycling increased after the construction of the wind farm; (2) that higher trophic levels such as piscivorous fish species, marine mammals, and seabirds responded positively to the aggregation of biomass on piles and turbine scour protections; and (3) a change in key-stone groups after the construction towards more structuring and dominant compartments. Nonetheless, these changes could be considered as limited impacts of the wind farm installation on this coastal trophic web structure and functioning.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Humanity's ever growing energy demands have translated into an increase in fossil fuel combustion and greenhouse gases emissions and, consequently, into global climate changes (OSPAR, 2008; IPCC, 2014). A new focus on renewable energy source research and development arose during the last decades to counter this

* Corresponding author at: Normandie Université UNICAEN, UMR BOREA (MNHN, UPMC, UCN, CNRS-7208, IRD-207) CS 14032, 14000 Caen, France.
E-mail address: aurore.raoux@unicaen.fr (A. Raoux).

trend. The European Union (EU) has set a target of 20% of energy consumption derived from renewable energy sources by 2020 (Directive 2009/28/EC). With more than 11 million km² of waters under its jurisdiction, France holds a huge natural potential for marine renewable energy (MEDDE, 2012). Currently, the construction of six offshore wind farms is planned in metropolitan France. Among them, three should be built in the central-eastern part of the English Channel: the Courseulles-sur-mer (~50 km², 75 wind turbines), the Fécamp (~65 km², 83 wind turbines) and the Tréport (~67 km², 62 wind turbines) offshore wind farms. The implementation of this type of infrastructure is a challenge for developers from technical, legal, social, and environmental points of view. Indeed, these offshore wind farms will be integrated into ecosystems already subjected to a growing number of anthropogenic disturbances such as pollution, transport, fishing, aquaculture, aggregate extraction, or sediment dredging and deposit.

Concern about the potential environmental impacts generated by these new structures on marine ecosystems arose from this development (Lindeboom et al., 2011; Bailey et al., 2014). The exploration, construction, operation, and decommissioning of offshore wind farms can indeed be responsible for temporary and/or permanent impacts on marine ecosystems such as the destruction of seabed or the disturbance of fish and marine mammal populations (Shields and Payne, 2014; OSPAR, 2008; Mueller-Blenkle et al., 2010). During the construction phase, if special care is taken to protect important habitats and spatial and temporal habitat use by sensitive species, impacts can be kept within acceptable levels (e.g. Wilhelmsson et al., 2010). During the operational phase, the anticipated and recorded disturbances caused by noise, vibrations and the electromagnetic fields are also in most cases considered to be of minor importance to the marine environment, at least to date (Westerberg and Lagenfelt, 2008; Petersen and Malm, 2006; Wilhelmsson et al., 2010). However, a noteworthy effect of the introduction of turbines with their associated scour protection is the creation of new habitats and shelters that will be immediately colonized by several marine species resulting in an additional source of food for higher trophic levels (Bergström et al., 2013). This effect, generally known as the “reef effect”, is considered as one of the most important effect on the marine environment generated by the construction of offshore wind farms (Peterson and Malm, 2006; Langhamer, 2012; De Mesel et al., 2015). The reef effect has been described for epibenthic and demersal fauna as well as on benthic-pelagic fish (including commercial species) in the direct proximity of wind farm foundations (Wilhelmsson et al., 2006; Wilhelmsson and Malm, 2008; Maar et al., 2009; Reubens et al., 2011, 2013, 2014; Leonhard et al., 2011; Lindeboom et al., 2011; Bergström et al., 2013; Degraer et al., 2013). The reef effect has also been demonstrated for other anthropogenic structures such as shipwrecks and oil platforms (Wolfson et al., 1979; Love et al., 1994, 1999; Wilhelmsson et al., 2006). The choice of material and the shape of the structures introduced in the marine environment both play an important role during the colonization process (e.g. Andersson and Öhman, 2010). All these previous studies provide a vast amount of data on environmental effects at the species or community scales. However, the propagation of the reef effect at the ecosystem scale, impacting the structure and functioning of food webs remains unclear (Boehlert and Gill, 2010).

Until now, there is no holistic study on the effects of the construction and operation of offshore wind farms on an ecosystem taken as a whole. Here, we propose to develop a holistic view of offshore wind farm impacts on ecosystems functioning through the use of trophic web modelling tools. Our work will provide information on the food web change in response to the construction and operation of marine energy infrastructures, information which is essential to the sustainable development and management of renewable energy sources. The main feature of this work will be

to propose a methodology that is complementary to what it is currently applied in Environmental Impact Assessments by using: (1) a holistic approach in which the ecosystem represents the management unit, (2) a functional perspective based on flows of energy circulating between ecosystem components, and (3) a high level of functional diversity to describe the food web.

Among the different existing modelling approaches, Ecopath with Ecosim (EwE) has been intensively developed and used over the last three decades and applied on hundreds of aquatic ecosystems throughout the world (Polovina, 1984; Christensen and Walters, 2004; Christensen et al., 2008). This approach, in which all biotic components of the system are considered at the same time, provides measures of the ecosystem emergent properties through the calculation of Ecological Network Analysis (ENA) indices (Ulanowicz, 1986). These joint analyses have been frequently applied to coastal and marine systems to assess changes in their functioning in response to environmental perturbations (Ortiz and Wolff 2002; Rybarczyk et al., 2003; Patrício et al., 2006; Niquil et al., 2012; Tecchio et al., 2013, 2015). Some ENA indices, such as the redundancy, have also been linked to notions of stability (Christensen et al., 2005) such as the resilience of trophic webs to perturbations (Heymans et al., 2007). Finally, ENA indices have also been proposed as trophic descriptors of ecosystem health for the EU Marine Strategy Framework Directive (Dame and Christian 2007; Niquil et al., 2012; Rombouts et al., 2013; Niquil et al., 2014).

The objective of the present study was to model the potential impacts of the construction and operation of the Courseulles-sur-mer (southern part of the Bay of Seine along the Calvados coast) offshore wind farm on the local trophic-web functioning. Special attention was paid on the consequences of the introduction of additional hard substrates from the piles and scour protections and the formation of artificial reefs, in form of benthos and fish aggregations and their possible consequences on the food-web functioning. To analyse the impact of additionally available hard substrates, an Ecopath model was first built to describe the food web before the construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm. Then, an Ecosim model was derived to project the ecosystem evolution over the next 30 years after the forced increase in biomass of some targeted benthic and fish compartments in relation to the wind farm construction. For this, expected observations of species changes in wind farm areas obtained through extensive literature searches and expert knowledge were adapted to the Courseulles-sur-mer site. Two hypotheses regarding the food-web functioning were particularly investigated with Ecosim simulations: (1) a system dominated by mussels leads to a more detritivorous food web (Norling and Kautsky, 2008), and (2) the increased biomass of benthic invertebrates and fish, as generated by the reef effect, would attract apex predators (Lindeboom et al., 2011; Henkel et al., 2014). This is, to our knowledge, the first attempt to study the potential impacts of the construction and operation of an offshore wind farm on the local trophic web structure and functioning using an integrated ecosystem modelling approach.

2. Material and methods

2.1. Study area

The Bay of Seine, where the offshore wind farm will be built in the next years (from 2018) is located on the north-western French coast and opens onto the eastern English Channel (Fig. 1). The Bay of Seine forms an approximate quadrilateral of 5000 km², with a mean depth of about 20 m. The water depth never exceeds 35 m. The maximum tidal range is 7.5 m in the eastern part of the Bay near the mouth of the Seine estuary. Tidal currents average between 1 and 2 knots in the southern sector of the Bay, and their intensity gradually

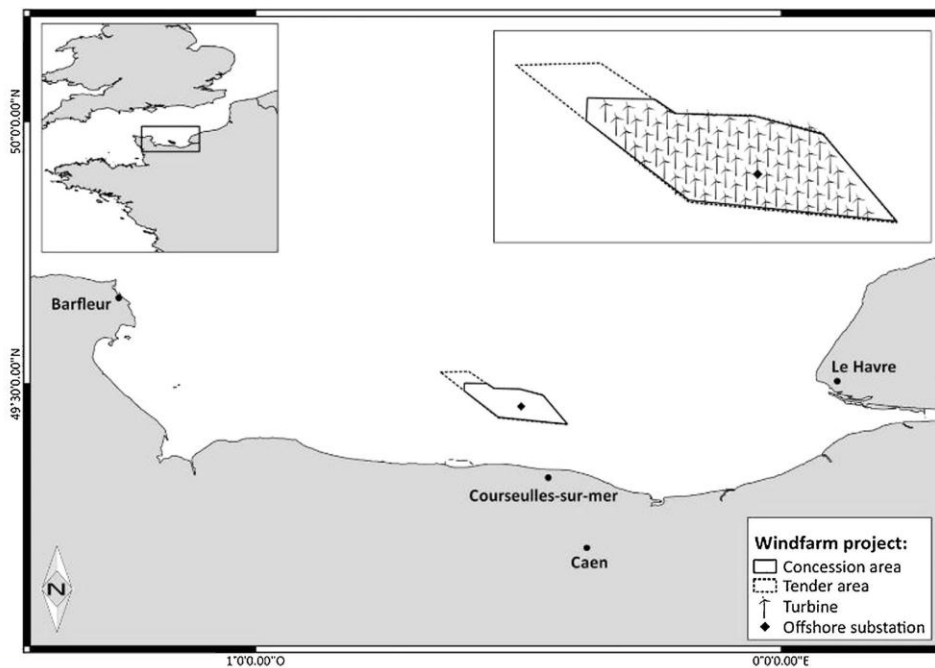


Fig. 1. Position of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm in the Bay of Seine, north-western France.

diminishes toward the eastern Bay of Seine (Salomon and Breton, 1991, 1993). The distribution of superficial sediments and benthic communities is strongly correlated to these currents (Gentil and Cabioch, 1997; Dauvin, 2015). There is an offshore-inshore gradient in the Bay, with the dominant sediment offshore generally consisting in pebbles, gravel and coarse sands and the sediment inshore in the coastal zones consisting mostly of fine sands and muddy fine sands (Dauvin et al., 2007; Dauvin, 2015). The park will be located on coarse sand sediment. Benthic communities of the Bay of Seine are well described in terms of composition and spatial distribution (Dauvin and Ruellet, 2008) and were demonstrated to be good indicators of ecosystem health (Garcia et al., 2011). Coastal marine, estuarine and mixed systems along the French coasts are predicted to be highly sensitive to climatic variations (Goberville et al., 2010). The Bay of Seine ecosystem is already submitted to multiple anthropogenic disturbances such as maritime traffic, fishing, and sediment deposit (Dauvin et al., 2004). All these features make it a system at the crossroad of various influences, central for studying cumulative impacts on the functioning of marine ecosystems.

2.2. Courseulles-sur-mer offshore wind farm project

The project is owned by "Eoliennes Offshore du Calvados", a subsidiary of Éolien Maritime France (EMF) and wpd Offshore. EMF was allowed to operate the offshore wind farm off from Courseulles-sur-mer by the Ministerial Order of April 18th 2012. The proposed wind farm will be located 10–16 km offshore from the coast of Calvados, Normandy. The depth range is 22–31 m at Lowest Astronomical Tide. The wind farm will have a total area of approximately 50 km² (Fig. 1). The wind farm will comprise of 75 turbines (6 MW) giving a combined nameplate capacity of 450 MW. The wind farm turbines will be connected via an inter-array network of 33 kV

AC cables which will link at one offshore transformer substation located within the wind farm. From this, station power will be exported via two 225 kV AC marine cables. The turbines are supported by 7 m of diameter monopiles driven into the sea bed. The foot print of the 75 turbines foundation and of the converter station will be 0.158 km² or 0.03% of the overall wind farm area. Our working hypothesis was that scour protections will be installed around the 75 turbines and the converter station and 33% of the cables will be rock-dumped, thus the total additional surface would amount to 0.342 km², or 0.72% of the offshore wind farm area when considered in two dimensions. In calculating the biomasses changes we took into account the actual "foot print" of the new structure: in terms of surface it will be low, however, the colonization of the structure will happen in three dimensions including the whole pillar. The production generated by the wind park would cover the average annual electricity consumption of approximately 630,000 people, i.e. around 40% of the inhabitants of the surrounding region of Normandy.

2.3. Presentation of the trophic modelling approach

The *Ecopath with Ecosim* (EwE) software (Polovina, 1984; Christensen and Walters, 2004; Christensen et al., 2008) was used to model the food web at the site of the construction of the future Courseulles-sur-mer offshore wind farm. Among the different EwE modules, *Ecopath* is designed to build a snapshot of the ecosystem functioning while *Ecosim* allows simulating its dynamic evolution through time. *Ecopath* is a mass-balance (i.e. neglecting year-to-year changes in biomass compared to flows), single-solution model (i.e. returning only one value per flow), that estimates fluxes between a set of established trophic compartments. Each compartment corresponds to a single species or a group of species similar in terms of predators, preys and of metabolic rates (i.e. trophic group).

It is parameterised with biomasses (B , gC m^{-2}), production over biomass ratios (P/B , year^{-1}), consumption over biomass ratios (Q/B , year^{-1}) and a diet matrix (DC = diet composition) which establishes the interactions between predators and preys in the ecosystem.

The parameterization of an Ecopath model is based on satisfying two equations. The first one (Eq. (1)) describes the production for each compartment in the system as a function of the consumption ratio (Q/B) of its predators (j), the fishing mortality (Y_i , gC m^{-2}), the net migration (E_i ; emigration–immigration, year^{-1}), the biomass accumulation (BA_i , year^{-1}), and its natural mortality ($1-EE_i$). EE corresponds to the Ecotrophic Efficiency or the proportion of biomass consumed in the system for each compartment in the system.

$$B\left(\frac{P}{B}\right)_i = \sum_j B_j \left(\frac{Q}{B}\right)_j DC_{ij} + Y_i + E_i + BA_i + B_i \left(\frac{P}{B}\right)_i (1 - EE_i) \quad (1)$$

The second equation (Eq. (2)) describes the energy balance within a compartment.

$$Q_i = P_i + R_i + U_i \quad (2)$$

The energy balance of each group in equation 2 is assured by making consumption of the i th group (Q_i) equal to the sum of its production (P_i), respiration (R_i , gC m^{-2}), and excretion of unassimilated food (U_i).

2.4. Parameterisation of the Ecopath model describing the situation before the wind farm

The selection and aggregation of functional groups included in the Ecopath model was based on biological and ecological characteristics of the species such as their food preference, size, and commercial importance. On this basis, 37 groups were retained (Table 1, Fig. 2), two of which were seabirds, four marine mammals, eighteen fish, nine invertebrates, one zooplankton, one primary producer, one bacteria, and one detritus group. For all species, their name was validated with the World Register of Marine Species (WoRMS).

2.4.1. Seabirds

Abundance data were collected from the 41 boat surveys conducted by the Normandy Ornithological Group (GONm) on a monthly basis, from January 2008 to December 2010 (Morel, 2013). The Bay of Seine is on the migration route and wintering area for many marine birds. Consequently, the proportion of prey captured outside the area was considered as imports in seabird diets. The species observed inside the implantation area of the future Courseulles-sur-mer offshore wind farm were grouped into two categories according to their main feeding strategies. The “Plunge and pursuit divers” were composed of northern gannets (*Sula basana*), loon (*Gavia* sp.), auks (common mures *Uria aalge*, razor-bills *Alca torda*), cormorant (*Phalacrocorax carbo*), and scoters (black scoter *Melanitta nigra*, White-winged scoter *Melanitta fusca*). The “surface feeders” were all gulls (herring gulls *Larus argentatus*, common gull *Larus canus*, lesser-backed gulls *Larus fuscus*, and great black-backed gulls *Larus marinus*).

The mean body mass of these species were derived from Hunt et al. (2003). Conversion factors of 0.3 and 0.4 were used to convert wet weights into dry weights and then into carbon contents, respectively (Lassalle et al., 2011).

Daily consumption ratios were calculated according to the following empirical equation (Nilsson and Nilsson, 1976):

$$\text{Log}(R_c) = -0.293 + 0.85 \times \text{log}_{10}(\text{bodymass}) \quad (3)$$

This value was then multiplied by 365 days and divided by the mean weight of the taxon to provide annual Q/B ratio in year^{-1} . The P/B ratio for the two functional groups was based on estimates published in Nelson (1979). For these two groups, the diet compositions were retrieved from literature (Hunt et al., 2003). The proportion of prey captured outside the area was considered as imports in their diet (Table 2, Appendix A in Supplementary material).

2.4.2. Marine mammals

Abundance data for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) were collected from aerial surveys from November 2011 to August 2012 (Martinez et al.,

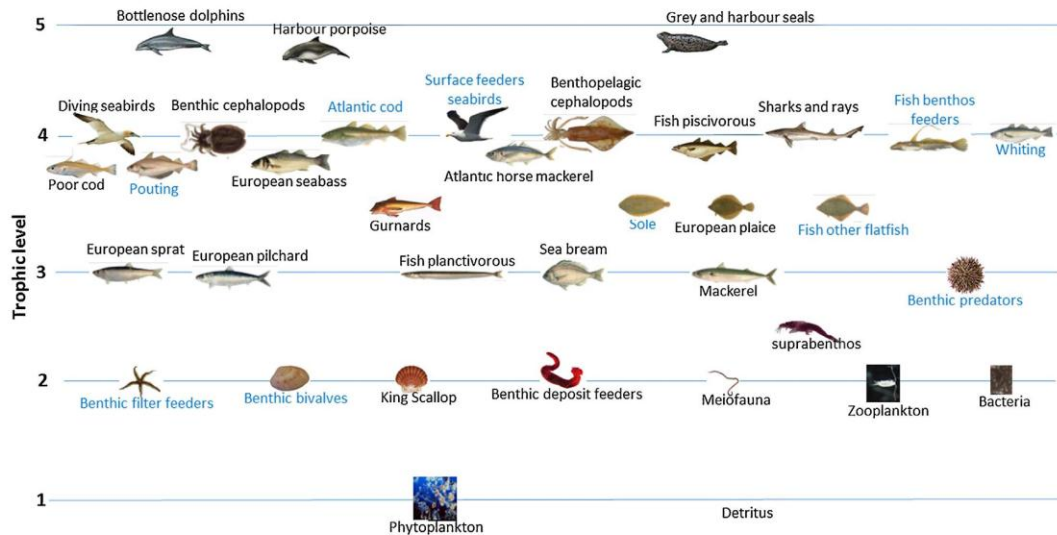


Fig. 2. Functional groups of the Courseulles-sur-mer ecosystem model arranged using trophic levels as y-axis and benthic/pelagic partitioning on the x-axis. Trophic levels are relative to the BOWF model, before the construction. Functional groups written in blue and bold identify the functional groups for which the biomasses have been set to their accumulated maximum during for the REEF scenario. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

Table 1

Biomass values, production over biomass (P/B) ratios, consumption over biomass (Q/B) ratios, and Ecotrophic Efficiencies (EE) in the two Ecopath models (“before” (BOWF) and “after” (REEF) the construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm in the Bay of Seine). Functional groups for which biomasses were set to their accumulated maximum in the REEF scenario are marked in bold. Biomasses estimated in the BOWF model were indicated in grey and italic.

		Biomass gC m ⁻² year ⁻¹		P/B (year ⁻¹)		Q/B (year ⁻¹)		EE	
		BOWF	REEF	BOWF	REEF	BOWF	REEF	BOWF	REEF
1	Bottlenose dolphins	1.87 × 10 ⁻⁵	8.44 × 10 ⁻⁵	0.080	0.058	23.640	23.152	0.000	0.000
2	Harbour porpoises	4.10 × 10 ⁻⁴	1.43 × 10 ⁻³	0.080	0.062	40.700	39.591	0.000	0.000
3	Harbour seals	6.73 × 10 ⁻⁴	1.89 × 10 ⁻³	0.040	0.0196	15.900	18.452	0.000	0.000
4	Grey seals	2.68 × 10 ⁻⁴	8.73 × 10 ⁻⁴	0.040	0.018	13.230	16.008	0.000	0.000
5	Diving seabirds	1.50 × 10 ⁻²	9.80 × 10 ⁻³	0.090	0.090	55.000	55.013	0.000	0.000
6	Surface feeders seabirds	2.08 × 10 ⁻³	1.27 × 10⁻²	0.090	0.180	65.000	30.449	0.000	0.000
7	Benthopelagic cephalopods	1.36 × 10 ⁻²	1.70 × 10 ⁻²	2.800	2.782	15.000	14.641	0.430	0.630
8	Benthic cephalopods	6.22 × 10 ⁻³	7.65 × 10 ⁻³	3.500	3.500	15.000	14.602	0.918	0.948
9	Fish, mackerel	2.39 × 10 ⁻¹	2.30 × 10 ⁻¹	0.828	0.834	4.400	4.397	0.990	0.997
10	Fish, European seabass	1.86 × 10 ⁻²	1.63 × 10 ⁻²	0.540	0.532	3.200	3.088	0.431	0.439
11	Fish, sharks and rays	1.20 × 10 ⁻¹	1.64 × 10 ⁻¹	0.300	0.291	2.440	2.278	0.128	0.132
12	Fish, Atlantic cod	1.97 × 10 ⁻²	6.87 × 10⁻²	1.200	1.200	4.500	4.500	0.445	0.582
13	Fish, whiting	6.80 × 10 ⁻³	2.84 × 10⁻²	1.070	2.401	4.709	10.577	0.987	0.998
14	Fish, Atlantic horse mackerel	1.41 × 10 ⁻¹	6.36 × 10 ⁻²	0.554	0.563	2.438	2.458	0.990	0.999
15	Fish, gurnard	6.30 × 10 ⁻³	8.69 × 10 ⁻³	0.550	0.538	4.750	4.500	0.001	0.001
16	Fish, pouting	1.66	3.85	1.319	1.319	8.973	8.973	0.037	0.098
17	Fish, poor cod	8.60 × 10 ⁻³	1.64 × 10 ⁻³	1.500	1.670	8.973	9.693	0.962	0.998
18	Fish, European pilchard	4.76	3.68	0.988	1.044	7.204	7.447	0.990	0.997
19	Fish, European sprat	1.08 × 10 ⁻¹	1.28 × 10 ⁻¹	1.340	1.329	11.590	11.386	0.990	0.999
20	Fish, piscivorous	2.42 × 10 ⁻¹	4.86 × 10 ⁻³	0.870	1.025	5.110	5.537	0.990	0.995
21	Fish, planktivorous	8.19 × 10 ⁻¹	7.22 × 10 ⁻¹	1.040	1.091	8.380	8.621	0.990	0.995
22	Fish, benthos feeders	1.21	2.50	0.920	0.905	2.990	2.634	0.990	0.997
23	Fish, sea bream	2.98 × 10 ⁻²	8.33 × 10 ⁻²	0.575	0.566	4.470	4.291	0.298	0.319
24	Fish, sole	5.07 × 10 ⁻²	9.80 × 10⁻²	0.700	0.700	3.200	3.200	0.990	0.999
25	Fish, European plaice	2.16 × 10 ⁻²	5.33 × 10 ⁻²	0.850	0.850	3.420	3.333	0.990	0.997
26	Fish, other flatfish	6.18 × 10 ⁻³	2.70 × 10⁻²	0.820	1.094	4.480	3.354	0.990	0.990
27	Benthic invertebrate, predators	2.94	3.01	2.240	2.888	11.200	14.438	0.978	0.993
28	Benthic invertebrate, filter feeders	3.12	4.78	2.400	3.267	12.000	16.337	0.990	0.999
29	Benthic invertebrate, bivalves	19.50	42.90	0.600	1.201	3.000	6.004	0.013	0.014
30	King scallops	7.70 × 10 ⁻¹	7.43 × 10 ⁻¹	0.900	0.889	4.500	4.447	0.580	0.588
31	Benthic invertebrate, deposit feeders	3.57	2.98	2.900	3.047	14.500	15.234	0.990	0.994
32	Suprabenthos	2.00	1.71	5.660	5.819	28.300	29.097	0.990	0.994
33	Meiofauna	9.70 × 10 ⁻¹	1.06	15.000	15.057	42.857	43.021	0.990	0.991
34	Zooplankton	1.72	1.79	50.000	47.448	150.000	141.803	0.882	0.998
35	Bacteria	7.50 × 10 ⁻¹	7.70 × 10 ⁻¹	72.800	72.340	145.600	144.680	0.219	0.246
36	Phytoplankton	3.24	3.24	150.000	150.000	–	–	0.758	0.997
37	Detritus	19.00	19.24	–	–	–	–	–	–

2014). Abundance for harbour seals (*Phoca vitulina*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) were derived from telemetric surveys from 2007 to 2013 (Martinez et al., 2014).

For each species, the mean body weight was calculated according to its maximum body length (Trites and Pauly, 1998). To convert wet weights into carbon contents, a conversion factor of 0.1 was used (Bradford-Grieve et al., 2003). To estimate the Q/B ratio, we used the metabolic rates and the daily consumption according to the empirical equations of Boyd (2002) and Spitz et al. (2010). The P/B ratios for these four species were taken from Christensen et al. (2009). Their diet compositions were defined according to Spitz et al. (2006). Based on the aerial surveys, marine mammal distributions cover large spatial scales far beyond the Bay of Seine limits. Consequently, the proportion of prey captured outside the area was considered as imports in their diet (Table 2, Appendix A in Supplementary material).

2.4.3. Fish compartments

Abundance data for fish were collected from the GOV (“Grande Ouverture Verticale” = high opening) bottom-trawl survey conducted annually in October by IFREMER in the eastern English Channel and the south of the North Sea since 1988 (Channel Ground Fish Survey, CGFS). Data were averaged over 3 years (from 2010 to 2013). Fish were grouped into 6 functional groups: sharks and rays, gurnards, piscivorous, planktivorous, benthos feeders, and other flatfish. Moreover, mackerel (*Scomber scombrus*), European sea bass (*Dicentrarchus labrax*), Atlantic cod (*Gadus morhua*), whiting (*Merlangius merlangus*), Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachurus*), pouting (*Trisopterus luscus*), poor cod (*Trisopterus minutus*), European pilchard (*Sardina pilchardus*), European sprat (*Sprattus sprattus*) sea bream (*Spondyliosoma cantharus*), common sole (*Solea solea*), and European plaice (*Pleuronectes platessa*) formed 12 single-species compartments. These 12 species are either commercial

Table 2

General system statistics and ENA indices for the BOWF model compared to values obtained for similar Northern European systems. The Total System Throughput (T., gC m⁻² year⁻¹) was calculated as the sum of all the flows in the food web. The Finn's Cycling Index (FCI) gives the percentage of all flows generated by cycling. The Ascendency (A) is a measure of the system activity (Total System Throughput) linked to its degree of organization (Average Mutual Information) and is given in gC m⁻² year⁻¹.

Ecosystems	T.	A	FCI	Biomass/Throughput	Total living biomass	Reference for Ecopath models
Seine estuary	4584.92–1161.05	1442.60–6058.60	3.65–20.65	0.07–0.022	10.23–40.40	Tecchio et al. (2015)
Bay of Somme	2312.10	2401.60	12.20	0.01	27.44	Rybarczyk et al. (2003)
BOWF model	1607.62	1869.10	9.16	0.03	48.12	
REEF scenario	1831.93	2156.90	12.86	0.04	74.73	
Dublin Bay	724.69	848.50	31.90			Wilson and Parkes (1998)

species or species known to be attracted by the reef effect. Therefore, they were not aggregated with the other compartments in order to see in details the potential impact of the MRE.

Fish body wet weights (originally in kg km^{-2}) were converted to carbon contents using a conversion factor of 0.11 (Oguz et al., 2008). Q/B and P/B ratios were taken from Mackinson and Daskalov (2007). The diet compositions were retrieved from the literature (Cachera, 2013). Landings data were obtained from the Fisheries Information System of IFREMER (<http://sih.ifremer.fr/>).

2.4.4. Invertebrate compartments

2.4.4.1. Cephalopods. Abundance data (in kg km^{-2}) for cephalopods were also collected from the GOV bottom-trawl survey CGFS and averaged over 3 years (from 2010 to 2013). Cephalopods were divided into 2 groups: “Benthic cephalopods” composed of *Loligo* sp. and *Allotheuthis* sp., and “Benthic cephalopods” composed of *Sepia officinalis*. Conversion factors of 0.192 and 0.402 were used to convert wet weights into dry weights and then into carbon contents, respectively (Brey et al., 2010). Q/B and P/B ratios were taken from Sanchez and Olasso (2004). Landings data were taken from the Fisheries Information System of IFREMER (<http://sih.ifremer.fr/>). Diet compositions were retrieved from the literature (De Pierrepont et al., 2005; Daly et al., 2001).

2.4.4.2. Benthic invertebrates. Benthic invertebrates were sampled over 27 stations with a 0.1 m^2 Day grab in June 2009. Three replicates were collected at each station. Species were grouped into 4 compartments: “predators”, “filter feeders”, “bivalves” and “deposit feeders”. Bivalves were not aggregated with the filter feeders to investigate in more details their importance in the functioning of the trophic web as well as to test the hypothesis of Norling and Kautsky (2008). In addition, king scallop (*Pecten maximus*) was included as a single-species compartment given its economic value. Ash-free dry weights were converted to carbon contents using a conversion factor of 0.518 (Brey, 2001). P/B and Q/B were taken from Le Loc’h (2004) and Brey (2001), and diet compositions were taken from Rybarczyk and Elkaïm (2003).

2.4.4.3. Suprabenthos. The suprabenthos is defined as living organisms in the water layer immediately adjacent to the bottom that make daily vertical migrations and/or seasonal movements at varying distances from the bottom (Brunel et al., 1978) (e.g. mysids, cumaceans, isopods and amphipods). Abundance data were collected from Vallet (1997) that studied suprabenthos all across the English Channel. P/B and Q/B ratios were taken from Brey (2001) and Le Loc’h (2004), and the diet composition was obtained from Lobry et al. (2008). Ash-free dry weights were converted to carbon contents using a conversion factor of 0.518 (Salonen et al., 1976 in Brey 2001).

2.4.4.4. Meiofauna. The values of mean annual biomass of meiofauna, the P/B ratio and Q/B were obtained from the literature (Ratsimbazafy, 1998; Chardy and Dauvin, 1992; Le Loc’h, 2004).

2.4.5. Zooplankton

Mean annual biomasses of zooplankton were collected from the Seine Aval I programme. P/B and P/C ratios were obtained from another study focused on the Eastern part of the Bay of Seine (Rybarczyk and Elkaïm, 2003).

2.4.6. Bacteria

The benthic bacterial biomass, P/B, and Q/B ratios were taken from Chardy (1987), McIntyre (1978), and Mackinson and Daskalov (2007), respectively.

2.4.7. Phytoplankton

The phytoplankton biomass and P/B ratio were taken from data collected in the Bay of Seine by Baehr et al. (2014) and Souissi (2007).

2.4.8. Detritus

The mean annual biomass of dead organic matter was obtained from a study focused on the Eastern part of the Bay of Seine (Seine Aval I programme).

2.5. Balancing the Ecopath model

To obtain a mass-balanced model, inputs (i.e. B, P/B, Q/B, EE, and diets) were slightly and manually modified to satisfy the constraint of Ecotrophic Efficiency lower than 1. We also checked that physiological rates were within the known limits for each functional group: (1) P/Q of 0.1–0.3 for consumers, and (2) respiration/biomass (R/B) ratios of 1–10 for fish groups. Biomass accumulation and net migration were both set to zero. The EwE pedigree routine was used to quantify the input parameter uncertainties (Christensen and Walters, 2004). It helped to identify the least certain parameters that should be modified first to achieve mass balance. The balancing approach that we used was top-down, starting with the top predator groups and moving down the food web to balance inconsistencies. When modifications of the data had to be performed, diet compositions (DC) were modified first, and then ratios of P/B and Q/B. Biomasses (B) were considered as less uncertain, and thus were modified the last during the balancing process.

Biomasses of the small pelagic fish and flatfish were left to be estimated by the model after setting their Ecotrophic Efficiency to 0.99 given their high exploitation rate. The estimated biomasses were higher than the input data first entered during model construction for those two groups. This can be partly explained by the fact that the GOV bottom-trawl deployed during the Channel Ground Fish Survey by IFREMER is not fully adapted to capture these species, the abundance of which is thus likely to be underestimated. In the same way, the deposit feeders and suprabenthos biomasses were also left to be estimated by the model assuming an Ecotrophic Efficiency of 0.99.

2.6. Simulating the “reef effect” due to the wind farm implantation using ecosim simulations

The Ecosim module was used to analyse the potential impacts of biomass accumulation on hard substrates represented by the wind turbines and the scour protections on the structure and functioning of the local trophic web during the operational phase. The dynamic routine of the EwE package, Ecosim allows to describe temporal changes of the system variables (biomass, fishing, predation) starting from the initial Ecopath model (Walters et al., 1997; Christensen and Walters, 2004). The Ecosim equation that models the biomass growth rate for each group (i) is:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + E_i) B_i \quad (4)$$

where I_i and E_i are the immigration and emigration rates, M_i is the natural mortality, and F_i is the fishing mortality (Walters et al., 1997; Christensen and Walters, 2004). Calculations of the consumption rates (Q_{ij}) are based upon the “foraging arena” theory, in which the biomass of i is divided between available prey (vulnerable fraction, V_i) and unavailable prey (non-vulnerable fraction, $B_i - V_i$). A low value of vulnerability will indicate a “bottom-up” controlled interaction, while a high value of vulnerability will indicate that mortality of the prey is controlled by the predator biomass, as in a “top-down” control (Ahrens et al., 2012).

Ecosim was used to build another Ecopath solution, derived from the initial Ecopath model described above. Biomasses of species that would presumably profit from the “reef effect” such as benthic invertebrates (filter feeders, bivalves, and predators), fish benthos feeders, whiting, pouting, Atlantic cod, other flatfish, sole and surface feeders seabirds, were modelled based on data from the literature (Köller et al., 2006; Reubens et al., 2011, 2013; Lindeboom et al., 2011; Krone et al., 2013a,b). Species biomasses on the turbine foundations and scour protections were calculated by multiplying the average biomass per m² found in the literature by the surface area represented by the turbine foundations and scour protections and divided by the total wind farm area at Courseulles-sur-mer. Then, the estimated increase was added to the basal biomass for each functional group susceptible to profit from the implantation of the wind farm in 2018. These changes in biomass were the main variations taken into account to drive the evolution of the system through time. Forcing time series over a period of 30 years were as such established for the biomass of the given groups: benthic invertebrates (filter feeders, bivalves, and predators), benthos feeders fish, whiting, pouting, Atlantic cod, other flatfish, sole, surface feeders seabirds. These forcing time series were responsible for a disruptive change in the biomass of the species given above. The Ecosim model were simulated over 30 years with the new biomass values for the targeted groups listed above and the original biomass values for the other functional groups in the model. In this scenario, the biomass of groups that could presumably profit from a reef effect were simultaneously increased and vulnerability was set to 2 for all groups. In this scenario, we chose to take into account all the effects (direct and indirect), not only those directly propagating from prey-predator interactions. The biomass and production of the phytoplankton was blocked at the initial value. All other parameters and ratios remained unchanged. Then, a new Ecopath model was extracted at the end of the 30 years simulation to compare the situation before (BOWF (Before Offshore Wind Farm) model described above) and after the construction of the offshore wind farms (REEF scenario).

To test the robustness of our working hypotheses, four sensitivity analyses were also performed to analyse effects of fish and benthic aggregation on the trophic web functioning, inside an OWF. These included: (1) forcing biomass dynamics of only the bivalves and filters feeders compartments through time (forcing biomass); (2) starting to increase the biomass of benthic organisms and then one year later increase the biomass of fish that would presumably profit from the reef effect in order to take into account the different species time span (time lag expected between the increase in benthic organisms and fish biomass); (3) and (4) changes, with different degree, in the vulnerability of the bivalve group. Vulnerability indicates the degree to which an increase in predator biomass will cause mortality for a prey (Christensen et al., 2008). In these two additional scenarios, we increased the vulnerability of bivalves to 5 and 10 respectively. These sensitivity analyses are presented in the Supplementary material Appendix B.

2.7. Analysing ecosystem organisation, major interactions and emergent properties

For the two Ecopath models (BOWF model and REEF scenario), the trophic level of each functional group was calculated from its diet composition matrix. It is computed as the weighted average of the trophic levels of its prey, when primary producers and non-living material are set at a trophic level of 1:

$$TL_j = 1 + \sum_{i=1}^N DC_{ji} TL_i \quad (5)$$

where DC_{ji} is the fraction of the prey i in the diet of the predator j .

Ecological Network Analysis (ENA) indices were calculated using the network analysis plug-in included in EwE (Christensen and Walters, 2004). The following ENA indices were retained:

- Total System Throughflow (TST $gC\ m^{-2}\ year^{-1}$) was calculated as the sum of the flow balance (inflow=outflow) of all compartments (Latham, 2006).
- The Total System Throughput (T, $gC\ m^{-2}\ year^{-1}$) was calculated as the sum of all the flows in the food web, characterising its overall activity and size (Latham, 2006).
- The Omnivory Index (OI) represents the trophic specialisation of the predator, assuming values close to zero when the consumer is fully specialized, feeding on a single trophic level, and higher values when the predator feeds on several trophic levels (Pauly et al., 1993).
- The System Omnivory Index (SOI) was calculated as the average of the OIs of the individual group, weighted by the logarithm of each consumer intake (Pauly et al., 1993; Christensen and Walters, 2004). It is both a measure of the predators trophic specialisation in terms of trophic levels and an indicator of the structure and complexity of a trophic network, assuming that high values of SOI correspond to a web-like structure and low values of SOI to a chain-like structure (Libralato, 2008). For instance, marine ecosystems of the northern Europe have a SOI ranging from 0.14 to 0.36 (Mackinson and Daskalov, 2007).
- The Finn's Cycling Index (FCI) gives the percentage of all flows generated by cycling (i.e. the percentage of carbon flowing in circular pathways) (Finn, 1980).
- The Ascendency (A) is a measure of the system activity (Total System Throughput) linked to its degree of organization (Average Mutual Information; AMI) (Ortiz and Wolff, 2002). This index was related to the developmental status or maturity of an ecosystem (Ulanowicz, 1986).
- The Transfer Efficiency (TE) is the fraction of total flows of each discrete trophic level that throughputs into the next one (Lindeman, 1942). The “Lindeman spine plot” is a representation of trophic transfers into a linear food chain. It includes the fraction of the biomass directed to detritus by each discrete trophic level (“flow to detritus”) and the transfer efficiency from one level to the next one.

The Mixed Trophic Impact (MTI) routine was applied to evaluate the impacts of direct and indirect interactions in the food web. This analysis shows the theoretical impact that a slight increase in the biomass of one group would have on the biomasses of all the other groups in the system (Ulanowicz and Puccia, 1990). Although this is a static analysis that does not account for temporal scale changes, the MTI can be used as a sensitivity analysis to explore possible impacts of moderate biomass variations. The Keystone Index was calculated for each functional group, to identify which groups possess a high overall effect on the other groups compared to their relatively low biomass. Calculations were made according to the index defined by Libralato et al. (2006). This analysis uses the MTI matrix to calculate an index summarising the impact that a minimal variation of biomass of a particular group would have on the biomasses of the other groups in the system. The Detritivory/Herbivory ratio (D/H) is the ratio between values of detritivory flows (from detritus to trophic level II) and herbivory flows (from primary producers to trophic level II) (Ulanowicz, 1992). The proportion between biomass of fish groups and biomass of invertebrate groups was also calculated.

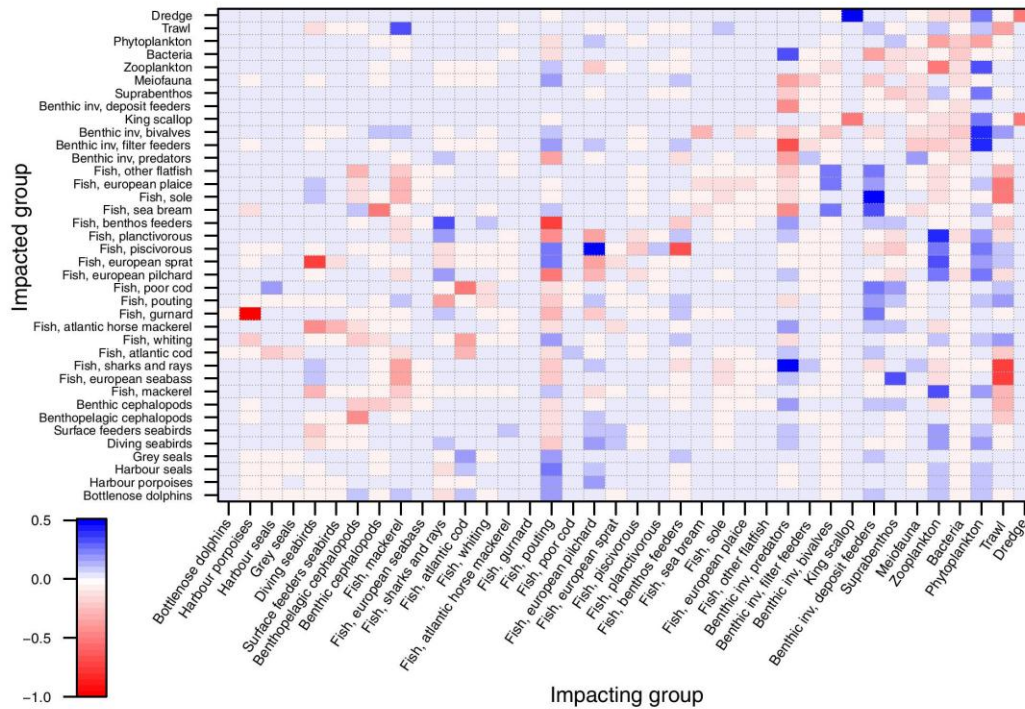


Fig. 3. Mixed Trophic Impact (MTI) analysis performed on the BOWF model. Negative (red cells) and positive (blue cells) overall impacts are represented. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

3. Results

An Ecopath model (BOWF model) of the area was constructed using data from local sampling surveys or from similar ecosystems. Another Ecopath model (REEF scenario) was derived after simulating 30 years of dynamic evolution of the area following the construction of an offshore wind farm and the increase in hard substrates causing a reef effect (i.e. aggregation of biomass).

3.1. Compartments' ecological roles before the installation of the offshore wind farm

The overall pedigree index value calculated for the BOWF model before the implantation of the offshore wind farm was 0.523.

The functional group dominating in biomass was "bivalves" (mostly composed of the clam *Polittapes rhomboides*), which represented 42% of the total living biomass of the system (Table 1). The functional groups contributing most to total throughflows were zooplankton, bacteria, and bivalves, with contributions of 36%, 15%, and 8%, respectively.

The trophic level of functional groups ranged from TL=1 for primary producers and detritus, as imposed by construction, to a maximum of 4.8 for grey seals in the BOWF model (Table 1, Appendix A in Supplementary material). Other marine mammals (i.e. bottlenose dolphins, harbour porpoises and harbour seals) ranked just below as top predators in the trophic webs. The omnivory of the functional groups, estimated by the Omnivory Index (OI), was low overall (0.001–0.474), except for surface-feeding seabirds (OI=0.757) (Table 1, Appendix A). These low values indicate a general dietary specialisation of the fauna, each functional group feeding on a narrow range of trophic levels.

The MTI analysis highlighted that benthic invertebrate predators negatively affected benthic invertebrate filter feeders, bivalves, deposit feeders, suprabenthos and meiofauna (Fig. 3). Other predators (such as sea bream or flatfish), also feeding on those benthic invertebrates and thus considered as competitors, responded negatively to an increase of benthic invertebrate predators' biomass. In fact, functional groups benefiting from an increase in benthic organisms' biomass (predators, filter feeders and bivalves) were some fish species (i.e. flat fish and sea bream), marine mammals and seabirds. Pouting exerted a widespread influence over the trophic web, due to its wide diversity of prey items (benthic invertebrate deposit feeders, filters feeders, and predators, pilchard, sprat, and planktivorous fish).

The keystone index was highest for pouting (0.095) and for benthic invertebrate predators (0.059), which also presented the maximum values of relative total impact (Fig. 4; Table 1, Appendix A in Supplementary material). Another group with relatively high keystone index and low biomass was the harbour porpoise.

3.2. Ecosystem structural features after the installation of the wind farm

Based on the simulation of the wind farm presence, the REEF scenario, Ecosim generated a variation in biomass of the functional groups for which the biomass inputs were not set *a priori*.

An increase in substrates available for epibenthic sessile organisms and fish after the wind farm construction implied an increase of the total system biomass by 40%. First, for those functional groups for which we calculated an accumulation of biomass on new substrates, the new biomass values increased by a factor of 6 for the surface feeders seabirds (dominated by *Larus sp.*), 3.5 for the Atlantic

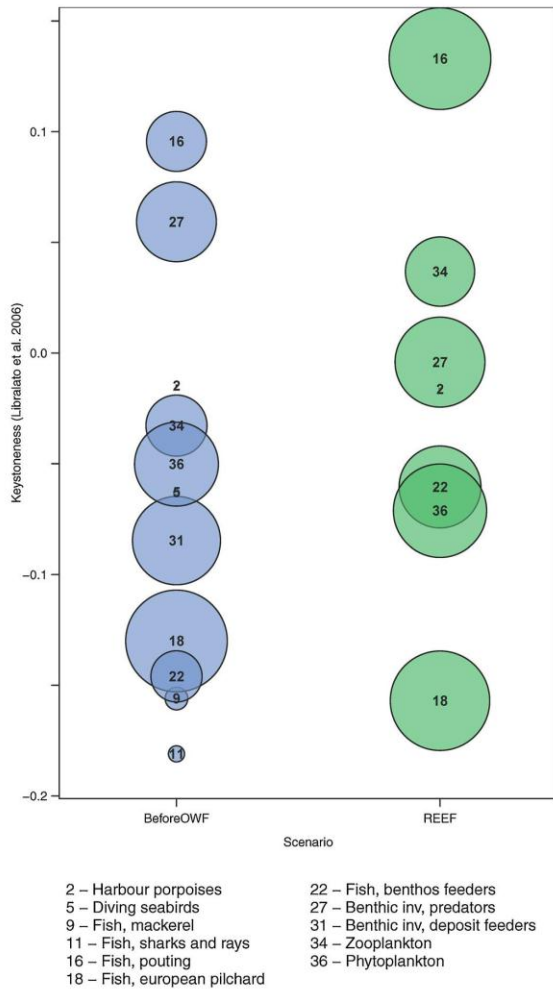


Fig. 4. Keystoneness index calculated for the two Ecopath models (“before” and “after” the construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm; BOWF model is in blue and REEF scenario is in green). The size of the circles is proportional to the functional group biomass. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

cod, 4 for whiting, 2 for pouting, 2 for fish benthos feeders (dominated by *Callionymus* sp), 2 for sole, 4 for other flatfish (dominated by *Limanda limanda*), 1.5 for benthic invertebrate predators (dominated by the omnivorous species *Psammechinus miliaris*), 1.5 for filter feeders (*Balanus* sp), and 2 for bivalves (dominated by *Mytilus edulis*) (Table 1).

For groups whose biomass was not forced, the construction of the wind farm induced an increase in the biomass of all top predators, except for “diving seabirds” (Table 1). The biomass of sea bream and plaice were higher in the REEF scenario than in the BOWF model (approximately 3 times higher, respectively; Table 1). In contrast, Atlantic horse mackerel, poor cod, and piscivorous fish declined strongly (55%, 81%, and 97%, respectively, Table 1). The biomass of benthic invertebrates, deposit feeders and suprabenthos also decreased in the REEF scenario (17% and 15% reduction, respectively). The ratio of fish biomass over invertebrate biomass was reduced by approximately 34% between the two periods (BOWF

model/REEF scenario). This was related to the strong increase in benthic invertebrate biomass that was multiplied by approximately 2 in the REEF scenario, while fish biomass was multiplied by 1.1 only.

The keystone index varied between the two periods as biomasses changed (Fig. 4; Table 1, Appendix A in Supplementary material). Pouting was the functional group with the highest keystone index in the two scenarios. In the BOWF model, benthic invertebrate predators occupied the second place followed by harbour porpoise whereas in the REEF scenario, zooplankton occupied the second place and was followed by benthic invertebrate predators.

The total ecosystem activity (T), representing the sum of all flows in the system, increased between the two periods by approximately 13.96% (Table 2). The System Omnivory Index (SOI) of the 2 trophic webs increased by 15.03% (from 0.173 to 0.199) between the two periods. This increase was related to the variations of pouting omnivory (i.e. increased by a factor of 3). The Finn’s Cycling Index (FCI) increased by 40% between the two scenarios (Table 2). This result is in line with the increase of detritivory (mainly due to benthic invertebrate predators and filter feeders), which doubled. The Ascendency (A) increased by 15% (Table 2). The Transfer Efficiencies (TE) showed a similar pattern in between the two periods, decreasing with Trophic Level (TL) in the two models (Fig. 5). However, values were slightly lower in the REEF scenario.

The comparison of compartment throughflows before and after the construction of the offshore wind farm showed that activity of top predators, except for “diving seabirds”, increased after the construction. The activity increased strongly also for the compartments sharks and rays, Atlantic cod, whiting, pouting, European sprat and sea bream, as well as for all flat fish groups (i.e. sole, plaice, and other flatfish), invertebrate predators, filter feeders and bivalves (Fig. 6). In contrast, other benthic groups such as king scallop, deposit feeders and suprabenthos, reduced their overall activity once the offshore wind farm was built (Fig. 6).

The system overall EE (the percentage of production consumed by predators including fishing activities) increased by 5% between the two periods. For instance, the phytoplankton biomass and P/B remained unchanged in the REEF scenario but its EE increased by 32%. The biomasses and consumptions exerted by bivalves and benthic invertebrates filter feeders were higher in the REEF scenario than in the BOWF model, consuming more phytoplankton (e.g. up to 4 times higher for filter feeders; Table 1). The EE of these species were also higher in the REEF scenario due to the fact that they were more consumed by fish such as cod, pouting and sea bream. The EE of these fish species were also higher as they were more consumed by marine mammals. For instance, Atlantic cod was consumed approximately 5 and 3.5 times more by cetaceans and seals, respectively, after the wind farm implantation. Also, after the construction, the consumption of detritus in the system increased by 68.5%.

In terms of flow analysis, the detritivory/herbivory ratio (D/H) increased by 18.8% between the two periods. The detritivory was 1.5 times higher, and the herbivory 1.2 higher, between the two situations.

3.3. Sensitivity analyses

The results of the four scenarios (Appendix B in Supplementary material) highlight that the choices made in the “REEF” scenario were robust as they show that even considering a possible range of variability, we obtained the same main results.

For instance, for groups without forced biomass at the start of the simulation, the construction of the wind farm induced an increase in biomass, especially for top predators, in the four additional scenarios (Table 1, Appendix B in Supplementary material).

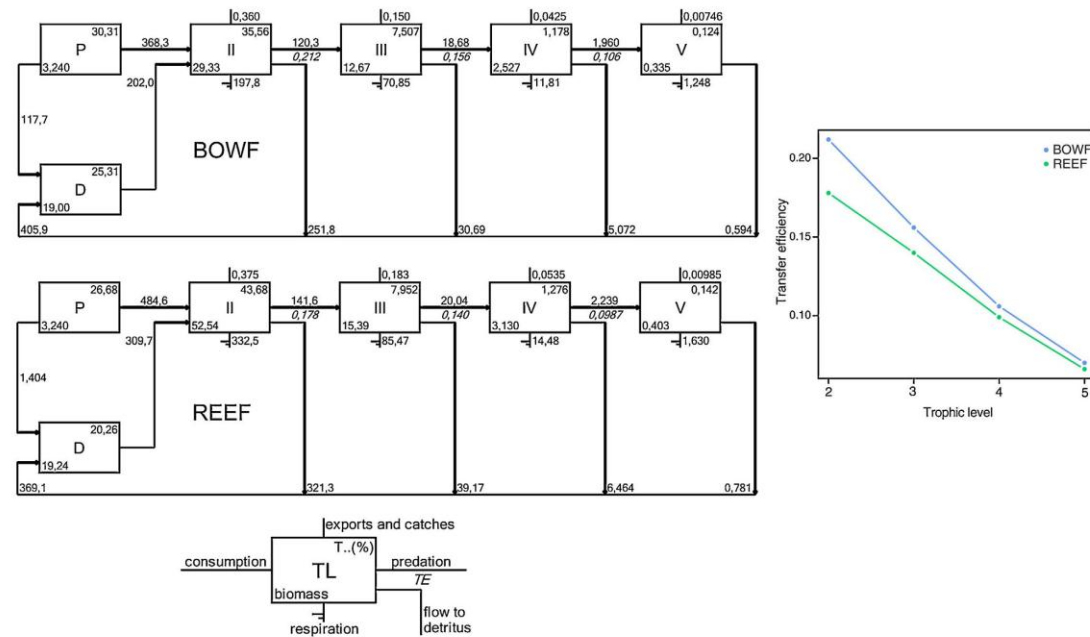


Fig. 5. Lindeman spine plot of flows and biomasses and transfer efficiencies by discrete trophic levels for the two Ecopath models.

The biomass of sea bream after 30 years of simulations were higher in the four scenarios than in the “BOWF” Ecopath model (approximately 3 times higher in the “REEF Filter Feeders” and “time lag” scenarios and approximately 4 times higher in the “REEF Bivalve V5” and “V10” (Table 1, Appendix B in Supplementary material)). On the same line, the biomass of plaice was higher in the four scenarios compared to the BOWF Ecopath model (approximately 3 times higher). This generalized increase in apex predators was congruent with the one highlighted under the “REEF” scenario. However, in the “REEF Filter feeders”, the biomass of predatory fish (cod, whiting) increased, but this increase was inferior to the input that we originally entered for the “REEF scenario”. The difference can be explained because EwE takes into account only prey-predator interactions and does not take into account other indirect effects such as the reserve effect that exist in the park where biomass sampling was performed.

In terms of flow analysis, we observed an increase in the Detritivory/Herbivory ratio (D/H) between the BOWF model and the different scenarios (Table 2, Appendix B in Supplementary material). For instance, the D/H increased by 11%, 17%, 20% in the “REEF filter feeders”, “REEF time lag”, “Reef mussel V5”, “Reef mussel V10”, respectively. This change in D/H was in accordance with the conclusion drawn from the “Standard REEF” scenario. Other ENA indices remained mostly unchanged under the different scenarios.

4. Discussion

4.1. Food web control before the installation of the offshore wind farm

From a methodological point of view, the high value of the pedigree index indicated that the input data used in the reference Ecopath model (BOWF model) were of good quality when compared to the distribution of pedigree values for pre-existing models (Morissette, 2007). In fact, the pedigree index (0.523) was in

the highest part of the range (0.164–0.676) reported in Morissette (2007). Indeed, biomass data were mainly obtained from local, highly replicated, and detailed samplings and the diet compositions of the main fish species came from stomach content studies performed in the eastern English Channel.

The Courseulles-sur-mer food web appeared to be mainly controlled by intermediate trophic levels. First, the MTI analysis revealed that benthic invertebrate predators and pouting, which occupied an intermediate trophic level (TL = 3 and TL = 3.7 respectively), had a strong impact on numerous groups of both higher and lower trophic levels in the system. For instance, pouting supported a high diversity of predators (i.e. marine mammals, cephalopods, elasmobranch and teleosts) and fed mainly on benthic invertebrate predators (i.e. crustaceans), filter feeders, and suprabenthos. This result concurred with the high ranking of pouting in the key-stoneness index (Table 1, Appendix A in Supplementary material). A keystone group is defined as a group having a high structuring impact on the other groups, despite a relatively low biomass (Power et al., 1996). Since pouting biomass was high (3.85 gC m⁻² year⁻¹), this group was likely to be a key structuring group in the system rather than a keystone group *sensu* Power et al. (1996). These results suggest a possible “wasp-waist” control of the system by intermediate trophic levels (Cury, 2000). In “wasp-waist” systems, the flow of energy is controlled by the mid-trophic levels rather than the bottom or top organisms. The mid-trophic levels exert top-down control on zooplankton and benthic groups, and bottom-up control on top predators (Cury, 2000). This type of control has generally been demonstrated to be the norm for small plankton-feeding pelagic species, such as anchovies and sardines, in upwelling pelagic ecosystems around the world (Cury, 2000; Coll et al., 2006; Bakun, 2006). The role played by pouting, a demersal species, was hence an original feature of the Courseulles-sur-mer food web. Pouting could be considered as a benthic equivalent of sardines but with a higher position in the food web compared to examples involving small pelagics. However, these results are only

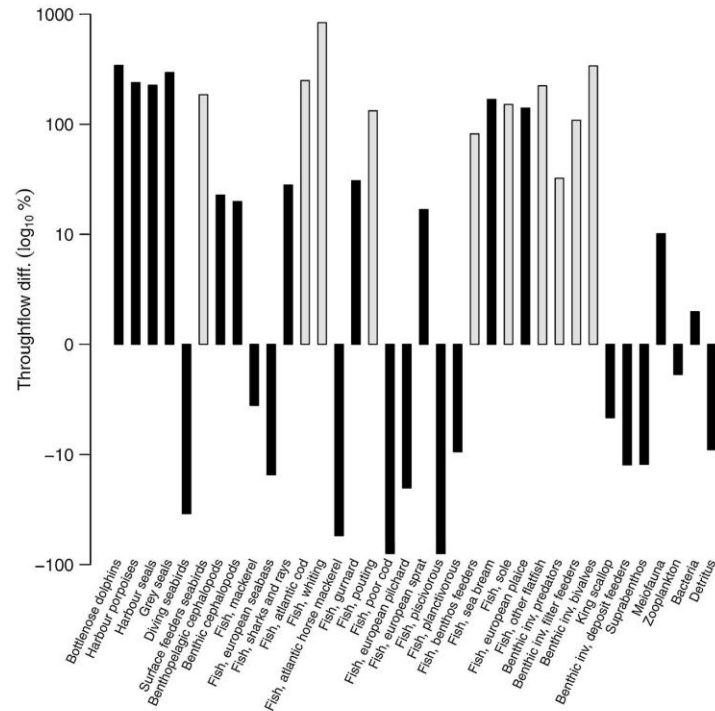


Fig. 6. Differences in compartment throughflows between the two Ecopath models. Note that the y-axis scale is log-transformed, and that this percentage analysis did not consider the difference in absolute values between functional groups. Grey bars identify functional groups for which the biomasses were set to their accumulated maximum during the Ecosim 30-years simulation of 'Reef Effect'. Black bars represent groups for which variations in biomass were an output of the simulation.

based on the MTI and Keystoneness analysis that are interrelated and must be taken with caution.

4.2. Potential impacts of the reef effect inside the offshore wind farm on the trophic web functioning

As the results show that even considering a possible range of variability through the 4 variants of the "REEF" scenario, we obtained the same main results, we choose to discuss only the results of the "REEF" scenario (Appendix B in Supplementary material).

The construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm was suspected to increase detritivory in the food web. As expected, the D/H ratio changed positively between the two periods, underlying the importance of the trophic interactions involved in the detrital chain (Dame and Christian, 2007). This was related to the higher consumption of detritus by benthic organisms and might confirm the hypothesis of Norling and Kautsky (2007, 2008), by which blue mussels expansion could be responsible for a shift from primary producers and grazers dominated food chains towards a more detritus feeding community. Sessile organisms, such as blue mussels colonizing the 75 turbines, are indeed expected to enhance the benthic production of food for fish and benthic organisms through the deposition of organic matter such as feces and dead organisms (Wilhelmsson et al., 2006; Maar et al., 2009). Wind turbines and scour protections were identified as offering particularly favourable substrates and feeding conditions for blue mussels in field studies (Wilhelmsson et al., 2006; Wilhelmsson and Malm, 2008; Maar et al., 2009; Krone et al., 2013a,b). Bivalves can form dense belts and, in some cases, account for almost 97% of the total

epibenthic biomass on foundations (Maar et al., 2009). According to Maar et al. (2009), wind turbines can support a mussel biomass ten times higher per unit area than the one observed on bridge pilings in the same region, and the growth of blue mussels on turbines can also double the biomass of filter feeders in a wind farm area as a whole compared to the situation before its construction. Another potential effect suggested in the literature is an input of organic material from fish and crustaceans closely associated with the turbines as well as an entrapment of organic material by the turbines themselves, contributing to an enrichment of the seabed and enhancing the abundance of deposit-feeding organisms and their predators (Maar et al., 2009; Wilhelmsson et al., 2010). This material is suggested to provide an additional source of food, and more importantly, a different "food quality" (Köller et al., 2006). In soft bottom communities, filters and detritus feeders feed on small particulate matter deposited on the seabed (Köller et al., 2006). Köller et al. (2006) stated that this different quality of food coming from the wind turbines was responsible for a "shortcut within the food web" because this resource was consumed by larger predators and scavengers. Other effects suggested in the literature, but that could not be demonstrated here, as our flows were only in carbon currency, are that the increase in filter feeders' biomass, and more particularly in blue mussels, could imply an increased excretion of ammonium as well as a clearer water (reduction of water turbidity), which in turn could lead to an increase in growth rates of phytoplankton and filamentous algae (Kautsky and Evans, 1987; Prins and Smaal, 1994; Norling and Kautsky, 2008).

The introduction of turbines with their associated scour protections generated an additional source of food in the ecosystem. Habitats created by the monopile foundations and the fauna they

harbour were responsible for an increase in the system total biomass. Possibly due to the biomass modifications, EE values (the percentage of production consumed by predators) of the whole ecosystem showed an increase of 5%. This result can be explained by the increase in predation exerted by the species attracted by the reef effect. For instance, our model showed that the benthic invertebrates colonising the monopile foundations served in turn as food resources for other species such as poutings and sea breams. The related increases in pouting, cod and sea bream biomass was *in fine* beneficial to their predators, notably marine mammals. These results confirm the hypothesis enounced in the introduction of this study that the benthic biomass increase acts as an additional prey resource for higher trophic levels up to apex predators (Lindeboom et al., 2011; Scheidat et al., 2011). This result was also in line with the stomach content analyses of Reubens et al. (2011), who demonstrated that pouting fed on the macrobenthos produced on the Thornton bank wind turbines in the Belgian part of the North Sea. For instance, the amphipode, *Jassa herdmani*, presented a numerical abundance index of 84.6% and it was the most important prey species of the pouting dietary composition (Reubens et al., 2011). Moreover, it could be assumed that seabirds strongly profit from additional biomass of epifaunal bivalves on the 75 turbines as they would become easily available. These basic parameters estimates analysis was to some point consistent with the relatively low values of SOI indicating a chain-like structure both before and after the installation of the offshore wind farm.

According to our model, the “reef effect” generated by the construction of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm was predicted to have a relatively limited impact on the structure and flow pattern of the local food web. The comparison of the ENA indices (total ecosystem activity (T.), system omnivory index (SOI), ascendancy (A) and keystoneity) between the BOWF model and the REEF scenario showed small variations between the two periods. Furthermore, the transfer efficiencies (TE) decreased in parallel with TL in the 2 models indicating that the compartments, although exposed to an increase in biomass of some specific groups, behaved functionally in a similar way under the two scenarios. Ecopath is a single solution model and so direct statistical comparisons were not possible. As network indices of ascendancy are scaled according to log values of combinations of flows, small changes expressed in percentages could reflect much larger disparities, and hence larger ecological changes (Ulanowicz 1986; Baird and Ulanowicz, 1993). In addition, the ENA results from the BOWF model and the REEF scenario can be compared with other ecosystems studied with the same methodology (Ecopath) and located in the same biome, such as the Bay of Somme (Rybarczyk et al., 2003), the Dublin Bay (Wilson and Parkes, 1998), and the Seine Estuary (Tecchio et al., 2015). Values of ENA indices in both situations for the Courseulles-sur-mer area remained in the range delimited by these similar ecosystems, suggesting no major trophic structural and functional shift due to the installation of an offshore wind farm (Table 2).

4.3. Advantages and limitations of the EwE models

Conceptually, the main asset of this study was to lay the foundations defining an ecosystem-based approach to marine renewable energy management, in line with what has been done during the last 20 years in the Ecosystem Approach to Fisheries (Garcia et al., 2003). Previous studies have largely focused on the conservation of some groups of valuable species and their habitats only. The proposed model considered the full range of size classes of biota, from prokaryotes to apex predators, for a representative site of the eastern Bay of Seine basin: the Courseulles-sur-mer offshore future wind farm. The approach for this specific site can then be transposed to other wind farm projects in the English Channel and broadly to other shallow and macrotidal seas of temperate

latitudes. Applying this modelling method can enrich the field of environmental impact studies on future offshore wind farms and, more generally, on marine renewable energy sites.

Models for offshore wind farms are by definition atypical due to their intrinsic small spatial scale (here, 50 km²) with one of the main drawbacks being the fact that the population dynamics and home range of mobile species vastly exceed the limits of wind farm sites. Here, as a partial solution, we considered trophic transfers outside the area of the Courseulles-sur-mer offshore wind farm for marine mammals and seabirds by setting imports in the diet composition matrix. This limitation is common to all Ecopath small-scale models (e.g. marine protected areas (Albouy et al., 2010; Colléter et al., 2012; Valls et al., 2012)). Regarding community changes, our choice here was to use estimates derived from the literature and expert knowledge and not from complex models. This option was relevant here as a lot of information coming from the offshore wind farms already in operation could be extracted and helped formulating meaningful hypotheses. Another possibility would have been to use these data for calibrating a community model predicting the changes in existing species and at the same time the arrival of new species around the turbines. Finally, the BOWF model and REEF scenario could not simulate all possible impacts generated by the increased biomass of mussels on biogeochemical process such as the excretion of ammonium as our model is based only on carbon flows.

5. Conclusions

This ecosystem-based approach of offshore wind farm impacts showed (1) an original control of the Courseulles-sur-mer site food web by pouting at the intermediate trophic levels, indicating a potentially “wasp-waist” controlled food web, (2) that the anticipated increase of mussel biomass after the offshore wind farm construction is predicted to lead to a food web dominated by detritivory, as hypothesized by Norling and Kautsky (2008), and (3) that the anticipated increase in benthic invertebrate and benthos feeding fish biomass, in response to the reef effect, is predicted to attract and benefit to apex predators, as hypothesized by Lindeboom et al. (2011) and Henkel et al. (2014). By combining the data collected on various ecosystem components, we determine in this study how the local food web structure and function may change 30 years after the installation of the offshore wind farm. The Ecopath models built in this study can thus be useful to interpret how other threats, such as climate change or restrictions of fisheries activities within the offshore wind farm limits, can further affect the trophic web structure and functioning. This study could be considered as a first step in using food web models to assess offshore wind farm impacts on the whole ecosystem.

Acknowledgements

This work was co-funded by the Normandy Region and by the group “Eoliennes Offshore du Calvados” (EOC). We also acknowledge, for their help in compiling the datasets and for giving expert advices: Georges Safi and Jean-Paul Robin (UMR BOREA, Caen), Alexandrine Baffreau, Sandric Lesourd and Maxime Navon (UMR M2C, Caen), Ludivine Martinez, Jérôme Spitz and Charlotte Lambert (Observatoire PELAGIS, La Rochelle), Francis Gohin and Maria Ching Villanueva (IFREMER, Brest), Gregory Certain (Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala), James Jean Baptiste (Groupe Ornithologique Normand, Caen) and Nicolas Bacq (Groupement d'Intérêt Public “Seine-Aval”). This work was an introduction to the project Trophik (ANR/FEM EMR-ITE 2015).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.037>.

References

- Ahrens, R.N.M., Walters, C.J., Christensen, V., 2012. Foraging arena theory. *Fish Fish.* 13, 41–59.
- Albouy, C., Mouillot, D., Rocklin, D., Culioli, J.-M., Le Loc'h, F., 2010. Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 412, 207–221.
- Andersson, M.H., Öhman, M.C., 2010. Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Mar. Freshw. Res.* 61, 642–650.
- Baehr, A., Menet-nedelec, F., Riou, P., Fontaine, B., Francoise, S., Gangnery, A., Jacqueline, F., Lamort, L., Lesaulnier, N., Maheux, F., Picoche, C., Pierre-duplessix, O., Rabiller, E., Simon, B., 2014. Réseau Hydrologique Littoral Normand (RHLN) – Suivi 2012. Ifremer. pp. 212.
- Bailey, H., Brookes, K.L., Thompson, P.M., 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquat. Biosyst.* 10, 1–13.
- Baird, D., Ulanowicz, R.E., 1993. Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 99, 221–237.
- Bakun, A., 2006. Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the predator pit topographies. *Prog. Oceanogr.* 68, 271–288.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U., 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 485, 199–210. <http://dx.doi.org/10.3354/meps10344>.
- Boehlert, G.W., Gill, A.B., 2010. Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography* 23, 68–81.
- Boyd, I.A., 2002. Energetics: consequences for fitness. In: Hoelzel, A.R. (Ed.), *Marine Mammal Biology an Evolutionary Approach*. Blackwell Science, pp. 247–278.
- Bradford-Grieve, J.M., Probert, P.K., Nodder, S.D., Thompson, D., Hall, J., Hanchet, S., Boyd, P., Zeldis, J., Baker, A.N., Best, H.A., Broekhuizen, N., Childerhouse, S., Clark, M., Hadfield, M., Safi, K., Wilkinson, I., 2003. P10trophic model for subantarctic water over the Southern Plateau, New Zealand: a low biomass, high transfer efficiency system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 289, 223–262.
- Brey, T., 2001. Population Dynamics in Benthic Invertebrates. A Virtual Handbook. <http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook>.
- Brey, T., Müller-Wiegmann, C., Zittler, Z.M.C., Hagen, W., 2010. Body composition in aquatic organisms—a global data bank of relationships between mass, elemental composition and energy content. *J. Sea Res.* 64, 334–340.
- Brunel, P., Besner, M., Messier, D., Poirier, L., Granger, D., Weinstein, M., 1978. Le traîneau suprabenthique MACER-GIROQ: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étagé de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Int. Rev. Hydrobiol.* 63, 815–829.
- Cachera, M., 2013. Implications of morphological and functional traits for trophic relationships within fish communities and marine trophic network architecture. Thèse de doctorat de l'Université Sciences et Technologies de Lille, France. pp. 247.
- Chardy, P., 1987. Modèle de simulation du système benthique des sédiments grossiers du golfe normand-breton (Manche). *Oceanol. Acta* 10, 421–434.
- Chardy, P., Dauvin, J.C., 1992. Carbon flows in a subtidal fine sand community from the western English channel: a simulation analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 81, 147–161.
- Christensen, V., Walters, C.J., 2004. Ecopath with ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.* 172, 109–139.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2005. *Ecopath with Ecosim: A User's Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada, pp. 154.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., Forrest, R., 2008. *Ecopath with Ecosim version 6 User Guide*. Lensfest Ocean Futures Project 2008 1–235.
- Christensen, V., Walters, C.J., Ahrens, R., Alder, J., Buszowski, J., Christensen, L.B., Cheung, W.W.L., Dunne, J., Froese, R., Karpouzi, V., Kaschner, K., Kearney, K., Lai, S., Lam, V., Palomares, M.L.D., Peters-Mason, A., Piroddi, C., Sarmiento, J.L., Steenbeek, Sumaila R., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D., 2009. Database-driven models of the world's large marine ecosystems. *Ecol. Model.* 220, 1984–1996.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., Sardà, F., 2006. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *J. Mar. Syst.* 59, 63–96.
- Colléter, M., Gascuel, D., Ecoutin, J.-M., Tiro de Morais, L., 2012. Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of marine protected area (MPA), a case study on the coast of Sénégal. *Ecol. Model.* 232, 1–13.
- Cury, P., 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in wasp-waist ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 603–618.
- Daly, H.L., Pierce, C.J., Santos, M.B., Royer, J., Cho, S.K., Stowasser, G., Robin, J.P., Henderson, S.M., 2001. Cephalopod consumption by trawl caught fish in Scottish and English channel waters. *Fish. Res.* 52, 51–64.
- Dame, J.K., Christian, R.R., 2007. A statistical test of network analysis: can it detect differences in food web properties? *Ecosystems* 10, 906–923.
- Dauvin, J.C., 2015. History of benthic research in the English channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description. *J. Sea Res.* 100, 32–45.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2008. Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English channel). *J. Sea Res.* 59, 320–326.
- Dauvin, J.C., Lozachmeur, O., Capet, Y., Dubrulle, J.B., Ghezal, M., Mesnard, A.H., 2004. Legal tools for preserving France's natural heritage through integrated coastal zone management. *Ocean Coast. Manag.* 47, 463–477.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 241–257.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., Degraer, S., 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756, 37–50.
- De Pierpont, J.F., Dubois, B., Desormonts, S., Santos, M.B., Robin, J.P., 2005. Stomach contents of English channel cetaceans stranded on the coast of Normandy. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 85, 1539.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., 2013. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels. pp. 239 (ISBN 978-90-9027-928-2).
- Finn, J.T., 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology* 61, 562–571.
- Garcia, S.M.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G., 2003. The ecosystem approach to fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap.* 443, 71.
- Garcia, C., Chardy, P., Dewarumez, J.M., Dauvin, J.C., 2011. Assessment of benthic ecosystem functioning through trophic web modelling: the example of the eastern basin of the English channel and the Southern Bight of the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 32 (Suppl. 1), 72–86.
- Gentil, F., Cabioch, L., 1997. Carte des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine et Manche centrale sud. Carte et notice explicative de la carte. Editions de la station Biologique de Roscoff. pp. 18.
- Goberville, E., Beaugrand, G., Sautour, B., Treguer, P., Somlit team, 2010. Climate driven changes in coastal marine systems of Western Europe. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 408, 129–147.
- Henkel, S.K., Suryan, R.M., Lagerquist, B.A., 2014. Marine renewable energy and environmental interactions: baseline assessments of seabirds, marine mammals, sea turtles and benthic communities on the Oregon shelf. In: Shields, M.A., Payne, A.L.L. (Eds.), *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions, Humanity and the Sea*. Springer Sciences, pp. 176.
- Heymans, J.J., Guénette, S., Christensen, V., 2007. Evaluating network analysis indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems* 10, 488–502.
- Hunt, G.L., Drew, G.S., Jahncke, J., Piatt, J.F., 2003. Prey consumption and energy transfer by marine birds in the Gulf of Alaska. *Deep Res. Part II: Topical Stud. Oceanogr.* 52, 781–797.
- IPCC, 2014. In: Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Eds.), *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 151.
- Köller, J., Köppel, J., Peters, W., 2006. *Offshore Wind Energy Research on Environmental Impacts*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 371.
- Kautsky, N., Evans, S., 1987. Circulation of matter and nutrients in a Baltic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38, 201–212.
- Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J., Schröder, A., 2013a. Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight—likely effects of offshore wind farm development. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 125, 1–9.
- Krone, R., Gutow, L., Joschko, T.J., Schröder, A., 2013b. Epifauna dynamics at an offshore foundation—implications of future wind power farming in the North Sea. *Mar. Environ. Res.* 85, 1–12.
- Langhamer, O., 2012. Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *Sci. World J.* 2012, Article ID 386713, 8.
- Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc'h, F., Bustamante, P., Certain, G., Delmas, D., Dupuy, C., Hily, C., Labry, C., Le Pape, O., Marquis, E., Petitgas, P., Pusineri, C., Ridoux, V., Spitz, J., Niquil, N., 2011. Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management. *Prog. Oceanogr.* 91, 561–575.
- Latham, L.G., 2006. Network flow analysis algorithms. *Ecol. Model.* 192, 586–600.
- Le Loc'h, F., 2004. Structure, fonctionnement, évolution des communautés benthiques des fonds meubles exploités du plateau continental Nord Gascogne. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Océanographie Biologique, Brest, France. pp. 379.
- Leonhard, S., Stenberg, C., Støttrup, J., 2011. Effect of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities Follow-up Seven Years after Construction. DTU Aqua Rep. pp. 99.
- Libralato, S., 2008. System omnivory index. *Ecol. Indic.* 4, 3472–3477.
- Libralato, S., Christensen, V., Pauly, D., 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecol. Model.* 195, 153–171.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold, M., Scheidat, M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environ. Res. Lett.* 6, 035101.
- Lindeman, R.L., 1942. The trophic dynamics aspect of ecology. *Ecology* 23, 399–418.
- Lobry, J., David, V., Pasquaud, S., Lepage, M., Sautour, B., Rochard, E., 2008. Diversity and stability of an estuarine trophic network. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 358, 13–25.
- Love, M.S., Hyland, J., Ebeling, A., Herrlinger, T., Brooks, A., Imamura, E., 1994. A pilot study of the distribution and abundances of rockfishes in relation to

- natural environmental factors and an offshore oil and gas production platform off the coast of Southern California. *Bull. Mar. Sci.* 55, 1062–1085.
- Love, M.S., Caselle, J., Snook, L., 1999. Fish assemblages on mussel mounds surrounding seven oil platforms in the Santa Barbara Channel and Santa Maria Basin. *Bull. Mar. Sci.* 65, 497–513.
- MEDDE, 2012. Energies Marines renouvelables, études méthodologique des impacts environnementaux et socio-économiques. pp. 357.
- Maar, M., Bolding, K., Petersen, J.K., Hansen, J.L.S., Timmermann, K., 2009. Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *J. Sea Res.* 62, 159–174.
- Mackinson, S., Daskalov, G., 2007. An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. *Sci. Ser. Tech. Rep. CEPAS* 142.
- Martinez, L., Falchetto, H., Pettex, E., Vincent, C., Peltier, H., Ridoux, V., 2014. Etude des mammifères marins dans le cadre du parc éolien en mer du Calvados: Analyse des données existantes, synthèse bibliographique et préconisations de suivi 122.
- McIntyre, A.D., 1978. The benthos of the western North Sea. *Rapp. P. V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 172, 405–417.
- Morel, 2013. Bilan et actualisation des études ornithologiques menées entre 2008 et 2010 par le Groupe ornithologique normand. Projet de parc éolien en mer au large de Courseulles-sur-mer (Calvados), pp. 44.
- Morissette, L., 2007. Complexity, Cost and Quality of Ecosystem Models and Their Impact on Resilience: A Comparative Analysis, with Emphasis on Marine Mammals and the Gulf of St. Lawrence Zoology. University of British Columbia, Vancouver BC, Canada, pp. 260.
- Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigra, P., Wood, D.T., Thomsen, F., 2010. Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish. COWRIE Ref: Fish 06–08.
- Nelson, B., 1979. *Seabirds: Their Biology and Ecology*. A&W Publishers Inc., New York, USA, pp. 235.
- Nilsson, S.G., Nilsson, I., 1976. Numbers, food consumption, and fish predation by birds in Lake Möckeln, Southern Sweden. *Ornis Scand.* 7, 61–70.
- Niquil, N., Chamillon, E., Johnson, G.A., Bertin, X., Grami, B., David, V., Bacher, C., Asmus, H., Baird, D., Asmus, R., 2012. The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: comparison across estuarine ecosystems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 108, 132–143.
- Niquil, N., Baeta, A., Marques, J.C., Chaalali, A., Lobry, J., Patricio, J., 2014. Reaction of an estuarine food web to disturbance: lindeman's perspective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 512, 141–154.
- Norling, P., Kautsky, N., 2007. Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 351, 163–175.
- Norling, P., Kautsky, N., 2008. Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquat. Biol.* 4, 75–87.
- OSPAR, 2008. Background document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities. OSPAR commission, pp. 50.
- Oguz, T., Salihoglu, B., Fach, B., 2008. A coupled plankton–anchovy population dynamics model assessing nonlinear controls of anchovy and gelatinous biomass in the Black Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 369, 229–256.
- Ortiz, M., Wolff, M., 2002. Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay (Chile): comparative analysis and preliminary assessment of management strategies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 268, 205–235.
- Patricio, J., Ulanowicz, R., Pardal, M.A., Marques, J.C., 2006. Ascendency as ecological indicator for environmental quality assessment at the ecosystem level: a case study. *Hydrobiologia* 555, 19–30.
- Pauly, D., Soriano-Bartz, M., Palomares, M.L., 1993. Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Christensen, V., Pauly, D. (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, 1–13.
- Petersen, J.K., Malm, T., 2006. Offshore windmill farms: threats to or possibilities for the marine environment. *Ambio* 35, 75–80.
- Polovina, J.J., 1984. Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3, 1–11.
- Power, Mary E., Tilman, David, Estes, James A., Menge, Bruce A., Bond, William J., Mills, Scott, Daily, Gretchen, Castilla, Juan Carlos, Lubchenco, Jane, Paine, R.T., 1996. Challenges in the quest for keystone. *Bioscience* 46, 609–620.
- Prins, T.C., Smaal, A.C., 1994. The role of the blue mussel *Mytilus edulis* in the cycling of nutrients in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 282, 413–429.
- Ratsimbazafy, R.A., 1998. Spectres de taille des peuplements benthiques de sables grossiers de la Manche. Thèse de doctorat, Sciences biologiques et fondamentales appliquées. Psychologies. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle, pp. 523.
- Reubens, J.T., Degraer, S., Vincx, M., 2011. Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fish. Res.* 108, 223–227.
- Reubens, J.T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S., Vincx, M., 2013. Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fish. Res.* 139, 28–34.
- Reubens, J.T., Degraer, S., Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727, 121–136. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-013-1793-1>.
- Rombouts, I., Beaugrand, G., Fizzala, X., Gaill, F., Greenstreet, S.P.R., Lamare, S., Le Loc'h, F., McQuatters-Gollop, A., Miallet, B., Niquil, N., Percelay, J., Renaud, F., Rossberg, A.G., Féral, J.P., 2013. Food web indicators under the marine strategy framework directive: from complexity to simplicity? *Ecol. Indic.* 29, 246–254.
- Rybaczcyk, H., Elkaïm, B., 2003. An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58, 775–791.
- Rybaczcyk, H., Ochs, L., Loquet, N., Elkaïm, B., 2003. Analysis of the trophic network of a macrotidal ecosystem: the Bay of Somme (Eastern Channel). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 3, 405–421.
- Salomon, J.C., Breton, M., 1991. Courants résiduels de marée dans la Manche. *Oceanol. Acta* 11, 47–53.
- Salomon, J.C., Breton, M., 1993. An atlas of long-term currents in the channel. *Oceanol. Acta* 16, 439–448.
- Sanchez, F., Olaso, I., 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol. Model.* 172, 151–174.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., van Polanen Petel, T., Teilmann, J., Reijnders, P., 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environ. Res. Lett.* 6, 025102.
- Shields, M.A., Payne, A.L.L., 2014. *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions, Humanity and the Sea*. Springer Sciences, pp. 176.
- Souissi, S., 2007. Etude du comportement natatoire, de la reproduction et du développement d'*Eurytemora affinis*: combinaison des approches expérimentale au laboratoire et in situ et modélisation. Seine-Aval Scientific Report 3, France, pp. 63.
- Spitz, J., Richard, E., Meynier, L., Pusineri, C., Ridoux, V., 2006. Dietary plasticity of the oceanic striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the neritic waters of the Bay of Biscay. *J. Sea Res.* 55, 309–320.
- Spitz, J., Mourocq, E., Schoen, V., Ridoux, V., 2010. Proximate composition and energy content of forage species from the Bay of Biscay: high or low quality food? *ICES J. Mar. Sci.* 67, 909–915.
- Tecchio, S., Coll, M., Christensen, V., Company, J.B., Ramirez-Llodra, E., Sardà, F., 2013. Food web structure and vulnerability of a deep-sea ecosystem in the NW Mediterranean Sea. *Deep Sea Res. Part I* 75, 1–15.
- Tecchio, S., Tous Rius, A., Dauvin, J.-C., Lobry, J., Lassalle, G., Morin, J., Bacq, N., Cachera, M., Chaalali, A., Villanueva, M.C., Niquil, N., 2015. The mosaic of habitats of the Seine estuary: insights from food-web modelling and network analysis. *Ecol. Model.* 312, 91–101.
- Trites, A.W., Pauly, D., 1998. Estimating mean body masses of marine mammals from maximum body lengths. *Can. J. Zool.* 76, 886–896.
- Ulanowicz, R.E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer-Verlag, New York, pp. 203.
- Ulanowicz, R.E., 1992. Ecosystem health and trophic flow networks. In: Costanza, R., Norton, B.G., Haskell, B.D. (Eds.), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington, DC, pp. 190–225.
- Ulanowicz, R.E., Puccia, C.J., 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7–16.
- Vallet, C., 1997. Le compartiment suprabenthique des fonds circalittoraux de la manche: composition faunistique et quantitative, et rôle des transferts benthos/pelagos. Thèse de doctorat en Sciences biologiques et fondamentales appliquées. Psychologie, Paris, pp. 422.
- Valls, A., Gascuel, D., Guénette, S., Francour, P., 2012. Modeling trophic interactions to assess the effects of a marine protected area: case study in the NW Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 456, 201–214.
- Walters, C., Christensen, V., Pauly, D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7, 139–172.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fish. Manag. Ecol.* 15, 369–375.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Öhman, M.C., 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 775–784.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79, 459–466.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompons, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullstrom, M., Patterson Edwards, J., Amir, O., Dubi, A., 2010. Greening Blue Energy: Identifying and Managing the Biodiversity Risks and Opportunities of offshore Renewable Energy. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 102.
- Wilson, J.G., Parkes, A., 1998. Network analysis of the energy flow through the Dublin Bay ecosystem. *Proc. R. Irish Acad.* 98B, 179.
- Wolfson, A., Van Blaricom, G., Davis, N., Lewbel, G., 1979. The marine life of an offshore oil platform. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1, 81–89.

Chapitre III : An ecosystem approach of MRE:

The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem
structure and functioning

Chapitre III: An ecosystem approach of MRE: The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem structure and functioning

Ce chapitre s'inscrit dans la continuité du premier mais présente une réflexion plus poussées aux niveaux de l'analyse des effets de l'installation des EMR sur l'écosystème par : 1) la multiplication des scénarios plausibles: des simulations à la fois de «l'effet récif» et de «l'effet de réserve» (lié à la limitation de la pêche, telle qu'elle est actuellement prévue dans certaines zones du parc) sur l'écosystème ont été réalisés; 2) la quantification de l'incertitude dans les indices ENA ; 3) l'établissement d'un lien entre les indices ENA et les théories écologiques concernant la maturité et la résilience des écosystème. Enfin, ce chapitre contribue également à la réflexion de l'utilisation des ENA comme indicateurs de santé en les confrontant à d'autres indicateurs de santé de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) tel que les indicateurs basés sur le niveau trophique moyen.

Reprenant la même procédure de modélisation que celle développée dans le chapitre précédent, deux scénarios prospectifs supplémentaires ont été construits : l'un simulant l'impact potentiel d'une restriction des activités de pêche au niveau du site d'implantation du futur parc éolien (scénario OPTIM), conformément à ce qui a été proposé par le consortium Eolienne Maritime France dans l'étude d'impact ; l'autre simulant à la fois l'effet récif et l'effet réserve (scénario COMBINED). Le modèle caractérisant le fonctionnement actuel du site (modèle Before Offshore Wind Farm) et le scénario simulant l'effet récif (scénario REEF) restent inchangés par rapport au chapitre précédent. Les indices de l'analyse des réseaux (ENA) et le Niveau Trophique Moyen (MTL) ont été analysés afin d'évaluer l'état de santé de l'écosystème avant et après l'implantation des éoliennes. Par ailleurs, une analyse des impacts potentiels de l'exploitation du parc éolien sur la maturité et la résilience de l'écoystème à également été réalisée à travers les indices ENA et autres caractéristiques fonctionnelles de l'écosystème sur les bases des théories d'Odum E.P. et d'Ulanowicz R.E. En ce qui concerne les ENA, les sorties du modèle et des trois scénarios ont été analysées en tenant compte de l'incertitude sur les données d'entrée du modèle grâce à la routine ENA tool (Guesnet et al., 2015).

Les résultats du modèle Ecopath ont mis en évidence que l'effet récif est supposé augmenter l'activité du système et certains processus écologiques tels que l'activité de recyclage et serait à l'origine d'une utilisation plus efficace de l'énergie conduisant à une augmentation de l'organisation (Ascendance) du système. Cependant, malgré la construction du parc, l'écosystème renvoie une image d'un écosystème plus mature (d'après les théories d'Odum 1969 ; 1971) et en bonne santé (Mukherjee et al., 2015).

De plus, notre étude met également en évidence que la zone de restriction des pêches actuellement proposée dans l'étude d'impact (15% de la surface totale du parc) n'aurait pas un effet significatif sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Enfin, nos résultats confirment la complexité de la dynamique des ENA et des propriétés écologiques de fonctionnement qu'ils décrivent. Ainsi, l'interprétation de leur comportement en lien avec l'état de santé de l'écosystème n'est pas toujours évidente conduisant à l'impossibilité d'une application généralisée à l'heure actuelle en tant qu'indicateurs de santé. Cependant, ces indices restent d'excellents candidats comme « indicateurs de surveillance » (Shepard et al., 2015), susceptible de détecter des changements brutaux dans le fonctionnement des écosystèmes.

Cette étude s'est focalisée sur la réponse de l'écosystème face à la construction du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer. Toutefois, conscient que cet écosystème est menacé par de multiples perturbations anthropiques et naturelles, il est nécessaire de comprendre comment ces perturbations vont interagir entre elles et quelles sont leurs conséquences sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Afin de remédier à ces limites, nous avons développé dans le chapitre suivant une approche holistique des impacts cumulés (construction du parc éolien, réchauffement climatique et pêche) à travers un autre type de modélisation, appelé modélisation qualitative. En effet, ce type de modélisation permet d'analyser la structure et la dynamique des écosystèmes en prenant en compte des processus difficiles à mesurer tout en intégrant l'homme comme une variable du système. L'attention est alors détournée de la quantification des paramètres et des variables et se focalise sur la description générale en présence-absence des interactions entre les différentes variables constituant un écosystème permettant ainsi d'intégrer des acteurs multiples.

**An ecosystem approach of Marine Renewable Energies management:
The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem structure and functioning**

Aurore Raoux^{1, 2}, Géraldine Lassalle³, Jean-Philippe Pezy², Samuele Tecchio¹, Georges Safi¹,
Bruno Ernande⁴, Camille Mazé⁵, François Le Loc'h⁵, Justine Lequesne⁶, Valérie Girardin⁷,
Jean-Claude Dauvin², Nathalie Niquil¹

Soumis dans Marine pollution Bulletin (fin juin 2017)

¹ Normandie Univ ; UNICAEN, Biologie des Organismes et Ecosystèmes Aquatiques BOREA
(MNHN, UPMC, UCBN, CNRS-7208, IRD-207) CS 14032, 14000 Caen, France

² Normandie Univ ; UNICAEN, UMR M2C (UCBN, UR, CNRS-6143),
24 rue des Tilleuls, 14000 Caen CEDEX, France.

³ IRSTEA, UR EABX (Aquatic Ecosystems and Global Changes), 50 avenue de Verdun, 33612
Cestas CEDEX

⁴IFREMER, Laboratoire Ressources Halieutiques, 150 quai Gambetta, BP 699, 62321
Boulogne sur Mer, France.

⁵Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, UMR 6539 LEMAR
(CNRS/UBO/IRD/Ifremer), Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM), Technopôle
Brest-Iroise, Rue Dumont d'Urville 29280 Plouzané – France.

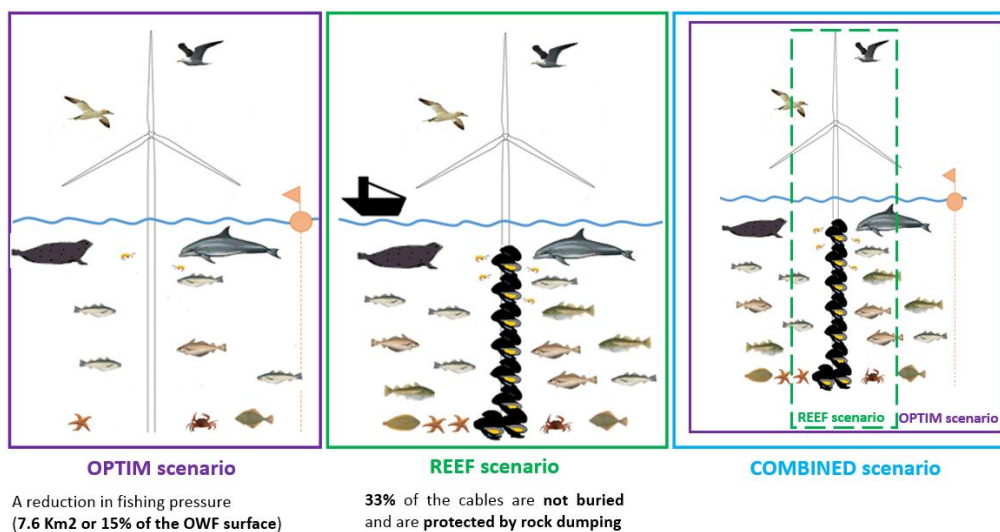
⁶Centre Henri Becquerel, Unité de recherche clinique, Rue d'Amiens, CS 11517 - 76038
Rouen Cedex 1, France.

⁷Normandie Université UNICAEN, UMR 6139, Laboratoire de Mathématiques Nicolas
Oresme, BP 5186, 14032 Caen, France.

ABSTRACT

A combination of modelling tools was applied to simulate the impacts of the future Courseulles-sur-mer offshore wind farm construction (OWF) (Bay of Seine, eastern part of the English Channel) on the ecosystem structure and functioning. To do so, a food-web model of the ecosystem and three scenarios were constructed to investigate the “reef” and “reserve” effects induced by the OWF on the adjacent ecosystem. Ecological Network Analysis (ENA) indices, other ecosystem attributes and Mean Trophic Level (MTL) were derived to investigate the ecosystem health and state. Results highlighted a combination of significant changes in the food-web structure and ecosystem functioning but no alterations in its overall resilience capacity. Furthermore, after the construction of the OWF, the ecosystem maturity was predicted to increase.

KEYWORDS: Ecopath with Ecosim; Ecological Network Analysis; offshore wind farm; ecosystem-based management; reef effect; reserve effect



A resilient ecosystem: results highlighted a combination of significant changes in the ecosystem structure and functioning but no alterations in its overall resilience capacity

A gain in maturity: ecosystem maturity was predicted to increase after the construction of the Offshore Wind Farm (OWF)

Figure III-1 : Graphical abstract

1 Introduction

In order to reduce carbon emissions, there is a worldwide transition of the energy production scheme from fossil fuels to renewable energy sources. Furthermore, there is currently in Europe a strong political drive for the development of Marine Renewable Energies (MRE). For instance, the European Union (EU) has set a target of 20% of the energetic consumption to be derived from renewable energy sources by 2020 (Directive 2009/28/EC). In accordance with these political ambitions, the development of Offshore Wind Farms (OWF projects) along the west coast of France is rapidly increasing. The French government is planning the construction of nine OWF over a ten years' horizon. Among them, three should be built in the Eastern English Channel: the Courseulles-sur-Mer (50 km², 75 wind turbines), the Fécamp (65 km², 83 wind turbines), and the Dieppe-LeTréport (67 km², 62 wind turbines) OWFs. Beyond the fact that the English Channel is the current hotspot for OWF development in France (Raoux et al., 2017), it is also a significant economic area already subjected to a large panel of anthropogenic disturbances including pollution, transport, fishing, aquaculture, aggregate extraction, or sediment dredging and deposit (Dauvin, 2012; 2015).

This growing development of OWF installations across the Eastern English Channel will lead to the introduction of hard substrates in natural offshore soft sediments and will be responsible for changes in the benthic community in the vicinity of the turbines (Coates et al., 2014). In fact, these hard substrates will attract a new suits of species and will be directly used as habitats by several epibenthic and benthic species including non-native ones (Wilhelmsson and Malm, 2008; Maar et al., 2009). Studies made in the Baltic and North seas showed that filter feeders such as mussels and amphipods tended to dominate the vertical structures of the turbines, while the base of the foundations and the score protections were typically colonized by benthic predators such as crabs (Wilhelmsson et al., 2006; Krone et al., 2017). This aggregation of epibenthic and benthic organisms on the turbine foundations is already known as the "reef effect" and is considered as one of the most important effects on the marine environment generated by the construction of OWFs (Petersen and Malm, 2006; Langhamer, 2012).

For several years, this “reef effect” has only been investigated on benthic and fish species but no studies have adopted a holistic approach to assess its potential impacts on the ecosystem structure and functioning. Recently, Raoux et al. (2017) explored a new way to look at the potential impacts of OWFs through food-web models and flow analysis. They ran the Ecopath with Ecosim (EwE) approach (Polovina, 1984; Christensen and Walters, 2004; Christensen et al., 2008) to model the trophic web at the site of the construction of the future Courseulles-sur-mer OWF. This approach, in which all biotic components of the system could be considered at the same time, is useful to gain a better understanding of the system trophic structure and functioning, and for predicting how it may change over time when facing perturbations (Plagányi, 2007). The proposed model considered the full range of size classes of biota, from prokaryotes to top predators. Then, Raoux et al. (2017) derived an Ecosim model (the temporal dynamic module of EwE) to project over the next 30 years the ecosystem evolution after the simulated increase in biomass of some targeted benthic and fish compartments in relation to the wind farm construction (i.e. forcing a reef effect). Ecological Network Analysis (ENA) indices (Ulanowicz, 1986) were finally calculated, summarising ecosystem functional traits and giving indications about the possible ecosystem state evolutions at the end of the simulation. Among the core conclusions, this modelling approach showed (1) that the total ecosystem activity, the overall system omnivory (proportion of generalist feeders in the system), and the recycling should increase after the construction of the OWF, (2) that important higher trophic levels such as exploited piscivorous fish species, endangered marine mammals and seabirds might very likely and positively respond to the aggregation of biomass on piles and turbine scour protections. Conceptually, the main asset of this study was to lay the foundations defining an ecosystem-based approach to marine renewable energy management, in line with what has been done during the last 20 years in the Ecosystem Approach to Fisheries (Garcia et al., 2003). If the study of Raoux et al. (2017) strongly suggested that the structure and functioning of the ecosystem would suffer changes in response to the OWF construction, before/after statistical comparisons were nonetheless not possible as outputs from the basal Ecopath model and the Ecosim simulation run were providing only one value per ENA index. Then, the authors emphasized the need to quantify the uncertainty in the ENA indices in order to

produce robust conclusions on the ecosystem functioning and thus to better predict its responses to disturbances.

Besides, this “reef effect”, spatial restrictions such as fisheries activities exclusion zones (e.g. bottom trawl and dredge) are likely to be implemented around turbines and cables for navigation safety. These two fishing activities are known to be major threats to benthic organisms and their associated habitats (Thurstan et al., 2010; Turner et al., 1999). A possible exclusion of fishing activities inside the OWFs could act as local Marine Protected Areas (MPAs) (Shields et al., 2014). MPAs are known to cause “reserve effect” which can lead to increased local biomasses (Leonhard et al., 2011; Lindeboom et al., 2011; Shields et al., 2014) and possible changes in the food-web structure. However, until now, it has seemed difficult to separate effects of fisheries exclusion from the “reef effect”, in the observations made in the ecosystems where farms have been built (Bergström et al., 2014).

As mentioned above, in the face of global climate change and decreasing natural resources, there is a worldwide demand for energy transition and the development of MRE has become a major policy objective. However, solutions set to mitigate the impacts of climate change will have consequences on biodiversity and ecosystem functioning. An important challenge for the scientific community is now to assess the range of the possible ecological consequences before project implementations (or decisions) to optimize the targeted objectives. The Marine Strategy Framework Directive (MSFD) stresses the urgent need of development, test and validation of ecosystem health indicators. Criteria that relate to the functioning and dynamics of food webs are needed to define Good Environmental Status (GES) of marine ecosystems. Further development of MSFD food-web indicators should be directed towards more integrative and process-based indicators (Rombouts et al., 2013). The OSPAR convention (an international cooperation on the North East Atlantic marine environmental protection) has proposed a list of nine food-web indicators which would capture food-web emerging properties (Niquil et al., 2014). The ENA indices are among these nine indicators. The objective of the current study was to investigate the contribution of ENA indices in the assessment of ecosystem state by confronting them to a complementary indicator developed under the OSPAR commission which is the Mean Trophic Level.

Following the modelling procedure in Raoux et al. (2017), the present study is intended to deepen our understanding of the potential impacts of the OWF construction on the ecosystem by:

- The increase in number of plausible scenarios: simulations of both the “reef effect” and the “reserve effect” on the ecosystem will be performed as well as the assessment of their combined/joint effect;
- The comparison of ENA indices to “traditional” indicators such as MTL;
- The quantification of the uncertainty in the ENA indices: this point will improve our interpretation of these indices by allowing statistical analyses between the different scenarios to distinguish whether the predicted/calculated changes in ecosystem functioning are significant or not. This will be performed using the ENAtool routine generating probability distributions for ENA indices (Guesnet et al., 2015) at the end of each simulation run;
- Discussing our results in the scope of the theory of ecological stability (Holling, 1996): a growing number of studies are linking ENA indices to ecosystem resilience (Tomczak et al., 2013; Saint-Béat et al., 2015). In this perspective, ecosystem emergent properties and clues about its overall status will be inferred from the ranges of ENA values.

2 Material and methods

2.1 Study area

The Bay of Seine, where the Courseulles-sur-mer OWF will be built in the next years (presently scheduled from 2018) is located on the north-western French coast and opens onto the eastern Channel (Fig. III-1). The Bay of Seine forms an approximate quadrilateral of 5 000 km². The water depth never exceeds 35 m. The maximum tidal range is 7.5 m in the eastern part of the Bay, near the mouth of the Seine estuary. Tidal currents average between 1 and 2 knots in the southern sector of the Bay, and their intensity gradually diminishes toward the eastern Bay of Seine (Salomon and Breton, 1991; 1993). These currents play an essential role in the sediment (Larsonneur et al., 1982) and benthic communities (Cabioch and Gentil, 1975) distributions. There is an offshore-inshore gradient

in the Bay: the dominant offshore sediments are pebbles, gravel and coarse sands while the inshore sediments in the coastal zones consisting mostly of fine sands and muddy fine sands (Dauvin et al., 2007; 2015).

2.2 Courseulles-sur-Mer OWF

The project is owned by “Eoliennes Offshore du Calvados”, a subsidiary of Éolien Maritime France (EMF) and wpd Offshore. EMF was allowed to operate the OWF of Courseulles-sur-mer by the Ministerial Order of April 18th 2012. The proposed wind farm will be located 10 to 16 km offshore from the coast of Calvados – Normandy. The depth range is 22-31 m at Lowest Astronomical Tide. The wind farm will have a total area of approximately 50 km². This OWF will be located on the coarse sand and pebbles benthic communities (Fig. III-2). The wind farm will comprise 75 turbines of 6 MW giving a combined nameplate capacity of 450 MW. The wind farm turbines will be connected via an interarray network of 33 kV Alternative Current (AC) cables which will link at one offshore transformer substation located within the wind farm. From this station, power will be exported via two 225 kV AC marine cables. The turbines are supported by 7 m of diameter monopiles driven into the sea bed.

In their Environmental Impact Assessment (EIA), the OWF owners proposed a scenario in which scour protections will be installed around the 75 turbines and the converter station, and that 33 % of the cables will be rock-dumped. Thus, the foot-print would amount to 0.342 km² or around 0.70 % of the OWF area. In addition, in order to optimize the area for fishing activities, the OWF owners proposed a scenario in which the active gears will be banned 150 m around the cables whereas the passive gears will be not banned around them and both the passive and active gears will be banned around the substation. In this scenario, 7.6 km² or up to 15% of the total surface of the Courseulles-sur-mer OWF will be closed to fishing for safety measures.

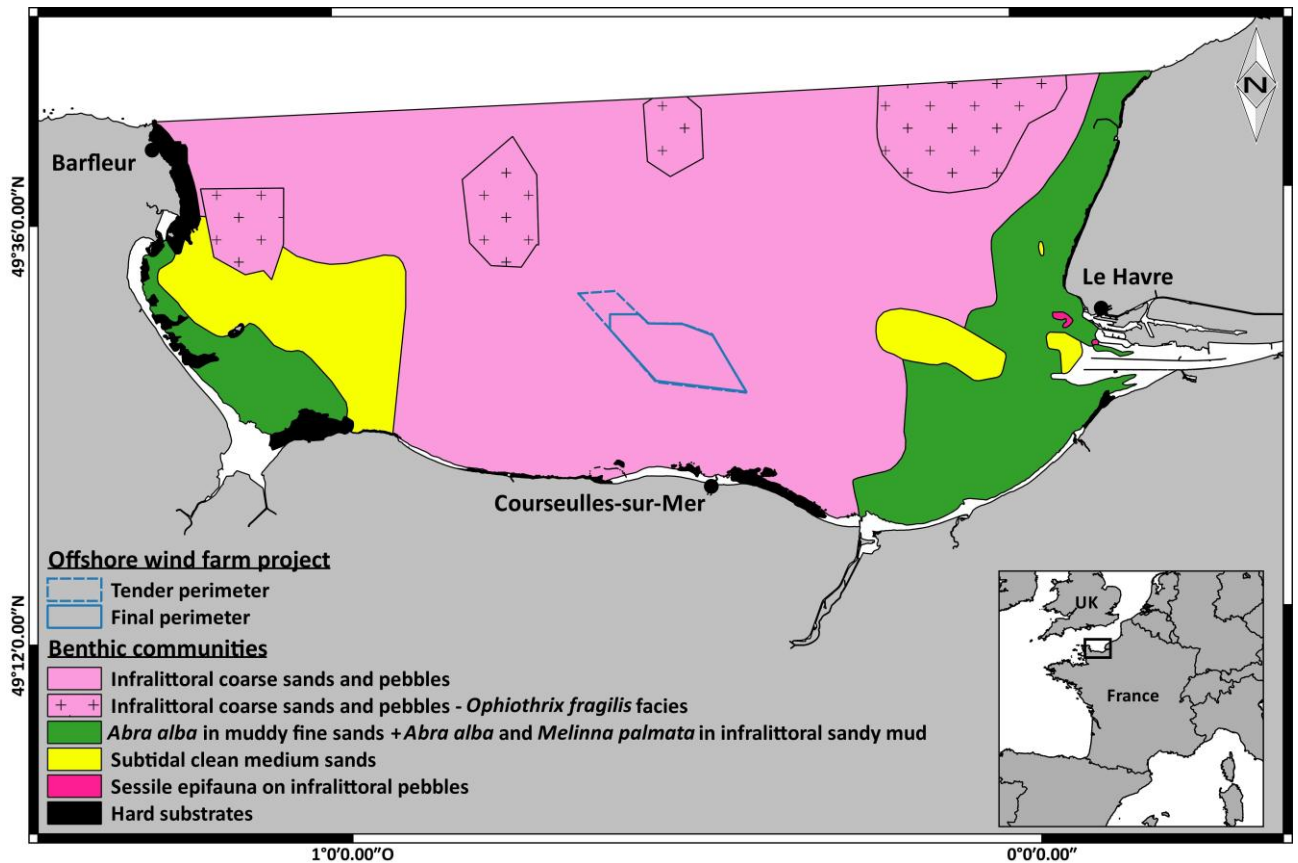


Figure III-2 : Location of the Courseulles-sur-Mer future offshore wind farm (which corresponds to the Ecopath model BOWF) and benthic communities in the Bay of Seine, north-western France (modified from Baffreau et al., 2017).

2.3 The pre-existing Ecopath model

The *Ecopath with Ecosim* (EwE) software (Polovina, 1984; Christensen and Walters, 2004; Christensen et al., 2008) was retained by Raoux et al. (2017) to model the food-web flows at the site of the construction of the future Courseulles-sur-Mer OWF. This Ecopath model was composed of 37 compartments, from phytoplankton to seabirds (two compartments were seabirds, four marine mammals, eighteen fish, nine invertebrates, one zooplankton, one primary producers, one bacteria, and one detritus group) (Raoux et al., 2017). The selection and aggregation of functional groups included in the Ecopath model was based on biological and ecological characteristics of the species such as their food preferences, size, and commercial importance as well as on data availability (Raoux et al., 2017). The overall pedigree index value calculated for this model, called BOWF or model Before the implantation of the OWF, was 0.523. This value was calculated from the EwE pedigree

routine which quantifies the input parameter uncertainties (Christensen and Walters, 2004). All the information concerning the balancing procedure were given in Raoux et al. (2017).

Ecopath is a mass-balance (i.e. neglecting year-to-year changes in biomass compared to flow values), single-solution model (i.e. returning only one value per flow), that estimates fluxes between a set of established biological compartments. Each compartment corresponds to a single species or a group of species similar in terms of predators, preys and of metabolic rates. It is parameterised with biomasses (B , gC.m^{-2}), production over biomass ratios (P/B , year^{-1}), consumption over biomass ratios (Q/B , year^{-1}) and a diet matrix (DC) which establishes the interactions between predators and preys in the ecosystem.

The parameterization of an Ecopath model is based on satisfying two master equations. The first one (Eq. 1) describes the production for each compartment in the system as a function of the consumption ratio (Q/B) of its predators (j), the fishing mortality (Y_i), the net migration (E_i ; emigration - immigration), the biomass accumulation (BA_i), and its natural mortality ($1-EE_i$). EE corresponds to the Ecotrophic Efficiency or the proportion of biomass used in the system for each compartment of the system.

$$B \left(\frac{P}{B} \right)_i = \sum_j B_j \left(\frac{Q}{B} \right)_j DC_{ij} + Y_i + E_i + BA_i + B_i \left(\frac{P}{B} \right)_i (1 - EE_i) \quad (\text{Eq. 1})$$

The second equation (Eq. 2) describes the energy balance within a compartment.

$$Q_i = P_i + R_i + U_i \quad (\text{Eq. 2})$$

The energy balance of each group in equation 2 is assured by making consumption of the i^{th} group (Q) equal to the sum of its production, respiration (R), and excretion of unassimilated food (U).

2.4 Time dynamic simulations: the “reef effect” and “reserve effect” due to the OWF implantation

Ecosim is the EwE temporal module which allows to re-calculate the initial Ecopath snapshot for each time-step, taking into account a series of variations in the input parameters such as fishing effort or biomass accumulation. In 2017, Raoux et al. ran the Ecosim module to analyse the potential impacts of benthic and fish aggregations inside the OWF on the food-

web functioning (REEF scenario). During the REEF scenario, a temporal simulation was run over 30 years with forcing the biomass dynamics of species that would presumably profit from the “reef effect” according to the observations done on the ecosystems where OWF have been built such as the North Sea (Koller et al., 2006; Reubens et al., 2011; Lindebon et al., 2011, Krone et al., 2013; Reubens et al., 2013). Biomass of these targeted species (i.e. benthic invertebrates (filter feeders, bivalves, and predators), benthos feeders fish, whiting, pouting, Atlantic cod, sole, other flatfish, surface feeders seabirds) were changed by multiplying the average biomass per m² found in the literature by the surface area represented by the turbine foundations and scour protections and divided by the total wind farm area at Courseulles-sur-mer. These forcing time series were responsible for a disruptive change in the biomass of the species cited above. Ecosim model were run with the new biomass values for the targeted groups listed above and the original biomass values for the other functional groups in the model. At the end of the simulation, an Ecopath model was derived and ecosystem indices were calculated. More details were given in Raoux et al. (2017).

The Ecosim equation that models the biomass growth rate for each group (i) is:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ji} + I_i - (M_i + F_i + E_i)B_i \text{ (Eq. 3)}$$

Where I_i and E_i are the immigration and emigration rates, M_i is the natural mortality, and F_i is the fishing mortality (Walters et al., 1997, Christensen and Walters, 2004). Calculations of the consumption rates (Q_{ji}) are based upon the ‘foraging arena’ theory, in which the biomass of i is divided between available prey (vulnerable fraction, V_i) and unavailable prey (non-vulnerable fraction, $B_i - V_i$). A low value of vulnerability will indicate a ‘bottom-up’ controlled interaction, while a high value of vulnerability will indicate that mortality of the prey is controlled by the predator biomass, as in a ‘top-down’ control (Ahrens et al., 2012).

In the present study, the same methodology as in Raoux et al. (2017) was followed for the REEF scenario. But, two more scenarios were applied: (1) by decreasing the fishing pressure (OPTIM scenario) in accordance with what is proposed by the OWF owners in the EIA in order to optimize the area for fishing activities; (2) by combining the REEF scenario

developed by Raoux et al. (2017) and the OPTIM scenario developed in this study into one (COMBINED scenario).

For the OPTIM scenario, a temporal simulation was run over 30 years with a reduction in fishing pressure inside the OWF. In this scenario, 7.6 km² or 15% of the total surface of the Courseulles-sur-mer OWF was closed to fishing. Landings of species that would presumably profit from this decrease in fishing pressure, such as king scallop, other flat fish, European plaice, sole, sea bream, pouting, Atlantic cod, sharks and rays, European sea bass, mackerel, benthic and benthopelagic cephalopods were changed accordingly. The Ecosim model was run with the new landings values (-15 % of the initial landing values of the BOWF model) for the targeted groups listed above as the only variations taken into account to drive the evolution of the system through time. All other parameters and ratios remained unchanged.

For the COMBINED scenario, we combined the assumptions from the REEF and the OPTIM scenarios, as detailed above.

For these two new scenarios, we extracted, from the Ecosim simulation, a new Ecopath model at the end of the 30 years' simulations, to compare the situation described in the BOWF model to the one after the construction of the OWF (OPTIM and COMBINED simulations). We followed the same balancing procedure as presented in Raoux et al. (2017).

2.5 Linking ecosystem health with two types of OSPAR indicators

Recently, there has been a growing interest and need for robust ecological indices to evaluate ecosystem status. In its aim to protect and conserve marine ecosystems, the OSPAR Commission has coordinated the development of several indicators. Among them, the Mean Trophic Level (MTL) was adopted as a common indicator (i.e. commonly adopted by several OSPAR Member States) and has been extensively applied as a measure of system health in France and Spain. OSPAR list of indicators has also a number of candidate indicators (i.e. indicators that are still being developed and tested prior to potential adoption by OSPAR Member States) allowing an integrative and process-based description of the food web. ENA indices are part of the OSPAR candidate indicators used to describe the ecosystem state (Niquil et al., 2014). In the current study, the contribution of ENA indices to assess the

ecosystem's state was investigated, confronting them to two other OSPAR indicators, namely the Mean Trophic Level and the Biomass of Functional Group.

2.5.1 Traditional Indicator (The Mean Trophic Level)

The MTL, an indicator from the OSPAR food-web list of indicators (Niquil et al., 2014), was used to describe changes in the structure of the food web following the installation of the OWF. MTL was calculated as the weighted average trophic level for functional groups following the equation:

$$MTL = \frac{\sum_i TL_i \cdot B_i}{\sum_i B_i} \quad (\text{Eq. 4})$$

Where TL_i and B_i were respectively the trophic level and the biomass of each functional group. Three MTL were calculated for each scenario, according to Shannon et al. (2014), in order to capture (1) the whole consumers' community (MTL_2.0) with a cut-off of functional groups with $TL < 2$ (i.e: primary producers and detritus are not taken into account); (2) a focus on higher trophic level species (MTL_3.25) excluding functional groups with $TL < 3.25$; and (3) a focus on top predators (MTL_4.0) excluding functional groups with $TL < 4.0$.

2.5.2 Candidate Indicators (the Ecological Network Analysis indices)

Ecological Network Analysis (ENA, Ulanowicz, 1986) was used to compare the ecosystem structure and function before and after the installation of the OWF. The following structural ENA indices (indices related to the system activity and organisation) namely Total System Throughput, Ascendency, Redundancy, System Omnivory Index and Transfer Efficiency as well as the following functional ENA indices namely Finn's Cycling Index were retained (Table III-1).

- The Total System Throughput ($T_{..}$, $gC \cdot m^{-2} \cdot year^{-1}$) was calculated as the sum of all flows in the system (including consumptions, exports, respirations and flows into detritus), characterising its overall activity and size (Latham, 2006).
- The Finn's Cycling Index (FCI) gives the percentage of all flows generated by cycling (i.e. the percentage of carbon flowing in circular pathways) (Finn, 1980).

- The Ascendency (A) is a measure of the system activity (Total System Throughput) multiplied by its degree of organization (Average Mutual Information; AMI, index quantifying the flow specialization) (Ortiz and Wolff, 2002).
- The Developmental capacity (C) is the theoretical upper limit of Ascendency (Bodini, 2012).
- The relative Ascendency (A/C) ratio shows the degree of organization in the network (Ulanowicz et al., 2009).
- The Redundancy (R or overhead on internal flows) measures the extent to which internal flows within a food web follow parallel pathways (Ulanowicz, 1986). It was calculated as the difference between the internal capacity (Ci) and the internal Ascendency (Ai). Ci describes the system maximal stage of development, whereas Ai describes the ecosystem development, both only considering internal flows (Ulanowicz, 1997).
- The relative redundancy (R/C) describes the unspecified flows due to parallel pathways as a fraction of the development capacity C, considering only internal flows means excluding export, import and dissipation flows from the calculation (Ulanowicz et al., 2009).
- The Transfer Efficiency (TE) is the fraction of total flows of each discrete trophic level that throughput into the next one (Lindeman, 1942).

Finally, two more ecosystem attributes were characterized by the following ratios: the total primary production/total respiration (PP/R) and total biomass/total system throughputs (B/TST).

ENA indices were calculated with the network analysis plug-in included in EwE (Christensen and Walters, 2004), for the BOWF, REEF, OPTIM and COMBINED models.

Tableau III-1 : ENA indices

Indices	Definition	Formules	Unit
T..	Sum of all flows	$T_{..} = \sum_{i,j=1}^n T_{ij}$	gC.m ⁻² .y ⁻¹
A	Measures of the system activity	$A = \sum_{i,j=1}^n (T_{ij}) \cdot \log \left[\frac{T_{ij} \cdot T_{..}}{T_j \cdot T_i} \right]$	gC m ⁻² y ⁻¹
R/DC	Measures the inefficiency of the trophic network,	$\frac{R}{DC} = \sum_{i,j=1}^n T_{ij} \log_2 \left[\frac{T_{ij}^2}{T_j \cdot T_i} \right] / \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n T_{ij} \log_2 \left(\frac{T_{ij}}{T_{..}} \right)$	%
OI	trophic specialisation of the predator or a prey	$OI_i = \sum_{j=1}^n \left(TL_j - (TL_i - 1) \right)^2 \cdot DC_{ij}$	
SOI	Measures how interactions are distributed across trophic levels	$SOI = \frac{\sum_{i=1}^n (OI_i \cdot \log(Q_i))}{DC \sum_{i=1}^n \log(Q_i)}$	
FCI	Percentage of flows generated by cycling.	$FCI = \frac{T_{..c}}{T_{..}}$	%

*T_{ij} describes the flow from the prey i to the predator j; TL_i describes the Trophic Level of the prey and TL_j describes the Trophic Level of the predator.

2.6 Statistical analysis on the ENA indices

Ecopath is a single solution model and so statistical comparisons between models were not possible. The ENAtool routine (Guesnet et al., 2015) was built to incorporate uncertainty around input parameters and provided ENA index distributions that can be statistically compared between models. This tool is resampling multiple balanced input matrices and calculating a set of ENA indices for each one. To do so, for each input parameter of the BOWF Ecopath model, an uncertainty interval based on the EwE pedigree routine was allocated. In fact, EwE presents a pedigree routine that allows modelers to quantify the input parameter quality and associates a confidence interval according to predefined tables (Christensen and Walters, 2004). Here, a set of 50 balanced models were sampled with input parameters boundaries defined as in Table III-2.

Tableau III-2 : Percentages of change applied on input parameters for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios) in the ENAtool routine. Values corresponded to a percentage of variation around the initial values provided in Table 2. Inv.: invertebrates; B: biomass (gC.m⁻²); P/B: production to biomass ratio (year⁻¹); Q/B: consumption to biomass ratio (year⁻¹); DC: diet composition.

	Compartments	B	P/B	Q/B	DC
1	Bottlenose dolphins	0.3	0.5	0.5	0.1
2	Harbour porpoises	0.3	0.5	0.5	0.1
3	Harbour seals	0.3	0.5	0.5	0.1
4	Grey seals	0.3	0.5	0.5	0.1
5	Diving seabirds	0.1	0.5	0.5	0.3
6	Surface feeders seabirds	0.1	0.5	0.5	0.3
7	Benthopelagic cephalopods	0.1	0.5	0.5	0.1
8	Benthic cephalopods	0.1	0.5	0.5	0.3
9	Fish. mackerel	0	0.5	0.5	0.3
10	Fish. european seabass	0.1	0.5	0.5	0.3
11	Fish. sharks and rays	0.1	0.5	0.5	0.3
12	Fish. atlantic cod	0.1	0.5	0.5	0.3
13	Fish. whiting	0.1	0.5	0.5	0.3
14	Fish. atlantic horse mackerel	0	0.5	0.5	0.3
15	Fish. gurnard	0.1	0.5	0.5	0.3
16	Fish. pouting	0.1	0.5	0.5	0.3
17	Fish. poor cod	0.1	0.5	0.5	0.3
18	Fish. european pilchard	0	0.5	0.5	0.3
19	Fish. european sprat	0	0.5	0.5	0.3
20	Fish. piscivorous	0	0.5	0.5	0.3
21	Fish. planktivorous	0	0.5	0.5	0.3
22	Fish. benthos feeders	0	0.5	0.5	0.3
23	Fish. sea bream	0.1	0.5	0.5	0.3
24	Fish. sole	0	0.5	0.5	0.3
25	Fish. european plaice	0	0.5	0.5	0.3
26	Fish. other flatfish	0	0.5	0.5	0.3
27	Benthic inv. predators	0.1	0.5	0	0.3
28	Benthic inv. filter feeders	0	0.5	0	0.3
29	Benthic inv. Bivalves filter feeders	0.1	0.5	0	0.3
30	King scallop	0.1	0.5	0	0.6
31	Benthic inv. deposit feeders	0	0.5	0	0.3
32	Suprabenthos	0	0.5	0	0.6
33	Meiofauna	0	0.3	0	0.6
34	Zooplankton	0.5	0.3	0.6	0.6
35	Bacteria	0.5	0.3	0	0.6
36	Phytoplankton	0.5	0.3	0	0
37	Detritus	0.5	0	0	0

The same was completed with the REEF, OPTIM and COMBINED models. As the models were highly constrained (i.e. EE close to 0.99 for many groups), computational time to generate

balanced input matrices was extremely high. As such, the set was limited to 50 in the present study which corresponded already to several millions of trials to obtain the number of solution obeying our constraints. As probability distributions were generated for each index in the four models, it was now possible to test the significance of differences between models.

Considering that the ENA indices distributions generated by the ENAtool routine were unpaired, statistical differences between these ENA indices distributions of the BOWF model and the three scenarios were obtained by testing whether ENA indices means differed from zero following permutation tests. In fact, the permutation method is a non-parametric test which means that unlike popular parametric test like ANOVAs, it does not make specific assumption about the shape of population distribution from which the observation have been derived (Groope et al., 2011). It assumes only that the observation are exchangeable. Thus, ENA indices distributions were randomized across the model and the three scenarios. However, as we tested several times the same hypothesis for non-independant indices, the maximum-statistic method for multiple comparisons (also called minimal p-value method for multiple comparisons) (Nichols et al., 2003; Groope et al., 2011). This method, like Bonferroni correction, allows to control the probability that one or more false discoveries is made during the multiple comparison (Groope et al., 2011). It also allows to take into account the multiplicity of testing but also to keep the correlation structure between the indices. With this method, all the indices were compared at the same time (multiple comparisons). For that, each ENA indices was standardized by removing by its mean and by dividing its standard deviation, thus the unit of all the ENA were the same. One thousand randomization samples were carried out. Significant values were then determined by comparing the distributions obtained to the ENA indices means before randomization. Results are presented in Table 3, significant value ($pvalue < 0.05$) are indicated in bold.

3 Results

The structure and functioning of the ecosystem before the installation of the OWF (i.e. BOWF model) have already been described in Raoux et al. (2017). The BOWF model and the REEF scenario were used unchanged in the present paper. The 4 balanced trophic webs included 37 functional groups.

3.1 Biomass profiles

Trophic levels of functional groups ranged from TL=1 for primary producers and detritus, as imposed by construction, to a maximum of 4.8 represented in all models by marine mammals (i.e. by grey seals in the BOWF model and OPTIM scenario and by bottlenose dolphins in the REEF and COMBINED scenarios) (Table III-2). Most of the functional groups approximately maintained the same trophic level between the different scenarios. This could be explained by the fact that the balancing procedures did not alter the relative importance of predator/prey interactions in the diet matrices (Tecchio et al., 2015).

The decomposition of the total system biomass by trophic levels evidenced a similar pattern between the BOWF model and the three simulations, with the majority of the biomass being concentrated at TL 2 (Table III-3). This peak was mainly related to bivalves in the BOWF model and the OPTIM scenario and, more particularly, to bivalves and benthic predators in the REEF and COMBINED scenarios. The REEF and COMBINED scenarios exhibited a higher biomass of benthic invertebrates compared to the BOWF model and the OPTIM scenario.

Tableau III-3 : Biomass values, trophic level (TL) and Ecotrophic Efficiencies (EE) for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios).

Compartments	Biomasses gC.m ⁻²				TL				EE			
	BOWF	OPTIM	REEF	COMBINED	BOWF	OPTIM	REEF	COMBINED	BOWF	OPTIM	REEF	COMBINED
Bottlenose dolphins	1.87 × 10 ⁻⁵	2.1 × 10 ⁻⁵	8.44 × 10 ⁻⁵	8.70 × 10 ⁻⁵	4.76	4.77	4.76	4.72	0	0	0	0
Harbour porpoises	4.10 × 10 ⁻⁴	4.22 × 10 ⁻⁴	1.43 × 10 ⁻³	1.49 × 10 ⁻³	4.63	4.64	4.61	4.57	0	0	0	0
Harbour seals	6.73 × 10 ⁻⁴	6.62 × 10 ⁻⁴	1.89 × 10 ⁻³	1.89 × 10 ⁻³	4.63	4.62	4.63	4.63	0	0	0	0
Grey seals	2.68 × 10 ⁻⁴	2.65 × 10 ⁻⁴	8.73 × 10 ⁻⁴	8.74 × 10 ⁻⁴	4.83	4.83	4.66	4.66	0	0	0	0
Diving sea birds	1.50 × 10 ⁻²	1.54 × 10 ⁻²	9.80 × 10 ⁻³	9.72 × 10 ⁻³	3.98	3.97	3.93	3.94	0	0	0	0
Surface feeders seabirds	2.08 × 10 ⁻³	2.14 × 10 ⁻³	1.27 × 10 ⁻²	1.27 × 10 ⁻²	4.07	4.06	3.95	3.95	0	0	0	0
Benthopelagic cephalopods	1.36 × 10 ⁻²	1.88 × 10 ⁻²	1.70 × 10 ⁻²	2.36 × 10 ⁻²	4.07	4.13	4.14	4.17	0.43	0.43	0.63	0.44
Benthic cephalopods	6.22 × 10 ⁻³	6.52 × 10 ⁻³	7.65 × 10 ⁻³	9.48 × 10 ⁻³	3.92	3.91	3.87	3.89	0.92	0.91	0.95	0.91
Fish. mackerel	2.39 × 10 ⁻¹	2.73 × 10 ⁻¹	2.30 × 10 ⁻¹	2.61 × 10 ⁻¹	3.14	3.14	3.10	3.10	0.99	0.99	0.99	0.99
Fish. european seabass	1.86 × 10 ⁻²	2.22 × 10 ⁻²	1.63 × 10 ⁻²	1.83 × 10 ⁻²	3.75	3.75	3.63	3.63	0.43	0.32	0.44	0.39
Fish. sharks and rays	1.20 × 10 ⁻¹	1.22 × 10 ⁻¹	1.64 × 10 ⁻¹	1.76 × 10 ⁻¹	4.15	4.15	3.99	3.99	0.13	0.11	0.13	0.08
Fish. atlantic cod	1.97 × 10 ⁻²	1.95 × 10 ⁻²	6.87 × 10 ⁻²	6.87 × 10 ⁻²	4.03	4.03	4.12	4.12	0.28	0.27	0.58	0.52
Fish. whiting	6.80 × 10 ⁻³	6.15 × 10 ⁻³	2.84 × 10 ⁻²	2.84 × 10 ⁻²	4.12	4.12	4.12	4.12	0.99	0.99	0.99	0.99
Fish. atlantic horse mackerel	1.41 × 10 ⁻¹	1.30 × 10 ⁻¹	6.36 × 10 ⁻²	5.99 × 10 ⁻²	3.83	3.83	3.70	3.70	0.99	0.99	0.99	1.00
Fish. gurnard	6.30 × 10 ⁻³	6.21 × 10 ⁻³	8.69 × 10 ⁻³	8.67 × 10 ⁻³	3.46	3.46	3.58	3.59	0.00	0.00	0.00	0.00
Fish. pouting	1.66	1.64	3.85	3.85	3.76	3.76	3.31	3.30	0.04	0.04	0.10	0.10
Fish. poor cod	8.60 × 10 ⁻³	8.55 × 10 ⁻³	1.64 × 10 ⁻³	1.55 × 10 ⁻³	3.72	3.72	3.72	3.71	0.96	0.96	0.99	0.99
Fish. european pilchard	4.76	4.73	3.68	3.65	2.80	2.80	2.79	2.79	0.99	0.99	0.99	1.00
Fish. european sprat	1.08 × 10 ⁻¹	1.04 × 10 ⁻¹	1.28 × 10 ⁻¹	1.30 × 10 ⁻¹	3.00	3.00	3.00	3.00	0.99	0.99	0.99	0.99
Fish. piscivorous	2.42 × 10 ⁻¹	2.37 × 10 ⁻¹	4.86 × 10 ⁻³	3.36 × 10 ⁻³	3.84	3.84	3.82	3.82	0.99	0.99	0.99	0.99
Fish. planktivorous	8.19 × 10 ⁻¹	8.13 × 10 ⁻¹	7.22 × 10 ⁻¹	7.16 × 10 ⁻¹	3.01	3.01	3.00	3.00	0.99	0.99	0.99	0.99
Fish. benthos feeders	1.21	1.20	2.50	2.50	3.76	3.76	3.55	3.55	0.99	0.99	0.99	0.99
Fish. sea bream	2.98 × 10 ⁻²	2.99 × 10 ⁻²	8.33 × 10 ⁻²	8.61 × 10 ⁻²	3.17	3.17	3.14	3.14	0.30	0.29	0.32	0.29
Fish. sole	5.07 × 10 ⁻²	1.04 × 10 ⁻¹	9.80 × 10 ⁻²	9.80 × 10 ⁻²	3.44	3.44	3.35	3.35	0.99	0.97	1.00	0.97
Fish. european plaice	2.16 × 10 ⁻²	4.53 × 10 ⁻²	5.33 × 10 ⁻²	1.24 × 10 ⁻¹	3.37	3.37	3.22	3.22	0.99	0.97	0.99	0.97
Fish. other flatfish	6.18 × 10 ⁻³	7.55 × 10 ⁻³	2.70 × 10 ⁻²	2.70 × 10 ⁻²	3.35	3.35	3.26	3.26	0.99	0.99	0.99	0.97
Benthic inv. predators	2.94	2.92	3.01	3.01	3.07	3.07	2.82	2.83	0.98	0.98	0.99	0.99
Benthic inv. filter feeders	3.12	3.13	4.78	4.78	2.21	2.21	2.21	2.22	0.99	0.99	0.99	0.99
Benthic inv. Bivalves filter feeders	19.50	19.4	42.90	42.90	2.10	2.10	2.10	2.11	0.01	0.01	0.01	0.01
King scallop	7.70 × 10 ⁻¹	1.09	7.43 × 10 ⁻¹	1.09	2.10	2.10	2.04	2.11	0.58	0.37	0.59	0.39
Benthic inv. deposit feeders	3.57	3.54	2.98	2.90	2.21	2.21	2.21	2.21	0.99	0.99	0.99	0.99
Suprabenthos	2.00	2.00	1.71	1.70	2.53	2.53	2.36	2.34	0.99	0.99	0.99	0.99
Meiofauna	9.70 × 10 ⁻¹	9.70 × 10 ⁻¹	1.06	1.06	2.10	2.10	2.10	2.10	0.99	0.99	0.99	0.99
Zooplankton	1.72	1.71	1.79	1.79	2.00	2.00	2.00	2.00	0.88	0.88	0.99	1.00
Bacteria	7.50 × 10 ⁻¹	7.48 × 10 ⁻¹	7.70 × 10 ⁻¹	7.70 × 10 ⁻¹	2.00	2.00	2.00	2.00	0.22	0.22	0.25	0.24
Phytoplankton	3.24	3.24	3.24	3.24	1.00	1.00	1.00	1.00	0.76	0.76	0.99	0.99
Detritus	19.00	19.00	19.00	19.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.49	0.49	0.8	0.83

The comparison of compartment throughflows between the BOWF model and the REEF scenario showed: 1) an increase in the activity of top predators (except for diving seabirds), elasmobranchs, Atlantic cod, whiting, pouting, European sprat, sea bream, flatfish, benthic invertebrate predators, filter feeders and bivalves; 2) a decrease in benthic invertebrate deposit feeders, suprabenthos and King Scallop (Raoux et al., 2017). Results from the comparison of compartment throughflows between the BOWF model and the COMBINED scenario differed from the previous comparison for the following compartments: mackerel, sea bass and King Scallop which showed an increase in their activity (Fig. III-2). Finally, results from the comparison of compartment throughflows between the BOWF model and the OPTIM scenario differed from the two previous comparisons as they showed an increase in the activity of the lower trophic levels (zooplankton, bacteria, suprabenthos) and some top predators (cetaceans, cephalopods), and a decrease in the activity of benthic invertebrates filter feeders, sea bream, sprat, pouting, and whiting (Fig. III-3).

3.2 MTL comparisons between the four situations

A change in the structure of the food web was observed when simulating the “reef effect”. This applied to both the REEF and COMBINED scenarios that registered a decrease in the MTL compared to the BOWF and OPTIM situations (Fig. III-4). Firstly, when considering the whole consumers’ community (i.e. MTL_2.0), a decrease of 0.1 in the MTL was noticed, which seemed to be driven by the important increase in the benthic bivalves’ biomass (TL = 2.1). Bivalves doubled their biomass from around 19 gC.m⁻² in the BOWF and OPTIM scenarios to more than 40 gC.m⁻² in the REEF and COMBINED scenarios (Fig. III-4). The important increase of bivalves’ biomass went along with an increase in the biomass of the benthic filter feeders and a decrease in the biomass of a higher TL functional group (i.e. European pilchard), which strengthened the decrease in the global mean trophic level. Secondly, after excluding the low trophic level species (i.e. MTL_3.25), the decrease in the MTL was even more marked (more than 0.3 decrease in MTL) between BOWF-OPTIM and REEF-COMBINED. This decrease was not influenced anymore by the bivalves’ biomass change as this functional group was excluded. The main functional groups driving the

MTL_3.25 trend (i.e. functional groups representing 95% of the total biomass) were exclusively fish functional groups (Fig. III-4).

Within these functional groups, two of them showed a marked shift between BOWF-OPTIM and REEF-COMBINED. The pouting biomass doubled but, in the same time, its TL decreased (i.e. TL of pouting decreased from 3.7 in BOWF-OPTIM to 3.3 in REEF-COMBINED, see Table 2). The combination of a biomass increase and a TL decrease resulted in a decreasing trend of the MTL_3.25. In this case, the change in the TL of pouting between scenarios highly influenced the MTL trend. Indeed, when applying a unique mean TL value for all scenarios (TL mean between the different scenario for each group), the decrease in MTL between BOWF-OPTIM and REEF-COMBINED was significantly reduced. The MTL decrease was also stressed by the important decrease in the relative biomass of piscivorous fish (TL = 3.8). Thirdly, when focusing on top predators (i.e. MTL_4.0), the registered decrease in MTL trend was around 0.1, similar to the observed decrease in MTL_2.0 (Fig. III-4). The shark and rays functional group showed an important increase in its biomass while a decrease in the TL of this functional group was observed between BOWF-OPTIM and REEF-COMBINED (Table III-2). Again, the combination between biomass increase and TL decrease has resulted in a decreasing trend of the MTL_4.0. The MTL decreasing trend at the three cut-offs (i.e. MTL_2.0, MTL_3.25 and MTL_4.0) was thus driven by an important restructuring of functional groups' biomass with the "reef effect" coupled to the modification of the functional groups' TL in relation to the simulated scenarios.

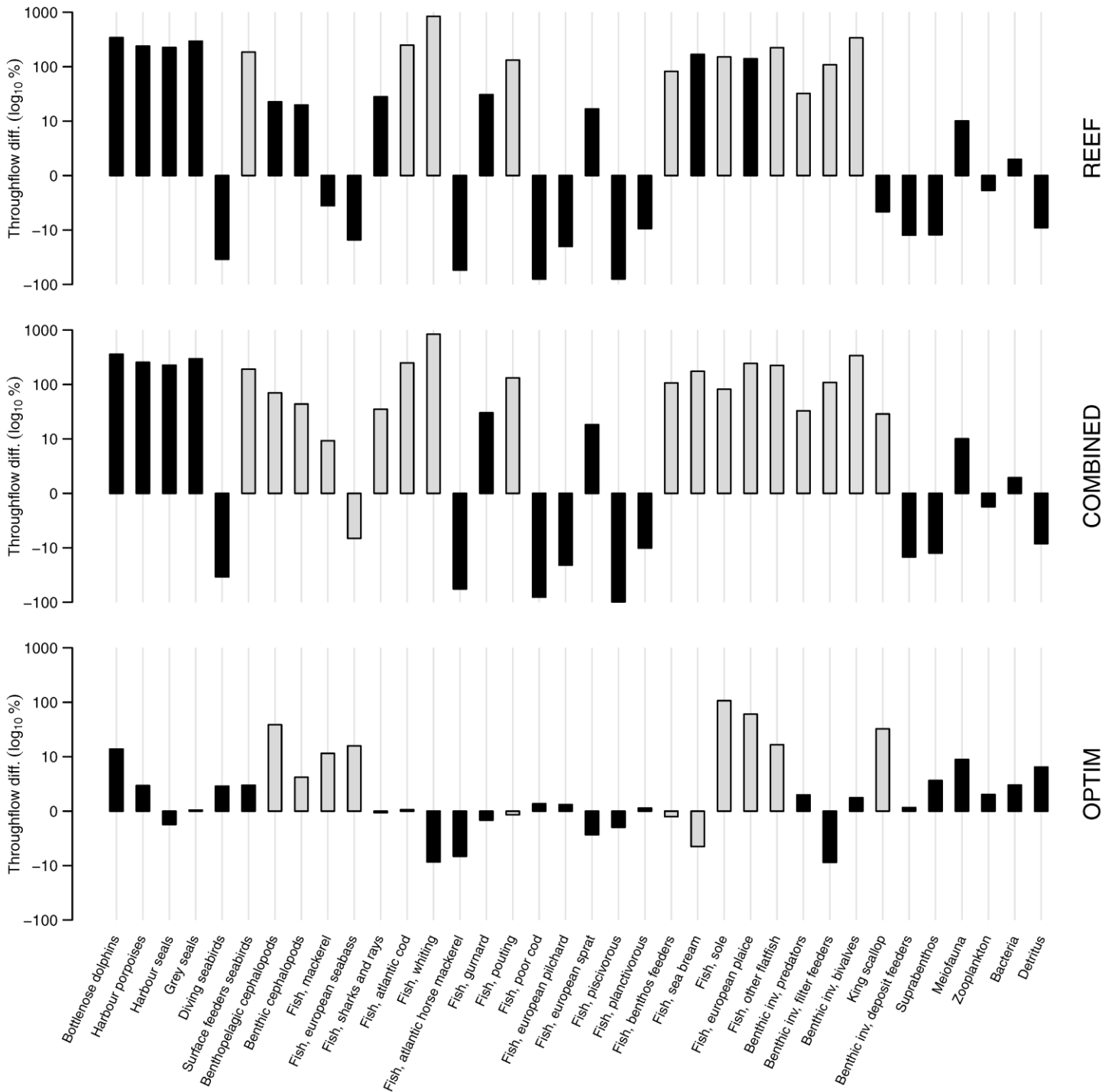


Figure III-3 : Differences in compartment throughflows between the three EwE simulations (OPTIM, REEF and COMBINED) and the BOWF model. Note that the y-axis scale was log-transformed, and that this percentage analysis did not consider the difference in absolute values between functional groups. Grey bars identified both functional groups for which the biomasses have been set to their accumulated maximum during the Ecosim 30-years simulations of 'reef effect' as well as the functional groups for which a decrease in fishing effort have been set during the Ecosim 30-years simulations of 'reef effect' and "reserve effect". Black bars, on the contrary, represented groups for which variations in biomass were an output of the Ecosim simulation across 30 years.

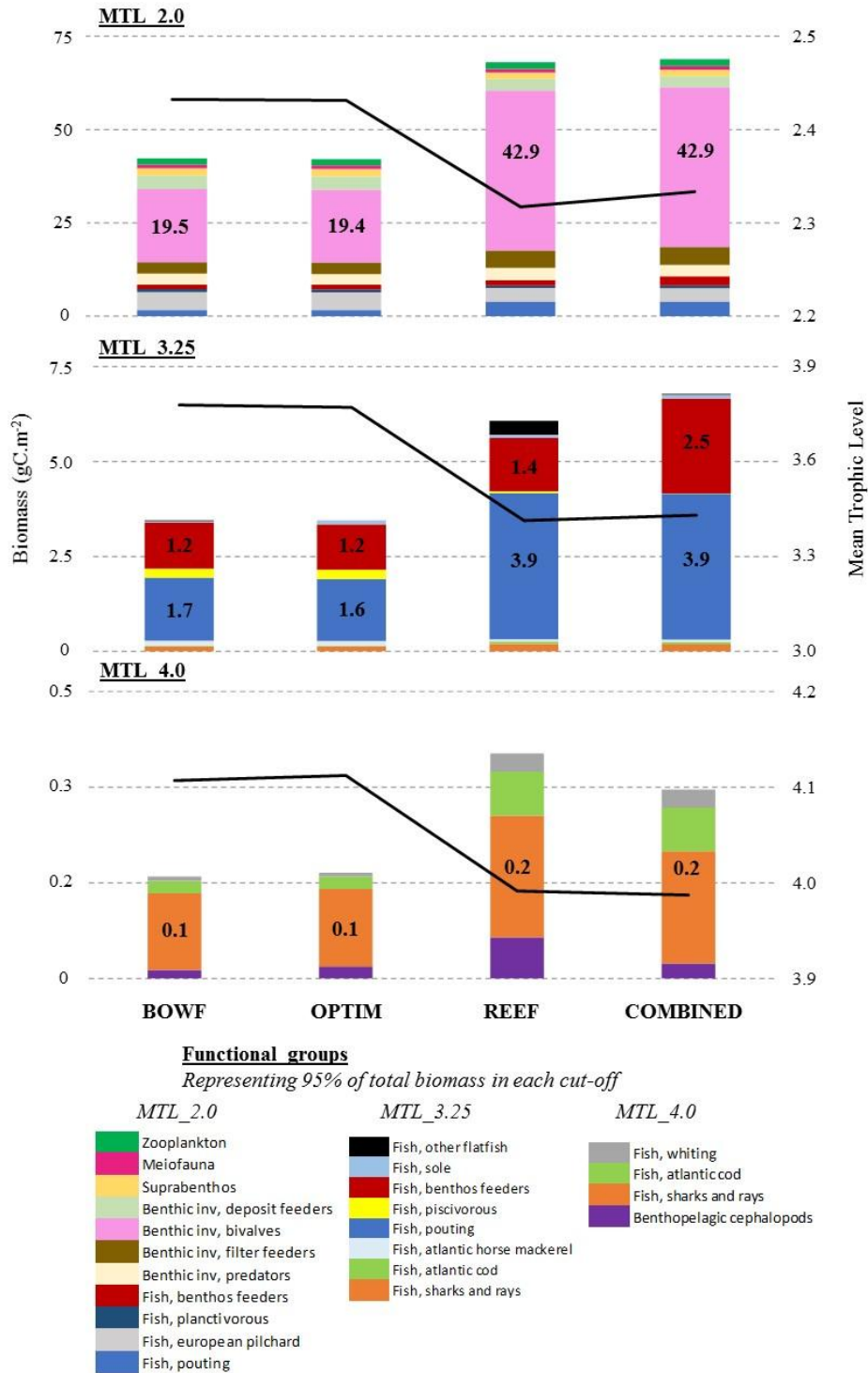


Figure III-4 : Mean Trophic Level (MTL) and biomass (gC.m⁻²) of functional groups for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios). Three MTL are applied to each scenario (black lines) in order to capture (i) the whole consumers' community (MTL_2.0) with a cut-off of functional groups with TL < 2; (ii) a focus on higher trophic level species (MTL_3.25) excluding functional groups with TL < 3.25; and (iii) a focus on top predators (MTL_4.0) excluding functional groups with TL < 4.0. The functional groups displayed are those who represent 95% of the total biomass for each cut-off. For interpretation of colours, the reader is referred to the online version of the article.

3.3 ENA indices and ecosystem attributes comparisons between situations

From a methodological perspective, the single ENA indices values derived from the EwE software for T., A, A/C, AMI, R, R/C were included in the distributions calculated by the ENAtool routine for the BOWF model and the three scenarios (Fig. III-5). For the FCI index, the Ecopath single estimates were included in the distributions for the BOWF model and the OPTIM scenario and were above the upper boxplot whisker for the REEF and COMBINED scenarios.

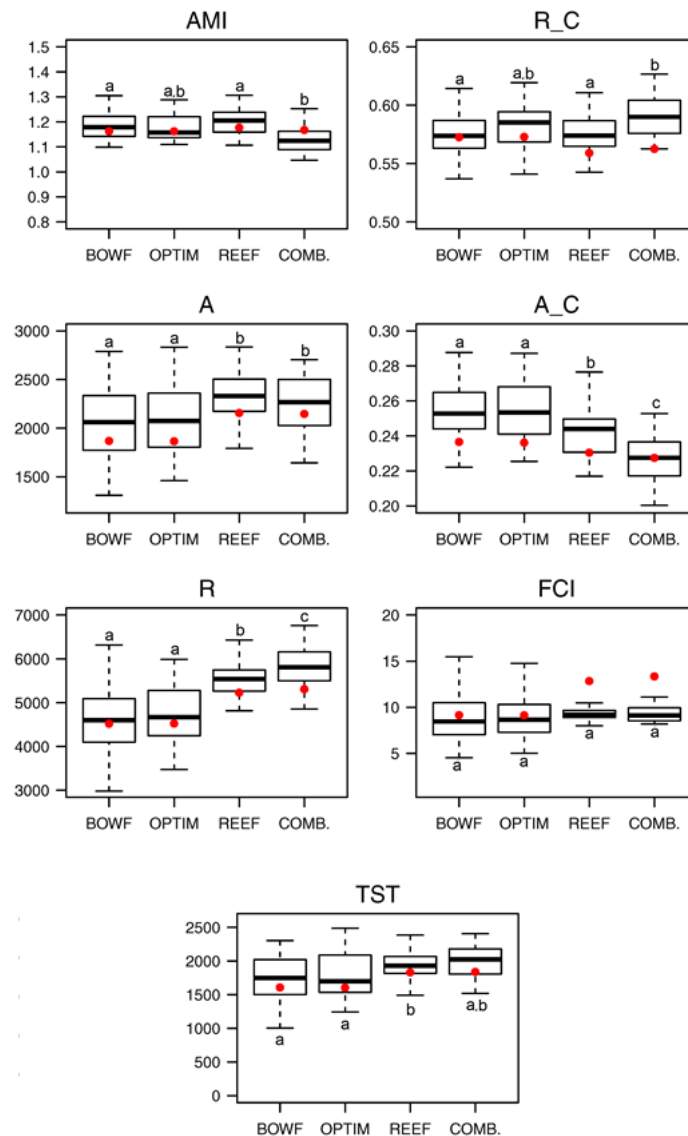


Figure III-5 : Boxplots of the six ENA indices calculated for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios) using the ENAtool routine. Median of the distributions was represented by a bold line. Red dots corresponded to the single ENA indices values obtained from the pre-existing Ecopath model using the EwE software. As a validation rule, these single values were all equal to the ENA indices values calculated after the importation of the pre-existing Ecopath model to Matlab with no change on the input parameters. Significant difference (p -value < 0.05) are indicated by a letter (a, b c).

From a statistical point of view, no significant differences were observed between the BOWF model and the OPTIM scenario for all ENA indices considered in the present study (Fig III-5; Table III-4). The TST increased significantly between the BOWF and the REEF scenario as well as between the REEF and the OPTIM scenario. R increased significantly between the BOWF model and the REEF scenario. A similar pattern was observed between the BOWF model and the COMBINED scenario as well as between the REEF and COMBINED scenarios. The ratio R/C increased significantly between the BOWF model and the COMBINED scenario as well as between the REEF and the COMBINED scenario. On the opposite, the AMI decreased significantly between the BOWF model and the COMBINED scenario as well as between the REEF and the COMBINED. Finally, no significant changes were noticed for the FCI index between the BOWF model and the three scenarios (Table III-4).

Tableau III-4 : Statistical difference between scenarios for ENA indices using the maximum-statistic method for multiple comparisons.

	AMI	R/C	A	A/C	R	FCI	TST
BOWF / OPTIM	0.696	0.430	1	0.971	0.920	1	0.997
BOWF / REEF	0.947	0.995	0.000	0.000	0.000	0.999	0.001
BOWF / COMBINED	0.018	0.001	0.041	0.000	0.000	1	0.530
OPTIM / REEF	0.112	0.742	0.001	0.002	0.000	0.986	0.017
OPTIM / COMBINED	0.055	0.075	0.026	0.000	0.000	1	0.567
REEF / COMBINED	0.003	0.001	0.636	0.001	0.004	1	0.864

Significant difference (p-value < 0.05) are indicated in bold

The graph of the transfer efficiencies (TE) as function of the trophic level showed a similar pattern between the BOWF model and the three scenarios, decreasing with increasing TL in all models (Fig. III-6). However, values were lower in the REEF and COMBINED scenarios compared to the two other situations.

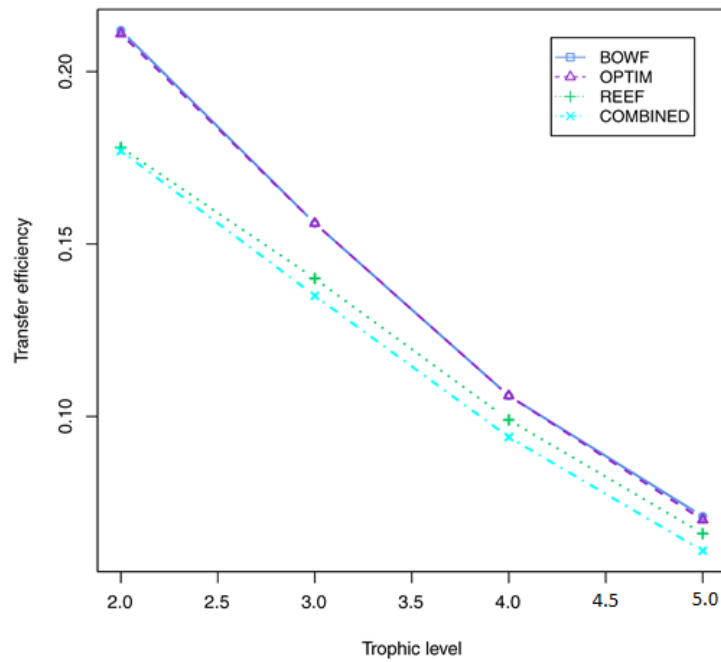


Figure III-6 : Transfer efficiencies (TE) by discrete trophic levels for the four Ecopath models (i.e. BOWF model and OPTIM, REEF and COMBINED scenarios).

Concerning the other ecosystem attributes, results showed that the total PP/R decreased between the BOWF model and both the REEF and COMBINED scenarios, by approximately 35% (Table 4). The B/TST increased between the BOWF model and both the REEF and COMBINED scenarios, by approximately 33% (Table III-5).

Tableau III-5 : Ecosystem attributes

Model and scenarios	PP/R	B/TST (year)
BOWF model	1.72	0.03
OPTIM scenario	1.72	0.03
REEF scenario	1.12	0.04
COMBINED scenario	1.12	0.04

4 Discussion

4.1 Methodological issues

Our understanding of the OWF potential effects on marine biodiversity is regularly improving as empirical evidence from operational OWFs is accumulating (Leonhard et al., 2011,

Lindeboom et al., 2011). However, the potential consequences in terms of ecosystem structure and functioning remain unclear. Thus, there is a need for more integrative studies of OWF ecosystem impacts (Raoux et al., 2017). By synthesizing all available data on the modeled ecosystem, simulating suspected effects of the OWF implantation and then deriving various system properties, EwE and its associated routines allow modelers to point out plausible changes in ecosystem structure and functioning. In the present study, the Ecopath model of the Courseulles-sur-mer area was based on local, highly replicated, and detailed samplings (Raoux et al., 2017). The overall pedigree index (0.523) for this model fall into the upper range of pedigree values obtained for other published models, confirming the relatively low level of data uncertainty. Compared to what was done in the previous study of Raoux et al. (2017), the outputs of the model and scenarios were here analyzed taking into account this moderate uncertainty around the input data with the ENAtool routine (Guesnet et al., 2015). Thus, statistical comparisons between the BOWF model and the 3 scenarios could be performed. It is worth noting that ENAtool allows to calculate uncertainty only for the ENA indices. This methodological addition brought rather substantial differences in the conclusions. For instance, Raoux et al. (2017) found that the Finn's Cycling Index (FCI) increased by 40% between the BOWF model and the REEF scenario. However, in the present paper, this difference appeared not significant. Nonetheless, from a methodological point of view, this routine needs further developments, particularly to reduce the computation time through parallelizing calculations for highly constrained models. Finally, another developement would be to add some script lines to quantify the uncertainty around the changes in all initial parameters such compartment biomass and TL of each functional group.

4.2 The MTL a good indicator to asses changes in trophic webs

The MTL was first applied on fish landings' data by Pauly et al. (1998) which led to the famous concept of "fishing down the marine food webs". The rationale behind this indicator is that a decline in MTL values is a sign of a gradual transition in the food web from long-lived, high trophic level, piscivorous fish toward short-lived, low trophic level, invertebrates and planktivorous fish. The resulting shorter food chain reduces the food webs' complexity, increasing the ecosystems' vulnerability to natural and human-induced stresses (CBD 2004,

Pauly and Watson 2003). The decrease in the indicator trend is thus mainly highlighted in the scientific literature to detect the likely unsustainable practices of fisheries from past decades. This link between food-web status and the level of pressure exerted by fisheries led this indicator to be included as a food-web common indicator within the OSPAR Commission regions, where efforts were made for its application in the OSPAR coordinated regional assessment (Arroyo et al., 2017). In the current study, the MTL was applied to describe the food-web structure under different scenarios after the implementation of an offshore wind farm. MTL showed a decreasing trend between BOWF-OPTIM and REEF-COMBINED scenarios, for all tested cut-offs (i.e. MTL_2.0, MTL_3.25, MTL_4.0). However, the observed decrease in MTL cannot be categorized as “unsustainable”. The study of MTL, along with the functional groups’ biomass, allowed to detect a restructured food web related to the simulated “reef effect” (i.e. REEF and COMBINED scenarios), which induced an increase in the total biomass of functional groups. The new aggregated biomass with the “reef effect” was mainly composed of low trophic level benthic invertebrates’ filter feeders and bivalves, which doubled their biomasses. In this new configuration, the trophic cascade induced a reduction in the trophic level of higher functional groups feeding upon filter feeders. The final result being a reduction in all MTLs as a consequence of increased biomass of low trophic level species and a reduction of the trophic level of some functional groups from the new trophic structure.

The importance of having regular and accurate trophic level estimations that reflect the changes occurring in the food web was highlighted in the current work. Indeed, when a unique mean TL value per species was applied for all scenarios instead of using the various TL estimation per species according to each scenario (TL estimated by models in the various scenarios), the decrease in MTL trend between BOWF-OPTIM and REEF-COMBINED was significantly reduced. This emphasizes the Importance of surveying the evolution of TL estimation in order for the MTL to detect accurately the changes that occurs in the food web. This has been highlighted previously (Bourdaud et al., 2016 ; Arroyo et al., 2017), and should be especially applied when this indicator is to be used for assessing the marine environmental status under management context.

In Heymans et al. (2014), the MTL was applied on worldwide food-web models along with ENA indices. These authors observed that the reduced MTL values were related to reduced transfer efficiency (TE) and high Ascendency (A) reflecting an efficient transfer of energy up the food chain, with low omnivory but a high organization of the food webs which is in line with the present ENA results as detailed below.

4.3 Ecosystem maturity and resilience: interpreting ratios and ENA patterns

According to Odum (1969), ecosystems evolve towards maturity in a process that involves structural changes that are orderly, directional and predictable. Odum suggested also that ecosystem maturation or development involves a decrease in energy relegated to production and an increase in energy relegated to maintenance and so states that the PP/R ratio is a functional index of ecosystem maturity. In immature ecosystems, this ratio is supposed to be higher than 1 and tends to 1 as a system matures. The estimated PP/R values of the BOWF model and the three scenarios exceeded 1, meaning that they have not yet reached maturity stage. However, these values for the BOWF model and the OPTIM scenario differed from the REEF and COMBINED scenario values, suggesting both that these pairs of situations are in different development stages and that the REEF and COMBINED scenarios showed an ecosystem more mature. These results are in line with the estimated B/TST values which were higher in the REEF and COMBINED scenarios than in the BOWF model and OPTIM scenario. In fact, this ratio will increase as an ecosystem matures (Odum, 1971)

According to our model and scenarios, thirty years after the implantation of the OWF, the reserve effect (i.e. decrease in fishing pressure in accordance with what is proposed by the OWF owners in the EIA in order to optimize the area for fishing activities) seems to have a relatively limited overall impact on the ecosystem structure and flow patterns. In fact, changes in the ENA indices between the BOWF model and the OPTIM scenario were not significant. This could be explained by the fact that the area which would be closed to the fisheries would be too small to have a significant impact at the ecosystem level. However, significant changes were observed in the ENA indices between the BOWF model and the REEF scenario as well as between the BOWF model and the COMBINED scenario, with potential consequences in terms of resilience.

The term resilience refers to two different aspects of system stability: engineering resilience and ecological resilience (Holling, 1996). The “engineering resilience” concept assumes the existence of a local equilibrium; a system with a short return time to equilibrium would be more resilient than one with a longer return time (Pimm, 1984; Holling, 1996). On the other hand, a system might exist in more than one stable state, a condition called “multiple stable states”. In this case, resilience would be defined as the measure of the pressure magnitude that can be absorbed before the system crosses a threshold and settles into another state. Holling (1996) called this second concept “ecological resilience”. Here, to interpret the differences in ENA indices between the BOWF model and the REEF/COMBINED scenarios, we will focus on the latter definition as ecological resilience is a more applicable concept to changes observed by ecologists (Gunderson, 2009).

It has been demonstrated that resilience for a system is strongly related to its structure and functioning (Chapin et al., 1997). ENA indices are powerful tools as they link system architecture to system function, revealing emergent properties (Ulanowicz, 2004). ENA indices have been calculated in several marine and coastal ecosystems to assess their trophic structure (Rybarczyk et al., 2003). In fact, under stressful conditions, several emergent properties of ecological functioning can change (Mukherjeer et al., 2015; Tecchio et al., 2015; Pezy et al., 2017).

Ascendency (which quantify both the level of system activity (TST) and its degree of organization) has also increased significantly in the REEF and COMBINED scenarios. According to Ulanowicz (1986), this index allows to assess the development status or maturity of an ecosystem. In fact, during maturation, ecosystems develop in order to increase their activity (TST) and energy storage, and they tend towards greater Ascendency (Ulanowicz, 1997). The highest possible value of Ascendency is called the development capacity (C) which represents the real potential reached by the system in terms of structure. Ulanowicz et al. (1997) stated that high values of Ascendency represent a mature system whereas low values indicate a stressed or immature system (Ulanowicz, 1997; Ortiz and Wolff, 2002; Patricio et al., 2006; Baird et al., 2009). However, a high value of acendency also means the system is more active in constraining flows along more specific pathways and so the system losses flexibility which could lead to an ecosystem with less resilience. Our results

indicated that the ecosystem, in the REEF and COMBINED scenarios, seems to be more mature than in the BOWF model and OPTIM scenario. These results were in line with the PP/R and B/TST values.

Although this significant increase in Ascendency (in the REEF and COMBINED scenarios), the ecosystem did not lose its flexibility as its redundancy (R) increased significantly in the same time. The redundancy or overhead which is the difference between the internal capacity (C_i) and the internal Ascendency (A_i) corresponds to an indicator of the inefficiency of the network (the ecosystem part which is not organised) as it measures the number of parallel trophic pathways connecting the different trophic compartments (Ulanowicz and Norden, 1990). The redundancy is based on the idea that within an ecosystem, some species can functionally replace others (McCann, 2000; Woodward, 2009). Then, redundant species can be considered as “guarantors” of a reliable ecosystem functioning (Naeem, 1998). Thus, redundancy “gauges” the degree of flexibility remaining in the system. It can be seen as a reservoir of energy or “possible response” to perturbations without dramatic losses of function (Costanza, 1999). It increases the ecosystem resilience as this reservoir of energy acts as an insurance against perturbations (Naeem, 1998). Thus, the significant increase in both Ascendency and redundancy indicate that after the installation of the OWF the ecosystem keeps its balance (or equilibrium) between the organised (Ascendency) and non organised part (redundancy or overhead) which will confer flexibility to potential perturbations as the energy transfers could be maintained through the trophic network via other pathways (Ulanowicz et al., 2009). In addition, according to Mukherjee et al. (2015), the ecosystem after the installation of a OWF seems to be in a healthy state as it “can develop an efficient diversity of components and exchange pathways (high organization) while maintaining some overhead (redundancy) or resilience as insurance against stress”.

Adding to this, the transfer efficiencies (TE) decreased with TL in the model and scenarios without any interruptions. This tends to indicate that the compartments functionally behaved in a similar way before and after the implementation of the Courseulles-sur-Mer OWF. According to Coll et al. (2009), important perturbations can be detected by analysing the TE profile. In fact, these authors showed that ecosystems undergoing a perturbation such as intense fishing activities showed breaks in the typical decreasing pattern of TE. This

observation of stable TE profiles strengthened the result mentioned above that the construction of the Courseulles-sur-mer OWF acts as a limited stress on the ecosystem. This result can be explained by the fact that the Bay of Seine is historically characterized by a high level of human activities (Dauvin, 2006) which have led to an increase in resilience through time to face these multiple pressures (Pezy et al., 2017). However, it is worth noting that the BOWF model and the three simulations could not simulate all possible effects generated by the community changes as we chose to use estimates derived from the literature and expert knowledge and not from complex models. For instance, our simulation did not take into account the potential arrival of invasive species. In fact, some authors suggest that OWF could act as stepping stones for invasive species (Wilhelmsson and Malm, 2008). One example, is the giant chironomid, *Telmatogeton japonicus*, that have been recorded in the intertidal zone of the wind turbines at Utgrunden (Baltic sea) (Wilhelmsson and Malm, 2008).

ENA indices bring together different holistic indices giving the most complete view of an ecosystem approach and show a high sensitivity to detect ecosystem changes under different conditions (Dame and Christian, 2007). However, the ecological interpretation remains sometimes complex, as establishing the link between ENA indices and system resilience or maturity (*sensu* Odum) is still in progress. Thus, the interpretation of their behaviour needs further definitions and contrasted case-studies before they can be useful to characterise ecosystem health and for management purposes.

5 Conclusions

An Ecopath model of the food web at the site of the construction of the future Courseulles-sur-mer OWF was built allowing to 1) summarize all available ecological data on this site, 2) test different known impacts of OWF at the ecosystem level, 3) investigate the contribution of ENA indices in the assessment of ecosystem health state by confronting them to other indicators commonly-used by the scientific community and 4) analyze the consequences of OWF impacts on ecosystem maturity and resilience through both ENA indices and other ecosystem attributes (Odum, 1969; 1971; Ulanowicz, 1986). Our results revealed a

combination of changes in the food-web structure and functioning through the analysis of the ENA indices, MTL, and ecosystem attributes. After the installation of the OWF, the ecosystem would be more mature (according to Odum 1969, 1971) and still in a healthy state (according to Mukherjee et al., 2015). Moreover, our study highlighted that the small size of the fisheries restriction area would not have an impact on the ecosystem structure and functioning.

However, being aware that marine ecosystems are threatened by multiple anthropogenic and natural perturbations, there is a need to understand how multiple perturbations interact to influence each other and their consequences on ecosystem functioning and stability (Crowe and Frid, 2015). Thus, the next steps will be to develop a holistic view of cumulated impacts (OWF construction, global warming and fisheries) through another type of model. A qualitative modelling approach (Puccia and Levins, 1986) could then be developed to analyse the ecosystem structure and dynamics, and to take into account ecosystem components and processes that are difficult to measure in the field and highlight key linkages between the different components and integrate the human dimension (Dambacher et al., 2015). This type of models also allows understanding and predicting how a system will respond to cumulative impacts, information which are essential to monitoring programs and sustainable management actions (Dambacher et al., 2009). In addition, integrating the cumulative impacts and the human dimension in models fits with the socio-ecosystem approach injunction which has become the main framework of contemporary public policies dedicated to the maritime space management (Mazé et al., 2015). This approach is part of the field of sustainability sciences, dedicated to find concrete applications for coastal management.

Acknowledgements

This work was co-funded by the Normandie Region and by the company “Eoliennes Offshore du Calvados” (EOC). This work was part of the project ANTROPOSEINE (G.I.P. Seine-Aval, 5th programme, France) RETROPOLI (aap2015-littoral) and was an introduction to the project Trophik (ANR/FEM EMR-ITE 2015).

**Chapitre IV :Assessing cumulative ecological and socio-
ecological impacts of OWF development in the Bay of Seine
(English Channel)**

Chapitre IV: Assessing cumulative ecological and socio-ecological impacts of OWF development in the Bay of Seine (English Channel).

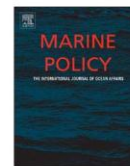
A l'heure actuelle, les études environnementales s'attachent à considérer le comportement des écosystèmes face à une perturbation précise, traitant généralement chaque perturbation de façon séparée. Toutefois, les écosystèmes marins étant menacés par de multiples pressions, il est nécessaire de comprendre comment plusieurs perturbations interagissent entre elles et quelles sont leurs conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes et leur stabilité. Dans ce chapitre, nous proposons de développer une vision globale des impacts cumulés en incluant l'Homme grâce à la modélisation qualitative ou en di-graphe orienté. L'Homme a pu ainsi être considéré comme faisant partie et étant dépendant du système, la non quantification des effets nous ayant permis d'intégrer les actions de l'homme de façon plus large, même lorsque les effets ne sont pas quantifiés. Par ailleurs, cette approche a également permis de mieux comprendre l'effet des impacts cumulés de trois types de perturbations qui sont : 1) la construction du parc éolien avec l'effet récif et réserve qui sont générés par ce dernier ; 2) le changement d'aire de répartition de trois espèces commerciales (coquille Saint Jacques, sole commune et morue) sous l'action du réchauffement climatique et 3) la pêche.

La modélisation qualitative a permis la réalisation d'un schéma d'interactions, basé aussi bien sur les résultats des deux chapitres précédents pour la partie écosystémique, que sur des hypothèses issues de la bibliographie liées aux comportements des prédateurs supérieurs vis à vis la construction du parc ainsi que sur des résultats de modèles de niches écologiques mettant en évidence que les changements globaux entraîneront des déplacements dans la distribution de certaines espèces. Dans ce modèle, l'ensemble des actions des différents acteurs a été intégré par des interactions nulles/positives/négatives. Une simplification du réseau trophique a été réalisée lors de la transformation du modèle quantitatif en modèle qualitatif en se basant sur le modèle Ecopath actuel.

Trois modèles alternatifs ont été développés à partir du modèle initial afin de prendre en compte l'incertitude concernant certaines interactions entre différentes variables. Ainsi, le modèle 1, présume que les prédateurs supérieurs seront repoussés par la présence physique des turbines. Le modèle 2 présume que les mammifères marins seront attirés à l'intérieur du parc (effet récif) et que l'effort de pêche diminuera à l'intérieur de ce dernier (effet réserve). Le modèle 3 présume à la fois que les top prédateurs seraient repoussés par la présence physique des turbines dans l'eau et que l'effort de pêche changerait à l'intérieur de ce dernier. Enfin, le modèle initial et les modèles alternatifs ont été transformés en modèles probabilistes afin d'analyser la sensibilité des différents composants de l'écosystème face aux trois perturbations étudiées

Les résultats obtenus mettent en évidence une forte certitude sur le fait que la création du parc éolien générera un effet récif sur les espèces benthiques et les poissons (se nourrissant de ces derniers). En revanche, les résultats présentent des réponses ambiguës en ce qui concerne le comportement des tops prédateurs. Cette étude, présente le modèle qualitatif comme un nouvel outil pour étudier les impacts cumulés. En outre, les résultats de ces modèles pourraient être utilisés dans la définition de mesures de suivi après l'installation du parc et dans l'évaluation de la nécessité de mettre en place des mesures de compensation. Enfin, les modèles qualitatifs pourraient également servir d'outils de communication avec le public et ainsi permettre une meilleure appropriation des projets EMR.

Cette étude constitue une première exploration du cumul d'impact et une première étape vers l'analyse du système socio-écologique de la Baie de Seine. Cependant, le modèle développé dans ce chapitre montre un déséquilibre entre le nombre de variables constituant le réseau trophique et celui décrivant la place de l'Homme dans le système. En effet, ce modèle n'a pris en compte qu'un nombre limité d'acteurs (pêche au chalut et à la drague, construction du parc éolien et action du changement climatique sur la répartition de la Coquille St Jacques). La prochaine étape consistera donc à développer un modèle qualitatif équilibré entre le réseau trophique et le réseau d'acteurs.



Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel)

Aurore Raoux^{a,b,*}, Jeffrey M. Dambacher^c, Jean-Philippe Pezy^b, Camille Mazé^d, Jean-Claude Dauvin^b, Nathalie Niquil^a

^a Normandie Université, UNICAEN, CNRS, UMR BOREA (Biology of aquatic organisms and ecosystems, MNHN, UCN, CNRS-7208, IRD-207, UPMC, UA) CS 14032, 14000 Caen, France

^b Normandie Université, UNICAEN, UNIROUEN, CNRS, M2C, 14000 Caen, France, 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen CEDEX, France

^c CSIRO, GPO Box 1538, Hobart, Tasmania 7001, Australia

^d CNRS, UMR 6539 LEMAR (Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, CNRS/UBO/IRD/Ifremer), ApolMer (Political Anthropology of the Sea), Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM), Technopôle Brest-Iroise, Rue Dumont d'Urville 29280 Plouzané – France



ARTICLE INFO

Keywords:

Qualitative models
Press perturbation
Offshore wind farm
Ecosystem-based management
Reef effect
Reserve effect

ABSTRACT

As part of the energy transition, the French government is planning the construction of Offshore Wind Farms (OWFs) in Normandy. These OWFs will be integrated into an ecosystem already facing multiple anthropogenic disturbances. A holistic view of cumulated impacts (OWF construction, global warming and fisheries) were developed on the Courseulles-sur-Mer ecosystem through the use of a qualitative mathematical modelling approach. This modelling approach provides the mean to consider alternative hypotheses about how the ecosystem structure and function affects its dynamics. Alternative models were constructed to address the different hypotheses regarding the behaviour of top predator (whether the top predators will be scared away by the OWF or attracted by the reef effect), impacts of global warming and changes in fisheries activities. Key findings from these analyses are that the OWF construction could lead to an increase in benthos species and fish benthos feeders whatever the perturbation scenario, while the predicted response of top predators was ambiguous across all perturbation scenario. Qualitative modelling results can play a vital role in decision making by improving long term planning for the marine environment but also as a tool for communication with the public and so contribute to a better acceptability of the Marine Renewable Energy (MRE) project.

1. Introduction

Coastal marine ecosystems can be extremely productive and highly valued, but also strongly affected by human activities [1]. The English Channel is among the most affected, being subjected to a high and growing number of anthropogenic disturbances (e.g., fishing, aggregate extraction, dredging and spoil deposition) including contaminant inflow from the Seine river [2]. It is also a hotspot for future Offshore Wind Farm (OWF) development [3].

OWF construction can create new habitats for benthic species through the introduction of hard substrate [4]. This effect is known as the “reef effect”, and is considered as one of the most important OWF effects on the marine environment [5]. Raoux et al. (2017) [3] performed simulations to analyse this reef effect in the Courseulles-sur-Mer OWF (Bay of Seine, English Channel) through the use of the Ecopath with Ecosim software. Two hypotheses regarding food-web functioning were investigated: (1) the increased biomass of benthic invertebrates

and fish would attract top predators [6], and (2) a system dominated by mussels leads to a more detritivorous food web [7]. Simulation results generally supported both hypotheses [3]. Adding to this reef effect, spatial restrictions such as exclusion zones of fisheries activities (trawl and dredge) are likely to be implemented around turbines and cables for navigation safety, which could lead the OWF to act as a marine reserve [8].

Studies have commonly focused on investigating independent perturbation effects on ecosystems. However, being aware that marine ecosystems are threatened by multiple anthropogenic and natural perturbations, there is a need to understand how multiple perturbations interact to influence ecosystem functioning and stability [9]. Here, a holistic view of cumulated impacts was sought (including in our study the implantation of OWF, global warming and fisheries) on the Courseulles-sur-Mer ecosystem through the use of a qualitative mathematical modelling [10]. Qualitative mathematical models are useful tools to rapidly understand ecosystem structure and dynamic as they allow to

* Corresponding author at: Normandie Université, UNICAEN, CNRS, UMR BOREA (Biology of aquatic organisms and ecosystems, MNHN, UCN, CNRS-7208, IRD-207, UPMC, UA) CS 14032, 14000 Caen, France.

<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.007>

Received 6 July 2017; Received in revised form 6 December 2017; Accepted 6 December 2017
0308-597X/ © 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

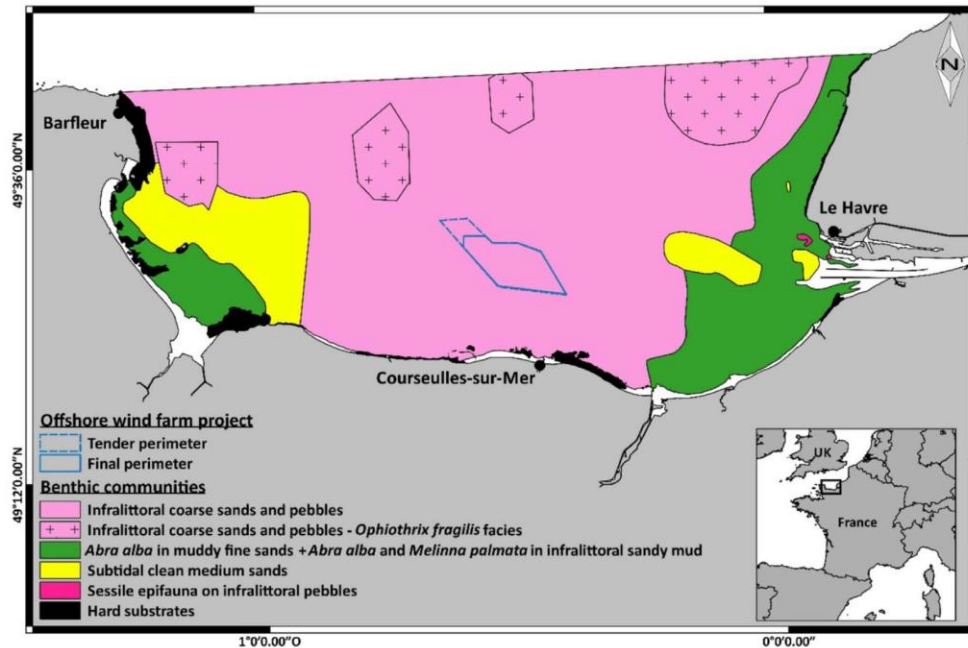


Fig. 1. Location of the Courseulles-sur-Mer offshore wind farm (OWF) and benthic communities in the Bay of Seine, north-western France (modified from Baffreau et al., 2017).

take into account ecosystem component and processes that are difficult to measure [11]. They also allow one to understand and predict how a system will respond to cumulative impacts, which is a key component of monitoring programs and ecosystem based management [11].

In this study qualitative mathematical modelling was used to assess the cumulated impact of three kinds of human and natural pressure changes in the Bay of Seine: (1) an increase in benthic organisms (reef effect) through the construction of OWF, (2) a decrease in fishing pressure exerted by the different fleets previously operating within the OWF (for navigational safety) and (3) due to effects of global warming, changes in the distribution of populations of *Solea solea*, *Gadus morhua* and *Pecten maximus*, which are among the main species fished in the Bay of Seine.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The Bay of Seine, where the offshore wind farm will be built in the next years (presently scheduled from 2020), is located on the north-western French coast and opens onto the eastern English Channel (Fig. 1). It forms an approximate quadrilateral of 5000 km², with a mean depth of about 30 m. The water depth never exceeds 50 m. The maximum tidal range is 7.5 m in the eastern part of the Bay near the mouth of the Seine estuary. Tidal currents average between 1 and 2 knots in the southern sector of the Bay, and their intensity gradually diminishes toward the eastern Bay of Seine [12,13]. The distribution of superficial sediments and benthic communities are strongly correlated to these currents [14,15]. There is an offshore-inshore gradient in the Bay, with the dominant offshore sediment generally consisting in pebbles, gravel and coarse sands and the inshore sediment in the coastal zones consisting mostly of fine sands and muddy fine sands [16]. Benthic communities of the Bay of Seine are well described in terms of composition and spatial distribution [17]. Coastal marine, estuarine and mixed systems along the French coasts are predicted to be high

sensitive to climatic variations [18].

2.2. Courseulles-sur-Mer OWF

The project is owned by “Eoliennes Offshore du Calvados”, a subsidiary of Eolien Maritime France and wpd Offshore. EMF was allowed to operate the OWF off from Courseulles-sur-Mer by the Ministerial Order of April 18th, 2012. The proposed OWF will be located 10–16 km offshore from the coast of Calvados – Normandy. The depth range is 22–31 m. The OWF will have a total area of approximately 50 km². This OWF will be located on the infralittoral coarse sand and pebbles benthic communities (Fig. 1). It will comprise 75 turbines of 6 MW giving a combined nameplate capacity of 450 MW. The wind farm turbines will be connected via an interarray network of 33 kV Alternative Current (AC) cables which will link at one offshore transformer substation located within the wind farm. From this station power will be exported via two 225 kV AC marine cables. The turbines will be supported by 7 m in diameter monopiles driven into the sea bed. In the Environmental Impact Assessment (EIA) the OWF owners proposed a scenario in which scour protection will be installed around the 75 turbines and the converter station, and that 33% of the cables will be rock-dumped. Thus, the footprint would amount to 0.342 km² or around 0.70% of the OWF area.

2.3. Qualitative modelling

2.3.1. Qualitative courseulles-sur-Mer OWF model

A qualitative model of the Courseulles-sur-Mer OWF (Fig. 2) was derived from the structure of an Ecopath model developed by Raoux et al. (2017) [3] following the same method as Lassalle et al. (2014) [47]. The food web was simplified from 37 groups to 9 groups. The selection and aggregation of functional groups was based on biological and ecological characteristics of the species such as their predator and prey relationships. The four marine mammals, the two seabird, and two cephalopod groups were combined into one group called top predators.

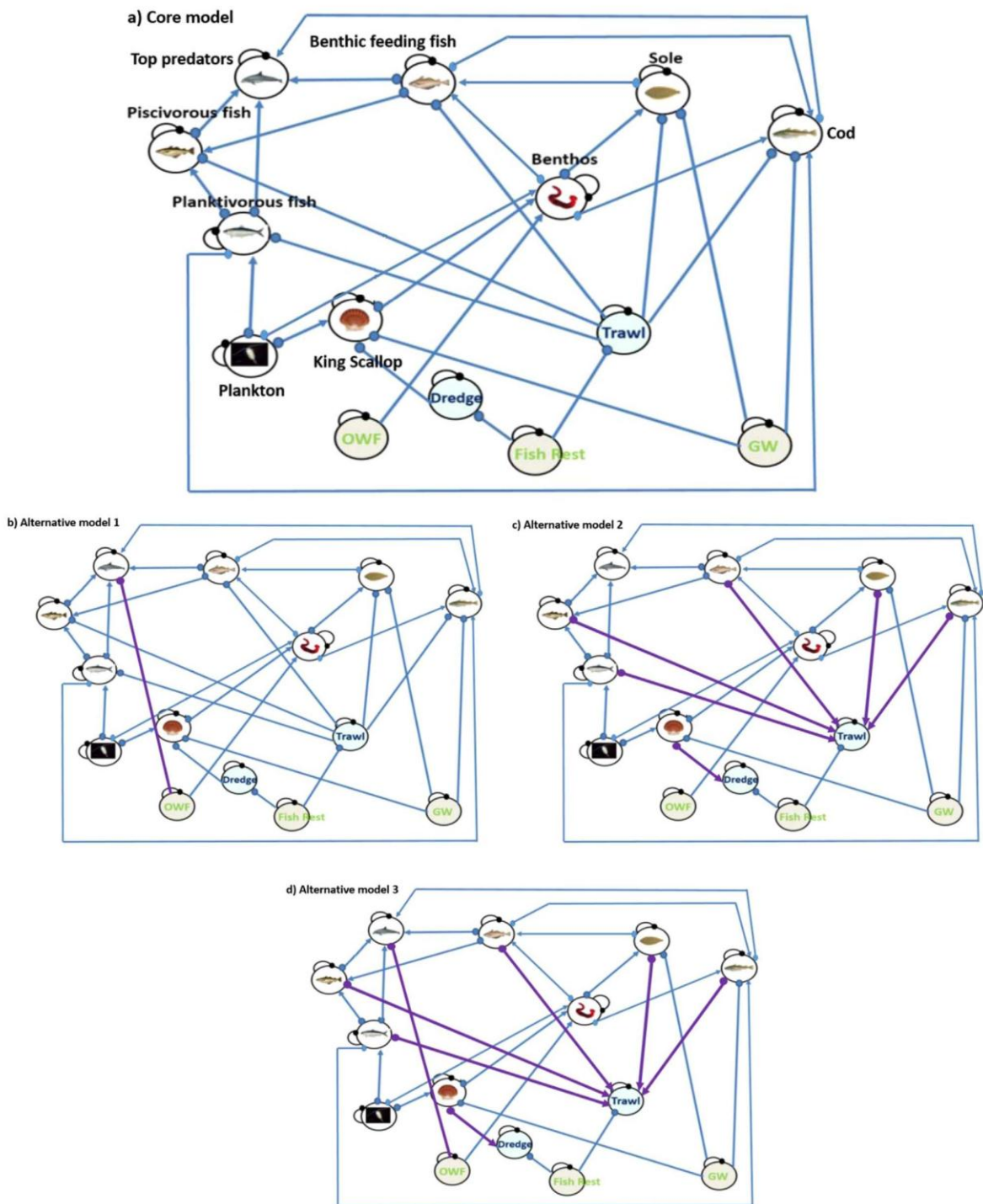


Fig. 2. Core (a) and alternative (b, c, d) signed digraph models of the Courseulles-sur-Mer OWF. Model variables are Plankton, Benthos, King Scallop, Planktivorous fish, Sole, Cod, Piscivorous fish, Benthic feeding fish, Top predator, Dredge fishery, Trawl fishery. Input variables are OWF: Offshore Wind Farm; Fish Rest: Fisheries Restrictions; GW: Global Warming. Links ending in an arrow denote a positive direct effect, those ending in a circle denote a negative direct effect, and links connecting a variable to itself denote self-effects.

Five fish compartments were defined (planktivorous fish, benthic feeding fish, piscivorous fish, sole and cod) based of their trophic ecology. Other Ecopath compartments which were mono-specific and occupied the same trophic position in the food web were combined. The benthic invertebrate were grouped into one group called benthos (including both the benthic organisms which colonized the turbines (hard bottom species) but also the sandy gravel benthic organisms (soft bottom species) which are present before the OWF installation). Finally, the zooplankton and phytoplankton were combined into one compartment named plankton.

Qualitative mathematical models are based on sign directed graphs, or signed digraphs [19], which describe the relationships between variables using only the signs (+, -, 0) of their direct effects on each other. For instance, the direct negative effect of a predator population on its prey (rate of mortality from predation), is depicted as a link ending in a circle (-o) [19]. The positive direct effect of a prey population on its predator (rate of birth) is depicted as a link ending in an arrow (→) [19] (Fig. 2). Links that directly connect a variable to itself are termed self-effects and can be either positive or negative. Negative self-effects typically represent density growth dependence in a population and positive self-effects represent self-enhancing growth. The matrix associated to this graph is called a community matrix (**A**) where each A_{ij} element represents the direct effect of variable j on variable i .

To represent the basic effect of the construction of OWF in Courseulles-sur-Mer, a core model was developed that incorporated the reef effect on the benthos group (Fig. 2a). The introduction of hard substrates through construction of the OWF is predicted to lead to creation of new habitats for epibenthic and benthic species, thus leading to an increase in their biomass. The model also included an expected negative effect of global warming on the King Scallop, Sole and Atlantic cod [20,21]. Trawl and dredge fisheries were each represented by separate variables. Thus key assumptions within the model were 1) benthic species will increase due to OWF reef effect; 2) the trawl effort will change after the construction of the OWF due to fishing restriction and 3) populations of King Scallop, sole and cod will decline due to climate change.

2.3.2. Alternative models

Building on the structure of the core model, three alternatives models (Fig. 2b,c,d) were developed based on uncertainty about whether (1) top predators will be scared away by the wind turbine, or be attracted by the reef effect (Henkel et al., 2014); and (2) the trawl effort will change after the OWF construction; either it will decrease due to limitations imposed by safety concerns or it will increase because more fish will be available within the OWF due to the reef effect (see alternative models Fig. 2; Table 1). These alternative models were obtained by modifying some of the links in the core model presented above. As alternative model 1 assumes that the OWF will negatively affect the density of top predators, a negative link was added from OWF to top predators. Alternative model 2 assumes that the OWF will positively impact the density of top predators (by cascading effects inside the trophic web) and also positively impact trawl fishing effort. Finally, alternative model 3 investigates both the avoidance of the area by top predators and a decrease in trawl fishing effort after the installation of the OWF. Taken together, the core model and three alternative models

Table 1
Hypotheses of the potential effects of (Offshore Wind Farm) OWF considered in core and alternative models of the Courseulles-sur-Mer ecosystem.

Model	Top predators	Trawl and dredge fishing effort
Core model	Attracted by OWF	Decrease
Alternative model 1	Repeled by OWF	Decrease
Alternative model 2	Attracted to OWF	Increase
Alternative model 3	Repeled by OWF	Increase

represent the range of uncertainty in model structure that is currently recognized for the impact of OWF on the Courseulles-sur-Mer ecosystem.

2.3.3. Assessment of model stability

Qualitative assessments of model stability involve the analysis of all feedback cycles in the system [19]. It can be realized either by analysis of signed digraphs [19], or mathematical operations on the matrix **A** [22]. An assessment of the stability of the core model and its three variants were evaluated using two Routh-Hurwitz criteria [22]. These require that (1) the system is dominated by negative feedback at all levels of the system; and (2) feedback at lower levels in the system is stronger than feedback at higher levels in the system. One can supplement these qualitative assessments with numerical simulations [22], whereby interaction strengths are randomly assigned to the links of the qualitative models, from which the resulting quantitatively specific matrix is numerically assessed for system stability [22]. By repeated iterations over a broad and randomly assigned parameter space, one can determine the general scope for stability that a system has based on the sign structure of matrix **A**. The “Loop Analysis” tool found on the “Loop Group” website (<http://ipmnet.org/loop/>) was used to compute 5000 iterations of the stability analysis for the core model and the three alternative models.

2.3.4. Assessment of perturbation response and Bayesian networks

Signed digraph models can be analysed to predict the likely direction of change that a population variable can have in response to a perturbation to the system. Response predictions are based on the sign of the pathways of interaction that lead from the input variable to the response variable [19,22]. For instance, in the signed digraph of Fig. 2, for a perturbation or input to benthic feeding fish that causes an increase in their rate of growth, the predicted response of top predators would be based on the sign of five interaction pathways. The shortest of these pathways is a direct positive link from benthic feeding fish to top predators, the longest pathway is also positive and involves, in sequential order, benthic feeding fish, king scallops, plankton, planktivorous fish, piscivorous fish, and finally, top predators—NB: in calculation of the net sign of a pathway, the product of an even number of negatively signed links is positive. All but one of the interaction pathways leading from benthic feeding fish to top predators is positive in sign, with a negatively signed pathway of length three that includes piscivorous fish and planktivorous fish. Thus the predicted response of top predators is qualitatively ambiguous, as it is determined by both positively and negatively signed interaction pathways.

Ambiguous response predictions can be resolved where there is knowledge regarding the relative strength of key interactions in the system. In the above example, if it were known that piscivorous fish, with respect to the other predator-prey interactions in the system, inflicted only a minor rate of mortality on planktivorous fish, then it could be determined that the likely response of top predators would be positive, as the one negatively signed pathway leading to top predators included the weak link connecting piscivorous fish and planktivorous fish. It is often the case, however, that there is insufficient knowledge of the strength of links involved in a response prediction. In these instances a statistical approach can be used to assign a probability of sign determinacy for response predictions [22,23]. Through computer simulations on signed digraph models, interaction strengths can be randomly allocated to each link in the system and the sign of a quantitatively determined response prediction can be compared to the relative balance of positive and negative interaction pathways. Where there is an equal number of positive and negative interaction pathways, then an increase or decrease in a response variable is equally likely. In the above example, the probability that the strength of the four positively signed interaction pathways will prevail over the one negative pathway is greater than 90% in computer simulations.

The balance between the number of positively and negatively signed

pathways has been found to be a robust means of assigning a probability of sign determinacy to response predictions. These probabilities of sign determinacy can then be used as conditional probabilities in Bayesian networks [23]. The structure of a Bayesian network that represents qualitative models is represented by three basic types of nodes. There is a single node which represents the influence of the each of the different alternative signed digraph models, a set of n number of nodes representing response predictions for each of the n number of variables in the signed digraph, and finally a set of nodes representing the influence of perturbations on the system through the input variables. Conditional probabilities for the Bayesian network are based on response predictions derived from computer simulations on the signed digraph models.

To analyse the predicted response to perturbations, the core and alternative models were transformed into a probabilistic representation within Bayesian networks models [23]. In this application, Bayesian networks represent response predictions from the qualitative models as three conditional probabilities at each node: likelihoods of (1) increase, (2) no change, and (3) decrease. Here the Bayesian networks do not give information on the magnitude of change, but only on the probability for the direction of change (+, -, 0). Four perturbation scenarios were applied to the core and the three alternatives models. This study analysed:

- the consequence of the OWF construction on the whole ecosystem. To run this perturbation scenario, the probability for an increase in the OWF node was set to 100%;
- the consequences of the cumulative impact of the OWF construction along with consequences of global warming (change in species distribution) on King scallop, sole and Atlantic cod, by setting the probability for an increase in both OWF and global warming nodes to 100%;
- the consequence of safety measures around the OWF imparting a decrease in fishing pressure of different fleets along with the reserve effect of the OWF. In this scenario, fishery restrictions and OWF nodes were both set to 100% increase (which for fishery restrictions does not imply 100% exclusion of fishing, but rather complete certainly that restrictions are operating at a level with observable significance);
- the consequences of the cumulative impact of the OWF construction with both a global warming and a fisheries restriction by setting OWF, global warming and fishery restriction nodes to 100%.

The reef effect from OWF construction, global warming and effects of fisheries restriction were considered in four perturbation scenarios. OWF construction is treated as a positive direct effect on benthos (benthic species of hard substrate that colonize the turbines and some soft bottom surrounding benthic species), and in alternative models 1 and 3 there is an additional negative direct effect on top predators. Fisheries restrictions are treated as a reserve effect that decreases the amount of effort permitted in the dredge and trawl fisheries, while global warming is depicted as a negative direct effect on sole and cod populations in the core model, and additionally in the alternative models as a negative direct effect on king scallops.

The different perturbation scenarios were applied to the core model and its three variants, and model predictions were compared to assess the affect of model structure uncertainty. Before running the perturbation scenarios, equal prior probabilities (25%) were allocated to the core and alternative models. In summarizing main results of the perturbation scenarios, we make a distinction of high versus low sign determinacy for response predictions with a probability of 80%.

2.3.5. Comparability of the quantitative and qualitative core model

Beyond making predictions of perturbation response, the Bayesian network allows one to assess how consistent a qualitative model is with observed responses to perturbation (i.e., model validation) [23]. In the

“REEF Filter feeders” model proposed by Raoux et al. (2017) [3], the biomasses of bivalves and filters feeders were forced to increase through time, as they were expected to respond directly and quickly to the addition of hard substrates. Their biomass on the turbine foundations and scour protections was calculated by multiplying the average biomass per m^2 found in the literature (see Raoux et al., 2017), by the surface area represented by the additional turbine foundations and scour protections, and then divided by the total wind farm area at Courseulles-sur-Mer. The estimated increase was added to the initial biomass estimated by Raoux et al. (2017). The Ecosim model was run with these new bivalves and filter feeders biomass values, and the initial biomass values for all the other functional groups in the model. This change in biomass was the only variation taken into account to drive the dynamics of the ecosystem through time. The core model was used to predict how the system variables would respond qualitatively to an increase in the OWF. The Bayesian network was then used to determine the degree to which the qualitative predictions of the core model were consistent with those observed from the “REEF Filter feeders” quantitative model of Raoux et al. (2017).

3. Results

3.1. Assessment of model stability

For the core model and the three alternative models, feedback at all levels of the system is dominated by negative feedback cycles, and the system is not dominated by cycles with long path lengths. Thus conditions for the first and the second criterion for stability are generally met, indicating that the core and its three variants have high potential for stability [22]. Based on the stability analysis from numerical simulations, alternative models 2 and 3 produced stable systems 83% of the time, whereas the core model and alternative model 1 produced stable systems 86% of the time.

3.2. Comparison of qualitative and quantitative model predictions

In Ecosim-based simulations with the REEF Filter feeders model (see supplementary material in Raoux et al., 2017), the reef effect from OWF development was predicted to cause an increase in the biomasses of benthos (including both the benthic species of hard substrate that colonize the turbines and soft bottom species which are present before the OWF installation), benthic feeding fish, top predators, sole and cod, and a decrease in the biomass of plankton, king scallop, planktivorous fish and piscivorous fish. By treating these predictions as observations within the Bayesian networks for the qualitative models, this study assessed the likelihood that predictions from the qualitative models were consistent with those from the REEF Filter feeders model. The core model had a likelihood of 96.7%, indicating that its predictions were highly consistent with those from the REEF Filter feeders model (Fig. 3).

3.3. Perturbation response

In the first perturbation scenario (Fig. 4, Table 2), OWF development is predicted to cause a decrease in populations of planktivorous fish and an increase in benthos and cod, while the response predictions of the other eight variables have a high level of ambiguity and are undetermined (i.e., sign determinacy < 0.8). The second perturbation scenario includes OWF development and the additional impact of global warming: here populations of king scallop and sole are predicted to decrease and benthos and benthic feeding fish are predicted to increase, while predictions for the other seven variables are ambiguous. The third scenario combines the effects of OWF and fisheries restriction (reserve effect), which is predicted to lead to a decline in the abundance of planktivorous fish and in fishing effort for the trawl and dredge fisheries. Populations of king scallop, benthic feeding fish, piscivorous

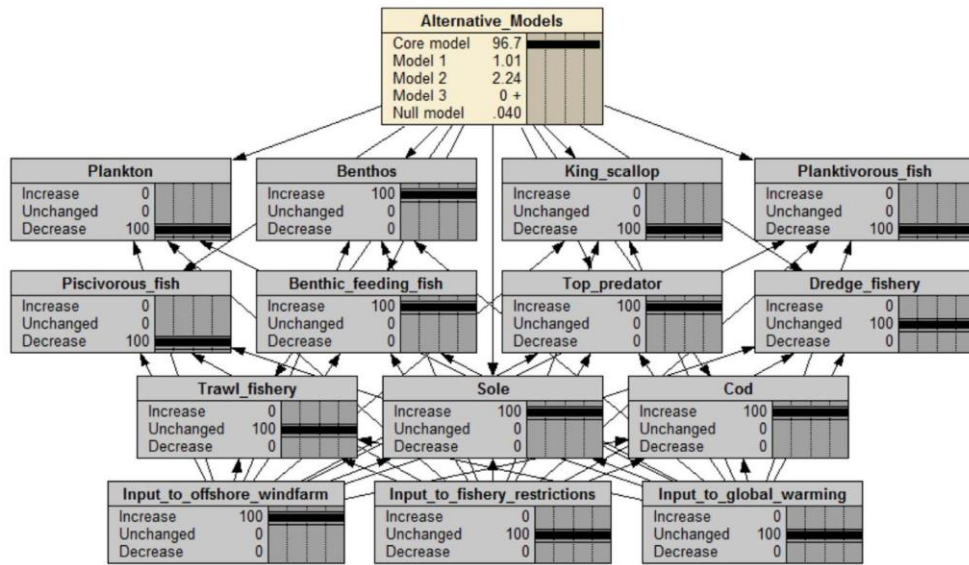


Fig. 3. Bayes net for the Courseulles-sur-Mer OWF showing likelihood of qualitative models being consistent with changes in biomass predicted from REEF filter feeders model due to an increase in offshore windfarm development.

fish, sole and cod are predicted to increase, with ambiguous responses predicted for plankton, benthos and top predators. The fourth scenario combines the impact of the reef effect, global warming and the reserve effect. King scallop are predicted to decrease in abundance along with fishing effort in the dredge and trawl fisheries, while increased abundance is predicted for benthos, benthic feeding fish and piscivorous fish.

4. Discussion

4.1. Cumulative impact analysis

A major challenge for scientists as well as managers, is to assess cumulative impact on ecosystems. Researchers are willing to integrate their impact studies across disciplines, but there is often a lack of data available at the same scale. Qualitative models are a useful tool to assess cumulative impact as they allow to be taken into account variables that can be difficult to measure and also to make testable predictions. Qualitative mathematical models were developed as an initial attempt to provide a framework to better understand and predict the cumulative impact of three kinds of pressure changes in the Bay of Seine: (1) increase in hard-substrate benthic organisms (reef effect) through the construction of the OWF, (2) decrease in fishing pressure exerted by the different fleets operating within the OWF (for safety measures) and (3) changes in sole, cod and king scallop distributions caused by global warming. From a methodological point of view, the core model and the three variants have a high potential for stability which both indicate that the models are possible representations of real systems, and that the systems can persist despite perturbations.

Qualitative models were used both to investigate the implications of different model structures on the system's dynamics and to compare predictions from the different hypotheses. Comparing predictions from the core models and the three variants, some variables were generally consistent and other were ambiguous, across all perturbations scenarios. For instance, when there was high sign determinacy in predicted response, the benthos (including both the benthic species of hard substrate that colonize the turbines, and soft bottom species which are present before the OWF installation), piscivorous fish and fish benthos feeders were predicted to increase across all perturbation scenarios.

This result, known as the reef effect, can be explained by the fact that OWF will lead to an increase in benthic biomass by the creation of new hard-substrate habitats for them and as a consequence, it will also provide more resources for fish benthos feeders which feed on them [24]. However, our results showed that the predicted response of top predators was ambiguous across all perturbation scenarios. According to these results, the abundance of top predators in the study area would likely increase or decrease, but not remain unchanged.

According to the literature, the noise from pile-driving (during the construction phase) has been observed to cause significant avoidance behaviour in marine mammals [25]. For instance, a drastic decrease in porpoise echolocation activity both in the impact and control areas during the Horn Rev OWF construction has been observed [26]. The noise from pile-driving may also impair or cause mortality to fish [26], which are the porpoises' and seals' preys. This effect could also lead to avoidance of the area due to the lack of appropriate prey [26]. During the operation phase, wind turbines generate low frequency noise [27]. Currently, there is a great uncertainty concerning to what extent the OWF construction affects marine mammals, as there is not enough data for any confident interpretation [26]. To date, there is also uncertainty regarding the behaviour of seabirds after OWF construction. It is possible that the OWF implantation could impact seabird populations through collision or barrier effect (seabirds altering their migration routes to avoid an OWF [28]). These forced detours avoiding offshore wind farms could be responsible for a greater energy consumption, which in turn could lead to a reduction of reproduction rates, and hence have a negative impact on the species population [26]. Seabirds have the ability to avoid wind turbines, but this response varies within and between species [29]. However, OWF do not necessarily involve only negative effects on top predators. In fact, the increased biomass of benthic invertebrates and fish, generated by the reef effect, can attract apex predators [3]. Regardless of the existing gaps in knowledge, further monitoring work is recommended. For example, to investigate the settlement and succession processes on the hard substrate of the OWF turbines by benthic species, using remote underwater cameras in combination with sampling, would allow to identify species and quantify their biomass. In fact, changes in species composition due to the introduction of hard substrates are still largely

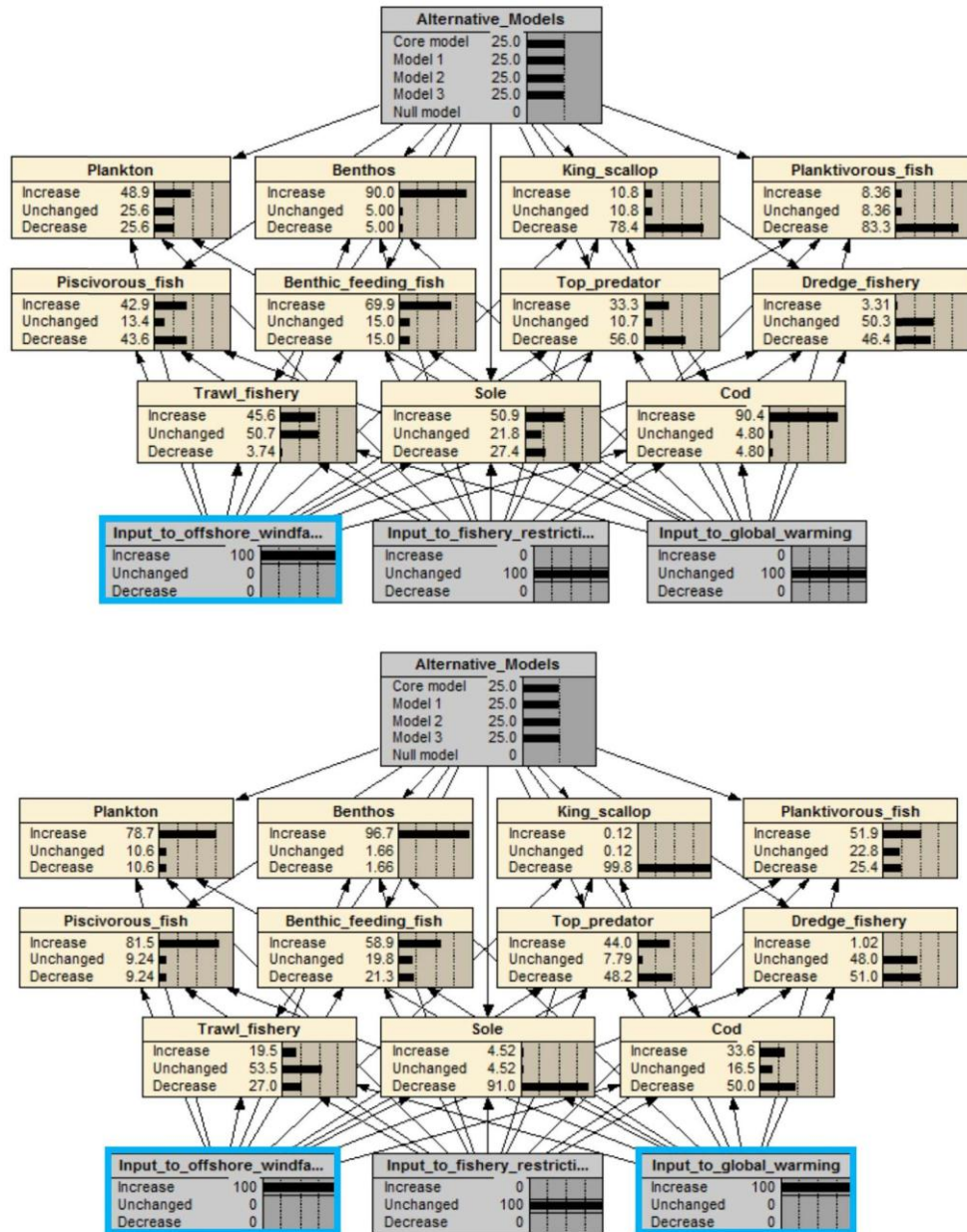


Fig. 4. Bayes net of the Courseulles-sur-Mer OWF. Equal prior abilities have been allocated to the core and alternative model. In (a), there has been a positive input to OWF as indicated by 100% chance of a positive input to OWF (indicated by a blue rectangle). In (b), there has been a positive input to OWF and GW. In (c), there has been a positive input to both OWF and FishR. In (d), there has been a positive input to OWF, FishR and GW.

unexplored.

4.2. From trophic web models to management policy

This paragraph will address the challenge of using work related to qualitative model results in political decisions about marine ecosystems. As mentioned above, there is a need to understand how multiple perturbations interact to influence each other and their consequences

on ecosystem functioning and stability [9]. Integrating cumulative impacts and the human activity in models seem to respond to the ecosystem approach, which has become the main framework of today's public policies dedicated to the marine management. The definition of ecosystem management incorporates the notion of sustainable development, and specifies the need to preserve the services provided by the marine socio-ecosystems. With this new paradigm, researchers aim to better understand the different ecological, economic and social

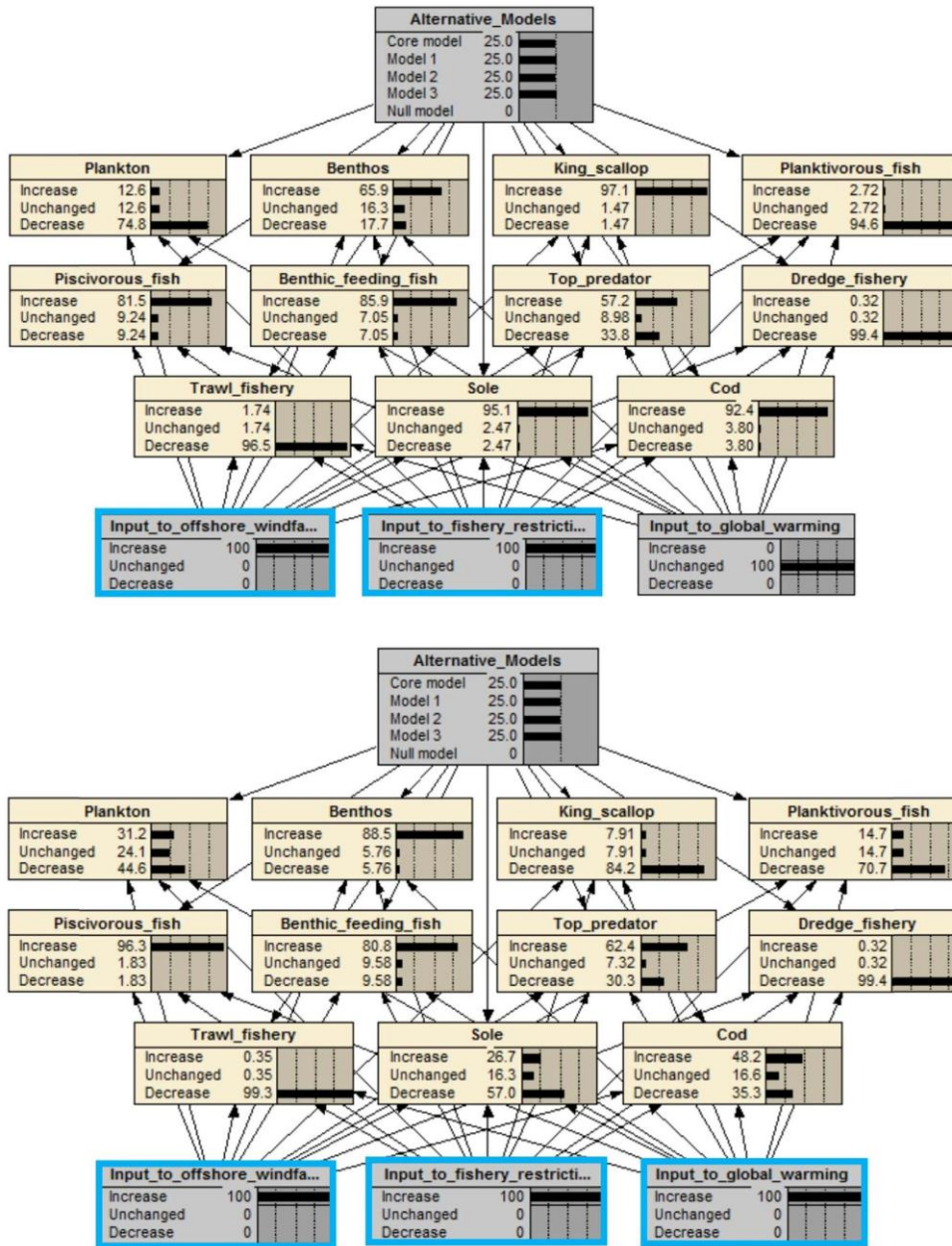


Fig. 4. (continued)

dimensions that interact in these socio-ecosystems. In this context, modelling is an invaluable tool and models are increasingly used to better understand the relationships between the elements that compose such socio-ecosystems. To investigate the redefinition of the science / political interface, which must undergo a profound transformation in order to achieve this objective, it is necessary to realize both an epistemology [30] and a political sociology of models [31] to explore the social construction and operationally of modelling tools.

Science and Technology studies [32] and more recently, the New Political sociology [30] of science have showed that sciences play a key

role in the resolution of public problems. However, the scientific linear vision in which science provides diagnostics to the politicians and that policy is based on these diagnostics to develop solutions does not represent the reality of the use of knowledge in the decision-making process and the production of public policies [33]. The first models proposed by the policy science [33] highlight an incomplete picture of the otherwise complex interactions between sciences and politics. Deeper analyses of public problems and collective actions [34] showed that the boundaries between these fields are constantly re-negotiated and changing. They also showed that scientific and technical expertise

Table 2

Summary of qualitative model response predictions for four perturbation scenarios (Fig. 4). Sign of response given for predictions with a high probability of sign determinacy (i.e., $\geq 80\%$), with ambiguous predictions denoted by a question mark (OWF: Offshore Wind Farm, GW: Global Warming).

Model variables	Perturbation scenarios			
	1: increase in OWF	2: increase in OWF and GW	3: increase in OWF and fishery restrictions	4: increase in OWF, GW and fishery restrictions
Plankton	?	?	?	?
Benthos	+	+	?	+
King Scallop	?	–	+	–
Planktivorous fish	–	?	–	?
Benthic feeding fish	?	?	+	+
Piscivorous fish	?	+	+	+
Sole	?	–	+	?
Cod	+	?	+	?
Top predator	?	?	?	?
Trawl fishery	?	?	–	–
Dredge fishery	?	?	–	–

tended to incorporate political values [35]. There was a shift in the 1990's from “science speaks truth to power”, where sciences and politics were supposed to be two independent fields, to a “making sense together” approach. This historic turning-point is linked to the paradox that the increasing “scientification” of politics leads to a “politicization” of science [36]. However, studies have showed that scientific consensus is not sufficient to generate decisions, in particular in the global climate change trend [37,38]. In an economic and social development context, the major challenge under the current environmental crisis, is to develop new scientific methods that can be integrated in the decision-making process, so that decisions can be based on either policy or management [37,39,40]. Programs such as “Future Earth” recommend that science, instead of being independent of politics, understand the needs of decision makers and therefore work closely with them to respond to their needs. This trend is part of the research policies evolving in the world, and has been called “method 2 of knowledge production” by Gibbons et al. (1994) [41].

In this work we incorporated qualitative models into Bayesian networks as it provides a convenient means to visualize the results of cumulative impacts from multiple perturbations, and also to provide a means to judge the consistency of qualitative model predictions with observed responses, whether they be from a real or simulated (i.e., here Ecosim) world. Elsewhere, this approach has also been used to identify ecological indicators for that are most informative, given scenarios for multiple perturbation involving alternative conceptions of model structure [42]. It has also provided a basis for managers to understand and predict cumulative impacts for ecosystems within the Great Barrier Reef World Heritage Area [43], and also a means to facilitate structured decision making when assessing trade-offs between an array of proposed management actions [44]. This approach has also been used to explore stakeholder driven future scenarios of the socio-ecological effects of increased aquaculture production on the island group of Frøya in Trøndelag [45] or to explore the evolution under different scenarios of the socio-ecological system of an agricultural watershed [46].

Thus, since socio-economical systems are highly variable with complex interactions, research and expertise require the use of multiple dynamic modelling based on diverse data. Meanwhile, with increasing model complexity, the next issue likely to be faced by scientists is to find a suitable format for communicating the results to stakeholders and decision-makers. Indeed, there are still significant challenges surrounding the use of complex models by decision makers. Qualitative modelling opens an encouraging possibility, as it allows both a multiple

disciplinary approach, and provides support to decision makers. Since it is inherently complex to represent ecosystem functioning and evolution quantitatively, qualitative modelling offers an alternative to complex models. Making it possible to consider both cumulative impacts and human activity in the system, qualitative modelling meets the objectives of the ecosystem based management as defined by the OSPAR and the Helsinki Commissions.

Using qualitative modelling to assess cumulative impacts during the development of offshore wind energy would allow to bring new knowledge to policy makers. It would also allow for a better integration of ecological considerations in managing decisions, and for planning maritime space. The development of a marine spatial plan for an entire region needs to permit alternative scenarios (drawn from a specified set of sectorial objectives) for ecosystem-based management, which in turn can provide guidance to a range of decision-makers, each responsible for only a particular sector or activity of the entire area (e.g., fisheries managers will see what conflicts and compatibilities their management plans will have, with plans for the offshore development of wind farms).

In accordance with the 2001/42/CE directive, governments are obliged to make an Environmental Impact Assessment (EIA) of the OWF which is independent from the French state (which is in charge of the Public Maritime Domain regulation). Thus EIA identifies and predicts the impacts of a development on the bio-geophysical environment and on the human well-being. This way, solutions can be provided on how to sift out, or mitigate the negative consequences on humans and the environment. OWF installations are also subjected to two administrative permits: an authorization to occupy the public domain and an authorization under the water protection.

In this process, qualitative models and the results that have been mentioned in this study could be used by the project owner and the “Design Office” which have the task to do the EIA. These results could also be used to define the environmental monitoring measures (for instance where the qualitative model highlights uncertainty response such as the top predators behaviour), and to evaluate the need to set up, and define, compensation measures. This is the more pertinent, as the directives (85/337/CEE and 97/11/CE) and the French national applications require the analyses of cumulative impacts from multiple projects. Finally, it is clear that holistic qualitative models can play a vital role in decision making, as it allows to test different policies on real ecosystems. Such results can be a starting point for a general ecosystem approach to the study of impacts of Marine Renewable Energy, and when giving advice to stakeholders in how to improve long term planning of the marine environment. In addition, results from qualitative modelling could also play a vital role as a tool for communication with the public, and by doing so, contribute to a better public acceptance of MRE projects. In fact, a major challenge for project leaders of OWF development, is how to work with communities and marine enterprises, and to illustrate the actual value of the MRE. Qualitative modelling results could be one means by which to illustrate the potential impacts and benefits of OWF implantations, and thus facilitate more realistic expectations.

Acknowledgements

This work was co-funded by the Normandy Region and by the group “Eoliennes Offshore du Calvados” (EOC). We also acknowledge, for their help in compiling the datasets and for giving expert advices: Jean-Paul Robin (UMR, BOREA Caen) and Bruno Ernande (IFREMER, Boulogne-sur-mer). This work was an introduction to the project Trophik (ANR/FEM EMR-ITE 2015).

References

- [1] B.S. Halpern, K.L. McLeod, A.A. Rosenberg, L.B. Crowder, Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning, *Ocean, Coast. Manag.* 51 (2008) 203–211.

- [2] J.C. Dauvin, O. Lozachmeur, Y. Capet, J.B. Dubrulle, M. Ghezali, A.H. Mesnard, Legal tools for preserving France's natural heritage through integrated coastal zone management, *Ocean. Coast. Manag.* 47 (2004) 463–477.
- [3] A. Raoux, S. Techio, J.P. Pezy, S. Degraer, D. Wilhelmsson, M. Cachera, B. Ernande, G. Lassalle, C. Leguen, K. Grangeré, F. Le loch, J.C. Dauvin, N. Niquil, Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: which effects on the trophic web functioning? *Ecol. Indic.* 72 (2017) 33–46.
- [4] D. Wilhelmsson, T. Malm, Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79 (2008) 459–466.
- [5] O. Langhamer, Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art, *Sci. World J.* (2012) 8.
- [6] S.K. Henkel, R.M. Suryan, B.A. Lagerquist, Marine Renewable energy and environmental interactions: baseline assessments of seabirds, marine mammals, sea turtles and benthic communities on the Oregon shelf, in: M.A. Shield, A.L.L. Payne (Eds.), *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions, Humanity and the Sea*, Springer Science, 2014, p. 176.
- [7] P. Norling, N. Kautsky, Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea, *Aquat. Biol.* 4 (2008) 75–87.
- [8] M.A. Shields, A.L.L. Payne, *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions, Humanity and the Sea*, Springer Science, (2014), p. 176.
- [9] T. Crowe, C.L.J. Frid, *Marine Ecosystems: Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services*. Ecology, Biodiversity and Conservation, Cambridge University Press, Cambridge, 2015, p. 397.
- [10] R. Levins, Qualitative mathematics for the understanding, prediction, and intervention in complex systems, in: D. Contanza, R. Epstein, C. Paul, Gaudet, R. Levins (Eds.), *Ecosystem Health*. Malden, Blackwell Science, MA, 1998, pp. 178–204.
- [11] J.M. Dambacher, P.C. Rothlisberg, N. Loneragan, Qualitative mathematical models to support ecosystem-based management of Australia's Northern Prawn Fishery, *Ecol. Appl.* 25 (2015) 278–298.
- [12] J.C. Salomon, M. Breton, Courants résiduels de marée dans la Manche, *Oceanol. Acta* 11 (1991) 47–53.
- [13] J.C. Salomon, M. Breton, An atlas of long-term currents in the channel, *Oceanol. Acta* 16 (1993) 439–448.
- [14] F. Gentil, L. Cabioch, Carte des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine et Manche centrale sud. Carte et notice explicative de la carte, Ed. De. la Station Biol. De Roscoff (1997) 18.
- [15] J.C. Dauvin, History of benthic research in the English channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description, *J. Sea Res.* 100 (2015) 32–45.
- [16] J.C. Dauvin, T. Ruellet, N. Desroy, A.L. Janson, The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices, *Mar. Poll. Bull.* 55 (2007) 241–257.
- [17] J.C. Dauvin, T. Ruellet, Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English channel), *J. Sea Res.* 59 (2008) 320–326.
- [18] E. Goberville, G. Beaugrand, B. Sautour, P. Treguer, Somlit team, Climate driven changes in coastal marine systems of Western Europe, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 408 (2010) 129–147.
- [19] C.J. Puccia, R. Levins, *Qualitative Modelling of Complex Systems*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1985, p. 259.
- [20] J. Lenoir, et al., Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate, *Ecography* 33 (2010) 295–303.
- [21] I. Rombouts, G. Beaugrand, X. Fizzala, F. Gaill, S.P.R. Greenstreet, S. Lamare, F. Le Loc'h, a. McQuatters-Gollop, B. Miale, N. Niquil, J. Perceley, F. Renaud, a.G. Rossberg, J.P. Féral, Food web indicators under the marine strategy framework Directive: from complexity to simplicity? *Ecol. Indic.* 29 (2013) 246–254.
- [22] J.M. Dambacher, H.W. Li, P.A. Rossignol, Qualitative predictions in model ecosystems, *Ecol. Model.* 161 (2003) 79–93.
- [23] G.R. Hosack, K. Hayes, J. Dambacher, Assessing model structure uncertainty through an analysis of system feedback and Bayesian networks, *Ecol. Appl.* 18 (2008) 1070–1082.
- [24] J. Carstensen, O.D. Henriksen, J. Teilmann, Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 321 (2006) 295–308.
- [25] J. Köppler, J. Köppler, W. Peters, *Offshore Wind Energy Research on Environmental Impacts*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2006, p. 371.
- [26] M. Wahlberg, H. Westerberg, Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 288 (2005) 295–309.
- [27] E.A. Masden, D.T. Haydon, A.D. Fox, R.W. Furness, M. Desholm, Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. ICES, *J. Mar. Sci.* 66 (2009) 746–753.
- [28] Hotker, H., Thomsen, K.H., Jeromin, H. 2006. *Impacts on Biodiversity of Exploitation of Renewable Energy Resources: The Example of Birds and Bats - Facts, Gaps in Knowledge, Demands for Further Research, and Ornithological Guidelines for the Development of Renewable Energy Exploitation*, p. 65.
- [29] A. Dahan, Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques: enjeux politiques et économiques, La Découverte, Paris, 2007.
- [30] S. Frickel, K. Moore, *The New Political Sociology of Science*, University of Wisconsin Press, 2006.
- [31] H.D. Lasswell, The emerging conception of the policy sciences, *Policy Sci.* (1970) 1–3.
- [32] S. Jasanoff, *The Fifth Branch: Science Advisers as Policymakers*, Harvard University Press, Cambridge, Mass; London, 2004.
- [33] E. Neveu, "L'approche constructiviste des "problèmes publics". Un aperçu des travaux anglo-saxons », *Etudes De. Commun.* 22 (1999).
- [34] S. Jasanoff, Contested boundaries in policy-relevant science, *Social. Stud. Sci.* 17 (1987) 195–230.
- [35] R. Hoppe, Policy analysis, science and politics: from 'speaking truth to power' to 'making sense together', *J. Sci. Public Policy* 26 (1999) 201–210.
- [36] A. Dahan, H. Guillemot, Les relations entre science et politique dans le régime climatique: à la recherche d'un nouveau modèle d'expertise? *Nat. Sci. Sociétés* 23 (2015) S6–S18.
- [37] M. Callon, P. Lascoumes, Y. Barthe, *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Paris, Le Seuil (collection "La couleur des idées"). 2001, p. 358.
- [38] A. Dahan, S. Aykut, *Gouverner le climat? 20 ans de négociations climatiques*, Presses de Sciences Po, 2015.
- [39] D. Simon, F. Schiemer, Crossing boundaries: complex systems, transdisciplinarity and applied impact agendas, *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 12 (2015) 6–11.
- [40] C.F. Benham, K.A. Daniell, *Putting transdisciplinary research into practice: a participatory approach to understanding change in coastal social-ecological systems*, *Ocean Coast. Manag.* 128 (2016) 29–39, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.005>.
- [41] M. Gibbons, C. Limoges, H. Nowotny, S. Schwartzman, P. Scott, M. Trow, *The New Production of Knowledge: the Dynamics of Science and Research into Contemporary Societies*, Sage, London, 1994.
- [42] J.M. Dambacher, K.B. Hodge, R.C. Babcock, E.A. Fulton, S.C. Apte, É.E. Plagányi, M. St.J. Warne, N.A. Marshall. *Models and Indicators of Key Ecological Assets in Gladstone Harbour. A report prepared for the Gladstone Healthy Harbour Partnership. CSIRO Wealth from Oceans Flagship, Hobart*].
- [43] GBRMPA, *Great Barrier Reef Region Strategic Assessment: Strategic Assessment Report*, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, 2014.
- [44] K.R.N. Anthony, J.M. Dambacher, T. Walshe, R. Beeden, A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience-based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area, Australian Institute of Marine Science, Townsville; CSIRO, Hobart; NERPDecisions Hub, University of Melbourne and Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, 2013.
- [45] R. Tiller, R. Richards, Once bitten, twice shy: aquaculture, stakeholder adaptive capacity, and policy implications of iterative stakeholder workshops: the case of Frøya, Norway, *Ocean Coast. Manag.* 118 (2015) 98–109.
- [46] S.R. Carpenter, E.G. Booth, S. Gillon, C.J. Kucharik, S. Loheide, A.S. Mase, M. Motew, J. Qiu, A.R. Rissman, J. Seifert, E. Soyulu, M. Turner, C.B. Wardropper, *Plausible futures of a social-ecological system: yahara watershed, Wisconsin, USA*, *Ecol. Soc.* 20 (2) (2015) 10, <http://dx.doi.org/10.5751/es-07433-200210>.
- [47] G. Lassalle, J.-S. Nelva-Pasqual, P. Boët, M.-J. Rochet, V.M. Trenkel, N. Niquil, Combining quantitative and qualitative models to identify functional groups for monitoring changes in the Bay of Biscay continental shelf exploited foodweb, *ICES J. Mar. Sci.* 71 (2014) 105–117.

Chapitre V : Discussion générale et perspectives

Chapitre V : Discussion et perspectives

Cette discussion générale est enrichie d'apports issus des travaux supplémentaires que j'ai pu développer au cours et en fin de thèse (après rédaction des articles). Ces apports permettent d'apporter un éclairage complémentaire aux travaux de recherche présentés dans les publications et font l'objet de point de départ de réflexion pour les travaux qui sont ou vont être réalisés au sein du projet TROPHIK (ANR/FEM EMR-ITE 2015) dans lequel la thèse devait à l'origine s'insérer s'insérer mais qui a finalement été lancé deux ans plus tard.

1 Innovations et limites des approches utilisées

1.1 Une thèse innovante

Depuis la construction des premiers parcs éoliens offshore dans les pays scandinaves et en mer du Nord au début des années 2000, de nombreuses études ont été publiées sur les effets de leur construction puis de leur exploitation sur les écosystèmes concernés (voir chapitre I). Cependant, aucune recherche à ce jour n'avait été menée en se basant sur une vision intégrée de l'écosystème dans toute sa complexité. L'innovation principale de cette thèse a donc été de poser les bases d'une méthodologie permettant le passage de la vision fractionnée qui prévaut dans les études publiées à ce jour, à une approche holistique (sans fractionner l'écosystème en sous-ensembles) et fonctionnelle (basée sur les flux de matières dans le réseau trophique), prenant en compte un niveau élevé de diversité fonctionnelle.

Cette thèse est donc la première étude à poser les bases d'une approche écosystémique des EMR dans la lignée de ce qui est entrepris depuis une décennie en approche écosystémique des pêches. Les objectifs principaux de cette étude sont de comprendre le fonctionnement du réseau trophique de la zone d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer et d'en analyser la sensibilité durant sa construction et son exploitation.

La thèse s'étant déroulée en amont de la construction du parc, mon étude s'est focalisée tout d'abord dans la définition de l'état actuel ou état de référence environnemental. Ainsi, j'ai construit dans un premier temps, un modèle statique d'équilibre de masses Ecopath qui a permis de décrire la structure et le fonctionnement de l'écosystème avant la construction du parc éolien. Ce modèle représente un effort considérable d'intégration des données biologiques dans un format cohérent et a permis de dégager les principales caractéristiques

de l'écosystème en matière de structure et de fonctionnement. Dans un second temps, j'ai testé des scénarios d'évolutions possibles (scénario effet récif, scénario effet réserve et un scénario combinant ces deux effets) du fonctionnement trophique de l'écosystème une fois le parc construit. Afin d'effectuer des comparaisons pertinentes entre les indices ENA issues du modèle avant l'implantation des éoliens et des trois scénarios, il a paru nécessaire de prendre en compte l'incertitude associée aux paramètres d'entrée du modèle et de son incidence sur la valeur des indices ENA. En effet, jusqu'à présent la prise en compte de l'incertitude n'a été réalisée que de façon incomplète dans les modèles Ecopath (Heymans et al., 2016 ; Villasante et al., 2016 ; Lobry, 2016). Ainsi, la deuxième innovation de cette thèse est l'utilisation de la routine d'ENA tool (Guesnet et al., 2015) qui permet de quantifier l'incertitude sur les ENA en lien avec celle sur les données d'entrée du modèle. Enfin, la dernière partie de la thèse est également une étude innovante dans le fait qu'elle réalise un premier pas vers l'intégration de l'effet des EMR sur le réseau trophique dans une analyse du système socio-écologique. L'idée est ainsi de modéliser l'écosystème dans toute sa complexité, du phytoplancton aux mammifères marins, puis d'ajouter au réseau trophique les interactions avec les activités humaines, par des modèles de systèmes socio-écologiques (Metcalf et al., 2009). La réflexion de cette troisième partie porte sur l'interaction entre la construction des EMR, la pêche, les changements climatiques et les questions de conservation. Ce travail a permis d'aborder la question du cumul d'impacts.

L'ensemble de ce travail repose sur un objectif de développement durable qui consiste à développer les activités humaines et notamment les projets d'EMR en minimisant leur empreinte écologique et en conservant l'intégrité et la résilience de l'écosystème. Je me suis intéressée aux fonctions naturelles intrinsèques telles que le recyclage, la production primaire et la production secondaire (espèces commerciales en particulier), dont certaines sont assimilables à des services écosystémiques.

Si cette thèse présente des aspects originaux voire innovants, les approches utilisées présentent cependant des limites qui sont développées ci-dessous.

1.2 Limites des approches utilisées et perspectives

1.2.1 Limites du modèle Ecopath

Lors de la construction du modèle Ecopath décrivant l'écosystème avant l'implantation des éoliennes, j'ai été confrontée à un manque de données biologiques concernant les espèces de bas niveaux trophiques tels que le compartiment bactérien, zooplanctonique et celui de la méiofaune. En effet, un effort de connaissance sur la méiofaune subtidale et les biomasses du compartiment bactérien mériteraient d'être entrepris. Ce problème a été contourné en collectant des données estimées dans des écosystèmes similaires et en focalisant l'interprétation des résultats sur les compartiments du benthos, des poissons et des tops prédateurs.

Par ailleurs, la principale limite des modèles Ecopath est de fournir une description statique des interactions et des flux au sein du réseau trophique (Lobry, 2016). Cela a conduit à modéliser le système en moyennant plusieurs années ignorant et lissant ainsi les variabilités saisonnières et interannuelles. Toutefois, cette limite a été contrée en n'incluant dans la matrice de régimes alimentaires que des interactions trophiques locales, basées sur des contenus stomacaux d'individus prélevés dans le bassin oriental de la Manche. Ainsi, si le temps est bien « écrasé », la structure du réseau, les flux quantifiés et les propriétés décrites restent pertinentes.

En outre, une autre limite du modèle Ecopath, développé dans cette étude et commune à tous les modèles de réseau trophique, résulte des choix de paramétrisation qui sont réalisés lors de la construction de ces derniers. Par exemple, le nombre et le choix des groupes fonctionnels à modéliser est un facteur important susceptible d'influencer l'efficacité du modèle à reproduire les propriétés réelles de l'écosystème (Fulton et al., 2003). Dans notre étude, une attention particulière a été portée sur l'agrégation des espèces. Cette dernière a été réalisée en se basant sur les avis des experts des différents groupes fonctionnels, les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces et de leur régime alimentaire.

De plus, il est important de rappeler que tous les modèles de réseaux trophiques sont des simplifications plus ou moins proches de la réalité observée et sont le produit d'hypothèses propres à chaque modèle. **Ainsi, aucun des résultats présenté dans cette thèse ne doit être**

commenté sans mentionner au préalable les hypothèses qui ont été formulées lors de construction du modèle et des scénarios.

1.2.2 Limites liées aux simulations

Les seuls effets de la construction du parc éolien, modélisés dans cette étude, sont l'effet récif (colonisation d'organismes benthiques et épibenthiques sur les substrats durs des éoliennes) et l'effet réserve (du fait de la restriction d'activité de pêche sur 15% de la surface du parc, en accord avec les scénarios proposés par le consortium Eolien offshore du Calvados). Or, d'autres impacts sont susceptibles d'être modélisés.

Ainsi, les dommages directs (ex : destruction d'habitats), engendrés par la construction de tranchées pour ensouiller les câbles ou la mise en place des fondations des éoliennes, n'ont pas été considérés dans ce modèle. Une incorporation de ces effets pourrait être envisagée dans l'avenir. En outre, dans mon étude l'arrivée potentielle d'espèces invasives n'a pas été simulée. Or, certains auteurs suggèrent que les parcs éoliens pourraient faciliter l'extension d'espèces invasives (Wilhelmsson et Malm, 2008) voire favoriser leur expansion géographique en jouant le rôle de corridors ou de tremplins (« stepping stones » en anglais voir Raoux et al. 2017b chapitre 2) (Wilhelmsson and Malm, 2008 ; Sheehy et Vik, 2010). Ces dernières années un nombre croissant d'espèces invasives sont apparues en Manche. L'exemple le plus connu est celui du mollusque *Crepidula fornicata* ré-introduit massivement en 1944 lors du débarquement allié en Normandie et qui prolifère actuellement sur les côtes de la Manche (Blanchard 1995 ; Rigal et al., 2009) ou bien du couteau américain *Ensis leei* arrivé près d'Helgoland en mer du Nord, le long des côtes allemandes en 1978 et qui s'est rapidement étendu notamment vers le sud (Essink, 1985 ; Armonies, 2001) pour atteindre les côtes françaises de la mer du Nord en juin 1991 (Luczak et al., 1993) et en Baie de Seine par la suite (Dauvin et al., 2007). Par ailleurs, les changements climatiques pourraient être à l'origine d'une accélération du rythme d'introduction d'espèces exotiques pouvant conduire à un déséquilibre écologique dans l'organisation des communautés (compétition pour la ressource, destruction d'habitat...) (Cottier-Cook et al., 2017) et donc entraîner une modification de la structure et du fonctionnement du réseau trophique. De ce fait, il serait important d'intégrer les possibilités d'invasion biologique dans la modélisation.

Enfin, il est important de rappeler que ces modèles de réseaux trophiques ne se limitent qu'à une seule propriété du fonctionnement des communautés : le comportement trophique. Cette limite a été palliée par la modélisation qualitative (Raoux et al., 2017c, voir chapitre 4) permettant la réalisation d'un schéma d'interactions, basé aussi bien sur les résultats des chapitres 2 et 3 pour la partie écosystémique, que sur des hypothèses issues de la bibliographie liées aux comportements des prédateurs supérieurs vis à vis la construction du parc. Ce schéma d'interactions s'appuie également sur des résultats de modèles de niches écologiques mettant en évidence que les changements globaux entraîneront des déplacements dans la distribution de certaines espèces (Lenoir et al., 2010 ; Rombouts et al., 2013).

1.2.3 Perspectives liées aux modèles quantitatifs.

Le développement concernant les modèles quantitatifs de la thèse a servi de base à un travail en cours dans le cadre du projet ANR/FEM TROPHIK (post-doctorat de Ghassen Halouani en co-financement Ifremer). Il s'agit de prendre en compte la dynamique spatio-temporelle de l'écosystème (Baie de Seine, étendue jusqu'à la limite des eaux nationales) à l'aide des outils Ecosim et Ecospace. Ecospace est le module spatial du logiciel Ecopath with Ecosim qui permet de projeter la dynamique du modèle Ecosim sur une grille à deux dimensions composées de cellules homogènes de tailles égales. Le modèle Ecospace intègre des pools de biomasses liées par des flux trophiques, distribuées sur une grille et ayant la capacité de se déplacer entre les cellules du domaine spatial (Christensen et al., 2008 ; Halouani, 2016). Le modèle Ecospace de la Baie de Seine étendue est en cours de construction en intégrant une carte bathymétrique et une carte des habitats sédimentaires. En effet, la profondeur et la nature des fonds sont les deux paramètres structurant les communautés dans le Bassin Oriental de la Manche (*Com. Pers. J.C Dauvin*). La construction du modèle Ecospace permet d'analyser la réponse de l'écosystème face à différents scénarios de gestion à travers la mise en place de différentes mesures spatiales et temporelles en prenant en compte les interactions trophiques (ex : scénarios de gestion de pêche, de mises en place d'AMP, etc...).

En plus du travail qui sera réalisé au sein du projet TROPHIK, il serait intéressant de coupler le modèle trophique spatialisé avec des modèles de niches écologiques permettant de prédire les modifications des distributions spatiales et des abondances des espèces en fonction de l'augmentation de température. En effet, le défi de prédire les réponses écosystémiques aux changements globaux nécessite de prendre en compte plusieurs processus opérant à différentes échelles spatiales, temporelles et d'organisation écologique.

Enfin, l'effet récif serait intéressant à modéliser à petite échelle (au niveau d'une éolienne) pour préciser l'étendue de la zone d'influence des structures immergées. L'objectif serait alors de comparer le fonctionnement du réseau trophique de la zone impactée (effet récif sur l'éolienne) à celui de la zone dite sous-influence (zone située 50-100 m au-delà de l'éolienne) et de la zone contrôle (au-delà des 500 m sur les substrats meubles).

1.2.4 Limite du modèle qualitatif et perspectives

Comme mentionné précédemment, le troisième chapitre, constitue à la fois une exploration du cumul d'impacts et une première étape vers l'analyse du système socio-écologique de la Baie de Seine via la modélisation qualitative. La principale limite de notre modèle réside dans le fait que seul un nombre limité d'acteurs (pêche au chalut et à la drague, éoliennes et action du changement climatique sur la répartition de la Coquille St Jacques et la morue) ait été pris en compte. Ainsi, le modèle développé présente un déséquilibre entre les variables constituant le réseau trophique et la place de l'homme dans le système (où l'homme n'apparaît que comme pêcheur ou celui qui ajoute un substrat dur comme nouvel habitat dans l'écosystème). Il apparaît donc nécessaire d'améliorer ce modèle afin qu'il y ait un équilibre entre les variables associées au réseau trophique et celles composant le réseau d'acteur. Ce travail sera effectué au cours de mon post-doctorat (au sein du projet TROPHIK, de décembre 2017 à mars 2018) en collaboration avec le réseau APOLIMER (Anthologie Politique de la Mer), basé à Brest et notamment avec Camille Mazé et se basera sur les travaux de recherche réalisés au cours du projet RETROPOLI.

En parallèle de ma thèse, j'ai pu participer au projet RETROPOLI. L'objectif de ce projet était de reconstruire les liens entre réseaux trophiques et décision politique, en se basant entre autres sur l'apport de la méthode de modélisation qualitative au processus décisionnel sur l'offshore en France. Au cours de ce projet une enquête sur les interactions entre acteurs a

été menée et un rapport d'enquête en a été tiré. Ce dernier ayant pour but d'identifier l'ensemble des institutions majeures en interaction ainsi que certaines des acteurs clés à l'intérieur de ces institutions. Ainsi, les objectifs de mon post-doctorat seront donc : 1) de combiner ces connaissances dans un unique modèle de socio-écosystème à partir du modèle qualitatif développé dans ma thèse ; 2) d'analyser la stabilité mathématique du modèle obtenu; 2) d'appliquer la méthode des Bayesian Belief Networks au modèle afin d'analyser les effets indirects de la construction du parc éolien sur les autres acteurs. Ce travail qui serait issu de la collaboration BOREA/M2C/APOLIMER contribuerait à apporter une nouvelle expertise en appui aux politiques environnementales et d'aménagement en mer, à travers un regard critique constructif, au prisme de la nouvelle sociologie politique des sciences (Frickel et Moore, 2006). Enfin, cette approche pourrait également contribuer à produire des connaissances susceptibles d'alimenter la production et la mise en œuvre des politiques publiques relatives à une gestion socio-écosystémique des rapports Homme / Environnement, avec les acteurs du territoire concernés par les projets étudiés.

2 Les modèles trophiques et les isotopes stables : deux outils pour analyser les réseaux trophiques.

2.1 Introduction

Dans le scénario de départ où la thèse était incluse dans le projet TROPHIK, des sorties en mer étaient prévues sur deux saisons automne (septembre/octobre) et hiver (février/mars) afin d'effectuer les prélèvements suivants en plusieurs stations au sein du futur parc éolien :

- Zooplanctoniques à l'aide d'un filet à plancton WP2 (maille 200 μm) ;
- Suprabenthiques à l'aide d'un traineau suprabenthique Macer-Giroq sur quatre niveaux de prélèvements au-dessus du fond. Le suprabenthos se définissant comme les organismes vivants dans la couche d'eau immédiatement adjacente au fond qui effectuent des migrations verticales journalières et/ou saisonnière à des distances variables du fond (Brunel et al., 1978). Il joue un rôle dans les transferts actifs de matière vivante entre le benthos et le pelagos (Mees et Jones, 1997 ; Vallet et Dauvin, 2001) ;
- Benthiques avec une mini benne Hamon pour la macrofaune et à l'aide d'un chalut à perche pour la mégafaune
- Poissons démersaux à l'aide d'un chalut à perche de 3 m (mailles de 20 mm).

L'objectif de ces prélèvements était double. Dans un premier temps, effectuer des analyses isotopiques sur ces différents compartiments afin de réduire les incertitudes concernant le régime alimentaire de ces derniers et notamment du zooplancton (avec identification des espèces du méroplancton et de l'holoplancton qui dominant la biomasse dans les groupes trophiques brouteurs, carnivores, et détritivores et dont il apparaît un manque criant de données en Baie de Seine), et de déterminer le positionnement de ces compartiments au sein du réseau en termes de niveau trophique. Dans un second temps, d'intégrer les résultats de ces analyses isotopiques dans la construction d'un Modèle d'Analyse Inverse Linéaire en Monte Carlo Markov Chain (LIM-MCMC), méthode de modélisation des réseaux trophiques qui est actuellement la plus précise, permettant d'estimer les incertitudes associées à chaque flux (voir encadré p 162). En effet, les résultats isotopiques auraient été analysés avec le logiciel SIAR pour les transformer en intervalles de confiance des régimes

alimentaires des espèces concernées afin de définir des contraintes supplémentaires (voir encadré p 162). L'objectif était alors de transformer le modèle de la zone du parc de Courseulles-sur-mer et des scénarios construits à l'aide d' Ecopath with Ecosim en modèles LIM-MCMC avec intégration des analyses isotopiques afin de comparer statistiquement le fonctionnement écologique de modèle caractérisant l'état actuel avec celui des scénarios.

Malheureusement, le décalage du début de l'ANR-TROPHIK et les conséquences financières en découlant n'ont pas permis de réaliser l'effort d'échantillonnage prévu en début de thèse. Par ailleurs, l'apparition de la routine ENA tool, développée en 2014 par Vanessa Guesnet, Géraldine Lassalle et Jérémy Lobry (Irstea Bordeaux, Guesnet et al., 2015), permettant de rester sous le logiciel Ecopath with Ecosim tout en quantifiant l'incertitude associée aux indices de l'analyse écologique des réseaux (ENA), a également été à l'origine d'une révision des objectifs de départ. Ainsi, la nouvelle piste envisagée afin d'analyser les incertitudes liées aux modèles fut l'utilisation d'ENAtool qui permet d'obtenir une distribution des indices d'analyse des réseaux écologiques comme sortie d'un modèle Ecopath plutôt qu'une valeur nominale unique (voir chapitre 3). Cependant, grâce au soutien de l'UMR Morphodynamique Continentale et Cotière (M2C) du site de Caen, des échantillons d'organismes benthiques et de zooplancton ont pu être prélevés sur un point en Baie de Seine situé dans le périmètre du futur parc éolien et présentant donc un habitat sédimentaire de type sables graveleux, lors de trois sorties en mer. Les résultats issus des analyses isotopiques de ces échantillons ont été utilisés pour valider les niveaux trophiques des différents compartiments biologiques issus du modèle Ecopath et seront par la suite utilisés pour construire le modèle LIM-MCMC dans le cadre du projet TROPHIK.

Les paragraphes suivants présentent : 1) la comparaison entre les niveaux trophiques dérivés du modèle Ecopath et ceux obtenus avec les analyses isotopiques; 2) les premières étapes de la transformation du modèle Ecopath vers la construction du LIM-MCMC.

2.2 Validation de la structure trophique du site d'implantation du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer : comparaisons des niveaux trophiques dérivés du modèle Ecopath avant la construction du parc avec ceux issus des analyses isotopiques

2.2.1 Introduction

Dans le contexte croissant de la gestion écosystémique des ressources marines, les modèles de réseaux trophiques ont vu, ces vingt dernières années, leur utilisation s'accroître en particulier pour étudier les impacts de la pêche sur le fonctionnement des écosystèmes (Plaganyi, 2007 ; Dame et Christian, 2008). Cependant, la validation de ces modèles complexes reste à ce jour difficile et des méthodes statistiques évaluant les prédictions faites par ces derniers sont en cours de développement et ne sont pas systématiquement appliquées (Lassalle et al., 2014).

En ce qui concerne les modèles construits à l'aide du logiciel Ecopath with Ecosim, une attention particulière a été portée sur la validation des niveaux trophiques des compartiments fonctionnels calculés par Ecopath par l'utilisation de données indépendantes permettant également de calculer le niveau trophique des compartiments (Kline et Pauly, 1998 ; Pauly et al., 1998 ; Polunin et Pinnegar, 2000 ; Dame et Christian, 2008 ; Nilsen et al., 2008 ; Milessi et al., 2010 ; Navarro et al., 2011 ; Lassalle et al., 2013 ; Deehr et al., 2014). Les ratios des isotopes stables du carbone et de l'azote ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ et $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) sont des outils très utilisés comme traceurs du régime alimentaire des espèces en milieu naturel et peuvent être utilisés pour calculer de façon indépendante le niveau trophique de ces dernières (Peterson and Fry, 1987 ; Fry et al., 1987). Cette approche repose sur le fait qu'il existe une relation entre les signatures isotopiques des consommateurs et de leurs proies (Peterson et Fry, 1987). En effet, lorsqu'un prédateur consomme sa proie, il y a un transfert d'énergie qui s'accompagne d'un fractionnement isotopique, de valeur variable selon l'isotope considéré (Peterson et Fry, 1987 ; Kelly, 2000). Ainsi, le prédateur présente une signature identique à sa proie plus le fractionnement isotopique : "You are what you eat... plus a few per mille" (De Niro et Epstein, 1978). Les valeurs isotopiques de l'azote montrent ainsi une augmentation prévisible du ratio isotopique comprise entre 0,5 et 5‰ à travers les niveaux trophiques (estimés par l'azote) et est compris entre 0 et 1‰ pour les valeurs isotopiques du

carbone (Post, 2002 ; Kelly, 2000). Les valeurs du carbone sont utilisées pour discerner les sources de matière organique et celles de l'azote pour déterminer la position de l'espèce dans le réseau trophique et ont largement servi au calcul du niveau trophique des espèces dans de nombreux écosystèmes (Hobson et Welch 1992 ; Le Loc'h et al., 2008).

2.2.2 Matériel et Méthodes

2.2.2.1 Calcul du niveau trophique avec Ecopath

Pour rappel le modèle Ecopath BOWF est composé de 36 compartiments incluant les producteurs primaires jusqu'aux prédateurs supérieurs. Ce modèle présente un Pedigree de 5,23 indiquant que les données d'entrée du modèle sont de qualité acceptable en comparaison avec les autres pedigrees de modèles existants (Morissette, 2007). Les inconnues majeures du modèle proviennent des ratio P/B (production sur biomasse exprimé en année) et Q/B (consommation sur biomasse exprimé en année) des invertébrés benthiques ainsi que de la composition de leurs régimes alimentaires d'où l'intérêt de le préciser par un autre moyen dans le LIM et de valider les valeurs d'entrées dans la matrice issue de contenus stomacaux réalisés dans le bassin oriental de la Manche. Le niveau trophique de chaque compartiment a été estimé par le logiciel Ecopath à partir de la composition de son régime alimentaire. Il est calculé comme la moyenne pondérée des niveaux trophiques de ses proies composant son régime alimentaire. Les producteurs primaires ayant un niveau trophique de 1:

$$TL_i = 1 + \sum_{j=1}^n DC_{ij} \times TL_j$$

Où i est le prédateur de la proie j , DC_{ij} est la fraction de la proie j dans le régime alimentaire du prédateur i et TL_j est le niveau trophique de la proie j .

2.2.2.2 Les analyses isotopiques

Echantillonnages et préparation des échantillons

Dans le but d'évaluer la robustesse du modèle Ecopath, des prélèvements de zooplancton et d'organismes benthiques ont été effectués au niveau du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (longitude : 0°24.4' Ouest et latitude 49°25.4' Nord). Les prélèvements de zooplancton ont été réalisés le 7 mars 2015 et le 3 octobre 2015 à l'aide d'un filet WP2. Les prélèvements d'organismes benthiques ont été réalisés le 18 mars 2015, le 3 octobre 2015 et le 12 février 2016 à l'aide d'une drague Rallier du Batty (Figure V-1). Au total 117 individus ont pu être collectés appartenant à 17 espèces (Tableau V-1). Par ailleurs des échantillons de céphalopodes benthiques ont également été prélevés en Baie de Seine lors de la campagne en mer CGFS (Channel Ground Fish Survey) en octobre 2009 et ont été intégrés à notre analyse.



Figure V-1 : Récolte d'échantillons à l'aide de la drague Rallier du Batty

Les échantillons prélevés ont été congelés puis de retour au laboratoire, les organismes ont été identifiés puis les muscles de ces derniers ont été prélevés, lyophilisés, broyés et encapsulés avant d'être analysés à l'aide d'un analyseur élémentaire EA3000 (EuroVector) couplé à un spectromètre de masse (Pinnegar et Polunin, 1999). Les analyses isotopiques ont été réalisées au Plateau d'Analyse d'Isotopie de Normandie (PLAtin, SFR ICORE) à l'Université de Caen Normandie et au LEMAR à Brest (Laboratoire des sciences de l'Environnement

MARin). Le choix a été fait de prélever le muscle du fait que la signature isotopique en azote de ce dernier est moins variable dans le temps que les tissus provenant d'autres organes tels que la glande digestive (Pinnegar et Polunin, 1999).

Afin d'éviter que les échantillons d'ophiures contiennent des carbonates pouvant fausser la signature isotopique du carbone, ces derniers ont subi une décarbonatation dans HCL 1N (Blanchet-Aurigny et al., 2015). Enfin, la composition isotopique (ratio des isotopes d'un élément) de tous les échantillons a été comparée à celle des standards de référence, et est calculée selon la formule suivante :

$$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{échantillon}} / R_{\text{standard}}) - 1] \cdot 1000$$

où X = ^{13}C ou ^{15}N , $R_{\text{échantillon}} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ dans l'échantillon, et $R_{\text{standard}} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ dans les standards de référence. Ces standards de référence sont le Pee Dee Belemnite pour le carbone (formation calcaire fossile marine de Caroline du Sud aux USA), et l'air atmosphérique pour l'azote (Peterson et Fry, 1987).

Tableau V-1: Espèces prélevées lors des différentes campagnes en mer.

Groupe trophique	Taxon	Individus prélevés en automne	Individus prélevés en hiver
Prédateur	Copepoda		400
Dépositivore	<i>Nucula hanleyi</i>	5	5
Filtreur	<i>Polititapes rhomboides</i>	7	9
Filtreur	<i>Aequipecten opercularis</i>		3
Filtreur	<i>Ensis ensis</i>		5
Filtreur	<i>Ophiotrix fragilis</i>		5
Filtreur	<i>Moerella donacina</i>		5
Prédateur	Copepoda		1
Prédateur	<i>Ebalia tumefacta</i>		3
Prédateur	Aphroditidae	5	
Prédateur	<i>Asterias rubens</i>	4	7
Prédateur	<i>Glycera lapidum</i>	5	
Prédateur	<i>Nassarius reticulatus</i>	1	6
Prédateur	<i>Antalis vulgaris</i>		6
Prédateur, nécrophage	<i>Liocarcinus depurator</i>	10	5
Prédateur, nécrophage	<i>Nephtys cirrosa</i>	5	
Prédateur, nécrophage, omnivore	<i>Buccinum undatum</i>		2
Prédateur, omnivore	<i>Psammechinus milaris</i>	5	8
Prédateur	<i>Sepia officinalis</i>	83	

Calculs du niveau trophique des différents organismes à partir des analyses isotopiques

Le niveau trophique de chaque espèce a été calculé à partir de la formule suivante (Minagawa et Wada, 1984) :

$$TL = \lambda + (\delta^{15}N_{\text{organisme}} - \delta^{15}N_{\text{base}}) / \Delta N$$

Où $\delta^{15}N_{\text{organisme}}$ correspond à la signature isotopique mesurée de l'organisme et ΔN est l'enrichissement moyen du ratio isotopique d'azote par niveau trophique : 3.4‰ (Minagawa et Wada, 1984). Le $\delta^{15}N_{\text{base}}$ étant le $\delta^{15}N$ d'un consommateur primaire sessile du réseau trophique et λ le niveau trophique de ce dernier. Dans cette étude, c'est le bivalve filtreur *Aequipecten opercularis* (pétoncle blanc) qui a été choisi du fait de son faible rythme de renouvellement des tissus permettant d'intégrer la variabilité en $\delta^{15}N$ de son régime alimentaire (Jennings et Warr, 2003), ainsi $\lambda = 2.18$.

Des données isotopiques (niveaux trophiques) publiées de 23 taxons (zooplancton, mégafaune et poissons) qui ont été échantillonnées en octobre 2009 lors de la campagne en mer CGFS (Channel Ground Fish Survey) (Kopp et al., 2015) ont également été utilisées.

Par ailleurs, l'erreur standard σ associée aux niveaux trophiques des différentes espèces a été calculée en utilisant la même formule que Kopp et al. (2015):

$$\sigma_{TL_{\text{species}}} = \left(\frac{1}{\Delta N^2} (\sigma_{\delta^{15}N_{\text{species}}}^2 + \sigma_{\delta^{15}N_{\text{base}}}^2) + \frac{(\delta^{15}N_{\text{species}} - \delta^{15}N_{\text{base}})^2}{\Delta N^4} \sigma_{\Delta N}^2 \right)^{1/2}$$

Comparaisons des niveaux trophiques dérivés d'Ecopath et ceux calculés à partir des analyses isotopiques.

Pour cette application, nous avons choisi d'effectuer cette comparaison avec les échantillons que nous avons acquis en automne (octobre 2015) afin d'être cohérent avec les données isotopiques issues de Kopp et al. (2015) qui ont été effectuées sur des organismes également prélevés en automne (octobre 2009). En effet, même si ces échantillons n'ont pas été obtenus au cours de la même année, le fait de ne prendre en compte qu'une saison permet d'éviter un biais inter saisons dans notre analyse.

Les comparaisons entre les niveaux trophiques dérivés d'Ecopath et ceux issus des analyses isotopiques ont été réalisées au niveau du taxon. Ainsi, le niveau trophique estimé par le modèle Ecopath a été représenté graphiquement en fonction du niveau trophique calculé à partir des analyses isotopiques que nous avons réalisées ainsi que celles issues de Kopp et al. (2015). La corrélation de ces données a été testée à l'aide du coefficient de Spearman (ou coefficient de corrélation de rang) (Zar, 1984). Dans le cas de compartiments multispécifiques dans Ecopath (ex: le compartiment « other flatfish » est composé de deux espèces qui sont la limande *Limanda limanda* et le flet *Platichthys flesus*, le niveau trophique du compartiment fut déterminé comme le niveau trophique moyen des espèces composant ce compartiment pondéré par leur biomasse respective. La même méthode est utilisée pour les analyses isotopiques.

2.2.3 Résultats

Les résultats ont permis de mettre en évidence que les niveaux trophiques dérivés du modèle Ecopath BOWF sont significativement et positivement corrélés avec les niveaux trophiques issus des analyses isotopiques ($r^2_{\text{Spearman}} = 0.784$, $p < 0.0001$) (Fig V-2). La figure V-2 révèle que la moitié des points sont situés soit au-dessus soit en dessous de la première bissectrice (ligne sur laquelle les points s'aligneraient dans le cas d'un accord parfait) suggérant qu'Ecopath a légèrement sous-estimé les niveaux trophiques des taxons situés au dessus de la ligne bissectrice et sur-estimés les niveaux trophiques des taxons situés en dessous. Par exemple, le zooplancton présente un niveau trophique de 2 dans le modèle Ecopath BOWF alors que les analyses isotopiques indiquent un niveau trophique de 2,56. Des niveaux trophiques similaires (issus des deux méthodes indépendantes) ont été trouvés aux niveaux de deux compartiments mono-spécifique (la sole et la plie) et d'un compartiment plurispécifique (les bivalves) (Tableau V-2; Figure V-2). La plus grande différence est observée au niveau du compartiment concernant les céphalopodes mais n'excède pas 20 %.

Tableau V-2 : Comparaison entre les Niveaux Trophiques (NT) moyens dérivés du modèle Ecopath BOWF et les niveaux trophiques moyens calculés à partir des Analyses Isotopiques (AI).

Numéro	Espèces	NT Ecopath	NT AI	Source
1	Benthic cephalopod	3,92	3,22 ± 0,16	Cette étude
2	Benthopelagic cephalopods	4,07	4,22 ± 0,25	Kopp et al., 2015
3	Fish, mackerel	3,14	3,30 ± 0,18	Kopp et al., 2015
4	Fish, european seabass	3,75	3,98 ± 0,25	Kopp et al., 2015
5	Fish, sharks and rays	4,15	3,46 ± 0,2	Kopp et al., 2015
6	Fish, atlantic cod	4,03	3,66 ± 0,2	Kopp et al., 2015
7	Fish, whiting	4,12	3,98 ± 0,25	Kopp et al., 2015
8	Fish, atlantic horse mackerel	3,90	4,03 ± 0,26	Kopp et al., 2015
9	Fish, gurnard	3,50	3,9 ± 0,25	Kopp et al., 2015
10	Fish, pouting	3,76	3,61 ± 0,23	Kopp et al., 2015
11	Fish, poor cod	3,72	3,28 ± 0,21	Kopp et al., 2015
12	Fish, european pilchard	2,80	2,95 ± 0,23	Kopp et al., 2015
13	Fish, european sprat	3,00	3,12 ± 0,16	Kopp et al., 2015
14	Fish, benthos feeders	3,76	3,48 ± 0,18	Kopp et al., 2015
15	Fish, sea bream	3,20	3,71 ± 0,22	Kopp et al., 2015
16	Fish, sole	3,44	3,32 ± 0,18	Kopp et al., 2015
17	Fish, european plaice	3,37	3,37 ± 0,17	Kopp et al., 2015
18	Fish, other flatfish	3,35	3,21 ± 0,16	Kopp et al., 2015
19	Benthic inv, predators	3,07	3,22 ± 0,16	Cette étude
20	Benthic inv, bivalves	2,10	2,11 ± 0,05	Cette étude
21	King scallop	2,10	2 ± 0,16	Kopp et al., 2015
22	Benthic inv, deposit feeders	2,21	2,02 ± 0,024	Cette étude
23	Zooplankton	2,00	2,56 ± 0,17	Kopp et al., 2015

**Les prélèvements de zooplancton issus de cette étude n'ont pas été utilisés du fait de la faible quantité de matériel collecté sur le terrain.*

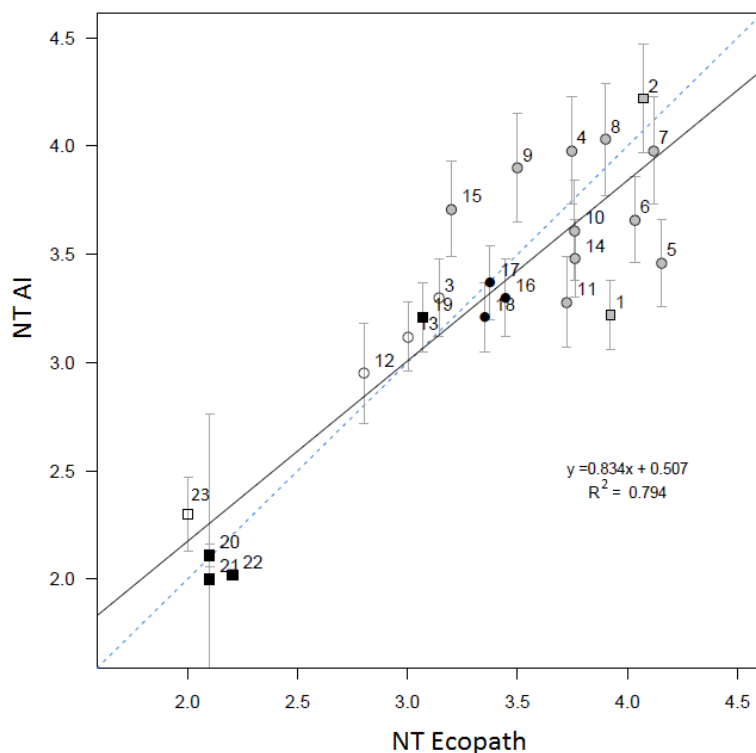


Figure V-2 : Niveaux trophiques (NT) dérivés du modèle Ecopath (BOWF) en fonction des niveaux trophiques issus des Analyses Isotopiques (AI). Les invertébrés sont représentés sur le graphique par des rectangles (noirs pour les organismes benthiques, gris pour les céphalopodes benthiques et blancs pour le zooplancton) et les poissons par des ronds (noirs pour les poissons plats, gris pour les démersaux et blancs pour les pélagiques). Voir le tableau V-2 pour la correspondance entre les numéros et les groupes fonctionnels.

2.2.4 Discussion

Dans cette étude, nous avons utilisé des données isotopiques comme outil indépendant de validation du modèle Ecopath BOWF. Les résultats ont mis en évidence que les niveaux trophiques estimés à partir de ces analyses isotopiques sont compatibles avec les niveaux trophiques dérivés du modèle Ecopath. Ces résultats suggèrent donc que les données de régimes alimentaires utilisées dans le modèle Ecopath sont de bonne qualité et plus généralement que les estimations faites pour les variables à faible Pedigree le sont également.

L'utilisation généralisée des modèles Ecopath et des approches isotopiques rend leur comparaison et leur validation croisée hautement pertinente. Cependant, la bibliographie met en évidence que très peu de tentatives existent à ce jour pour valider les résultats des modèles avec des informations indépendantes provenant d'isotopes stables. Ainsi Kline et

Pauly (1998), Nilsen et al. (2008), Milessi et al. (2010), Lasalle et al. (2013), Luczkovich et al. (2014) ont également trouvé une corrélation positive entre les niveaux trophiques dérivés par Ecopath et ceux calculés à partir des analyses isotopiques. Cependant, Luczkovich et al. (2014) ont également mis en évidence qu'Ecopath calculait de façon incorrecte le niveau trophique des animaux qui consomment des détritiques. Ce résultat pourrait être expliqué par le fait que dans Ecopath, un niveau trophique de 1 est automatiquement associé au détritiques entraînant une sous-estimation des niveaux trophiques par rapport à ceux issus des analyses isotopiques (Nilsen et al., 2008 ; Navarro et al., 2011).

D'autres facteurs potentiels associés aux deux méthodes peuvent être à l'origine de la légère déviation par rapport à la première bissectrice. Une première explication pourrait être la différence temporelle entre les deux méthodes ; avec d'un côté le modèle Ecopath qui se base sur des contenus stomacaux pour calculer le niveau trophique des compartiments et qui donne donc une image du dernier repas pris par le prédateur et les analyses isotopiques qui fournissent des informations sur le régime alimentaire moyen intégré sur une période pouvant aller de quelques semaines à plusieurs mois en fonction du tissu analysé (Stowasser, 2006). Dans notre étude nous avons prélevé les muscles qui fournissent des informations sur le régime alimentaire moyen intégré de plusieurs mois. Une autre explication pourrait être l'utilisation de la valeur 3,4 ‰ pour le fractionnement isotopique (dans le calcul du niveau trophique à partir des données isotopiques). En effet, la valeur de 3,4‰ que nous avons utilisée dans cette étude est considérée comme une valeur moyenne du fractionnement isotopique (Minagawa et Wada, 1984), cependant cette valeur peut être comprise entre 0,5 et 5,5‰ (Post, 2002). Par ailleurs, ce fractionnement isotopique varie entre espèce mais peut également varier au sein d'une même espèce en fonction du stade de développement (DeNiro and Epstein 1978, 1981; Weidel et al., 2011) et peut également varier en fonction de la température (Barnes et al., 2007). En outre, les déplacements des espèces mobiles peuvent également être à l'origine de changements dans les signatures isotopiques (Deegan and Garritt, 1997). Enfin, la composition des compartiments dans Ecopath et l'agrégation des espèces et leur influence dans le calcul du niveau trophique pourraient également expliquer les différences de niveaux trophiques observés entre les deux méthodes. Dans notre étude une attention particulière a été portée sur l'agrégation

des espèces. Cette dernière a été réalisée en se basant sur les caractéristiques biologiques et écologiques de l'espèce et notamment le régime alimentaire. Cependant, la différence de niveau trophique observée au niveau du zooplancton peut s'expliquer par le fait que le modèle Ecopath ne présente qu'un seul compartiment zooplantonique regroupant à la fois des proies (microzooplancton) et des prédateurs (copépodes) alors que les analyses isotopiques n'ont été réalisées que sur des copépodes qui possèdent un niveau trophique plus élevés que le microzooplancton (*Com. Pers. N. Niquil*). Par ailleurs, les analyses isotopiques ont été réalisées sur des copépodes n'ayant pas subi de jeûne ce qui pourrait introduire un biais dans l'analyse isotopique (*Com. Pers. V. David*). La différence de niveau trophique observée aux niveaux des céphalopodes pourrait s'expliquer par le fait que les proies présentant un faible niveau trophique sont diggérées plus rapidement que les autres proies et serait donc négligées lors de l'analyse stomacale (*Com. Pers. J.P. Robin*).

2.2.5 Conclusion

En conclusion, les niveaux trophiques dérivés du modèle Ecopath BOWF sont cohérents avec ceux calculés à partir des analyses isotopiques. Ce résultat confirme donc que le modèle Ecopath BOWF est robuste et va dans le sens du Pedigree calculé par Ecopath. Les analyses isotopiques semblent être un bon outil indépendant pour valider les modèles Ecopath. Lasalle et al. (2014) ont d'ailleurs suggéré d'intégrer de façon automatique, les niveaux trophiques calculés à l'aide analyses isotopiques dans la suite Ecopath with Ecosim ainsi que l'analyse de corrélation entre les niveaux trophiques issus des deux méthodes. Cette analyse pourrait permettre de quantifier l'incertitude associée aux régimes alimentaires des différents compartiments et compléterait le diagnostic de l'indice de pedigree déjà en usage dans Ecopath.

2.3 En route vers le LIM

Les analyses isotopiques présentées précédemment seront par la suite utilisées pour la construction du modèle LIM-MCMC au sein du projet TROPHIK. La méthode du LIM-MCMC est présentée dans l'encart ci-après. Le modèle sera mis en place par Emma Araignous, ingénieure au sein du projet TROPHIK. Cependant, les paragraphes suivants présentent les deux étapes préalables à la réalisation du LIM que j'ai effectué au cours de ma thèse : la définition des groupes fonctionnels et celles des contraintes linéaires sur les flux.

Le modèle d'Analyse Inverse Linéaire en Monte Carlo Markov Chain (LIM-MCMC)

L'étude des flux constituant les réseaux trophiques par analyse inverse fut introduite par Vézina et Platt en 1988. Cette méthode est particulièrement adaptée à la construction de réseaux trophiques lorsque de nombreux éléments manquent à la détermination des flux reliant les composants du système.

Comme dans l'approche Ecopath, l'ensemble de la biomasse de l'écosystème est répartie entre différents compartiments trophiques et le système est considéré comme se trouvant à l'état stationnaire, la variation de biomasse étant généralement considérée comme négligeable. Pour chaque compartiment, une équation stipule que la somme des flux entrant est égale à la somme des flux sortants. Dans l'analyse inverse telle que définie par Vézina et Platt (1988), les processus connus sont organisés comme des équations linéaires et les processus inconnus comme des contraintes.

Equations linéaires

Les équilibres de masses et les flux estimés localement sont écrits sous la forme d'équations linéaires ou de combinaisons linéaires de flux :

$$\mathbf{A} \cdot \mathbf{r} = \mathbf{b}$$

- A** Matrice des coefficients des combinaisons linéaires
r Vecteur des inconnues
b Vecteur composé des valeurs des observations de terrain et
Valeurs des équilibres de masse de chaque compartiment (généralement égale à 0).

Ajout des contraintes linéaires

On a alors généralement plus d'inconnues que d'équations : le système est sous déterminé et admet une infinité de solutions qui peuvent être non réalistes. Afin de restreindre l'espace des solutions possibles à celui des solutions biologiquement réalistes, des encadrements, appelés contraintes (relations d'inégalités), sont ajoutés aux équilibres de masses et aux équations des flux locaux. Ces contraintes correspondent à des taux physiologiques, des données provenant d'un écosystème présentant des caractéristiques similaires à l'écosystème considéré. Cette étape de l'analyse inverse est capitale car elle détermine la précision des résultats. En effet, plus le nombre de contraintes est élevé et plus les bornes inférieures et supérieures de ces contraintes seront affinées et plus les valeurs calculées des flux seront réalistes et fiables (Saint Béat et al., 2012).

Ces contraintes biologiques (ou relations d'inégalités) sont écrites sous la forme :

$$\mathbf{G} \cdot \mathbf{r} > \mathbf{h}$$

- Avec
- G** Matrice des coefficients des contraintes biologiques
r Vecteur contenant tous les flux du réseau trophique
h Vecteur déterminant la valeur des contraintes biologiques

Calcul des solutions

L'ajout des contraintes biologiques permet de réduire l'espace des solutions possibles à un polyèdre (Figure V-3).

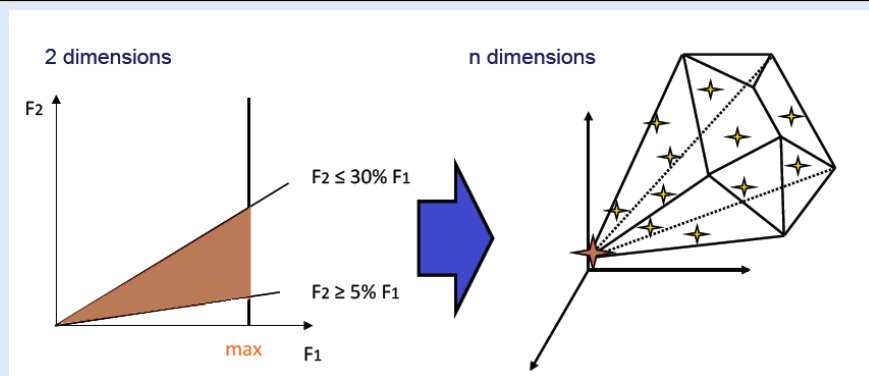


Figure V-3 : schéma représentant la formation du polyèdre de solutions. Dans le premier cas à gauche, seulement 2 dimensions (ou 2 flux) sont considérés. Le flux F2 est compris entre 5 et 30% du flux F1. De plus, le flux F1 possède une valeur maximale, ainsi l'espace de solution pour le flux F2 se réduit au triangle hachuré. Lorsque que le nombre de dimensions considérées augmente, le triangle devient la figure complexe, correspondant à un polyèdre multidimensionnel (Saint Béat et al., 2012).

Après l'obtention du polyèdre plusieurs méthodes peuvent être envisagées afin d'explorer ce dernier. D'un côté la méthode déterministe de Vézina et Platt (1988) permet d'obtenir une solution unique, répondant à la fois aux conditions d'équilibre de masses, d'équations des flux locaux et de contraintes biologiques à la sortie de l'analyse inverse, pour chaque flux. Cette méthode est basée sur le principe de parcimonie qui suppose que la meilleure solution est celle dont la somme des carrés des flux est la plus faible.

Si cette approche est largement utilisée dans la bibliographie (Vézina et al., 2000 ; Savenkoff et al., 2004 ; Richardson et al., 2006 ; Forest et al., 2011) , elle est également fortement critiquée (Niquil et al., 1998 ; Donali et al., 1999 ; Kones et al 2006 ; Johnson et al., 2009). Les critiques soulignent entre autres que cette approche est à l'origine de la sur-estimation des petits flux et de la sous-estimation des grands flux (Vézina et Pahlow, 2003). De plus, le principe de parcimonie serait également à l'origine de la saturation des contraintes et favoriserait comme valeur le seuil minimum ou le seuil maximum de la contrainte (Niquil, 2005) au lieu de favoriser une valeur intermédiaire. Enfin, des études ont également montré que les indices écologiques (ENA) calculés à la sortie de l'analyse inverse sont mésestimés par la solution des moindres carrés (Johnson et al., 2009 ; Kones et al., 2009). Il apparaît donc que la méthode déterministe présente de nombreuses limites concernant l'estimation des flux et l'analyse du réseau qui s'en suit (Saint Béat et al., 2012). C'est pourquoi une version statistique de l'analyse inverse a été développée (Leguerrier, 2005 ; Kones et al., 2006, 2009).

La méthode de Monte Carlo Markov Chain par marche aléatoire utilisant la technique des miroirs (Kones et al., 2009) permet d'obtenir un intervalle de valeurs possibles pour chaque flux et de quantifier son incertitude. La moyenne de toutes les valeurs possibles est apparue comme la meilleure solution (Saint Béat et al., 2012). Afin d'utiliser cette méthode, les deux paramètres suivants doivent être définis : le **nombre d'itérations** permettant d'optimiser l'exploration des solutions à l'intérieur du polyèdre, et définissant donc le nombre de solutions échantillonnées aléatoirement au sein de l'espace des solutions et le « **jump** », qui est défini comme la distance moyenne entre deux solutions consécutives choisies de façon aléatoire. Ce dernier doit être choisi en fonction de l'espace de solutions à couvrir de manière à optimiser le temps de calcul de chaque itération (Saint Béat et al., 2012). D'après Saint Béat et al. (2012), le nombre d'itération idéal "correspond au nombre d'itérations à partir duquel la moyenne ou l'écart type de chaque flux devient constant".

Le passage des modèles Ecopath vers le LIM est dans la continuité directe du chapitre 2. Les mêmes compartiments sont étudiés, mais la méthode change afin de prendre en compte les incertitudes dans les informations fournies en entrée du modèle et d'en déduire les incertitudes dans nos estimations des ENA, en sortie des modèles. Les valeurs de certains paramètres d'entrée du modèle Ecopath seront à présent entrées sous forme d'intervalles de valeurs probables et non plus d'une unique valeur.

Ainsi, pour réaliser le modèle LIM-MCMC du site d'implantation du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer, le modèle Ecopath BOWF, réalisé lors de la première année de thèse (Raoux et al., 2017) est utilisé. La première étape consiste à définir les groupes fonctionnels du modèle. La principale différence entre les deux modèles est structurelle. En effet, le nombre de groupes fonctionnels doit être divisé par environ 2. Ainsi, le modèle LIM-MCMC, en cours de mise en place, est constitué de 19 compartiments contre 37 dans le modèle Ecopath (Tableau V-6). L'objectif de cette simplification du réseau trophique est triple : 1) décrire et contraindre les flux sans appliquer les mêmes contraintes à différents compartiments ; 2) caractériser tous les compartiments avec la même précision (il n'existait pas de données écologiques suffisantes pour les 37 compartiments d'Ecopath pour les inclure comme compartiments autonomes dans le LIM) ; 3) parvenir à un équilibre judicieux entre le temps de calcul requis pour exécuter des simulations et le niveau de détails dans lequel les valeurs de flux ont été explorées. Ainsi, les compartiments d'Ecopath qui étaient monospécifiques et pour lesquelles les données physiologiques étaient insuffisantes ou qui occupaient un niveau trophique similaire sont agrégés ensemble (ex : les deux compartiments de cétacés sont combinés en un seul compartiment, de même que les deux compartiments d'oiseaux de mer et les deux groupes de céphalopodes) (Tableau V-3).

Tableau V-3 : Différence d'agrégation entre le model Ecopath BOWF (Raoux et al., 2017) et le modèle LIM-MCMC du même site.

Numéros des groupes fonctionnels dans Ecopath	Compartiments Ecopath	Compartiments LIM-MCMC	Numéros des groupes fonctionnels dans le LIM-MCMC
1	Bottlenose dolphins	Cetaceans	1
2	Harbour porpoises		
3	Harbour seals	Seals	2
4	Grey seals		
5	Diving seabirds	Seabirds	3
6	Surface feeders seabirds		
7	Benthopelagic cephalopods	Cephalopods	4
8	Benthic cephalopods		
9	Fish, mackerel	Fish, planctivorous	5
10	Fish, european seabass	Fish, benthos feeders	6
11	Fish, sharks and rays		
12	Fish, atlantic cod	Fish, piscivorous	7
13	Fish, whiting		
14	Fish, atlantic horse mackerel	Fish, benthos feeders	6
15	Fish, gurnard		
16	Fish, pouting		
17	Fish, poor cod	Fish, planctivorous	5
18	Fish, european pilchard		
19	Fish, european sprat	Fish, piscivorous	7
20	Fish, piscivorous		
21	Fish, planctivorous	Fish, planctivorous	5
22	Fish, benthos feeders	Fish, benthos feeders	6
23	Fish, sea bream	Fish, benthos feeders	
24	Fish, sole	Flat fish	8
25	Fish, european plaice		
26	Fish, other flatfish	Benthic inv, predators	9
27	Benthic inv, predators		
28	Benthic inv, filter feeders	Benthic inv, filter feeders	10
29	Benthic inv, bivalves	Benthic inv, bivalves benthos	11
30	King scallop	King Scallop	12
31	Benthic inv, deposit feeders	Benthic inv, deposit feeders	13
32	Suprabenthos	Suprabenthos	14
33	Meiofauna	Meiofauna	15
34	Zooplankton	Zooplankton	16
35	Bacteria	Bacteria	17
36	Phytoplankton	Phytoplankton	18
37	Detritus	Detritus	19

La seconde étape consiste à définir les contraintes ou inéquations du modèle. Certains des flux estimés sont contraints entre un maximum et un minimum prédéfinis à partir de la bibliographie. A titre d'exemple, la respiration du phytoplancton a été limitée à l'intervalle 5 à 30 % de la production primaire brute du système (Vézina et Platt, 1988) (Tableau V-4).

En outre, le logiciel Ecopath permet de quantifier des incertitudes dans les paramètres d'entrée du modèle par le biais du programme Pedigree. Ce dernier permet ainsi de caractériser de qualité du modèle Ecopath sur la base de l'origine des données utilisées lors de sa construction. Pour chacun des paramètres d'entrée d'Ecopath : B (biomasse), P/B (production/biomasse), Q/B (consommation/biomasse), et Y (captures) et pour chaque compartiment, un pourcentage est attribué en fonction de l'origine des données (Tableau V-5). Ainsi, les minimums et maximums des P/B des groupes fonctionnels de poissons et des invertébrés benthiques ont été définis à partir de ces intervalles de confiances selon la formule suivante :

Limite inférieure = valeur initiale du paramètre – pourcentage x valeur initiale du paramètre

Limite supérieur = valeur initiale du paramètre + pourcentage x valeur initiale du paramètre

où le terme pourcentage correspond à une valeur d'incertitude. Par exemple, pour un P/B de 3,2 dans Ecopath, on applique un pourcentage de plus ou moins 10% si l'information provient d'un même groupe, une même espèce ou un même système et de plus ou moins 70% dans le cas où l'information est basée sur un avis d'expert (Tableau V-5).

De même, les limites inférieures et supérieures pour la composition du régime alimentaire sont basées sur la matrice de composition du modèle Ecopath et sur les intervalles de confiance liés à la table de Pedigree (Tableau V-5). Par exemple, dans le modèle Ecopath les bivalves présentent un régime alimentaire composé à 10% de zooplancton, 65% de phytoplancton et 25% de détritus. La routine du Pedigree permet d'obtenir des intervalles de confiance pour la proportion de chaque source en lien avec l'origine de cette information. Ainsi, un intervalle de 7 à 13% pour le zooplancton, de 45.5 à 84.5% pour le phytoplancton et de 17.5 à 32.5% pour les détritus ont été obtenus. Dans le cadre du travail d'Emma Araignous, les analyses isotopiques qui ont été réalisées au cours de ma thèse sont actuellement utilisées pour quantifier l'incertitude autour des flux de prédation pour le

modèle LIM, avant l'implantation des éoliennes, via le package SIAR (Stable Isotopic Analysis with R, travail réalisé en collaboration avec Emma Aраignous). Les analyses isotopiques réalisées à l'aide du SIAR nous ont ainsi permis de préciser ces intervalles de confiance. Par exemple, pour les bivalves un intervalle de 5 à 14% pour le zooplancton, de 63 à 76% pour le phytoplancton et de 15 à 27% pour les détritus ont été obtenus (résultats préliminaires, *Com. Per. Emma Aраignous*).

Tableau V-4 : Contraintes du modèle LIM-MCMC.

		P/B		P/Q		R/Q		U/Q		Literature
		min	max	min	Max	min	max	min	max	
1	Cetaceans	0.04	0.12	-	-	-	-	-	-	Christensen et al. (2009)
2	Seals	0.08	0.23			-	-	-	-	Christensen et al. (2009)
3	Seabirds	0.05	0.14	0.30	0.80	-	-	-	-	Christensen et al. (2009), Saint-Béat (2012)
4	Cephalopods	1	4	0.1	0.4	-	-	-	-	Christensen et al. (2009)
5	Fish, planktivores	0.49	1.46	0.07	0.22	-	-	0.10	0.5	P/B, P/Q generated using confidence intervals around standard Ecopath parameters (Christensen et Pauly, 1993)
6	Fish, benthos feeders	0.54	1.62	0.09	0.27	-	-	0.10	0.5	
7	Fish, piscivorous	0.45	1.35	0.11	0.34	-	-	0.10	0.5	U/Q Leguerrier et al. (2004)
8	Fish, flatfish	0.38	1.13	0.11	0.33	-	-	0.10	0.5	
9	Invertebrates, predators	1.00	5.00	0.05	0.30	-	-	0.12	0.28	Christensen and Pauly (1993), Brey (2001)
10	Invertebrates, filter feeders	1.00	5.00	0.05	0.30	-	-	0.18	0.42	
11	Bivalves (filter feeders)	1.00	5.00	0.05	0.30	-	-	0.18	0.42	
12	King Scallop	1.00	5.00	0.05	0.30	-	-	0.18	0.42	
13	Invertebrates, deposit feeders	1.00	5.00	0.05	0.30			0.18	0.42	
14	Suprabenthos	0.40	15.00	0.10	0.37	-	-	0.20	0.50	Brey (2001), Lobry et al. (2008), Lassalle et al. (2011)
15	Meiofauna	10.10	35.00	0.05	0.40	-	-	0.13	0.30	Heip et al. (1990), Van Oevelen et al. (2006)
16	Zooplankton			0.25	0.50	0.10	0.30	0.10	0.50	Vézina and Savenkoff (1999), Vézina et al. (2000)
17	Bacteria	-	-	0.11	0.60	-	-	0.05	0.35	delGiorgio and Cole (1998), Danovaro et al. (2008), Tortajada et al. (2012)
18	Phytoplankton	-	-	0.25	0.50	0.05	0.30	0.05	0.50	Vézina and Platt (1988), Vézina and Savenkoff (1999), Vezina et al. (2000)

Tableau V-5 : Tableaux prédéfinis dans Ecopath présentant pour les paramètres d'entrée (ratio production sur biomasse (P/B) et le régime alimentaire) les différentes catégories de Pedigree, à quoi elles correspondent et la valeur d'incertitude ou pourcentage entourant les paramètres d'entrée.

Paramètres	Description	Pourcentage
P/B	Estimée par Ecopath	80
	Avis d'expert	70
	D'un autre modèle	60
	Relation empirique	50
	Groupe / espèce similaire, système similaire	40
	Groupe / espèce similaire, même système	30
	Même groupe / espèce, système similaire	20
	Même groupe / espèce, même système	10
Régime alimentaire	Connaissance générale des groupes / espèces apparentés	80
	D'un autre modèle	80
	Connaissances générales pour le même groupe / espèce	80
	Etude qualitative	50
	Étude quantitative mais limitée	40
	Etude quantitative et détaillée	30

3 Positionnement du fonctionnement de l'écosystème du site d'implantation du futur parc éolien dans son contexte régional.

Comme nous l'avons vu précédemment, la structure trophique est souvent considérée comme un élément représentatif du fonctionnement des écosystèmes (Dunne et al., 2005 ; Dunne, 2006 ; Rooney et McCann, 2012). Parmi les outils de l'écologie des réseaux trophiques, les indices ENA permettent de quantifier les propriétés émergentes des écosystèmes, que l'on ne peut pas déceler par simple observation des données brutes (Ulanowicz, 2004 ; Kones et al., 2009 ; Saint-Béat et al., 2015). Ulanowicz, et ensuite d'autres auteurs, ont mis en évidence un lien entre l'analyse des réseaux trophiques avec la stabilité des écosystèmes et leur capacité de résilience (c'est à dire à absorber une perturbation sans changer d'état ; Holling, 1996) (Kay et al., 1989 ; Vasconcellos et al., 1997; Heymans et al., 2002 ; Heymans, 2003 ; Heymans et al., 2007 ; Ulanowicz, 2009 ; Tomczak et al., 2013 ; Lobry, 2016). Le cadre conceptuel est celui de la caractérisation de la maturité (Ulanowicz, 1980, 1986 ; Christensen, 1995 ; Ulanowicz, 2003) sur la base de la théorie d'E.P. Odum (1969). Dans ce cadre, la maturation d'un écosystème se traduit par une complexification de son organisation et une optimisation des flux (Odum, 1969).

L'objectif de cette partie est d'effectuer une comparaison :

- **intra-sables graveleux** afin de comparer le fonctionnement et la maturité de mon site d'étude à d'autres systèmes similaires de la Manche (les sables graveleux de la Baie de Seine, ceux du bassin oriental de la Manche et ceux du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport).
- **inter-stress** afin de comparer les indices ENA des modèles réalisés dans cette thèse à ceux issus d'autres articles de modélisation ayant également analysé les conséquences d'activité anthropiques sur le fonctionnement et la structure des réseaux trophiques de systèmes en Baie de Seine.

Tableau V-6 : Groupes fonctionnels des différents modèles utilisés dans la comparaison.

Modèle parc éolien de Courseulles-sur-mer (Raoux et al., 2017a,b)	Modèle parc éolien de Dieppe-Le Tréport (Pezy et al., 2017c ; Raoux et al., 2017d)	Modèles Baie de Seine et Bassin oriental de la Manche (Garcia, 2010)	Modèles estuaires de la Seine (FN, CH, FS) (Tecchio et al., 2015)	Modèles Machu (Pezy et al., 2017a)	Modèle Mabio (Pezy et al., 2017b)
Bottlenose dolphins					
Harbour porpoises					
Harbour seals					
Grey seals					
Diving seabirds					
Surface feeders seabirds					
Benthopelagic cephalopods					
Benthic cephalopods					
Mackerel					
European seabass					
Sharks and rays	Cetaceans				
Atlantic cod	Seals				
Whiting	Cephalopods				
Horse mackerel	Whiting				
Gurnard	Fish, Planktivorous				
Pouting	Ammodytes lanceolatus				
Poor cod	Fish, benthos feeders				
European pilchard	Flat fish				
european sprat	Amphioxus				
Fish, piscivorous	Benthic, grazer C				
Fish, planctivorous	Benthic, predators C				
Fish, benthos feeders	Benthic, FF C				
Sea bream	Benthic, Scavenger C	Fish piscivorous	Seabirds	Cephalopods	
Sole	Benthic, sDF C	Fish benthos feeders and piscivorous	Fish, piscivores	Fish, piscivorous	Cephalopods
european plaice	Benthic, ssDF C	Fish supra and benthos feeders	Fish, planktivores	Fish, demersal	Fish, piscivorous
other flatfish	Benthic, grazer NC	Fish benthos feeders	Fish, benthos feeders	Fish, benthos feeders	Fish, demersal
Benthic, predators	Benthic, predators NC	Benthic, Omnivorous	Fish, endobenthic feeders	Fish planktivorous	Fish, benthic feeders
Benthic, FF	Benthic, FF NC	Benthic, Predators	Benthic, Predators	Benthic, Omnivorous	Benthic, Omnivorous
Benthic, bivalves FF	Benthic, Scavenger NC	Benthic, FF	Benthic, FF	Benthic, Predators	Benthic, Predators
King scallop	Benthic, sDF NC	Benthic, sDF	Benthic, DF	Benthic, FF	Benthic, F
Benthic, DF	Benthic, ssDF NC	Benthic, nsDF	Microphytobenthos	Benthic, sDF	Benthic, sDF
Suprabenthos	Merosuprabenthos	Suprabenthos	Suprabenthos	Benthic, nsDF	Benthic, nsDF
Meiofauna	Merozooplankton	Meiofauna	Zooplankton	Meiofauna	Meiofauna
Zooplankton	Holozooplankton	Zooplankton	Meiofauna	Zooplankton	Zooplankton
Bacteria	Bacteria	Bacteria	Bacteria	Bacteria	Bacteria
Phytoplankton	Phytoplankton	Phytoplankton	Phytoplankton	Phytoplankton	Phytoplankton
Detritus	Detritus	Detritus	Detritus	Detritus	Detritus
Comparaison intra-sables graveleux			Comparaison inter-stress		

Avec DF: deposit feeders; sDF: selective deposit feeders, nsDF: non-selective deposit feeders, ssDF: sub-surface deposit feeders; sDF: surface deposit feeders; FF: filter feeders, C: consumed; NC: not consumed.

3.1 Comparaison de réseaux trophiques de même type d'habitat sédimentaire (comparaison intra-sables graveleux)

Le choix a été fait de ne réaliser cette comparaison qu'avec des écosystèmes modélisés à l'aide du logiciel Ecopath with Ecosim situés à proximité de ma zone d'étude et présentant le même habitat sédimentaire puisque ce dernier conditionne la distribution des communautés benthiques (Dauvin, 2015).

La Figure V-4 permet de localiser l'emprise spatiale des quatre modèles qui sont utilisés dans cette comparaison. Les modèles sables graveleux de la Baie de Seine et sables graveleux du Bassin oriental de la Manche ont été construits par Garcia (2010) au cours de sa thèse dans le but d'analyser et de comparer la structure et le fonctionnement de ces deux écosystèmes. Ces deux modèles sont composés de 15 compartiments allant du phytoplancton jusqu'aux poissons piscivores (Tableau V-6). Une modélisation des sables graveleux du site d'implantation du futur parc éolien de Dieppe-Le-Tréport situé en Manche Orientale a également été réalisée dans le cadre du Doctorat de Jean-Philippe Pezy (conférences Pezy et al., 2017c ; Raoux et al., 2017d). Ce modèle est composé de 27 compartiments allant du phytoplancton jusqu'aux mammifères marins (Tableau V-6).

Cependant, avant de comparer les indices ENA issus de ces quatre modèles, il est important de rappeler que certains indices ENA sont sensibles à la structure du modèle et au degré d'agrégation des groupes fonctionnels. Par exemple, le nombre de compartiments constituant le modèle a une influence sur la diversité des flux et sur le nombre total des flux du système (T..). De ce fait, un modèle avec un nombre élevé de compartiments présentera une activité du système plus élevée que ce même modèle modélisé avec un faible nombre de compartiments (Kay et al., 1989 ; Fulton et al., 2003). L'influence va également jouer sur les indices liés à T.. tels que l'Ascendance et le ratio Biomasse totale / activité du système (B/T..). Il serait donc nécessaire de disposer de modèles agrégés à un niveau équivalent afin d'éviter tout biais lors de la comparaison. En revanche, d'autres indices ENA tels que le rapport A/C, le rapport production primaire/respiration totale du système (PP/R), ou l'activité de recyclage sont moins sensibles à la structure du modèle et permettent donc d'obtenir des comparaisons plus fiables (Baird et al., 2009).

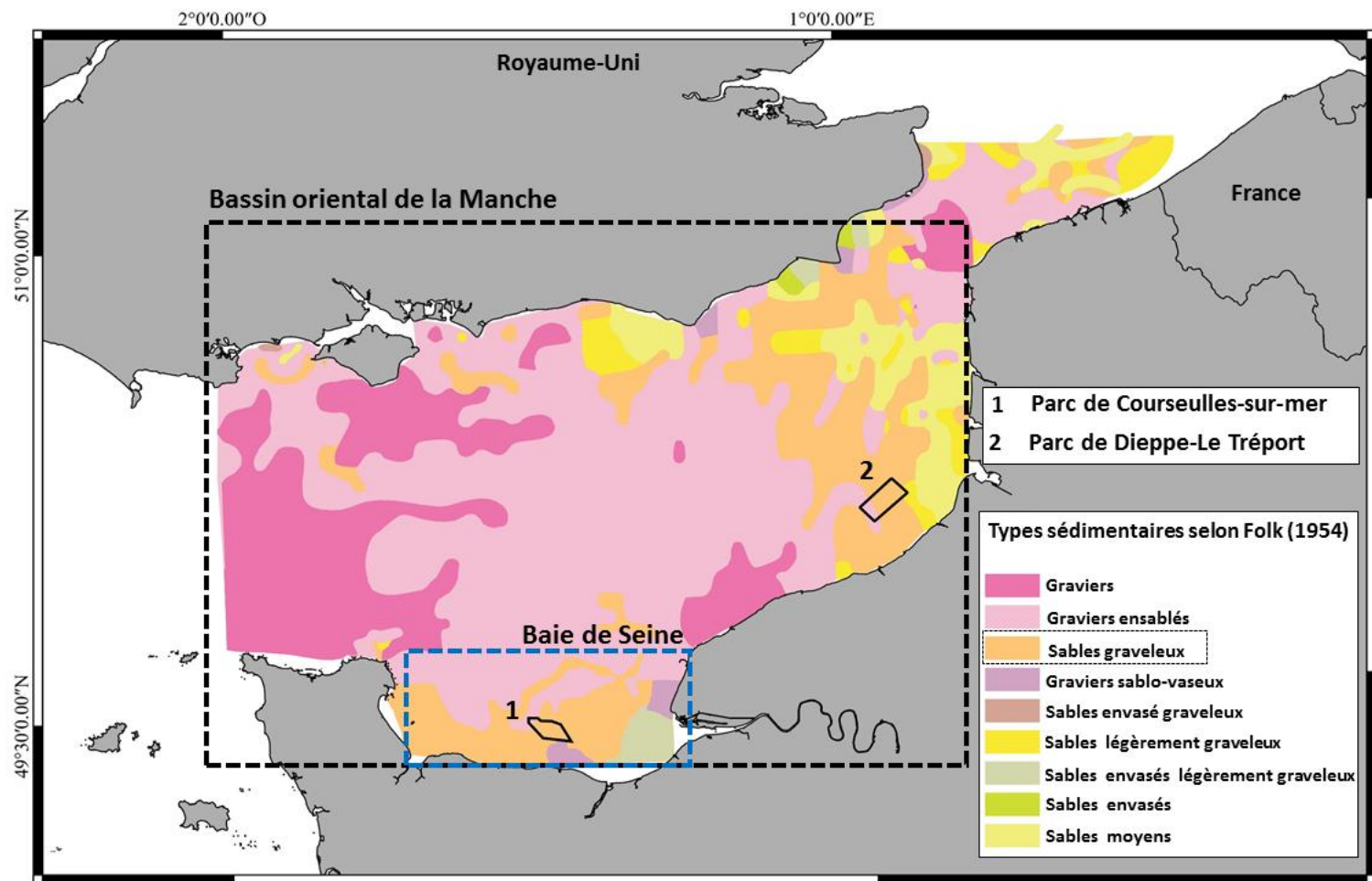


Figure V-4 : Localisation des différents modèles comparés (modifiée d'après Pezy, 2017)

J'ai utilisé les modèles sables graveleux Baie de Seine et sables graveleux du Bassin oriental de la Manche réalisés par Garcia (2010) ; les modèles réalisés au niveau du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer, réalisés par Raoux et al. (2017a, b) ; le modèle des sables graveleux au niveau du site d'implantation du futur parc éolien de Dieppe-Le Tréport (conférences Pezy et al., 2017c et Raoux et al., 2017d).

Les ratios présentés dans le tableau V-7 sont utilisés pour évaluer la maturité d'un écosystème. Comme mentionné précédemment (chapitre 3), le ratio de la production primaire/respiration totale du système (PP/R) est considéré par Odum (1969, 1971) comme étant un paramètre important dans l'évaluation de la maturité d'un écosystème. En effet, Odum (1969, 1971) émet l'hypothèse que la maturation (ou développement) des écosystèmes est à l'origine d'une diminution de l'énergie allouée à la production et d'une augmentation de l'énergie allouée à la maintenance. Ainsi, les écosystèmes immatures présenteraient un ratio PP/R supérieur à 1 alors que les écosystèmes matures présenteraient un ratio PP/R proche de 1. Ici la valeur estimée du ratio PP/R du site de Courseulles-sur-mer, de Dieppe-Le Tréport ainsi que celui des sables graveleux de la Baie de Seine et du Bassin orientale de la Manche est supérieur à 1, ce qui semble indiquer qu'aucun de ces écosystèmes n'est mature. Cependant, ces quatre systèmes présentent des valeurs de ratio PP/R différentes suggérant que ces quatre systèmes présentent différents états de maturité et que les sites d'implantation des futurs parcs éoliens de Courseulles-sur-mer et de Dieppe-Le Tréport sont plus matures que les deux autres systèmes. Ces résultats sont cohérents avec les valeurs du ratio B/T.. indiquant également que le site d'implantation des deux parcs sont des écosystèmes plus matures que les deux autres systèmes. En effet, ce ratio est supposé augmenter pendant les stades les plus matures d'un écosystème (Odum 1971). Ainsi les ratios présentés dans le tableau V-7 permettent d'évaluer la maturité des écosystèmes et d'établir un différentiel de maturité entre les deux futurs sites éoliens et le reste de la zone. Les valeurs des PP/R et B/T.. sont cohérentes entre elles. C'est-à-dire que les deux ratios ne se contredisent pas sur l'évolution de l'état de maturité de chaque écosystème. Cependant, du fait de la forte sensibilité du ratio B/T.. à l'agrégation des compartiments, cette conclusion générale est plus robuste en se basant sur le ratio PP/R.

Tableau V-7 : Comparaison des ratios de l'écosystème du site d'implantation du futur parc éolien avec des écosystèmes présentant le même type sédimentaire (sables graveleux)

Ecosystèmes	PP/R	B/T..	Reference
Parc de Courseulles-sur-mer	1.72	0.03	Raoux et al., 2017b
Parc de Dieppe-Le Tréport	1.4	0.05	Pezy et al, 2017c
Baie de Seine	3.6	0.007	Garcia, 2010
Bassin oriental de la Manche	3.6	0.008	Garcia, 2010

*PP/R correspond au ratio de la production primaire/respiration. B/T.. correspond à la biomasse totale supportée par l'énergie du système

La comparaison inter-modèle des indices ENA (Tableau V-8) permet de mettre en évidence des différences de fonctionnement entre ces derniers. En effet, l'activité totale du système (T..) et l'Ascendance (dégré de développement du système (A)) sont les plus élevées aux niveaux du site de Courseulles-sur-Mer et de Dieppe-Le Tréport, suivis par les sables graveleux de la Baie de Seine et ceux du Bassin oriental de la Manche (Tableau V-8). Ce résultat peut s'expliquer, entre autres, par le fait que le modèle du site d'implantation de Courseulles-sur-mer et celui de Dieppe-Le Tréport présentent un nombre plus élevés de compartiments par rapports aux deux autres modèles (37 (modèles de Courseulles-sur-mer) et 27 (modèle de Dieppe-Le tréport) compartiments contre 16 (modèles sables graveleux Baie de Seine et Bassin oriental de la Manche). En revanche, le fait que les sables graveleux de la Baie de Seine présente un T.. plus élevé par rapport à ceux du Bassin oriental de la Manche est une vraie différence écologique (les deux modèles présentant le même nombre de compartiments) pouvant s'expliquer par la présence d'une biomasse totale (sans détritux) plus importante en Baie de Seine qu'aux niveaux des sables graveleux du bassin oriental de la Manche (Table V-8). Les apports de la Seine (en particulier en sels nutritifs (Billen et al., 2013)), pourraient également être à l'origine de cette activité plus importante en Baie de Seine. De même, au niveau du site du Tréport, la présence « du fleuve côtier », riche en sels nutritifs, apportés par la Seine le long des côtes du Pays de Caux, pourrait également être à l'origine de cette activité plus importante. En ce qui concerne le recyclage (FCI), une activité plus importante est également observée aux niveaux des sites d'implantations des futurs parcs éoliens (11% au niveau du site de Dieppe-Le-Tréport et 9% au niveau du site de Courseulles-sur-mer) suivis des sables graveleux de la Baie de Seine (8%) et sables graveleux du Bassin oriental de la Manche (7%). Ce résultat peut s'expliquer, entre autres, par une biomasse plus importante de bivalves au niveau des sites d'implantations des futurs parcs éoliens par rapport aux sables graveleux de la Baie de Seine et ceux du bassin oriental de la Manche. En effet, dans leur simulation Raoux et al. (2017) ont mis en évidence une forte biomasse de bivalves (*Mytilus edulis*) en lien avec une forte activité de recyclage. Par ailleurs, ce résultat peut également s'expliquer, entre autres, par une biomasse plus importante de bactéries au niveau des sites d'implantations des futurs parcs éoliens (0.75 gC.m^{-2}) par rapport aux sables graveleux de la Baie de Seine (0.60 gC.m^{-2}) et ceux du bassin oriental de la Manche (0.37 gC.m^{-2}) (pour plus de détails voir Garcia, 2010 ; Pezy et al., 2017c ; Raoux et

al., 2017d). Cependant, il est important de souligner qu'aucune données locale n'existe sur le compartiment bactérien et que les biomasses des bactéries de ces quatre modèles sont donc issues de la bibliographie rendant cette conclusion peu robustes. L'étude de ce compartiment apparaît donc prioritaire afin de mieux comprendre le rôle des bactéries dans le recyclage de la matière organique.

Par ailleurs, ne pouvant pas réaliser de test statique, il est impossible de savoir si ces différences sont significatives ou pas. Cependant, les travaux réalisés par Leguerrier et al. (2007) sur un éventail très large d'écosystèmes côtiers permettent d'avoir accès à une gamme de valeur pour cet indice de recyclage et donc de replacer les valeurs de FCI de ces quatre modèles dans cette dernière (en excluant de la comparaison les écosystèmes côtiers à upwelling et ceux très eutrophisés). Il apparaît ainsi que l'indice de recyclage présente une gamme de valeurs allant de 13 à 48%, indiquant que les quatre écosystèmes se trouvent dans les valeurs les plus faibles.

Tableau V-8 : Comparaison des valeurs des indices ENA du site d'implantation du futur parc éolien avec des écosystèmes présentant le même type sédimentaire.

Ecosystèmes	T..	FCI	SOI	A	A/C	Biomasse totale	Référence
Parc de Courseulles-sur-mer	1607	9%	17	1869	24%	48.12	Raoux et al., 2017b
Parc de Dieppe-Le Tréport	1029	11%	20	1025	22%	60.5	Pezy et al., 2017c Raoux et al., 2017d
Baie de Seine	900	8%	19	1018	37%	6.45	Garcia, 2010
Bassin oriental de la Manche	605	7%	19	686	36%	4.83	Garcia, 2010

*L'activité totale du système (T..., $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{année}^{-1}$) correspond à la somme de tous les flux du système. Le recyclage (FCI, %) indique la proportion totale d'énergie recyclée par rapport aux flux totaux du système. L'indice d'omnivorie du système (SOI) correspond à la variance entre les niveaux trophiques des différentes proies. L'Ascendance (A, $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{année}^{-1}$) est une mesure de l'activité du système et de son organisation. le ratio A/C représente en pourcentage le degré de maturité atteint par le système comparé à sa maturité théorique (C). Les biomasses sont exprimées en $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$.

Le SOI des quatre systèmes est proche de 20 indiquant que ces systèmes présentent une structure complexe en réseau et non une structure linéaire (Libralato, 2008). A titre d'exemple, les écosystèmes marins de l'Europe du Nord présentent des valeurs de SOI allant de 0,14 à 0,36 (Mackinson et Daskalov, 2007). En ce qui concerne l'Ascendance (qui quantifie à la fois l'activité totale du système et son degré d'organisation) des valeurs plus élevées sont également observées en Baie de Seine (site d'implantation du futur parc éolien de

Courseulles-sur-mer et sables graveleux de la Baie de Seine) ainsi qu'au niveau du site de Dieppe-Le Tréport. Selon Ulanowicz (1986), cet indice permet d'évaluer l'état de développement ou la maturité d'un écosystème. En effet, lors de la maturation, les écosystèmes se développent pour augmenter leur activité et tendent vers une Ascendance plus élevée (Ulanowicz, 1997). Ainsi, une valeur élevée d'Ascendance est associée à un écosystème mature, alors qu'une valeur faible est associée à un écosystème stressé ou immature (Ulanowicz, 1997 ; Ortiz et Wolff, 2002 ; Patricio et al., 2006 ; Baird et al., 2009). Au vu des résultats de ces indices, il apparaît donc que l'écosystème du site d'implantation du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer et celui de Dieppe-Le Tréport soient plus matures que ceux des sables graveleux de la Baie de Seine et ceux du bassin oriental de la Manche. Cependant, cette conclusion pourrait être essentiellement basée sur la différence d'agrégation. Pour s'affranchir de cette sensibilité à l'agrégation, on peut observer le ratio A/C qui représente en pourcentage le degré de maturité atteint par le système comparé à sa maturité théorique (C). L'indice de Capacité (C) représentant le potentiel maximum de développement du système et l'indice d'Ascendance (A) représentant le degré de développement réel du système. Selon le ratio A/C les sables graveleux de la Baie de Seine serait le système le plus avancé dans son développement (38%) suivis des sables graveleux du bassin oriental de la Manche (37%), du site d'implantation du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (24%) et de celui de Dieppe-Le-Tréport. En replaçant ces valeurs dans la gamme de valeurs analysées par Leguerrier et al. (2007), il apparaît que les sites d'implantation des deux parcs se trouveraient dans la partie inférieure de cette gamme (allant de 28% à 56%) alors que les systèmes sables graveleux de la Baie de Seine et ceux du Bassin oriental de la Manche se situeraient au milieu).

Une analyse approfondie de la littérature montre que la théorie de la maturité des écosystèmes et son lien avec les indices ENA n'est pas toujours évidente à appréhender et que les résultats sont souvent contradictoires (Safi et al., 2015). Cependant ces indices restent pertinents pour évaluer les différences dans les caractéristiques écologiques des systèmes en lien avec les forçages physiques (Niquil et al., 2012) et les stress anthropiques (Ulanowicz, 1995 ; Patricio et al., 2004 ; Christian et al., 2005 ; Baeta et al., 2011).

3.2 Comparaison de l'effet de stress de la construction d'un parc éolien sur le fonctionnement d'un écosystème par rapport à d'autres activités anthropiques (comparaison inter-stress).

Les indices de l'analyse des réseaux issus des modèles réalisés dans ma thèse peuvent être comparés à ceux issus d'autres modèles construits pour analyser les conséquences d'activités anthropiques sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème tels que les modèles réalisés au niveau de l'estuaire de la Seine (Tecchio et al., 2015) et des zones de dépôt de dragage Machu et Mabio (quatre dépôts saisonnier de 250 000 t chacun) (Pezy et al., 2017a ; Pezy et al., 2017b). Le choix a été fait de n'effectuer cette comparaison qu'avec des écosystèmes modélisés à l'aide du logiciel Ecopath with Ecosim situés au sein de la Baie de Seine et ne présentant pas forcément le même type sédimentaire. En effet, cette fois-ci l'objectif est d'analyser comment les ENA répondent lorsque l'écosystème est soumis à différents stress.

3.2.1 Présentation des modèles utilisés pour la comparaison

La Figure V-5 permet de localiser l'emprise spatiale des six modèles qui sont utilisés dans cette comparaison.

Modèles Estuaire de la Seine

Dans leur étude Tecchio et al. (2015) ont caractérisé par l'approche Ecopath couplée aux indices ENA, le fonctionnement trophique de trois boîtes spatiales situées dans l'estuaire de la Seine avant la construction de Port 2000 (extension du port du Havre): le Chenal de Navigation (CH, zone régulièrement draguée), la Fosse Nord (FN, zone proche du port) et la Fosse Sud (FS, zone protégée) (Figure V-5). Ces trois modèles sont composés de 15 compartiments allant du phytoplancton aux oiseaux marins (Tableau V-6).

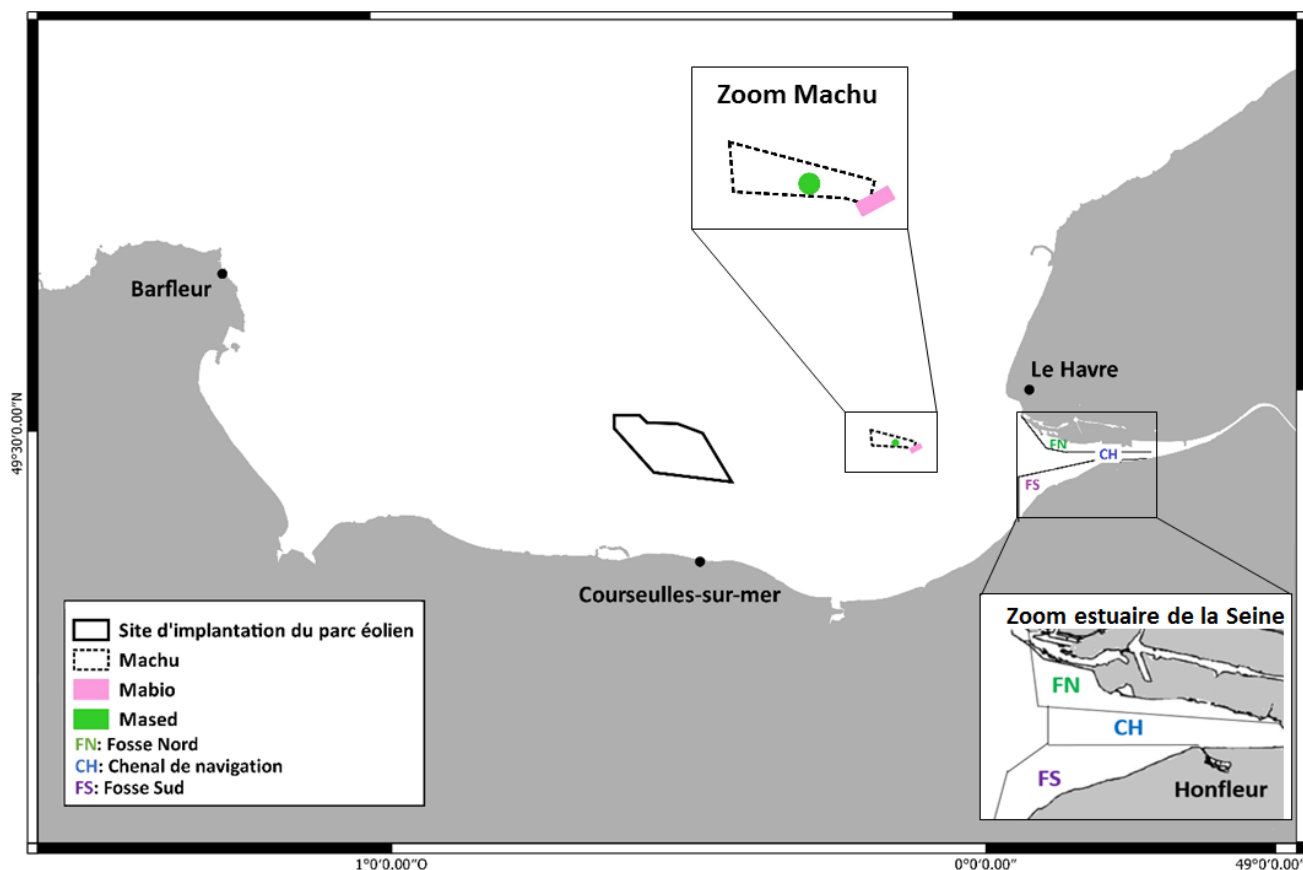


Figure V-5 : Localisation des 6 modèles.

L'emprise du site Machu correspond aux modèles Machu avant et après dépôt développés par Pezy et al. (2017a), l'emprise du site Mabio correspond aux trois modèles (Mabio impactés, influence, contrôle) développés par Pezy et al. (2017b), l'emprise FN, FS, CH correspondent aux modèles développés par Tecchio et al. (2015). Enfin, le site d'implantation du parc éolien correspond à l'emprise des modèles développés par Raoux et al (2017 a, b)

Modèles Machu

L'étude réalisée par Pezy et al. (2017a) analyse les impacts de dépôts de dragage expérimental du grand Port Maritime de Rouen (2×1 million de m^3 de sédiments) sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème benthique du site Machu. En effet, si les opérations de dragage apparaissent comme des pratiques indispensables à la navigation et aux activités portuaires, ils représentent une perturbation importante sur l'environnement (Marmin et al., 2016 ; Pezy et al., 2017a). Le site de Machu est situé en baie de Seine orientale au nord-est de la zone (à une profondeur moyenne comprise entre 20 et 25 m de profondeur) et présente deux zones de dépôts appelées Mabio (zone rectangulaire d'environ 100 ha (Marmin et al., 2016) et Mased (zone conique) (pour plus de détails voir Pezy et al., 2017b).

Dans leur étude Pezy et al. (2017a), ont modélisé et analysé la structure et le fonctionnement de l'écosystème du site Machu avant et après les dépôts expérimentaux (1 million de m³). Ainsi deux modèles ont été construits (Tableau V-6) : un modèle avant dépôt et un modèle après dépôt. Ces deux modèles sont composés de 16 compartiments allant du phytoplancton jusqu'aux céphalopodes.

Modèles Mabio

Dans Pezy et al. (2017b), les auteurs ont repris la même démarche que dans Pezy et al. (2017a) mais cette fois ci, un zoom a été réalisé aux niveaux de trois zones (une zone de contrôle, une zone d'influence et une zone impactée) sur le site expérimental de dépôt de résidus de draguage Mabio. Trois modèles ont ainsi été construits (Tableau V-6). Ces modèles sont similaires aux modèles Machu (avant et après dépôts) en termes d'agrégation et de nombre de compartiments.

3.2.2 Comparaisons des indices de l'analyse des réseaux trophiques

Au vu des résultats des indices ENA (Tableau V-9), il apparait que les activités les plus fortes par m² sont observées en zone Fosse Sud de l'estuaire et au niveau du site d'implantation du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer, qui présentent également les biomasses totales les plus fortes (avec 48,12 et 74,73 gC.m⁻² respectivement). De façon corollaire, le site d'implantation du futur parc éolien présente également une Ascendance plus élevée que les autres systèmes. Ce résultat peut s'expliquer, entre autres, par le fait que le modèle du site d'implantation de Courseulles-sur-mer présente un nombre plus élevé de compartiments par rapports aux autres modèles (37 compartiments contre 16 ou 15). Par ailleurs, il apparait que ces différents écosystèmes présentent des valeurs de SOI élevées indiquant que ces écosystèmes présentent une structure en réseau (Libralato et al., 2005, 2006 ; Libralato, 2008) (Tableau V-9). En outre, un parallèle peut être effectué entre la zone influencée du site Mabio et le scénario effet récif. En effet, une augmentation du recyclage (FCI) et de l'Indice d'Omnivorie du Système (SOI) est observée après l'installation du parc éolien (scénario effet récif) et après une activité de clapage (dépôt de sédiments) au niveau de la zone d'influence. L'augmentation de ces deux indices (et notamment du FCI, alors que la biomasse des bactéries restent inchangée entre les différents modèles avant et après construction du parc et au sein des différents modèles Mabio) peut être interprétée comme

une réponse au stress (Odum, 1985; Scharler et Baird, 2005; Lobry et al., 2008; Tecchio et al., 2015, 2016). En effet, lors d'un stress, le recyclage et l'omnivorie jouent un rôle tampon face aux perturbations et permettent d'augmenter la capacité du système à résister à ces dernières (Fagan, 1997 ; Saint-Béat et al., 2015). De même, un niveau élevé de recyclage et d'omnivorie a également été trouvé dans la Fosse Nord, qui est connue pour être une zone fortement impactée de l'estuaire (aménagements côtiers et perte de zones intertidales associées) (Dauvin et Desroy 2005 ; Marmin et al, 2014 ; Tecchio et al., 2015) et présentant les caractéristiques d'un fonctionnement écologique stressé (Tecchio et al., 2015). Ainsi, la combinaison des indices ENA permet de caractériser l'évolution du fonctionnement de l'écosystème et notamment de détecter des changements brutaux dans leur fonctionnement. Sur un plan méthodologique, cette analyse montre le fort potentiel lié aux indices ENA pour la caractérisation, non seulement des propriétés émergentes du fonctionnement de l'écosystème, mais aussi pour caractériser le stress qu'ils subissent.

Tableau V-9: Comparaison des valeurs des indices ENA du site d’implantation du futur parc éolien avec des écosystèmes soumis à des activités anthropiques.

Ecosystems		T..	A	FCI	SOI	Biomasse totale	Reference
Estuaire de la Seine	Chenal de navigation	1469	-	9%	18	12.15	Tecchio et al., 2015
	Fosse Nord	1161	-	19%	19	25,52	
	Fosse Sud	4585	-	4%	16	40.40	
Machu	Avant dépôt	1130	1130	12%	22	20,71	Pezy et al., 2017a
	Après dépôt	1144	1138	10%	25	22,36	
Mabio	Zone de controle	982	1089	9%	24	13,96	Pezy et al., 2017b
	Zone d’influence	1194	1170	13%	21	21,76	
	Zone impactée	949	1061	9%	23	13,41	
Baie de Seine	Modèle avant construction du parc	1607	1869	9%	17	48.12	Raoux et al., 2017a,b
	Scénario effet récif	1831	2157	13%	20	74.73	




*L’activité totale du système (T..., gC.m⁻².année⁻¹) correspond à la somme de tous les flux du système. Le recyclage (FCI, %) indique la proportion totale d’énergie recyclé par rapport aux flux totaux du système. L’indice d’omnivorie du système (SOI) correspond à la variance entre les niveaux trophiques des différentes proies. L’Ascendance (A, gC.m⁻².année⁻¹) est une mesure de l’activité du système et de son organisation. Les biomasses (sans détritux) sont exprimées en gC.m⁻²

3.3 Les ENA comme nouveaux indicateurs de santé ?

Comme mentionné précédemment, les indices de l’analyse des réseaux écologiques (ENA) sont considérés comme un ensemble d’indicateurs potentiels, en cours de développement, pour décrire l’état de santé des écosystèmes sous l’angle du fonctionnement du réseau trophique (Niquil et al., 2014a ; Raoux et al., 2017a, b ; Safi et al., 2017). Cette proposition, qui a été faite auprès de l’OSPAR et du Ministère de l’Environnement dès 2011, a pour objectif de proposer le premier jeu d’indices qui soient à proprement parler holistiques (prenant en compte tous les êtres vivants, du plancton aux prédateurs supérieurs) et fonctionnels (basés sur les flux de matière ou d’énergie au sein d’un système). Au cours de ma thèse et des différents projets (ANTROPOSEINE, EcAprHA, Trophik) auxquels j’ai pu participer il est apparu que si les ENA rassemblaient bien différents indicateurs holistiques, l’opérationnalité de ces derniers comme indicateurs pour décrire l’état de santé des

écosystèmes dans le cadre de l’OSPAR est loin d’être atteinte (Safi et al., 2017 ; Raoux et al., 2017a). En effet, au regard de la complexité de la dynamique de ces indices et des propriétés écologiques de fonctionnement qu’ils décrivent (Tecchio et al., 2015 ; Raoux et al. 2017b), il semble difficile à l’heure actuelle de définir des valeurs seuils et des états de référence. Par ailleurs, leur réaction au stress est parfois contradictoire et leur analyse nécessite encore des études de cas contrastées avant qu’ils puissent être utilisés pour caractériser la santé des écosystèmes et à des fins de gestion (Safi et al., 2017). Cependant, ces indices sont néanmoins d’excellents candidats comme « indicateurs de surveillance » (Safi et al., 2017), susceptibles de caractériser l’évolution du fonctionnement de l’écosystème et notamment de détecter les changements brutaux dans ce fonctionnement. A titre d’exemple, dans mon étude, des valeurs élevées de FCI sont observées après l’installation des éoliennes et au niveau du Chenal de navigation et de la Fosse Nord de l’estuaire de la Seine qui sont connues pour être des zones fortement impactées (Dauvin et Desroy 2005 ; Marmin et al, 2014 ; Tecchio et al., 2015) (Tableau V-10). Par ailleurs, une forte valeur de FCI a également été observée au niveau de la zone d’influence du site de clapage Mabio qui est la zone qui subit le plus de changement après un dépôt de sédiment (Pezy et al., 2017b). Ainsi, l’indice de FCI pourrait être un indicateur de détection de stress au sein des écosystèmes.

Tableau V-10 : L’indice de recyclage comme indicateur potentiel de stress

Ecosystèmes		FCI	Gradient de stress	Reference
Estuaire de la Seine	Fosse Sud	4%		Tecchio et al., 2015
	Chenal de navigation	9%		
	Fosse Nord	19%		
Mabio	Zone de controle	9%		Pezy et al., 2017b
	Zone impactée	9%		
	Zone d’influence	13%		
Baie de Seine	Modèle avant construction du parc	9%		Raoux et al., 2017a,b
	Scénario effet récif	13%		

4 And so what ? Effet de la construction du parc éolien sur les services écosystémiques et le bien-être humain

Les travaux de modélisation réalisés au cours de ma thèse ont permis de mettre en évidence que la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer pourrait être à l'origine de changements dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème en lien notamment avec l'effet récif (Raoux et al., 2017). Par ailleurs, des études ont établi que les bénéfices que l'homme tire des services écosystémiques dépendent du « bon » fonctionnement de ces derniers (Worm et al., 2006). En effet, l'importance de l'existence d'écosystèmes en bon état écologique est au coeur des conclusions de l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (Millennium Ecosystem Assessment (MEA) en anglais) qui souligne la dépendance de l'humanité vis-à-vis de la biosphère et des écosystèmes qui la composent (MEA, 2005). Ainsi, l'humanité faisant partie de cette biosphère, détruire ou dégrader cette dernière revient à détruire ou à rendre précaire notre survie. La notion de services écosystémiques définie comme les avantages que l'homme tire du fonctionnement des écosystèmes, s'est largement répandue depuis le MEA (2005) pour analyser comment nos sociétés dépendent des écosystèmes (de Groot et al, 2002 ; Roche et al., 2016). L'un des principaux défis auxquels nous sommes confrontés aujourd'hui est d'assurer la conservation des écosystèmes marins en bonne santé, dans un environnement en évolution constante, de manière à répondre aux besoins actuels et futurs des hommes et des écosystèmes. La plupart des études qui ont essayé d'établir un lien entre les services écosystémiques et les bénéfices que l'homme en tire l'aborde généralement sous l'angle économique (Groot et al., 2010). Très peu d'études portent sur les conséquences des changements des services écosystémiques sur le bien-être humain. Cela peut s'expliquer du fait qu'il est difficile d'établir un lien entre ces derniers (Bush et al., 2010).

Cette partie de la discussion est une tentative d'établissement d'un lien entre les services écosystémiques et les bénéfices que les hommes peuvent en tirer dans le contexte de développement des EMR dans le bassin oriental de la Manche et plus particulièrement en Baie de Seine. L'objectif étant de répondre aux deux questions suivantes :

- **Quelles sont les conséquences sur les services écosystémiques des changements générés par la construction du parc éolien au niveau du fonctionnement de l'écosystème?**

- **Comment ces changements dans les services écosystémiques affectent le bien-être humain ?**

Pour ce faire, j'ai couplé les résultats issus des travaux de modélisation (réalisés au cours de cette thèse), et les connaissances issues de la bibliographie scientifique (provenant des parcs éoliens en mer du Nord déjà en exploitation) afin d'identifier les services écosystémiques (de support, d'approvisionnement, de régulation et culturels) générés par la Baie de Seine qui pourraient être altérés par la construction du parc éolien (Figure V-6). Puis dans un second temps, j'ai essayé de comprendre comment ces changements dans les services écosystémiques affectent les bénéfices que l'homme peut tirer des écosystèmes.

4.1 Identifications des services écosystémiques qui pourraient être altérés par la construction du parc

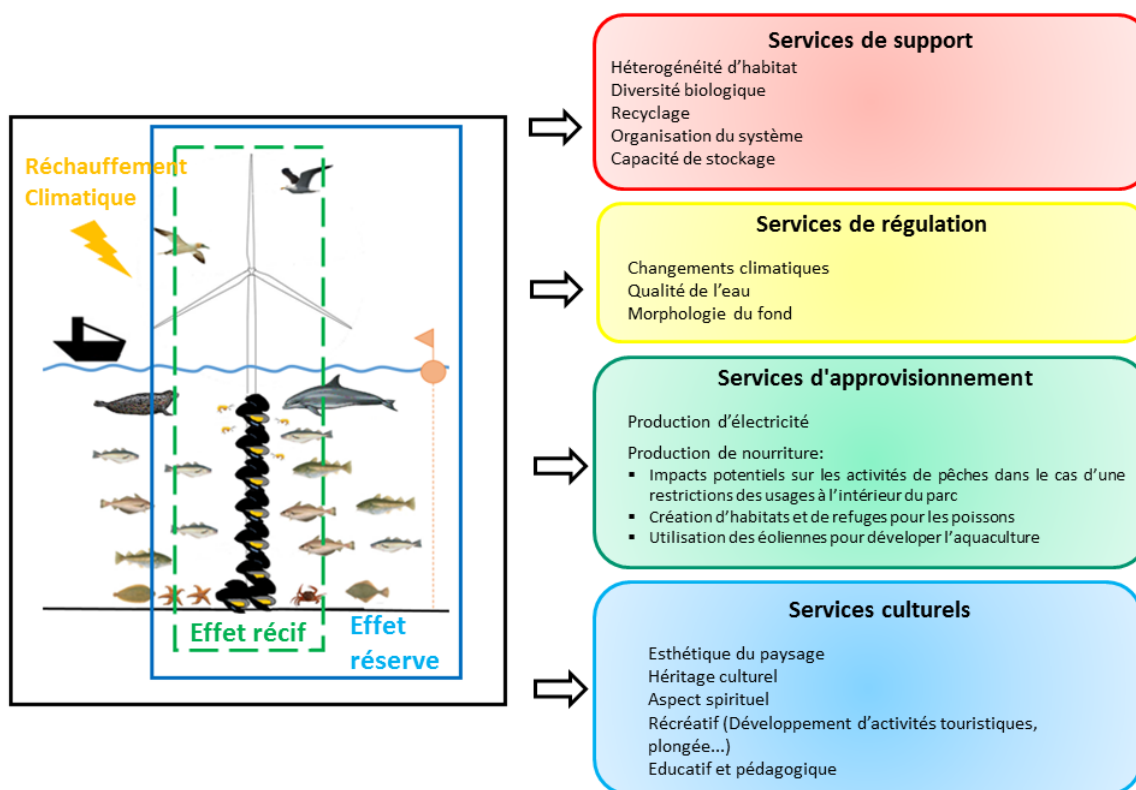


Figure V-6 : Services écosystémiques générés en Baie de Seine pouvant être impactés par la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer.

En couplant les résultats issus de la modélisation avec les études réalisées dans les parcs scandinaves, quatre services de support ont pu être identifiés comme pouvant être potentiellement impactés par la construction du parc éolien en Baie de Seine :

l'hétérogénéité d'habitat, la diversité biologique, le recyclage, l'organisation du système et sa capacité de stockage. En effet, l'introduction des fondations des éoliennes est à l'origine de la création d'habitats pour plusieurs espèces benthiques et épibenthiques conduisant à la fois à une hétérogénéité d'habitats, une augmentation du nombre d'espèces et à des changements dans la communauté benthique avec le passage d'espèces natives de substrats meubles à des espèces caractéristiques de substrats durs. En outre, les résultats du modèle Ecopath ont mis en évidence que cet effet récif est supposé augmenter l'activité du système, certains processus écologiques tels que l'activité de recyclage (FCI, Voir chapitre 3), les flux d'énergie et de matière transitant à l'intérieur du réseau trophique et serait à l'origine d'une utilisation plus efficace de l'énergie conduisant à la fois à une augmentation de l'organisation (Ascendance, voir chapitre 3) du système et de sa capacité de stockage (carbone organique stocké dans les organismes). Enfin, la construction de parc éolien pourrait également permettre au système de minimiser les pertes en nutriments du fait de l'assimilation par les organismes (Lange et al., 2010).

En ce qui concerne les services de régulation, trois services ont été identifiés comme pouvant être potentiellement impactés par la construction du parc éolien : à l'échelle globale le service de régulation du climat et à l'échelle locale les services liés à la qualité de l'eau et la morphologie des fonds marins. Comme pour les services de support, c'est l'introduction des fondations des éoliennes qui pourrait avoir un effet sur ces trois derniers. En effet, l'introduction d'un substrat dur sur fond meuble pourrait être à l'origine de changement local dans la distribution et la composition des sédiments et de phénomènes d'érosion à la base du substrat dur (affouillement au niveau des fondations des éoliennes, comme cela a déjà été démontré dans les parcs éoliens offshore belges (Coates et al., 2014) et donc influencer la morphologie des fonds. Par ailleurs, la colonisation massive de moules sur les mats des éoliennes s'accompagnant d'un taux de filtration plus important peut être à l'origine d'une meilleure qualité de l'eau (Lange et al., 2010). Enfin, la construction du parc éolien pourrait contribuer à l'amélioration de la régulation du climat par le rééquilibrage de la production d'énergie vers des dispositifs à faible production de CO₂.

Si les services de support et de régulation mentionnés précédemment sont liés aux processus écologiques, les services d'approvisionnement présentent une dimension

économique plus importante du fait qu'il sont liés à des ressources exploitables de l'écosystème possédant une valeur marchande (de Groot et al., 2010).

Dans le contexte de développement du parc éolien offshore en Baie de Seine, deux services d'approvisionnement ont été identifiés comme pouvant être potentiellement impactés par ce dernier : le service d'approvisionnement d'électricité et le service d'approvisionnement de « nourriture » liée à la concentration de poissons qui serait attirée à l'intérieur du parc du fait de l'effet récif et de l'effet réserve. Cependant, ce dernier est perçu de façon complètement différente en fonction des différents groupes d'intérêts. En effet, la mise en place de restrictions d'usage à l'intérieur du parc serait à l'origine de changements dans les activités de pêche qui s'exerçaient sur la zone avant la construction de ce dernier. Ainsi, les pêcheurs perçoivent souvent l'implantation d'un parc éolien comme une "menace" sur leurs ressources (Michler-Cieluch et Kodeih, 2008) alors que les scientifiques y voit une synergie possible entre la conservation de la biodiversité et le développement des parcs éoliens (Lange et al., 2010). En effet, ces restrictions d'usage peuvent générer un effet réserve en créant une zone de refuge, avec une baisse de la sollicitation mécanique des fonds marins (Wilhelmsson et Langhamer, 2014). Cette zone protégée pourrait alors contribuer à renforcer localement les populations de poissons et accroître le stock de ressource exploitable (Dubois et al., 2011). Enfin, certains scientifiques présentent les parcs éoliens comme des zones potentielles de cohabitation (ou co-use en anglais) avec l'aquaculture (Buck, 2007; Michler-Cieluch et Kodeih, 2008; Michler-Cieluch, 2009) ce qui serait à l'origine d'une augmentation du service d'approvisionnement nourriture. En Allemagne, cette idée de cohabitation des EMR avec l'aquaculture et plus précisément la myticulture (*Mytilus edulis*), l'ostréiculture (*Magalana gigas*) et la culture d'algues brunes (*Laminaria saccharina*) a principalement été développée par Buck et ses collaborateurs (Buck et al., 2004 ; Buck, 2007 ; Buck et al., 2008). Par exemple, les turbines des éoliennes pourraient fournir une infrastructure stable pour installer de longues lignes pour la myticulture et/ou pourraient servir de support à la fixation d'anneaux permettant la culture d'algues brunes (Figure V-7).

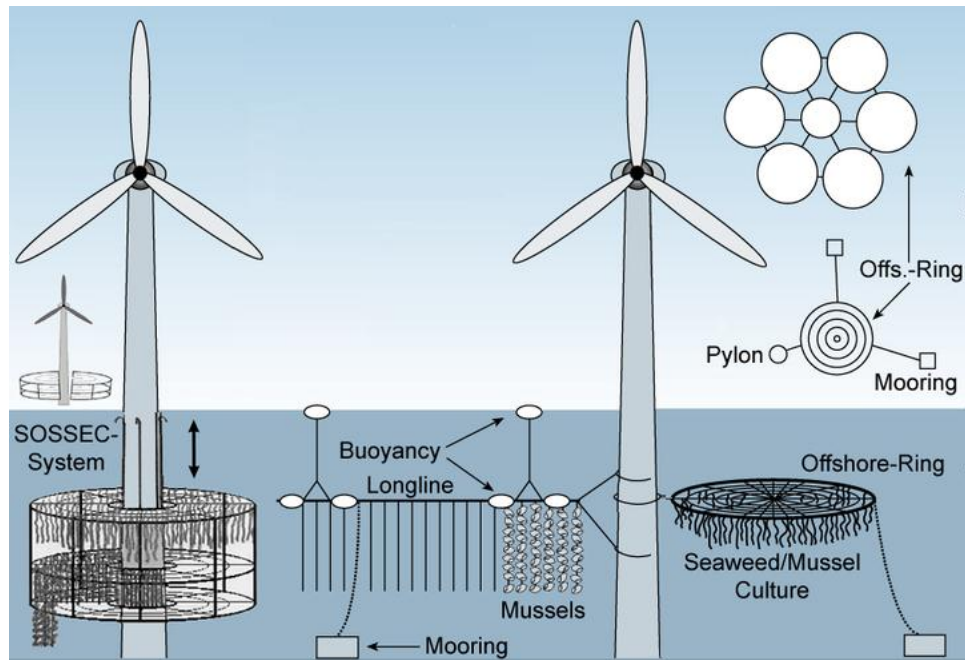


Figure V-7 : Schéma représentant différents modes de cohabitation entre un parc éolien et l'élevage de moules et d'algues à l'intérieur de ce dernier (Alfred Wegner Institute in Germany).

Cependant, cette utilisation multifonctionnelle des infrastructures des éoliennes se heurte à de nombreuses difficultés. En effet, les conditions offshore (ex: hydrodynamisme) ne présentent pas un environnement favorable pour la culture de certains organismes marins (Buck et al., 2008 ; Com. Pers. J.C. Dauvin). Par exemple, certaines algues risqueraient de se déchirer lors d'une tempête en mer. En outre, la viabilité d'une entreprise d'élevage de moules et d'algues dans les parcs éoliens offshore dépend également d'autres facteurs tels que la faisabilité technologique, la rentabilité de cette opération commerciale pour les deux entreprises et des contraintes législatives et réglementaires (Buck et al., 2004 ; Buck et al., 2008). En effet, il n'existe pas à ce jour et à ma connaissance, de précédent opérationnel juridique concernant le développement d'un projet d'aquaculture au sein d'un parc éolien offshore. Néanmoins, des synergies entre les EMR et les activités de pêche semblent possibles et restent à développer. Par ailleurs, la conchyliculture est particulièrement vulnérable à une augmentation de la fréquence des maladies causées par le réchauffement climatique. On peut citer comme exemple le taux de mortalité d'huîtres creuses (*Magallana gigas*) d'un an qui est extrêmement élevé, depuis 2008 sur l'ensemble du territoire ostréicole français (Com. Pers. C. Lelong). Des études pilotes confidentielles, conduites sur les côtes Normandes, ont permis d'établir le lien entre la mortalité de naissains d'huîtres creuses et le virus OsHV-1 (Ostreid HerpesVirus 1). En outre, les résultats de ces études ont

également mis en évidence qu'il était possible de réduire fortement les taux de mortalités par l'isolement des naissains en zones sanctuaires puis la réintroduction dans les parcs conchylicoles, sous la condition d'un poids unitaire moyen atteint (*Com. Pers. C. Lelong*). Ainsi, la mise en place d'une synergie entre la conchyliculture et les parcs éoliens en Normandie permettrait d'isoler au large les naissains d'huitres afin d'éviter que ces derniers soient contaminés par le virus et de réintroduire les juvéniles une fois la condition d'un poids unitaire atteinte (*Com. Pers. C. Lelong et K. Kellner*).

Des services culturels ont également été identifiés comme étant potentiellement affectés par la construction de parcs éoliens tels que l'aspect esthétique du paysage et l'héritage culturel et spirituel. En outre, les aspects récréatifs et éducatifs pourraient également être affectés par la construction du parc. En effet, l'implantation d'éoliennes modifie le paysage et ne laisse jamais indifférent. Les habitants (riverains et touristes) craignent généralement une perturbation visuelle des sites concernés et une potentielle repercussion négative sur le tourisme (Figure V-8) (Gee, 2010). Cependant, à ce jour et à ma connaissance, il existe peu de preuves de conséquences négatives pour le tourisme suite à la construction de parcs éoliens. Par exemple au Danemark, aucun impact négatif n'a pu être observé sur les prix de location estivale après la construction du parc éolien de Horn Rev (Kuehn, 2005). L'impact du futur parc éolien sur l'aspect esthétique du paysage marin serait lié à la fois à la visibilité réelle du parc depuis la côte mais également à la perception des observateurs (et au caractère d'appropriation). Par ailleurs, le futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer pourrait être visible sur des lieux emblématiques de la Seconde Guerre mondiale, liés au Débarquement et pourrait donc avoir également un effet sur l'aspect héritage culturel. En outre, indépendamment de cet aspect visuel, l'éolien offshore a également des répercussions sur la perception de la valeur sauvage de la mer, qui s'est révélée être une valeur non matérielle importante et serait liée à l'aspect spirituel (Gee, 2010).



Figure V-8 : Extrait d'un journal quotidien allemand. "Demence! Des éoliennes géantes devant la plage de Timmendorf. Voudriez-vous toujours venir en vacances ici?" (BILD journal quotidien, 2003).

Enfin, la construction du parc éolien pourrait avoir un effet positif sur les aspects éducatifs, pédagogiques, récréatifs et de connaissances. Par exemple, au Royaume Uni, le centre d'accueil de l'un des premiers parcs éoliens offshore construit a accueilli 30 000 visiteurs au cours de ses premiers six mois d'ouverture (Westeberg et al., 2012), agissant ainsi comme une attraction supplémentaire pour les touristes. Par ailleurs, des activités récréatives de plongée pourraient être autorisées au sein du parc afin d'inviter le public à découvrir l'effet récif généré par la construction de ce dernier.

En résumé, plusieurs services écosystémiques, générés en Baie de Seine, identifiés comme pouvant être potentiellement altérés par la construction du parc éolien, pourraient avoir un effet direct ou indirect sur le bien-être humain. La prochaine étape est donc de comprendre comment ces changements dans les services écosystémiques affectent les bénéfices que l'homme peut tirer des écosystèmes.

4.2 Liens entre les services écosystémiques et le bien-être humain

L'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (2005) s'est fixée pour objectif d'évaluer les conséquences des changements au sein des écosystèmes sur le bien-être humain, afin d'orienter les décisions et les actions politiques dans le but d'améliorer à la fois la conservation des écosystèmes et le bien-être humain. Cependant, la difficulté d'établir un lien entre les services écosystémiques et le bien-être humain réside dans le fait qu'il n'existe pas de définition universelle du bien-être humain (Lange et al., 2010). En effet, cette

dernière oscille entre les revenus et les biens, d'une part, et le bonheur d'autre part, ce qui est totalement subjectif ! Comme mentionné précédemment, l'indicateur le plus courant et le mieux établi concernant le bien-être humain est le bien-être économique qui a déjà permis d'établir un certain lien avec les services écosystémiques (Plummer, 2009). Cependant, cette approche est incomplète puis qu'elle ne prend pas en compte tous les bénéfices que les hommes peuvent tirer des services écosystémiques (ex : aspects spirituels). Dans leur étude Bush et al. (2013) reprennent le concept de «qualité de vie» afin d'établir des relations entre les services écosystémiques et le bien-être humain. En effet, ce concept permet de prendre en compte à la fois la dimension sociétale et subjective de l'individu afin de décrire l'état de bien-être. Ces deux dimensions permettent d'établir des liens entre les services écosystémiques et le bien-être humain. Par exemple, un lien direct entre la dimension sociétale et les services d'approvisionnement serait la création d'emploi et au niveau individuel se traduirait par l'accessibilité aux besoins fondamentaux dont l'homme a besoin pour vivre (nourriture, eau). Le bien-être humain résulte ainsi de la conjonction de bonnes conditions de vie, c'est-à-dire de la rencontre des besoins humains fondamentaux et d'un sentiment positif de bien-être subjectif, qui est la satisfaction perçue quant à la satisfaction de ces besoins (Bush et al., 2013).

Dans mon étude, j'ai supposé que le bien-être humain est étroitement lié aux effets écologiques et socio-économiques du parc éolien. Reprenant la même démarche que Bush et al. (2013), sept indices du bien-être humain ont été identifiés et regroupés en deux classes : le bien-être économique et le bien-être social (Figure V-9).

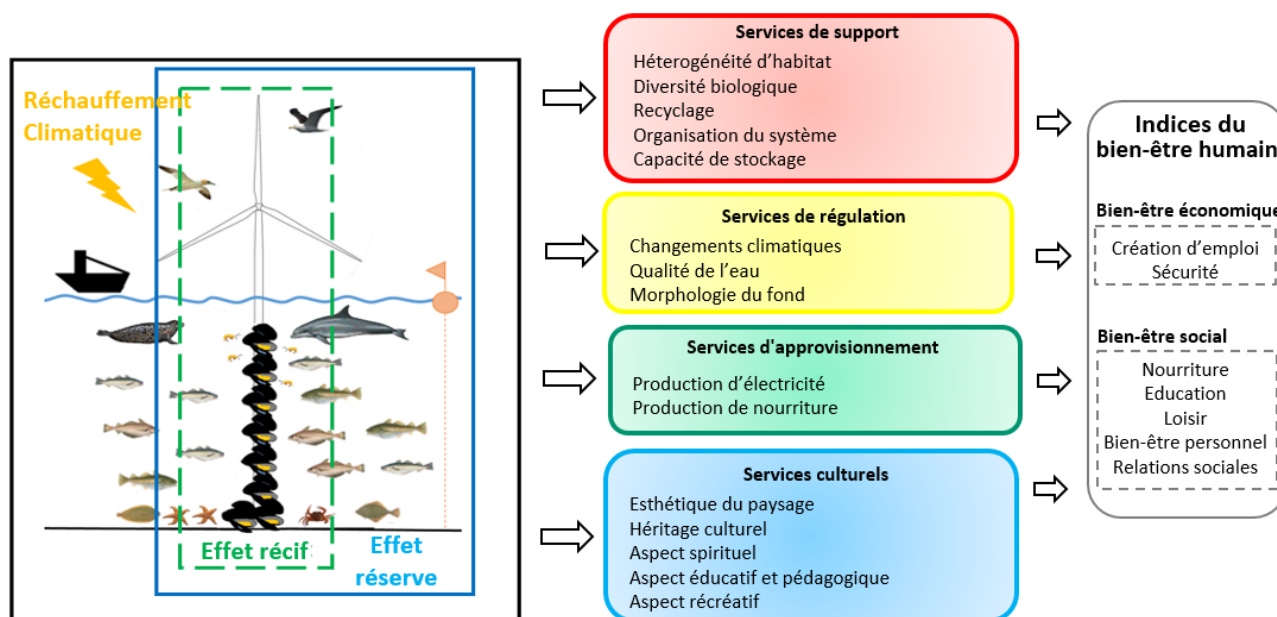


Figure V-9 : Identifications des liens potentiels entre les services écosystémiques impactés par la construction du parc et les indices du bien-être humain (modifié selon Bush et al., 2010).

A l'échelle globale, le service de régulation « régulation du climat » peut directement être relié à la lutte contre les conséquences du réchauffement climatique et ainsi assurer une certaine sécurité des populations côtières (Lange et al., 2010 ; Bush et al., 2013). En effet, les parcs éoliens en contribuant à la lutte contre les changements climatiques, permettent de réduire la vulnérabilité des côtes aux menaces telles que l'élévation des eaux. Par ailleurs, à l'échelle locale, le service de régulation « qualité de l'eau » peut lui aussi être directement relié au bien-être humain social. En effet, une bonne qualité de l'eau (respectant les seuils définis par la DCE) permettrait l'exploitation de moules fixées sur les mats.

En ce qui concerne les services d'approvisionnements, à l'échelle locale, le service « nourriture » peut être relié au bien-être humain économique et plus précisément à la création d'emplois et de revenus du fait que les moules et les poissons constituent des ressources économiques importantes. Ce lien pourrait être d'autant plus fort dans le cas d'une mise en place d'une cohabitation entre le parc éolien et l'exploitation de moules et d'algues à l'intérieur de ce dernier. De plus, le service d'approvisionnement « électricité » sera également à l'origine de la création d'emplois et de service. Par ailleurs, dans le cas où des restrictions d'usages seraient imposées à l'intérieur du parc, ce dernier pourrait agir comme une Aire Marine Protégée et contribuer au renforcement des populations locales de

poissons (Claudel et al., 2008) qui sur le long-terme (30-50 ans) pourrait avoir un effet bénéfique pour les pêcheurs des zones adjacentes au parc.

Enfin, la construction du parc éolien pourrait également avoir des effets sur les services culturels et par conséquent sur le bien-être économique et social humain. Par exemple, l'effet du futur parc éolien sur l'aspect esthétique, sur l'héritage culturel du paysage marin et sur l'aspect récréatif pourrait être à l'origine d'une baisse du bien-être humain en fonction de la sensibilité et de la perception des observateurs (Gee, 2010). D'un autre côté la création d'un centre d'accueil du parc éolien (Cf. Royaume Uni) pourrait avoir un effet positif sur le bien-être-humain du point de vue de l'éducation mais également serait à l'origine de création d'emplois. De plus, d'après l'étude de Lange et al. (2010), il apparaît que selon les orientations personnelles, la mise en place d'une zone de protection de la biodiversité (effet réserve) est un motif de satisfaction. Enfin, dans le cas où des activités récréatives de plongée seraient autorisées au sein du parc, ces dernières auraient également un effet positif sur le bien-être-humain social (loisir) et économique (création d'emploi, développement d'activités touristiques).

4.3 Conclusion

Dans cette partie de la discussion, j'ai tenté d'établir un lien entre les services écosystémiques et les bénéfices que les hommes peuvent en tirer dans le contexte de développement des EMR en Baie de Seine. Le concept de service écosystémique semble être un outil efficace pour analyser et conceptualiser les effets de la construction du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer sur le bien-être humain. Il ressort de notre analyse que la construction du parc pourrait avoir des effets sur le bien-être humain à travers différents liens directs et indirects.

A l'interface entre écologie fondamentale et appliquée, mes travaux de recherche ont permis d'établir un passage relais vers les Sciences Humaines et Sociales. Ils ont également permis de définir des recommandations à l'usage des gestionnaires de l'environnement et des industriels, en termes de suivi des effets des EMR, applicables non seulement localement, mais aussi sur d'autres sites éoliens en mer posés. Ces recommandations pourront également servir de base de réflexion pour une application plus large aux énergies marines.

5 Protocoles de suivis

A l'heure actuelle, il apparait un manque criant de coordination entre les différentes études réalisées au niveau des zones d'implantation des futurs parcs éoliens. En effet, en France, il n'existe pas de coordination nationale et les études d'impacts, concernant les différents parcs éoliens, sont réalisées au cas par cas. En outre, les études et analyses réalisées sur les différents compartiments de l'écosystème sont confidentielles et les scientifiques n'ont pas accès à ces dernières avant qu'elles soient rendues publiques. Ce manque de coordination, entre ces différentes pratiques de l'expertise scientifique et des suivis mis en place, peut réduire la pertinence des diagnostics établis et ainsi affaiblir leur capacité à servir de réel support pour d'éventuelles recommandations et décisions. Ainsi, la mise en place d'une coordination nationale des protocoles pour réaliser l'état initial au niveau des sites d'implantations des futurs parcs éoliens et des suivis qui seront par la suite mis en œuvre (tout en prenant en compte la particularité de chaque site) semble cruciale voir indispensable.

Les paragraphes suivants présentent des recommandations concernant le suivi des communautés benthiques des substrats meubles et durs et de ceux des poissons démersaux, en s'inspirant de ce qui est réalisé dans les parcs éoliens déjà en exploitation en Mer du Nord (Wilhelmsson et al., 2006 ; Degrear et al., 2012 ; Lindeboom et al., 2011 ; Reubens et al., 2013 ; Krone et al., 2013). Le suivi environnemental est une étape clé dans l'accompagnement des projets d'aménagements en milieu marin de grande envergure. Ce suivi scientifique concerne les phases avant construction, d'exploitation puis de remise en état du site. Il est d'ailleurs important de rappeler que le décret n°2004-308 du 29 mars 2004 précise que toute demande de concession d'utilisation du Domaine Publique Maritime (DPM) doit être accompagnée de mesures de suivis des impacts générés par l'aménagement.

En Normandie, deux parcs sur les trois prévus ont fait l'objet d'une thèse avant construction: le parc éolien offshore au large de Courseulles-sur-mer et celui de Dieppe-Le Tréport. Au niveau du site de Courseulles sur mer, ma thèse a pour principal objectif de comprendre le fonctionnement du réseau trophique de la zone d'implantation du futur parc éolien et d'en analyser la sensibilité durant sa construction et son exploitation. De plus, une réflexion sur le cumul d'impact a également été réalisée et s'est traduite par la construction d'un modèle qualitatif. Au niveau de Dieppe Le Tréport, la thèse de Jean-Philippe Pezy s'est intéressée à

étudier l'ensemble des compartiments allant du zooplancton aux poissons démersaux à deux saisons contrastées de l'année (hiver et été) afin de caractériser le fonctionnement de l'écosystème de ce futur parc avant construction via la modélisation Ecopath.

Ces deux thèses de doctorat ont permis d'avoir deux approches complémentaires sur une même thématique, avec l'une plus ciblée sur des aspects terrains et l'autre plus ciblée modélisations et simulations des effets accompagnant cette activité en mer notamment les effets récifs et réserves testés comme scénarios sur le site de Courseulles-sur-mer. Ainsi, la complémentarité de ces deux thèses permet d'établir un protocole commun entre les parcs éoliens en Normandie, pouvant être appliquée à l'échelle nationale comme premier retour d'expérience. Cette proposition de protocole commun découle de la volonté de mettre en place une coordination nationale des suivis des EMR, en commençant à l'échelle du bassin oriental de la Manche, ce qui impliquerait que pour le moins, le site de Fécamp devrait être concerné.

5.1 Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle du parc.

Comme mentionné précédemment, la construction de parcs éoliens pourrait être à l'origine d'un changement dans la distribution et la composition des sédiments s'accompagnant d'un enrichissement organique de ces derniers, pouvant conduire à une modification des communautés benthiques.

5.1.1 Localisation

Suite à ces modifications potentielles des communautés benthiques, la variation spatiale au niveau stationnel pourrait être plus importante que les effets à l'échelle du parc dans son entier, il serait donc préférable d'avoir un échantillonnage de 3 réplicats benthiques par station afin de caractériser de potentielles variations locales. Un total de 20 stations benthiques (soit 20 X 3 réplicats : 60 prélèvements) devrait être suivi à l'échelle du parc. Pour ces 20 stations, un quatrième prélèvement devrait être réalisé pour le suivi granulométrique. Cependant, dans le cas où différents types sédimentaires seraient présents au niveau du périmètre du parc, les stations devraient être réparties de manière proportionnelle aux surfaces des différents types sédimentaires (par exemple, sur le parc de

Dieppe - Le Tréport, 10 stations sur les graviers ensablés, 6 sur les sables graveleux et 4 sur les sables moyens)

De plus, des stations témoins en dehors du périmètre du parc devront également être analysées. Un même nombre de station de référence ou de station témoins devrait être choisi (exemple : 20 stations à l'intérieur du parc et 20 stations de références dans le cas où un seul habitat sédimentaire est présent à l'intérieur du parc). Les stations de références devront être suffisamment éloignées pour ne pas être sous influence des effets du parc (modifications morphologiques des fonds, dépôt, remise en suspension dues aux infrastructures éoliennes et aux mouvements des navires de maintenance). Les stations de références pourraient être partagées par plusieurs activités humaines (extraction de granulats par exemple) et sans doute hors zone de pêche intensive.

5.1.2 Engins de prélèvement utilisés

Au niveau des différents parcs, l'engin de prélèvement devrait avoir les mêmes caractéristiques pour un prélèvement unitaire de 0,1 m² (benne Van Veen, benne Smith Mc Intyre, D-grab). Cependant, les prélèvements benthiques effectués au niveau du parc de Fécamp ont été réalisés à la drague Rallier du Baty ne permettant aucune quantification précise des communautés. En effet, sur un fond composé de cailloutis et de blocs de rochers, il est difficile d'échantillonner à la benne. Une alternative serait la réalisation de prélèvements en plongée, la délimitation d'une surface de prélèvement de 0.25 m² couplée à l'utilisation d'une suceuse permettrait d'obtenir des données quantitatives, cette technique a déjà été réalisée sur la zone de cailloutis du Cap Gris Nez (Davoult, 1990). Pour le site de Fécamp, il pourrait également être envisagé le développement d'une benne permettant d'effectuer des prélèvements quantitatifs sur ce type sédimentaire. En outre, il est également indispensable de tamiser les sédiments sur 1 mm. Il serait également judicieux de choisir pour le suivi des stations pour lesquelles des acquisitions de données ont déjà été réalisées.

5.1.3 Périodicité

Avant la construction des parcs, il est nécessaire de suivre durant l'été et l'hiver sur deux années les communautés benthiques au sein du périmètre des parcs (Figure 109). De même, il serait également intéressant d'avoir un échantillonnage été/hiver durant la phase de

construction, puis pendant les deux premières années d'exploitation. Après ces deux années de suivi de «post-construction», un suivi sur le long terme pourrait être mis en place en gardant un échantillonnage été/hiver tous les cinq ans.

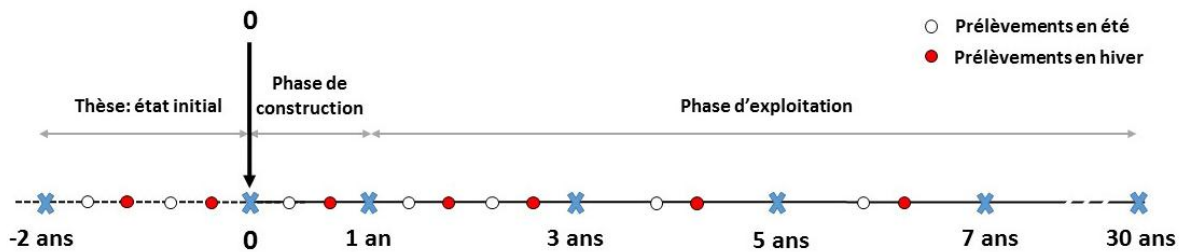


Figure V-10 : Périodicité de la fréquence d'échantillonnage proposée pour les suivis des substrats meubles.

5.2 Protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne

Ce suivi devrait être réalisé dans le cas où après, la réalisation de forages avant l'implantation des éoliennes, les sédiments dragués seraient par la suite déposés au niveau des fondations des éoliennes (Figure V-11).

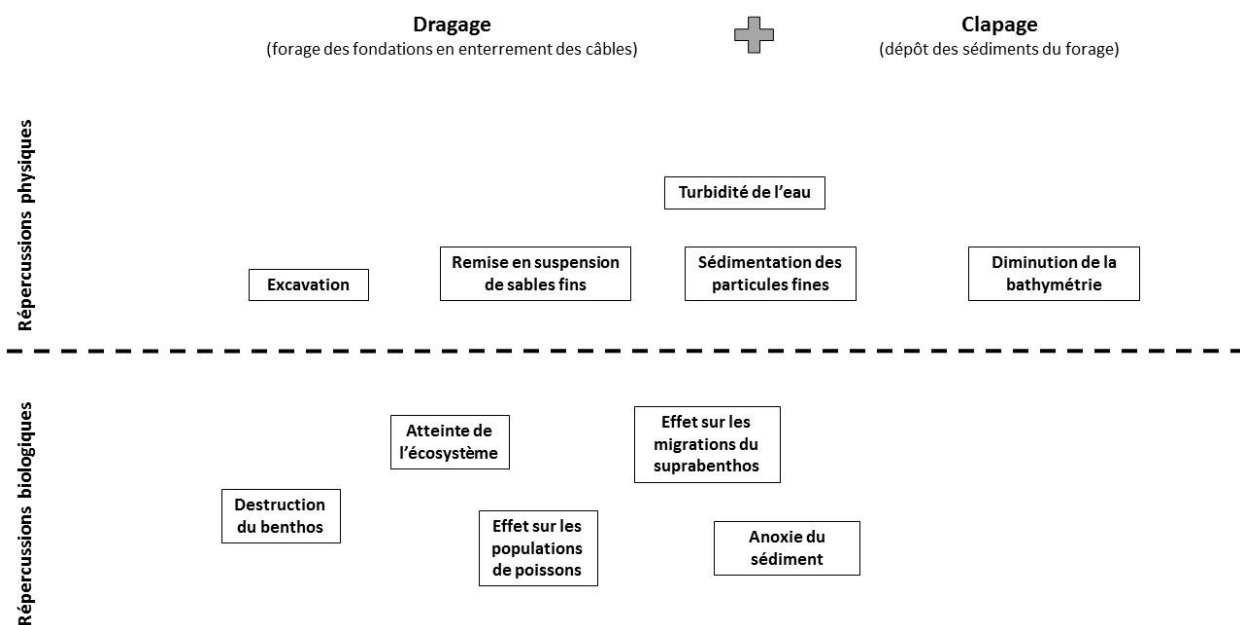


Figure V-11 : Effet physique et biologique des activités de dragages et de clapages.

5.2.1 Localisation

Ce suivi permettrait d'analyser :

- Les effets directs engendrés par les activités de forage et la construction de tranchées (pouvant s'apparenter à une activité d'extraction de granulat) pour ensouiller les câbles et mettre en place les éoliennes.
- Les effets générés par le dépôt de sédiments autour des éoliennes (cette activité pouvant s'apparenter à une activité de clapage).

Ainsi, au niveau de l'implantation d'une éolienne, il serait intéressant d'avoir une stratégie d'échantillonnage prenant en compte la zone impactée, la zone sous influence et une zone de référence. Cependant, la zone d'influence étant conditionnée par la courantologie de la zone et de l'effet de sillage de l'éolienne, il n'est pas possible de prédire sa localisation. Ainsi, un échantillonnage en radiale nord-sud et ouest-est de l'éolienne devrait être réalisé : selon le plan cardinal, quatre stations correspondraient à la zone impactée, quatre à la zone sous influence et quatre à la zone de contrôle. Ce suivi devrait être effectué au niveau d'une éolienne par type sédimentaire. Par ailleurs, cette même éolienne devrait servir également de suivi pour l'effet récif (Figure V-12).

Cette approche a déjà été proposée par Pezy *et al.* (2017a, b) dans l'étude des impacts de dépôts de dragage du Grand Port Maritime de Rouen pour de faibles volumes (deux fois 1 million de m³ de sédiments déposés) sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème benthique du site Machu en Baie de Seine. Pour ce faire, ces auteurs ont modélisé le fonctionnement de l'écosystème via le modèle Ecopath du site avant et après les dépôts expérimentaux avec un zoom aux niveaux de trois zones : impactée, sous-influence et de contrôle.

5.2.2 Engins de prélèvement utilisés

Les engins de prélèvement utilisés seront les mêmes que ceux utilisés dans le protocole de suivi des substrats meubles à l'échelle du parc.

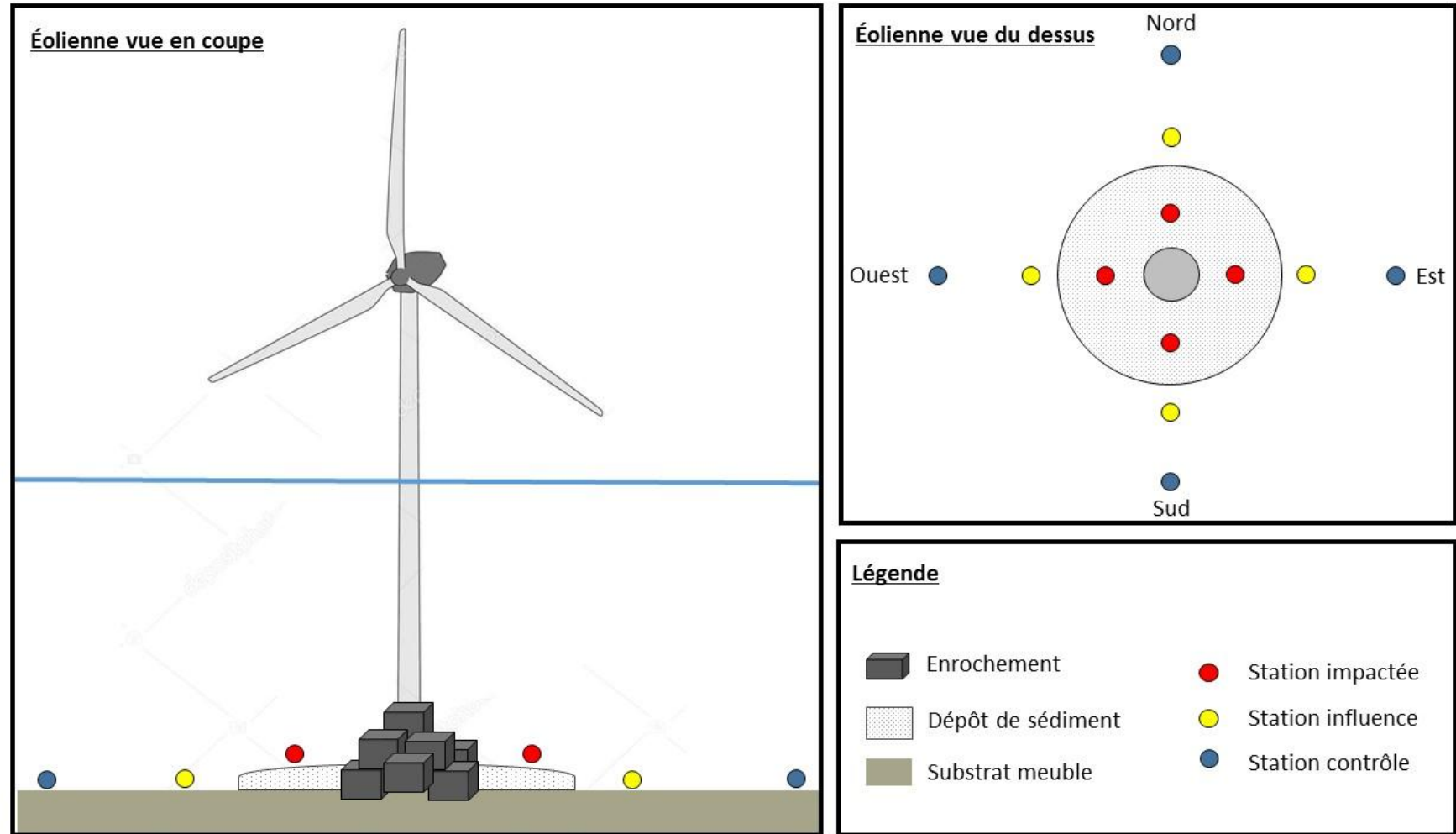


Figure V-12: Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats meubles à l'échelle de l'éolienne en prenant en compte la zone impactée, sous influence et de contrôle.

5.2.3 Périodicité

L'ensemble de ces stations devront être échantillonné avant la construction du parc (en été et hiver), durant la phase de construction (été et hiver) puis chaque année (été et hiver) après la fin des travaux durant 2 ans.

5.3 Propositions de suivi de l'effet récif (communautés benthiques des substrats durs).

L'introduction de structure rigide créant un habitat de substrat dur pour la macrofaune benthique aura un effet sur l'écosystème initial composé de substrats meubles. L'effet récif pourrait être mis en évidence par l'étude de l'installation et du développement de la flore et de la faune fixées sur les mâts et les fondations des éoliennes.

5.3.1 Localisation

L'effet récif étant indépendant du type sédimentaire, ce suivi devrait être réalisé aux niveaux de 5 éoliennes avec une station au centre du parc puis une station au quatre coins du périmètre du parc éolien afin d'étudier les gradients ouest-est et l'éloignement de la côte (côte/large), soit un protocole applicable à tous les sites (Figure V-13).

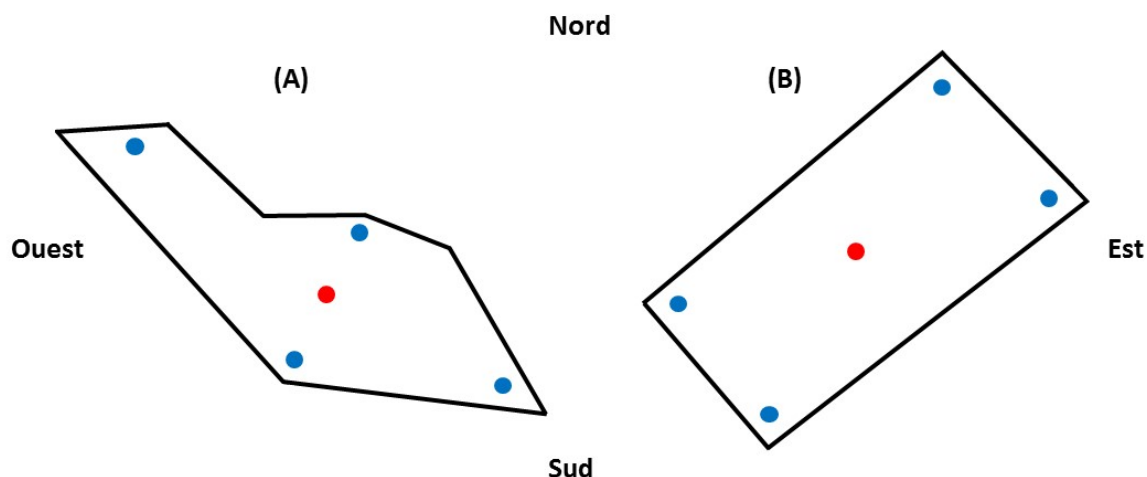


Figure V-13 : Localisation des stations de suivi récif sur le parc éolien de Courseulles-sur-mer (A) et de Dieppe-Le Tréport (B).

Au niveau de chaque éolienne, il serait intéressant d'avoir une station au niveau de la zone intertidale du mât, une au milieu médian du mât et une à la base du mât ou sur les

structures anti-affouillements à la base des éoliennes. Au niveau de chaque station, un total de six quadrats de 25 cm × 25 cm devrait être réalisé (Figure V-14).

5.3.2 Engins de prélèvement utilisés

La méthode de prélèvement se fera par plongée avec un engin pouvant être facilement développé au laboratoire permettant l'échantillonnage de la faune vagile associée aux substrats durs. Mais les prélèvements peuvent être également réalisés à l'aide de suceuse.

5.3.3 Périodicité

Un suivi de deux ans durant les premières phases de colonisation avec au moins un prélèvement par saison (hiver, printemps, été, automne) puis deux fois par an (été/hiver) tous les cinq ans.

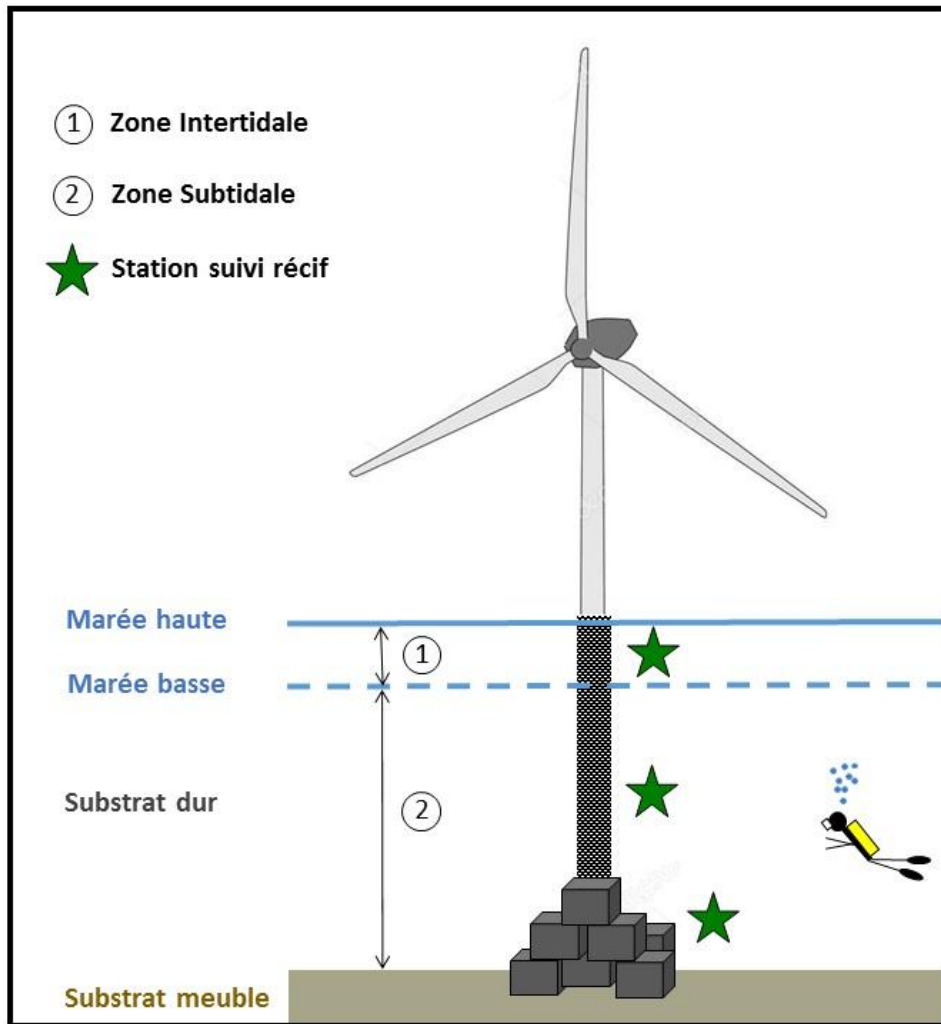


Figure V-14 : Schéma d'échantillonnages pour les suivis des substrats durs

5.4 Proposition de suivis des communautés suprabenthiques

Le suprabenthos qui correspond à une sous division du benthos apparaît être un groupe important dans les réseaux trophiques et en particulier dans l'alimentation des poissons démersaux. En effet, les migrations jour/nuit de ces crustacés nageurs offrent une source d'alimentation facilement disponible pour l'ichthyofaune. Ce compartiment est composé d'espèces sensibles aux perturbations anthropiques telles qu'un enrichissement en matière organique, les pollutions, les modifications de la turbidité perturbant leurs cycle migratoire Jour/nuit. Le suprabenthos étant un compartiment « clé » au sein des écosystèmes du large, il est indispensable de le suivre.

5.4.1 Localisation

Un trait de jour et de nuit par type sédimentaire sera nécessaire au sein du périmètre du parc.

5.4.2 Engins de prélèvement utilisés

Le traineau suprabenthique de type Macer-Girocq (Figure V-15), étagé sur quatre niveaux permet un bon échantillonnage de cette faune en Manche (Dauvin et Lorgeré, 1989) et devrait être utilisé pour ce suivi. Le suivi de ce compartiment pourrait expliquer des changements potentiellement observés dans la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques des zones étudiées. De plus, les espèces composant ce compartiment apparaissent comme très différentes selon les types sédimentaires (Vallet, 1997 ; Dauvin et al., 2000).

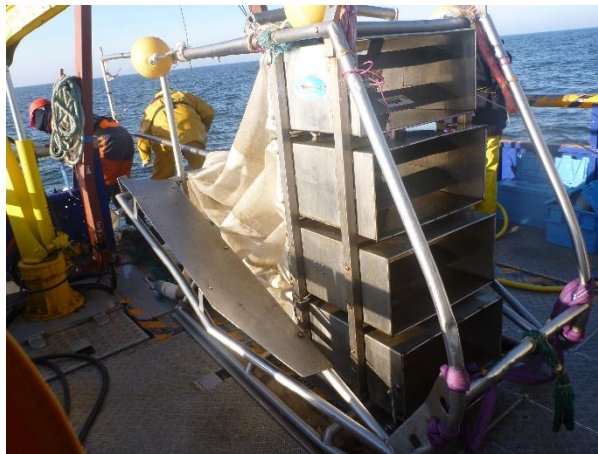


Figure V-15 : Traineau suprabenthique Macer-Girocq modifié (Dauvin et Lorgeré, 1989)

5.4.3 Périodicité

La fréquence d'observation, dans un cadre d'approche écosystémique devrait correspondre aux fréquences d'échantillonnage du benthos. Pour cela, un trait de jour et de nuit par type sédimentaire sera nécessaire.

5.5 Approche écosystémique : coordination avec les autres compartiments

5.5.1 Faune pélagique et ressources halieutiques

Le suivi de la faune pélagique et des ressources halieutiques associées à l'effet récif est un élément central à considérer pour les programmes de suivis des projets EMR. Les protocoles de suivi halieutiques ne seront pas développés ici, mais ces derniers devront prendre en compte l'approche écosystémique développée dans les deux thèses.

Ainsi, le suivi de l'effet récif devrait étudier la biomasse, l'abondance, la richesse spécifique et le régime alimentaire des poissons localisés au voisinage immédiat des éoliennes. En effet, ces poissons constituent un lien important entre le substrat dur et la faune présente sur ce dernier. Il apparaît donc indispensable de réaliser des analyses de contenus stomacaux par des benthologues afin de savoir si les poissons se nourrissent au sein du parc sur substrat dur, ou substrat meuble, ou les deux et analyser si le parc ne présenterait qu'un effet refuge ou en revanche un effet garde-manger. Il est important de souligner que c'est cette analyse des contenus stomacaux permettant de relier les différents compartiments fonctionnels entre eux et qui constitue la base d'une approche écosystémique. La périodicité pourrait être la même que celle proposée pour les suivis des communautés benthiques.

5.5.2 Mammifères marins

La proposition principale vise à améliorer la connaissance des mammifères marins pouvant se trouver à proximité du parc. L'objectif serait de caractériser pour chaque espèce la fréquentation et l'usage qu'elle a, vis-à-vis du site.

Le suivi des cétacés pourrait être effectué par l'établissement de relevés visuels le long de transects en bateau ou en avion couplés à l'utilisation de méthodes dites « acoustiques passives » telles que des enregistrements par hydrophones. Celles-ci permettraient de récupérer des enregistrements caractéristiques des populations de mammifères marins évoluant sur la zone. Ce suivi devrait être réalisé pendant la période de construction et poursuivi durant la phase d'exploitation de manière à vérifier la présence de cétacés une fois la phase de construction finie.

En ce qui concerne les pinnipèdes, le suivi visuel pourrait être complété par des suivis télémétriques à l'aide de balises GPS. L'utilisation de ces balises permettrait d'avoir une

approche fondamentale concernant l'aire de répartition des espèces, et les stratégies individuelles d'utilisation de l'espace et des ressources en relation avec les paramètres biotiques et abiotiques du milieu dans lequel ils vivent.

5.6 Lien entre substrats meubles et substrats durs : ENA et ratios comme indicateur de changement

L'approche écosystémique des EMR appliquée dans les deux thèses est nouvelle et semble nécessaire afin de compléter les études d'impact afin d'avoir une vision globale des impacts potentiels des EMR sur l'ensemble de l'écosystème. Cette approche écosystémique a permis de caractériser le fonctionnement des deux sites d'implantation des deux futurs parcs éoliens, et cette approche peut être facilement transposée avec les autres sites français d'implantation d'éoliennes en mer.

Durant la phase de construction et d'exploitation, il est indispensable de poursuivre cette approche afin de mieux appréhender les modifications du fonctionnement de l'écosystème du futur parc éolien. En effet, l'approche BACI (Before and during After Control Impact) permettra d'effectuer des comparaisons entre les phases de construction et d'exploitation avec l'état avant construction (état zéro ou état initial) et l'état des sites de références (similaires, mais non impactés). Cette méthode couplée à l'application d'une approche écosystémique permettra de mieux comprendre l'évolution de l'écosystème dans son ensemble face aux changements liés à cette perturbation anthropique et dans un contexte de changement climatique puisque la durée d'exploitation des éoliennes est le long terme (> 10 ans). En effet, il serait important de déconvoluer les effets directement imputables au parc éolien de ceux liés aux changements de structure et de fonctionnement des écosystèmes liés aux changements de distribution des espèces de faune (benthos, poissons, mammifères, oiseaux) liés à l'élévation de la température des eaux en Manche.

Ces modèles écosystémiques devront être construits en se basant sur les données qui seront issues des suivis réalisés sur les différents compartiments et notamment sur les contenus stomacaux de poissons. En outre, l'échantillonnage devrait également être étendu à la méiofaune et aux bactéries dont le rôle, essentiel dans le fonctionnement d'un réseau trophique et notamment dans le recyclage de la matière organique, est moins bien connu. La mise en place de cette approche écosystémique dans un contexte de coordination

nationale permettrait de construire des modèles présentant des niveaux d'agrégation similaires et ainsi d'obtenir une comparaison solide entre les indices ENA des différents sites d'études.

Au sein de chaque parc, des modèles été/hiver avant construction devraient être construits afin de caractériser le site avant la construction du parc, pendant les travaux, un an après travaux, puis un tous les cinq ans.

L'utilisation de l'approche écosystémique durant l'activité du futur parc éolien, permettra de répondre aux problématiques suivantes :

- Quelles seront les conséquences de l'effet récif et réserve sur le fonctionnement des différents types sédimentaires ? Par exemple, au niveau du site de Dieppe-Le Tréport, l'effet combiné de l'effet récif et réserve rendrait-il le fonctionnement de l'écosystème des sables moyens similaire à celui des graviers ensablés et des sables graveleux avant construction ?
- Cet effet combiné sera-t-il à l'origine d'un changement dans la maturité des écosystèmes notamment lorsque plusieurs types sédimentaires sont présents au sein du parc ? La maturité des écosystèmes sera-t-elle stable entre les saisons ? En effet, suite à la simulation de l'effet récif, la maturité du site de Courseulles-sur-mer augmenterait (Raoux et al., 2017).
- L'activité de recyclage augmentera t'elle autour des mâts d'éolienne suite à la production de débris des organismes benthiques constituant la faune de substrat dur comme cela a pu être mis en évidence dans les simulations au niveau du site de Courseulles-sur-mer ?
- Les organismes colonisant les substrats durs constitueront ils une part importante du régime trophique des poissons pélagiques et démersaux ?

5.7 Les EMR sont -elles un cumul d'activité en mer ?

Les EMR sont majoritairement représentées par les éoliennes en mer. Cependant, l'analyse des différents éléments constituant ces futurs parcs éoliens durant leurs phases de construction et d'exploitation, permet de corréler cette future activité humaine avec d'autres activités déjà présentes en Manche. Ces activités sont :

- Les extractions de granulats : lors du creusement des fondations et de l'enterrement des câbles inter-éolien, le sédiment sera foré ou dragué.
- Les clapages de sédiment en mer : après la phase de forage, les sédiments dragués seront surement déposés autour de l'éolienne.
- Le trafic maritime : durant la construction et l'exploitation, de nombreux navires seront présents au niveau du périmètre du parc éolien, avec de nombreux allers-retours entre le port d'attache des navires et du parc lors des activités de maintenance des turbines.
- Le réchauffement des eaux : les câbles électriques inter-éoliennes provoquent un réchauffement localisé des eaux interstitielles.
- Les effets électromagnétiques.
- Les effets toxiques liés aux anodes en aluminium sacrificielles.
- Les effets réserve pro-parte.

Ainsi, les parcs éoliens constituent une zone complexe de cumul d'activités en mer qui reste compliquée à appréhender.

Par ailleurs, il est également nécessaire de replacer cette activité dans le contexte du cumul d'impacts de diverses activités anthropiques entre elles et avec l'influence des changements climatiques.

6 Vers une analyse du cumul d'impacts.

A l'heure actuelle le Bassin oriental de la Manche est le théâtre de développement de pratiques d'adaptation et d'innovation (aquaculture, expérimentation EMR) autant de thématiques dans laquelle la question de l'impact environnemental est centrale. Par ailleurs, les projets d'EMR se multiplient en Europe, et notamment en France. Que cela soit l'hydrolien, l'éolien ou le houlomoteur, les projets sont nombreux, mais leur réalisation ne se fera pas sans impacts sur l'environnement. En effet, ces dernières années le développement des parcs éoliens connaît un essor considérable non seulement en Manche mais également sur la côte Atlantique (Raoux et al., 2017). Si à ce jour les programmes de suivis envisagés au niveau des futurs parcs éoliens ne sont focalisés que sur l'impact environnemental d'un parc éolien, il est nécessaire que les études d'impact élargissent leur zone d'étude, d'autant plus que les espèces impactées par les EMR sont des espèces présentant de larges zones de distribution (ex : oiseaux, mammifères marins). A titre d'exemple, l'effet cumulé lié à la construction de plusieurs parcs éoliens sur une même zone géographique ou à la présence d'autres constructions avec lesquelles une collision est possible, doit être considéré (Degraer et al., 2013). De même, les effets des activités de battage et de la présence des éoliennes sur la distribution des mammifères marins doivent également être replacés dans le contexte du cumul d'impacts de la construction et de l'exploitation de plusieurs parcs éoliens.

Les parcs éoliens offshore ne sont qu'une des nombreuses activités anthropiques dans le milieu marin. L'évaluation de l'effet combiné de toutes ces activités exige une approche holistique et revêt une importance majeure pour la gestion future de l'écosystème marin. Il est donc nécessaire de développer des stratégies concertées et standardisées et pourquoi pas de développer des stratégies au niveau européen. Dans une mer transfrontalière comme la Manche, il pourrait également être envisagé une harmonisation des protocoles et des suivis des EMR à une échelle Européenne. En effet, la France et le Royaume-Uni peuvent bénéficier de cadres internationaux tels qu'OPSAR pour élaborer des collaborations et une gestion commune (Vong, 2010). En outre, les programmes bilatéraux, programmes interrégionaux pourraient fournir des fonds pour soutenir le processus scientifique et de gestion qui pourrait conduire à une gestion transfrontalière et donc à une gestion écosystémique à l'échelle du bassin oriental de la Manche.

Bibliographie

Bibliographie

-A-

Adams, T.P., Miller, R.G., Aleynik, D., Burrows, M.T. 2014. Offshore marine renewable energy devices as stepping stones across biogeographical boundaries. *J. Appl. Ecol.* 51, 330–338.

Aumüller, R., Boos, K., Freienstein, S., Hill, K., Hill, R. 2011. Description of a bird strike event and its causes at a research platform in the German Bight, North Sea. *Vogelwarte*, 49, 16pp.

Andersson, M. 2001. Offshore wind farms - Ecological effects of noise and habitat alteration on fish. PhD thesis, Stockholm University, Sweden. 48 pp.

Andersson, M.H., Lagenfelt, I., Sigray, P. 2011. Do ocean-based wind farms alter the migration pattern in the endangered European silver eel (*Anguilla anguilla*) due to noise disturbance? Proceedings from the second international conference - The effects of noise on aquatic life. *Adv. Exp. Med. Biol.* 730, 393-396.

André, M., Solé M., Lenoir, M., Durfort M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., Schaar M.V.D., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., and Houégnigan, L. 2011. Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Front. Ecol. Environ.* 9, 489-493.

Armonies, W. 2001. What an introduced species can tell us about the spatial extension of benthic populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 209, 289-294.

Arroyo, N.L., Le Loc'h, F., Niquil, N., Preciado, I., Vouriot, P., Safi, G. 2017. Implementation of the Mean Trophic Level Indicator (MTL, FW4) and assessment of its use at a sub-regional level (OSPAR Region IV). *EcApRHA Deliverable WP 3.1.* OSPAR Commission. 116 pp. <http://www.ospar.org/work-areas/bdc/ecaprha-dev>.

-B-

Baeta, A., Niquil, N., Marques, J.C. & Patricio, J., 2011. Modelling the effects of eutrophication, mitigation measures and an extreme flood event on estuarine benthic food webs. *Ecol. Model.* 222, 1209-1221.

Baffreau, A., Pezy, J.P., Dancie, C., Chouquet, B., Hacquebart, P., Poisson, E., Foveau, A., Joncourt, Y., Duhamel, S., Navon, M., Marmin, S., Dauvin, J.C. 2017. Mapping benthic communities: an indispensable tool for the preservation and management of the eco-socio-system in the Bay of Seine. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 9, 162-173.

Bahé, S. 2008. Evaluation du trafic maritime dans la Manche. <https://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr>

Bailey, H., Brookes, K.L., Thompson, P.M., 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquat. Biosyst.* 10, 1-13.

Baird, D., Fath, B.D., Ulanowicz, R.E., Asmus, H., Asmus, R., 2009. On the consequences of aggregation and balancing of networks on system properties derived from ecological network analysis. *Ecol. Model.* 220, 3465-3471.

- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011.** Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51-57.
- Baux, N., Baffreau, A., Balay, P., Chouquet, B., Dancie, C., Pezy, J.P., Raoux, A., Dauvin, J.C. 2017.** Convention pour la mise au point d'indicateurs d'impacts de clapages sur les habitats benthiques: cas des sites de dépôt de clapages des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen dans la partie orientale de la Baie de Seine (projet INDICLAP). Rapport intermédiaire. 77 pp.
- Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C., Nyström, M. 2004.** Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429, 827–833.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U. 2013.** Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 485, 199-210.
- Berkes, F., Folke, C. 2000.** Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 459 pp.
- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L. 2013.** The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 368, 1621.
- Blanchard, M. 1995.** Origine et état de la population de *Crepidula fornicata* (Gastropoda Prosobranchia) sur le littoral français. *Haliotis*. 24, 75-86.
- Blanchet-Aurigny, A., Dubois, S.F., Quéré, C., Guillou, M., Pernet, F. 2015.** Trophic niche of two co-occurring ophiuroid species in impacted coastal systems, derived from fatty acid and stable isotope analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 525, 127-141.
- Bodini, A., 2012.** Building a systemic environmental monitoring and indicators for sustainability: what has the ecological network approach to offer? *Ecol. Indic.* 15, 140-148.
- Boles, L. C., Lohmann, K. J. 2003.** True navigation and magnetic maps in spiny lobsters. *Nature* 421, 60-63.
- Bourdaud, P., Gascuel, D., Bentorcha, A., Brind'Amour, A., 2016.** New trophic indicators and target values for an ecosystem-based management of fisheries. *Ecol. Indic.* 61, 588-601.
- Brey, T., 2001.** Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook>.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S., Bradshaw, C.J.A. 2008.** Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.* 23, 453-460.
- Brunel, P., Besner, M., Messier, D., Poirier, L., Granger, D., Weinstein, M., 1978.** Le traîneau suprabenthique MACER-GIROQ : appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étagé de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Inter. Rev. Gesamt. Hydrob. Hydro.* 63, 815-829.

Buck, B. H. 2007. Experimental trials on the feasibility of offshore seed production of the mussel *Mytilus edulis* in the German Bight: Installation, technical requirements and environmental conditions. *Helgoland Mar. Res.* 61, 87-101.

Buck, B. H., G. Krause, T., Michler, Brenner, M., Buchholz, C.M., Busch, J., Geisen, M., Zielinski, O. 2008. Meeting the quest for spatial efficiency: progress and prospects of extensive aquaculture within offshore wind farms. *Helgoland Mar. Res.* 62, 269-281.

Buck, B. H., Krause, G., Rosenthal, H. 2004. Extensive open ocean aquaculture development within wind farms in Germany: the prospect of offshore co-management and legal constraints. *Ocean Coast. Manag.* 47, 95–122.

Burger, J. 1988. Effects of demolition and beach clean-up on birds on a coastal bay. *Estuar. Coast. Shelf.* 27, 97-108.

Busch, M., Burkhard, B., Lange, M., Gee, K., Stelljes, N. 2010. Impacts of offshore wind farms on the provision of ecosystem services and human well-being. In: Analyzing coastal and marine changes: offshore wind farming as a case study, *Zukunft Küste – Coastal Futures synthesis report*. LOICZ Research et Studies No. 36. Geesthacht (Germany): GKSS Research Centre. 121–160.

Busch, M., Gee, K., Burkhard, B., Lange, M., Stelljes, N. 2011. Conceptualizing the link between marine ecosystem services and human well-being: the case of offshore wind farming. *Int. J. Bio. Sci. Eco. Manag.* 7, 190-203.

-C-

Cabioch, L., Gentil, F., 1975. Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la baie de Seine. *C. R. Séances Acad. Sci. Paris* 280, 571–574.

Callon, M. Lascoumes, P., Barthe, Y. 2001. Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique, Paris, Le Seuil (collection "La couleur des idées"). 358pp.

Caltrans 2001. San Francisco - Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. Pile installation demonstration project, fisheries impact assessment. Caltrans contract 04A0148. San Francisco: Caltrans. 68pp

Carpenter, S., Walker, B., Andeties, J.M., Abel N. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems.* 4: 765-781.

Carstensen, J., Henriksen, O.D., Teilmann, J. 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 321, 295-308.

Carpentier, A., Martin, C.S., Vaz, S., 2009. Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report / Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, rapport final (CHARM phase II). Interreg 3a Programme. IFREMER, Boulogne-sur-Mer, France. 626 pp.

Convention of Biological Diversity, 2004. Indicators for assessing progress towards the 2010 target: Marine trophic index. Convention on Biological Diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/10/INF/18/ 17 December 2004.

- Chapin, F. S., Walker, B. H., Hobbs, R. J., Hooper, D. U., Lawton, J. H., Sala, O. E., Tilman, D. 1997.** Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277, 500-504.
- Chapin, F.S., Folke, C., Kofinas, G.P. 2009.** A framework for understanding change. In *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. F.S. Chapin III, G.P. Kofinas, and C. Folke (eds). Springer Verlag, New York. 3-28.
- Christian, R.R., Baird, D., Luczkovich, J., Johnson, J.C., Scharler, U.M., Ulanowicz, R.E., 2005.** Role of network analysis in comparative ecosystem ecology of estuaries. *In: Belgrano, A., Scharler, U.M., Dunne, J.A. & Ulanowicz, R.E. (Eds), Aquatic Food Webs: an Ecosystem Approach*. Oxford University Press. 25-40.
- Christensen, V., Pauly, D., 1992.** ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.* 61, 169-185.
- Christensen, V., Pauly, D. 1993.** ICLARM Conference Proceedings, vol. 26. 390pp.
- Christensen, V., 1995.** Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecol. Model.* 77, 3-32.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., Forrest, R., 2008.** Ecopath with Ecosim version 6 User Guide. Lensfest Ocean Futures Project. 235 pp.
- Christensen, V., Walters, C.J., Ahrens, R., Alder, J., Buszowski, J., Christensen, L.B., Cheung, W.W.L., Dunne, J., Froese, R., Karpouzi, V., Kaschner, K., Kearney, K., Lai, S., Lam, V., Palomares, M.L.D., Peters-Mason, A., Piroddi, C., Sarmiento, J.L., Steenbeek, Sumaila, R., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D., 2009.** Database-driven models of the world's large marine ecosystems. *Ecol. Model.* 220, 1984–1996.
- Christensen, V., Walters, C.J., 2004.** Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.* 172, 109-139.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2005.** Ecopath with Ecosim: a user's guide. Fisheries Centre. University of British Columbia, Vancouver, Canada. 154 pp.
- Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., Walters, C.J. 2014.** Representing variable habitat quality in a spatial food web model. *Ecosystem.* 17, 1397-1412.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J.-A., Pérez-Ruzafa, Á., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.M., Dimech, M., Falcón, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C., Planes, S., 2008.** Marine reserves: size and age do matter. *Ecol. Lett.* 11, 481-489.
- Coates, D., Deschutter, Y., Vincx, M., Vanaverbeke, J. 2014.** Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Mar. Environ. Res.* 95, 1-12.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S. 2009.** Decadal changes in a NW Mediterranean Sea food web in relation to fishing exploitation. *Ecol. Model.* 220, 2088-2102.
- Coll, M., Libralato, S. 2012.** Contributions of food-web modelling for an ecosystem approach of marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish. Fish.* 13, 60-88.

Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Costanza, R., 1999. The ecological, economic, and social importance of the oceans. *Ecol. Econ.* 31, 199 – 213.

Costanza, R., Mageau, M. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquat. Ecol.* 33, 105-115.

Cottier-Cook, E.J., Beveridge, C., Bishop, J.D.D., Brodie, J., Clark, P., Epstein, G., Jenkins, S.R., Johns, D.G., Loxton, J., MacLeod, A., Maggs, C., Minchin, D., Mineur, F., Sewell, J., Wood, C.A. 2017. Non native species. In press in *MCCIP. Scie. Rev.*

Cottingham, K.L., Schindler, D.E. 2000. Effects of grazer community structure on phytoplankton response to nutrient pulses. *Ecology.* 81, 183–200.

Coyle, G. 2000. Qualitative and quantitative modelling: some research questions. *Syst. Dynam. Rev.* 16, 225-244.

Crowe, T., Frid, C.L.J. 2015. Marine ecosystems: human impacts on biodiversity, functioning and services. *Ecology, Biodiversity and Conservation.* Cambridge University Press: Cambridge. 397 pp.

Cucherousset, J., S. Bouletreau, A. Martino, J. Roussel, M., Santoul, F. 2012. Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. *Fish. Manag. Ecol.* 19, 111-119.

-D-

Dahan, A. 2007. Les modèles du futur. Changement climatique et scénarios économiques : enjeux politiques et économiques, La Découverte, Paris. 244 pp.

Dahan, A., Guillemot, H. 2015. Les relations entre science et politique dans le régime climatique : à la recherche d'un nouveau modèle d'expertise ? *Natures Sciences Sociétés.* 23, S6-S18.

Dambacher, J. M., H. W. Li, and P. A. Rossignol. 2003. Qualitative predictions in model ecosystems. *Ecol. Model.* 161, 79-93.

Dambacher, J.M., Gaughan, D.J., Rochet, M.J., Rossignol, P.A., Trenkel, V.M. 2009. Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish. Fish.* 10, 305-322.

Dambacher, J.M., Rothlisberg, P.C., Loneragan, N. 2015. Qualitative mathematical models to support ecosystem-based management of Australia's Northern Prawn Fishery. *Ecol. Appl.* 25, 278-298.

Dame, J.K., Christian, R.R., 2007. A statistical test of network analysis: can it detect differences in food web properties? *Ecosystems.* 10, 906-923.

Danovaro, R., Dell'Anno, A., Corinaldesi, C., Magagnini, M., Noble, R., Tamburini, C., Weinbauer, M., 2008. Major viral impact on the functioning of benthic deep-seaecosystems. *Nature* 454, 1084–1087.

- Dauvin, J.C., Lorgeré, J.C. 1989.** Modifications du traîneau MACER-GIROQ pour l'amélioration de l'échantillonnage quantitatif étagé de la faune suprabenthique. .I. Rech. Océollogr. 14, 65-67.
- Dauvin, J.C., Vallet, C., Mouny, P., Zouhiri, S., 2000.** Main characteristics of the boundary layer macrofauna in the English Channel. *Hydrobiologia* 426, 139–156.
- Dauvin, J.C., Lozachmeur, O., Capetc, Y., Dubrulle, J.B., Ghezalii, M., Mesnard, A.H., 2004.** Legal tools for preserving France's natural heritage through integrated coastal zone management. *Ocean. Coast. Manag.* 47, 463-477.
- Dauvin, J.C., 2006.** The seine estuary, a highly developed area. *Seine-Aval Special Issue, September 2006, North Atlantic Estuaries, Problems and Perspectives.* 27–32.
- Dauvin, J.C., Desroy, N., Janson, A.L., Vallet, C., Duhamel, S., 2006.** Recent changes of estuarine benthic and suprabenthic communities in response to harbour infrastructural development. *Mar. Pollut. Bull.* 53, 80-90.
- Dauvin, J.C., Bellan, G., Bellan-Santini, D. 2007a.** The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part II. Application of the European Directives. *Aqua. Conser. Mar. Fresh. Ecosyst.* 18, 432-445.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.L., 2007b.** The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 241–257.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2008.** Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English Channel). *J. Sea. Res.* 59, 320-326
- Dauvin, J.C. 2012.** Are western and eastern basin of the English two separate ecosystems? *Mar. Pollut. Bull.* 64, 463-71.
- Dauvin, J.C., Méar, Y., Murat, A., Poizot, E., Lozach, S., Beryouni, K., 2013.** Spatio temporal patterns of the brittle-star *Ophiothrix fragilis* in the eastern Bay of Seine. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 131, 171–181.
- Dauvin, J.C. 2015.** History of benthic research in the English Channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description. *J. Sea. Res.* 100, 32-45.
- Davoult, D. 1990.** Biofaciès et structure trophique du peuplement des cailloutis du Pas-de-Calais (France). *Oceanol. Acta.* 13, 335-348.
- Debusschere, E., Hostens, K., Dominique, A., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Mynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L., Vincx, M., Degraer, S. 2016.** Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environ. Pollut.* 208, 747-757.
- Deehr, R.A., Luczkovich, J.J., Hart, K.J., Clough, L., Johnsons, B. Johnson, J.C. 2014.** Using stable isotope analysis to validate effective trophic levels from Ecopath models of areas closed and open to shrimp trawling in core sound. *Ecol. Mod.* 282, 1-17.
- Degraer, S., Brabant R., Rumes, B. 2009.** Offshore Wind Farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section. 184pp.

- Degraer, S., Brabant R., Rumes, B. 2011.** Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section. 157pp.
- Degraer, S., Brabant R., Rumes, B. 2012.** Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section. 155 pp.
- Degraer, S., Brabant R., Rumes, B. 2013. Learning from the past to optimise future monitoring programmes.** Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section. 239 pp.
- Degraer, S., Brabant R., Rumes, B. 2014.** Environmental impacts of offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea. Learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section. 242pp.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen L. 2010.** Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex.* 7, 260–272.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., Degraer, S. 2015.** Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia.* 756, 37-50.
- Diaz, R.J., Solan, M., Valente, R.M. 2004.** A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Env. Manag.* 73, 165-181.
- Di Carlo, G., Kenworthy, W.J. 2008.** Evaluation of above ground and belowground biomass recovery in physically disturbed seagrass beds. *Oecologia.* 158, 285-298.
- DelGiorgio, P.A., Cole, J.J., 1998.** Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 503–541.
- Desholm, M., Kahlert, J. 2005.** Avian collision risk at an offshore wind farm. *Royal Society Biol. Lett.* 1, 296-298.
- Donali, E., Olli, K., Heiskanen, A.S., Andersen, T. 1999.** Carbon flow patterns in the planktonic food web of the Gulf of Riga, the Baltic Sea: A reconstruction by the inverse method. *J. Mar. Systems.* 23, 251-268.
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W. 2006.** Assessing the impacts of wind farms on birds. In « Wind, Fire and Water: Renewable Energy and Birds. » Proceedings of the BOU Conference, University of Leicester, April 2005. *Ibis* n°148, 42pp.
- Dubois, A., Caplanne, S., Raoux, A., Cousseau, S. 2011.** Impacts sur le milieu naturel des éoliennes en mer : benchmark des études réalisées sur les parcs étrangers en service. CETE Méditerranée. 71 pp.

Dunne, J., Brose, U., Williams, R.J. Martinez, N.D., 2005. Modeling food-web dynamics: complexity–stability implications. *In*: Belgrano, A., Scharler, U.M., Dunne, J. & Ulanowicz, R.E. (Eds), Aquatic Food Webs: An Ecosystem Approach. Oxford University Press, Oxford, UK. 117-129.

Dunne, J.A., 2006. The network structure of food webs. *In*: Pascual, M. & Dunne, J.A. (Eds), Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs. Oxford University Press, New York. 27-86.

-E-

Eastwood, P.D., Mills, C.M., Aldridge, J.N., Houghton, C.A., Rogers, S.I. 2007. Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. *Ices J. Mar. Sci.* 64, 453-463.

Essink, K. 1985. On the occurrence of the American jackknife clam *Ensis directus* (Conrad, 1843) (Bivalvia, Cultellidae) in the Dutch Wadden Sea. *Basteria.* 49, 73-80.

EWEA. 2016. The European offshore wind industry – key trends and statistics 2015. Report. Retrieved from: <http://www.ewea.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/EWEA-European-Offshore-Statistics-2015.pdf>. 24pp.

-F-

Fagan, W.F. 1997. Omnivory as a stabilizing feature of natural communities. *Am. Nat.* 150, 554-567.

Finn, J.T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *J. Theor. Biol.* 56, 363-380.

Finn, J.T. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology.* 61, 562-571.

Fisher, C. Slater, M. 2010. Effects of electromagnetic fields on marine species: a literature review. Edition Oregon Wave Energy Trust. 26pp.

Fisson, C., 2014. L'estuaire de la Seine : état de santé et évolution. Fascicule Seine-Aval. 3, 55pp.

Folke, C., Hahn, T., Olsson, P. & Norberg, J. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annu. Rev. Env. Resour.* 30, 441-473.

Forest, A., Tremblay, J.T., Gratton, Y., Martin, J., Gagnon, J., Darnis, G., Sampei, M., Fortier, L., Ardyna, M., Gosselin, M., Hattori, H., Nguyen, D., Maranger, R., Vaqué, D., Marrasé, C., Pedrós-Alió, C., Sallon, A., Michel, C., Kellogg, C., Deming, J., Shadwick, E., Thomas, H., Link, H., Archambault, P., Piepenburg, D. 2011. Biogenic carbon flows through the planktonic food web of the Amundsen Gulf (Arctic Ocean): A synthesis of field measurements and inverse modeling analyses. *Progr. Oceanogr.* 91, 410-436.

Frickel, S., Moore, K. 2006. The new political sociology of science. University of Wisconsin Press. 500pp.

Fry, B., Macko, S.A., Zieman, J.C. 1987. Review of stable isotopic investigations of food-webs in seagrass meadows. In: Duraki, M.J., Phillips, R.C., Lewis, R.R. (Eds.), *Subtropical-Tropical Seagrasses in the South-Eastern US Florida Dept. Natural Res.* 189-209.

Fulton, E.A., Smith, S., Johnson, J.R. 2003. Effect of complexity on marine ecosystem models *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235, 1-16.

Furness, R.W., Tasker, M.L. 2000. Seabird-fishery interactions: quantifying the sensitivity of seabirds to reductions in sandeel abundance, and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog.* 202, 253-264.

-G-

Gabelle, C., Baraud, F., Biree, L., Gouali, S., Hamdoun, H., Rousseau, C., Van, Veen E., Leleyter, L. 2012. The impact of aluminum sacrificial anodes on the marine environment: a case study. *Appl. Geochem.* 27, 2088-2095.

Garcia, C. 2010. Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la manche et du sud de la mer du Nord. PhD Thesis, Université de Lille, France. 399pp.

Gentil, F., 1976. Distribution des peuplements benthiques en baie de Seine (Thèse 3^{ème} cycle), Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), France. 70pp.

Gee, K. 2010. Offshore wind power development as affected by seascape values on the German North Sea coast. *Land Use Policy.* 27, 185–194.

Gell, F.R., Roberts, C.M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.* 18, 448-455.

Gentil, F., Cabioch, L. 1997. Carte des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine et Manche centrale sud. Carte et notice explicative de la carte. Editions de la station Biologique de Roscoff. 18pp.

Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P., Trow, M. 1994. The new production of knowledge: The dynamics of science and research into contemporary societies. London: Sage. 89pp.

Gill, A.B., 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *J. Appl. Ecol.* 42, 605-615.

Gill, A.B., Kimber, J.A. 2005. The potential for cooperative management of elasmobranchs and offshore renewable energy development in UK waters. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 85, 1075-1081.

Gill, A.B., Gloyne-Phillips, I., Neal, K.J., Kimber, J.A., 2005. COWRIE 1.5 Electromagnetic Fields Review: The Potential Effects of Electromagnetic Fields Generated by Sub-Sea Power Cables Associated with Offshore Wind Farm Developments on Electrically and Magnetically Sensitive Marine Organisms. COWRIE Edition. 128 pp.

Gill, A.B., Huang, Y., Gloyne-Phillips, I., Metcalfe, J., Quayle, V., Spencer, J., Wearmouth, V., 2009. COWRIE 2.0 Electromagnetic Fields (EMF) Phase 2: EMF-Sensitive Fish Response to EM Emissions from Sub-Sea Electricity Cables of the Type Used by the Offshore Renewable Energy Industry. COWRIE Edition. 128pp.

Goberville, E., Beaugrand, G., Sautour, B., Treguer, P. 2010. Climate driven changes in coastal marine systems of Western Europe. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 408, 129-147.

Goñi, R., Badalamenti, F., Tupper, M.H., 2011. Effects of Marine Protected Areas on local fisheries: evidence from empirical studies, in: Claudet, J. (Ed.), *Marine Protected Areas. A multidisciplinary approach.* Cambridge University Press. 277pp.

Gouali, S. 2013. Impact environnemental des anodes sacrificielles en aluminium. PhD thesis, Université de Caen Normandie. 162pp.

Guesnet, V., Lassalle, G., Chaalali, A., Kearney, K., Saint-Béat, B., Karimi, B., Grami, B., Tecchio, S., Niquil, N., Lobry, J. 2015. Incorporating food-web parameter uncertainty into Ecopath-derived ecological network indicators. *Ecol. Model.* 313, 29-40.

Gunderson, L. H. 2000. Ecological Resilience—In Theory and Application. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 31, 425-439.

Gunderson, L. H. Allen, C. R. Holling, C.S. 2009. Foundations of ecological resilience. Island press. 466 pp.

Groppe, D. M., Urbach, T. P., Kutas, M. 2011. Mass univariate analysis of event-related brain potentials/fields I: A critical tutorial review: Mass univariate analysis of ERPs/ERFs I: Review. *Psychophysiology* 48: 1711–1725.

-H-

Halouani, G. 2016. Modélisations de la dynamique trophique d'un écosystème méditerranéen exploité : le Golfe de Gabès à travers la mise en place de différentes mesures spatiales et temporelles. PhD thesis, Université de Brest. 230 pp.

Halpern, B.S., Warner, R.R. 2003. Matching marine reserve design to reserve objectives. *P. R. Soc. London.* 270, 1871-1878.

Halpern, B. S., K. L. McLeod, A. A. Rosenberg, and L. B. Crowder. 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean. Coast. Manag.* 51, 203-211.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M.D., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-952.

Harmelin-Vivien, M., Le Direach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., Garcia-Charton, J.A., Ody, D., Perez-Ruzafa, A., Renones, O., Sanchez-Jerez, P., Valle, C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biol. Conserv.* 141, 1829–1839.

- Hattab, T. 2014.** Impacts du changement global sur les assemblages d'espèces exploitées sud méditerranéens, application au golfe de Gabès (Tunisie) : de la modélisation des niches aux conséquences trophiques. PhD thesis, Université Montpellier. 361pp.
- Heip, C.H.R., Huys, R., Vincx, M., Vanreusel, A., Smol, N., Herman, R., Herman, P.M.J. 1990.** Composition, distribution, biomass and production of North Sea meio-fauna. *Neth. J. Sea Res.* 26, 333–342.
- Henkel, S. K., Suryan, R.M., Lagerquist., B.A. 2014.** Marine Renewable Energy and Environmental Interactions: Baseline Assessments of Seabirds, Marine Mammals, Sea Turtles and Benthic Communities on the Oregon Shelf. in Shields, M.A, Payne, A., 2014. *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions.* Springer Sciences. 176 pp.
- Heymans J.J., Ulanowicz R.E., Bondavalli C., 2002.** Network analysis of the South Florida Everglades graminoid marshes and comparison with nearby cypress ecosystems. *Ecol Model.* 149, 5-23.
- Heymans J.J., 2003.** Ecosystem models of Newfoundland and Southeastern Labrador: Additional information and analyses for 'Back to the Future'. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- Heymans, J.J., Guénette, S., Christensen, V. 2007.** Evaluating network analysis indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems.* 10, 488–502.
- Heymans, J.J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L., Christensen, V., 2014.** Global Patterns in Ecological Indicators of Marine Food Webs: A Modelling Approach. *Plos one.* 9, 4.
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C. & Christensen, V., 2016.** Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecol. Model.* 123-128.
- Hildebrand, J. A. 2009.** Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 395, 5-20.
- Hily, C., Guillaud J.F., 1997.** Les rejets urbains en mer. In DAUVIN J.-C. (éd.), *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et mer du Nord.* *Patri. Nat.* 206-211.
- Hobson K.A., Welch, H.E. 1992.** Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 84, 9-18.
- Holling, C.S. 1996.** Engineering resilience versus ecological resilience. P. Schulze, editor. *Engineering within ecological constraints.* 31-44.
- Hoppe, R. 1999.** Policy analysis, science and politics: from 'speaking truth to power' to 'making sense together'. *J. Sci. Pub. Poli.* 26, 201-210.
- Hosack, G.R., Hayes, K., Dambacher, J. 2008.** Assessing model structure uncertainty through an analysis of system feedback and Bayesian networks. *Ecol. Appl.* 18, 1070-1082.
- Hotker, H., Thomsen, K.H., Jeromin, H. 2006.** Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy resources: the example of birds and bats - facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU. 65pp.

Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265, 1547-1551.

Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K. M., Fredrich, E., Hill, R. 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*. 148, 90-109.

-I-

IFREMER. 2011. Impacts des câbles sous-marins sur les écosystèmes côtiers. Cas particulier des câbles électriques de raccordement des parcs éoliens offshore (compartiments benthiques et halieutiques). IFREMER Edition. 58pp.

Inger, R., M. Attrill, M., Bearhop, S., Broderick, A., Grecian, W.J., Hodgson, D., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S., Witt, M., Godley, B. 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *J. Appl. Ecol.* 46, 1145–53.

-J-

Jasanoff, S., 1987. Contested boundaries in policy-relevant science. *Soc. Stud. Sci.* 17, 195-230.

Jennings, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V., Warr, K.J. 2002. Linking size-based and trophic analyses of benthic community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 226, 77–85.

Jennings, S., Warr, K.J., 2003. Smaller predator–prey body size ratios in longer food chains. *P. R. Soc. London.* 270, 1413–1417.

Johnson, G.A., Niquil, N., Asmus, H., Bacher, C., Asmus, R., Baird, D., 2009. The effects of aggregation on the performance of the inverse method and indicators of network analysis. *Ecol. Mod.* 220, 3448-3464.

Joschko, T. J., Buck, B.H., Gutow, L., Schröder, A. 2008. Colonization of an artificial hard substrate by *Mytilus edulis* in the German Bight. *Mar. Biol. Res.* 4, 350-360.

-K-

Kay, J.J., Graham, L.A., Ulanowicz, R.E., 1989. A detailed guide to network analysis. *Network Analysis in Marine Ecology*. Springer. 61pp.

Kirby, R.R., Beaugrand, G. 2009. Trophic amplification of climate warming. *P. Roy. Soc. B. Bio. Sciences.* 279, 4095-4103.

Kirschvink, J.L. 1997. Magnetoreception: homing in on vertebrates. *Nature* 390, 339-340.

Kline, T., Pauly, D., 1998. Cross-validation of trophic level estimates from a mass balance model of Prince William Sound using ¹⁵N/¹⁴N data. In: Funk, F., Quinn II, T.J., Heifetz, J., Ianelli, J.N., Powers, J.E., Schweigert, J.F., Sullivan, P.J., Zhang, C.-I. (Eds.), *Fishery Stock Assessment Models*. Alaska Sea Grant College Program Report No AK-SG-98-01, University of Alaska, Fairbanks, USA. 693-702.

Knowlton, N. 1992. Thresholds and multiple stable states in coral reef community dynamics. *Am. Zool.* 32, 674-682.

Köller, J., Köppel, J., Peters, W., 2006. *Offshore Wind Energy Research on Environmental Impacts*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 371pp.

Konar, B., Estes, J.A. 2003. The stability of boundary regions between kelp beds and deforested areas. *Ecology*. 84, 174-85.

Kones, J.K., Soetaert, K., van Oevelen, D., Owino, J.O., Mavuti, K. 2006. Gaining insight into food webs reconstructed by the inverse method. *J. Mar. Syst.* 60, 153-166.

Kones, J.K., Soetaert, K., Van Oevelen, D. & Owino, J.O., 2009. Are network indices robust indicators of food web functioning? A Monte Carlo approach. *Ecol. Model.* 220, 370-382.

Koop, D., Lefebvre, S., Cachera, M., Villanueva, M.C., Ernande, B. 2015. Reorganization of a marine trophic network along an inshore–offshore gradient due to stronger pelagic–benthic coupling in coastal areas. *Prog. Oceanogr.* 130, 157–171.

Kuehn, S. 2005. Sociological investigation of the reception of Horns Rev and Nysted offshore wind farms in the local communities. Fredericia, Denmark: Elsam engineering. Annual Status Report 2003. 86 pp.

Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J., Schröder, A. 2013a. Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight-Likely effects of offshore wind farm development. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 125, 1-9.

Krone, R., Gutow, L., Joschko, T., Schröder, A. 2013b. Epifauna dynamics at an offshore foundation-implications of future wind power farming in the North Sea. *Mar. Environ. Res.* 85, 1-12.

Krone R, Dederer, G., Kanstinger, P., Kramer, P., Scheinder C., Schmalenbach, I. 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment - increased production rate of *Cancer pagurus*. *Mar. Environ. Res.* 123, 53-61.

-L-

Lange, M., Burkhard, B., Garthe, S., Gee, K., Kannen, A., Lenhart, H., Windhorst, W. 2010. Analyzing coastal and marine changes: offshore wind farming as a case study, *Zukunft Küste – Coastal Futures Synthesis Report*. LOICZ Research & Studies No. 36. Geesthacht (Germany): GKSS Research Centre. 236pp.

Langhamer, O., 2012. Artificial Reef Effect in relation to Offshore Renewable Energy Conversion: State of the Art. *Sci. World J.* 8pp.

Larsonneur, C., Bouysse, P., Auffret, J.P., 1982. The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology*. 29, 851-864.

Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc'h, F., Bustamante, P., Certain, G., Delmas, D., Dupuy, C., Hily, C., Labry, C., Le Pape, O., Marquis, E., Petitgas, P., Pusineri, C., Ridoux, V., Spitz, J., Niquil, N., 2011. Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management. *Prog. Oceanogr.* 91, 561–575.

Lassalle, G., Chauvelon, T., Bustamante, P., Niquil, N. 2014. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. *Prog. Oceanogr.* 120, 205-215.

Lasswell, H.D. 1970. The emerging conception of the policy sciences. *Pol. Sci.* 1, 3-14.

- Latham, L.G., 2006.** Network flow analysis algorithms. *Ecol. Model.* 192, 586–600.
- Leakey, R., Lewin, R., 1996.** The sixth extinction. Phoenix edition. 271 pp.
- Lees, K., Pitois S, Scott, C., Frid, C., Mackinson, S. 2006.** Characterizing regime shifts in the marine environment. *Fish. Fish.* 7,104–127.
- Le Guen, C., Tecchio, S., Dauvin, J.C., De Roton, G., Lobry, J., Lepage, M., Morin, J., Lassale, G., Raoux, A., Niquil, N. 2017.** Assessing the ecological status of an estuarine ecosystem: Linking biodiversity and food-web indicators. *Submitted in Mar. Poll. Bull.*
- Leguerrier, D., Niquil, N., Petiau, A., Bodoy, A., 2004.** Modeling the impact of oysterculture on a mudflat food web in Marennes-Oléron Bay (France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 273, 147–161.
- Leguerrier, D., 2005.** Construction et étude d'un modèle de réseau trophique de la vasière de Brouage (bassin de Marennes-Oléron, France). Prise en compte de la saisonnalité et des échanges physiques pour la synthèse constructive des connaissances sur une zone intertidale d'une région tempérée. Phd thesis, Université de la Rochelle, France. 655 pp.
- Leleyter, L., Baraud, F., Gil, O., Gouali, S., Lemoine, M., Orvain, F. 2016.** Aluminium Impact on the Growth of Benthic Diatom in Marine Sediments: Formation, Distribution and Environmental Impacts, Chapter: 3, Publisher: Nova Science Publishers, Editors: Shirley Williams, 61-79.
- Le Loc'h, F., Hily, C., Grall, J., 2008.** Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *J. Mar. Syst.* 72, 17-34.
- Lenoir, J., Gégout, J.C., Guisan, Vittoz, P., Wohlgemuth, T., Zimmermann, N.E, Dullinger, S., Pauli, H., Willner, W., Svenning, J.C. 2010.** Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography.* 33, 295 -303.
- Leonhard, S., Stenberg, C., Støttrup, J., 2011.** Effect of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities Follow-up Seven Years after Construction. DTU Aqua Rep. 99 pp.
- Leontief, W. W. 1951.** The structure of the U. S. economy, 2nd Ed. Oxford University Press, New York.
- Lester, S.E., Halpern, B.S., 2008.** Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367, 46-56.
- Levin M, Ernst SG. 1997.** DC magnetic field effects on early sea urchin development. *Bioelectromagnetics.* 18, 255-263.
- Levins, R. 1998.** Qualitative mathematics for the understanding, prediction, and intervention in complex systems, in Rapport, D., Contanza, R., Epstein, Paul., Gaudet, C., Levins, R. (eds.), *Ecosystem Health* . Malden, MA: Blackwell Science 178–204.
- Lewontin, R.C. 1969.** The meaning of stability. *Brookhaven Symposium in Biology.* 22, 13-14.
- Libralato, S., 2008.** System Omnivory Index. *Ecol. Indic.* 4, 3472-3477.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., HilleRisLambers, R., terHofstede, R.,**

Krijgsveld, Leopold, K.L., Scheidat, M. 2011. Short term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environ. Res. Lett.* 6, 1-13

Lindeman, R.L., 1942. The trophic dynamics aspect of ecology. *Ecology.* 23, 399-418.

Lobry, J., David, V., Pasquaud, S., Lepage, M., Sautour, B. & Rochard, E., 2008. Diversity and stability of an estuarine trophic network. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 358, 13-25.

Lobry, J. 2016. Biodiversité et Fonctionnement écologique dans les écosystèmes estuariens Vers des indicateurs fonctionnels des changements globaux. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université de Bordeaux, France. 84pp.

Lohmann, K., Lohmann, C. 1996. Detection of magnetic field intensity by sea turtles. *Nature* 380, 59-61.

Lozach, S., 2011. Habitats benthiques marins du bassin oriental de la Manche: enjeux écologiques dans le contexte d'extraction de granulats marins (Ph.D. thesis), Université des Sciences et Technologies de Lille, Station Marine de Wimereux, France. 308pp.

Lubchenco, J., Palumbi, S.R., Gaines, S.D., Andelman, S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol. Appl.* 13, 3-7.

Luczak, C., Dewarumez, J.M., Essink, K. 1993. First record of the american jack knifed clam *Ensis directus* on the french coast of the North Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 73, 233-235.

-M-

Maar, M., Bolding, K., Petersen, J.K., Hansen, J.L.S., Timmermann, K., 2009. Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *J. Sea Res.* 62, 159-174.

Mackinson, S., Daskalov, G., 2007. An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. *Sci. Ser. Tech. Rep.* 142 pp.

Madsen, P. T. 2005. Marine mammals and noise: problems with root mean square sound pressure levels for transients. *J. Acoust. Soc. Am.* 117, 3952-3957.

Madsen P.T. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 309, 279-295.

Madsen, E.A., Haydon, D.T., Fox, A.D., Furness, R.W., Bullman, R., Desholm, M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *J. Mar. Sci. Techno.* 66,746-753.

Marmin, S., 2013. Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapage en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. PhD Thesis, Université de Caen Normandie, France. 249 pp.

Marmin, S., Patrick Lesueur, P., Dauvin, J.C., Samson, S., Tournier, P., Gallicher Lavanne, A., Dubrulle-Brunaud, C., Thouroude, C., 2016. An experimental study on dredge spoil of estuarine sediments in the Bay of Seine (France): amorpho-sedimentary assessment. *Cont. Shelf Res.* 116, 89-102.

- Mathevet R., Bousquet, F. 2014.** Résilience et environnement. Penser les changements socio-écologiques. Buchet Chastel. 176 pp.
- May, R. M. 1977.** Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269, 471-477.
- Mazé, C., Ragueneau, O., Weisbein, J., Mariat-Roy, E. 2015.** Pour une anthropologie politique de la Mer. *Rev. Internat d’Ethnogr.* 5, 189-202.
- McCann, K.S., 2000.** The diversity-stability debate. *Nature* 405, 228-233.
- MEA. 2005.** Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Island Press, Washington. 155 pp.
- MEDDE. 2012.** Energies Marines renouvelables, études méthodologique des impacts environnementaux et socio-économiques. 357p.
- MEDDE. 2017.** Guide d’évaluation des impacts sur l’environnement des parcs éoliens en mer. 201pp.
- Mees, J., Jones, M. 1997.** The hyperbenthos. *Oceanogr. Mar. Biol.* 35, 221-255.
- Meißner, K., Sordyl, H., 2006.** Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Benthic Communities and Habitats, dans: Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. PART B: Literature Review of the Ecological Impacts of Offshore Wind Farms. 1-46.
- Merck, T., Wasserthal, R., 2009.** Assessment of the environmental impacts of cables, Biodiversity Series. OSPAR commission. 18 pp.
- Metcalf, S.J., Gaughan, D.J., Shaw, J. 2009.** Conceptual models for Ecosystem Based Fisheries Management (EBFM) in Western Australia. Fisheries Research Report No. 194. Department of Fisheries, Western Australia. 42 pp.
- Michler-Cieluch, T., Kodeih, S. 2008.** Mussel and seaweed cultivation in offshore wind farms: an opinion survey. *Coast Manag.* 36, 392–411.
- Michler-Cieluch, T. 2009.** Co-Management processes in integrated coastal management – the case of integrating marine aquaculture in offshore wind farms. Phd Thesis. University of Hamburg Msuya. 351 pp.
- Milessi, A.C., Calliari, D., Rodríguez-Grana, L., Conde, D., Sellanes, J., Rodríguez-Gallego, L., 2010.** Trophic mass-balance model of a subtropical coastal lagoon, including a comparison with a stable isotope analysis of the food-web. *Ecol. Model.* 221, 2859-2869.
- Miller, R. G., Hutchison, Z. L., Macleod, A. K., Burrows, M. T., Cook, E. J., Last, K. S., Wilson., B. 2013.** Marine renewable energy development: assessing the Benthic Footprint at multiple scales. *Front. Ecol. Environ.* 11, 433-440.
- Minagawa, M., Wada, E., 1984.** Step wise enrichment of ^{15}N along food-chains: further evidence and the relation between d^{15}N and animal age. *Geochimica.* 48,1135-1140.
- Mineur, F., Cook, E., Minchin, D., Bohn, K., MacLeod, A., Maggs, C.A. 2013.** Changing coasts: Marine aliens and artificial structures. *Oceanogr. Mar. Biol.* 50, 189–234.

Mooney, H., Cropper, A., Capistrano, D. & Carpenter, S., 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC, 1367 pp.

Morissette, L., 2007. Complexity, Cost and Quality of Ecosystem Models and their Impact on Resilience: A Comparative Analysis, with Emphasis on Marine Mammals and the Gulf of St. Laurence Zoology. PhD thesis, University of British Columbia, Vancouver BC, Canada. 278 pp.

Mouillot, D., Culioli, J.M., Pelletier, D., Tomasini, J.A., 2008. Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biol. Conserv.* 141, 1569-1580.

Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T., Thomsen, F., 2010. Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish. COWRIE Ref: Fish 06-08. Technical Report 31st March 2010. 62 pp.

Mukherjee, J., Schaler, U.M., Fath, B.D, Ray, S. 2015. Measuring sensitivity of robustness and network indices for an estuarine food web model under perturbations. *Ecol. Model.* 306, 160–173.

Murat, A., Mear, Y., Poizot, E., Dauvin, J.C., 2016. Silting up and development of anoxic conditions controlled by the engineer species *Ophiothrix fragilis* (eastern Baie de Seine, English Channel)? *Cont. Shelf Res.* 118, 11–22.

Murray, R.W. 1974. The ampulla of Lorenzini, In *Electroreceptors and other specialized organs in lower vertebrates.* 125-146. In A. Fessard (ed.), *Electroreceptors and other specialized receptors in lower vertebrates.* Handbook of Sensory physiology, vol. III/3. Springer-Verlag, Inc., New York.

-N-

Naeem, S., 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conserv. Biol.* 12, 39–45.

Navarro, J., Coll, M., Louzao, M., Palomera, I., Delgado, A., Forero, M.G., 2011. Comparison of ecosystem modelling and isotopic approach as ecological tools to investigate food webs in the NW Mediterranean Sea. *J. Exp. Mar. Biol.Ecol.* 401, 97-104.

Neveu, E. 1999. L'approche constructiviste des "problèmes publics". Un aperçu des travaux anglo-saxons », *Etudes de communication.* 22, 41-58.

Nichols, T., Hayasaka, S. 2003. Controlling the family wise error rate in functional neuroimaging: a comparative review. *Stat Meth. Med. Res.* 12, 419-446.

Niquil, N., Jackson, G.A., Legendre, L., Delesalle, B., 1998. Inverse model analysis of the planktonic food web of Takapoto Atoll (French Polynesia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 165, 17-29.

Niquil, N. 2005. Que nous apprennent les propriétés émergentes des modèles statiques de réseaux trophiques sur le fonctionnement des écosystèmes littoraux anthropisés. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université de La Rochelle, France. 94pp.

Niquil, N., Chaumillon, E., Johnson, G. a., Bertin, X., Grami, B., David, V., Bacher, C., Asmus, H., Baird, D., Asmus, R., 2012. The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: Comparison across estuarine ecosystems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 108, 132-143.

Niquil, N., Le Loc'h, F., Tecchio, S., Chaalali, A., Vouriot, P., Mialet, B., Fizzala, X., Féral, J.P., Lamare, S., Dauvin, J.C., Safi, G., 2014a. Ongoing research on ecosystem health indicators for food webs in the MSFD context. *Trans-Channel forum proceedings "Science and Governance of the Channel Marine Ecosystem"* Caen, France, 14-15.

Niquil, N., Baeta, A., Marques, J.C., Chaalali, A., Lobry, J., Patrício, J., 2014b. Reaction of an estuarine food web to disturbance: Lindeman's perspective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 512, 141-154.

Nedwell, J. Langoworthy, J., Howell, D. 2003. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. Subacoustech report No. 544 R 0424 to COWRIE. 56 pp.

Nedwell, J., Howell, D., 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources. COWRIE Report 544R0308. 57pp.

Nedwell, J.R., Parvin, S.J., Edwards, B., Workman, R., Brooker, A.G. 2007. Measurement and Interpretation of Underwater Noise During Construction and Operation of Offshore Windfarms in UK Waters, COWRIE NOISE-03-2003. 85 pp.

Nilsen, M., Pedersen, T., Nilssen, E.M., Fredriksen, S., 2008. Trophic studies in a high latitude fjord ecosystem: a comparison of stable isotope analyses ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) and trophic level estimates from a mass-balance model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 2791-2806.

Norling, P., Kautsky, N., 2008. Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquat. Biol.* 4, 75-87.

-O-

Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270.

Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology.* W. B. Saunders Co., Philadelphia, USA. 574 pp.

Ohman, M.C., Sigray, P., Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects electromagnetic fields and fish. *Ambio* 36, 630-633.

Ortiz, M., Wolff, M., 2002. Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay (Chile): comparative analysis and preliminary assessment of management strategies. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 268, 205-235.

OSPAR Commission. 2008. Assessment of the environmental impact of offshore Wind farms. *Biod. S.* 35 pp.

-P-

Parker, R.L., 1977. Understanding inverse theory. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 5, 35-64.

Paterson, D.M., Defew, E.C., Jabour, J. 2012. Ecosystem function and co-evolution of terminology in marine science and management, *Marine Biodiversity and Ecosystem Functioning: frameworks, methodologies & integration*, Oxford University Press, M Solan, RJ Aspden and DM Paterson (ed), Oxford. 24-33.

- Patricio, J., Ulanowicz, R., Pardal, M.A. & Marques, J.C., 2004.** Ascendency as an ecological indicator: a case study of estuarine pulse eutrophication. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 60, 23-35.
- Patrício, J., Ulanowicz, R., Pardal, M.A., Marques, J.C., 2006.** Ascendency as ecological indicator for environmental quality assessment at the ecosystem level: A case study. *Hydrobiologia* 555, 19–30..
- Pauly, D., Soriano-Bartz, M., Palomares, M.L., 1993.** Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Christensen, V., Pauly, D. (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, 1–13.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998.** Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.
- Pauly, D., Watson, R. 2003.** Counting the last fish. *Sci. Am.* 289: 42 – 47.
- Peterson, B.J., Fry, B., 1987.** Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18, 293-320.
- Petersen, J.K., Malm, T., 2006.** Offshore windmill farms: threats to or possibilities for the marine environment. *Ambio* 35, 75-80.
- Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C. 2017a.** Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site in the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Mar. Pollut. Bull.* 118, 101-111.
- Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Bailay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C. 2017b.** Short-term response of subtidal soft-bottom community to dredge deposit of spoil estuarine sediment supports the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Submitted in Ecological Indicators*.
- Pezy, J.P., Raoux, A., Niquil, N., Dauvin, J.C. 2017c.** Trophic webs comparison of two different habitats in the English Channel : the Courseulles-sur-mer and the Dieppe-Le Tréport OWF case study. 4th Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 September 2017. Estoril, Portugal.
- Pimm, S. L. 1984.** *The Balance of Nature*. University of Chicago Press. 448 pp.
- Plagànyi, E.E., 2007.** *Models for an ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, Vol. 477. FAO, Rome. 108 pp.
- Plummer ML. 2009.** Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Front Ecol. Environ.* 7, 38-45.
- Polovina, J.J., 1984.** Model of a coral reef ecosystem. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3, 1-11.
- Polunin, N.V.C., Pinnegar, J., 2000.** Trophic-level dynamics inferred from stable isotopes of carbon and nitrogen. *CIESM Workshop Series* 12, 69-73.
- Post, D.M., 2002.** Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* 83, 703-718.
- Prior, A., McMath, A.J. 2008.** Marine mammals and noise from offshore renewable energy projects – UK developments. *Proceedings of the ECS/ASCOBANS Workshop: Offshore wind farms and marine mammals: impacts and methodologies for assessing impacts*, held at the

European Cetacean Society's 21st Annual Conference, The Aquarium, San Sebastian, Spain on 21st April 2007. 70pp.

Puccia, C.J., R. Levins. 1985. Qualitative modelling of complex systems. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 259 pp.

-R-

Raoux, A., Laurens, A., Chatel, J., Isoard, J., Simounet, M., Landier, D. 2012. Manuel d'aide à la réalisation de l'étude d'impact dans le cadre d'une liaison sous-marine. RTE. 138 pp.

Raoux A, Chatel J, Isoard J. 2013. Synthèse générique sur les impacts environnementaux potentiels des liaisons sous-marines. RTE. 35pp.

Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.P., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Lassalle, G., Leguen, C., Grangeré, K., Le loch, F., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017a. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? *Ecol. Indic.* 72, 33-46.

Raoux, A., Lassalle, G., Pezy, J.P., Tecchio, S., Safi, G., Ernande, B., Mazé, C., Le Loc'h, F., Lequesne, J., Girardin, V., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017b. An ecosystem approach of Marine Renewable Energies management: The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem structure and functioning. *Submitted in Mar. Poll. Bull.*

Raoux, A., Dambacher, J.M., Pezy, J.P., Mazé, C., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017c. Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel). *Submitted in Mar. Policy.*

Raoux, A., Pezy, J.P., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017d. Trophic webs comparison of two different habitats in the English Channel: the Courseulles-sur-mer and the Dieppe-Le Tréport Offshore Wind Farm case study. Working Group on Marine Benthic and Renewable Energy Developments, ICES meeting, 14-18 Mars 2017, Gdansk, Pologne.

Reubens, J.T., Degraer, S. Vincx, M. 2011. Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fish. Res.* 108, 223-227.

Reubens, J.T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S. Vincx, M. 2013. Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fish. Res.* 139 28-34.

Reubens, J.T., Degraer, S., Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia.* 1, 121- 136.

Ricart A., Pettex E., Lambert C., Falchetto H., Laran S., Dorémus G., Blanck A., Ridoux V., 2014. Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en Manche Est (SAMM-ME, Hiver 2014). 1-87.

Richardson, W. J. 1995. Zones of noise influence In *Marine Mammals and Noise*. Edited by Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H. 1995. Academic Press, San 386 pp.

Richardson, T.L., Jackson, G.A., Ducklow, H.W., Roman, M.R., 2006. Spatial and seasonal patterns of carbon cycling through planktonic food webs of the Arabian Sea determined by inverse analysis. *Deep-Sea Res. II.* 53, 555-575.

Rigal, F. 2009. Dynamique spatio-temporelle du nuage larvaire du gastéropode introduit *Crepidula Fornicata* au sein d'une baie mégatidale, la baie de Morlaix (France). PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie. 445pp.

Roberts, C.M., Hawkins, J.P., Gell, F.R., 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philos. Trans. Reg. Soc. A.* 360, 123-132.

Roche, P., Geijzendorffer, I., Levrel, H., Maris, V. 2016. Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques. Edition Quae. 220pp.

Rooney, N., Mccann, K.S., 2012. Integrating food web diversity, structure and stability. *Trends Ecol. Evol.* 27, 40-46.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Dauvin, J.C. 2012. Potential changes in benthic macrofaunal distributions from the English Channel simulated under climate change scenarios. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 99, 153-161.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Fizzala, X., Gaill, F., Greenstreet, S.P.R., Lamare, S., Le Loc'h, F., McQuatters-Gollop, A., Mialet, B., Niquil, N., Percelay, J., Renaud, F., Rossberg, A.G., Féral J.P. 2013. Food web indicators under the Marine Strategy Framework Directive: from complexity to simplicity? *Ecol. Indic.* 29, 246-254.

Rooney, N., Mccann, K., Gellner, G., Moore, J.C., 2006. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature* 442, 265-269.

Rousseau, C., Baraud, F., Leleyter, L., Gil, O., 2009. Cathodic protection by zinc sacrificial anodes: impact on marine sediment metallic contamination. *J. Haz. Mater.* 167, 953-958.

Ros, M., Guerra-García, J.M., González-Macías, M., Saavedra, Á., López-Fe, C.M. 2013. Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea: Amphipoda) in Southern Spain. *Mar. Biol. Res.* 9, 261-273.

Russell, R.W. 2005. Interactions between migrating birds and offshore oil and gas platforms in the northern Gulf of Mexico: Final Report. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans. 348pp.

Rybarczyk, H., Elkaïm, B., 2003. An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: The Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58, 775–791.

-S-

Safi, G., Arroyo, N.L., Heymans, J., Raoux, A., Preciado, I., Schueckel, U., Tecchio, S., Niquil, N. 2017. Addressing gaps in biodiversity indicator development for the OSPAR Region from data to ecosystem assessment: Applying an ecosystem approach to (sub) regional habitat assessments (EcAprHA, grant 11.0661/2015/712630/SUB/ENVC.2 OSPAR)". Deliverable 3.4.2 Ecological Network Analysis (ENA) Indices Ospar/FW 9 indicator CEMP Guideline. 44pp.

- Saint-Béat, B. 2012.** Modélisation du rôle du biofilm dans le fonctionnement du réseau trophique de la vasière de Brouage (Bassin de Marennes-Oléron): influence sur les flux de Carbone et conséquences sur la stabilité. PhD thesis, Université de la Rochelle. 320 pp.
- Saint-Béat, B., Vézina, A.F, Asmus, R., Asmus, H., Niquil, N. 2013.** The mean function provides robustness to linear inverse modelling flow estimation in food webs: A comparison of functions derived from statistics and ecological theories. *Ecol Model.* 258: 53-64.
- Saint-Beat, B., Baird, D., Asmus, H., Asmus, R., Bacher, C., Pacella, S.R., Johnson, G.A., David, V., Vezina, A.F. & Niquil, N., 2015.** Trophic networks: How do theories link ecosystem structure and functioning to stability properties? A review. *Ecol. Indic.* 52, 458-471.
- Salomon, J.C., Breton, M., 1991.** Courants résiduels de marée dans la Manche. *Oceanol. Acta.* 11, 47-53.
- Salomon, J.C., Breton, M., 1993.** An atlas of long-term currents in the Channel. *Oceanol. Acta.* 16, 439-448.
- Savenkoff, C., Castonguay, M., Vézina, A.F., Despatie, S.P., Chabot, D., Morissette, L., Hammill, M.O., 2004.** Inverse modelling of trophic flows through an entire ecosystem: The northern Gulf of St. Lawrence in the mid-1980s. *Can. J. Fish Aquat Sci.* 61, 2194-2214.
- Scharler, U.M., Baird, D., 2005.** A comparison of selected ecosystem attributes of three South African estuaries with different freshwater inflow regimes, using network analysis. *J. Mari Syst.* 56, 283-308.
- Scheffer, M., Carpenter, S.R., Foley, J.A., Folke, C., & Walker, B.H. 2001.** Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591-596.
- Scheffer, M., Carpenter, S. R., Lenton, T. M., Bascompte, J., Brock, W., Dakos, V., Vandermeer, J. 2012.** Anticipating Critical Transitions. *Science* 338, 344-348.
- Shanks, A.L. 2009.** Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. *Biol. Bull.* 216, 373-385.
- Shannon, L., Coll, M., Bundy, A, Gascuel, D., Heymans, J., Kleisner, K., Lynam, C., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M., Shin, Y., 2014.** Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 512, 115-140.
- Sheehy, D., Vik, S.F. 2010.** The role of constructed reefs in non-indigenous species introductions and range expansions. *Ecol. Eng.* 36, 1-11.
- Shields, M.A., Payne, A.I.L., 2014.** Marine renewable energy technology and environmental interactions, *Humanity and the Sea.* Edited by Springer Sciences. 176 pp.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L., 2007.** Climate change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Group I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers. Reisinger A, editors. Cambridge: Cambridge University Press. 22 pp.
- Stap, T.V.D., Coolen, T., Lindeboom, H.J. 2016.** Marine fouling assemblages on Offshore Gas Platforms in the Southern North Sea: Effects of Depth and Distance from Shore on Biodiversity. *Plos One* 11(1): e0146324.

Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A., Tegner, M.J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environ. Conserv.* 29, 436-59.

Stiger-Pouvreau, V., Thouzeau, G. 2015. Marine Species Introduced on the French Channel-Atlantic Coasts: A Review of Main Biological Invasions and Impacts. *Op. J. Ecol.* 5, 227-257.

Stowasser G., Pierce G. J., Moffat C. F., Collins M. A., Forsythe J.W. 2006. Experimental study on the effect of diet on fatty acid and stable isotope profiles of the squid *Lolliguncula brevis*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 333, 97-114.

-T-

Tecchio, S., Tous Rius, A., Dauvin, J.C., Lobry, J., Lassalle, G., Morin, J., Bacq, N., Cachera, M., Chaalali, A., Villanueva, M.C., Niquil, N., 2015. The mosaic of habitats of the Seine estuary: Insights from food-web modelling and network analysis. *Ecol. Modell.* 312, 91-101.

Tecchio, S., Chaalali, A., Raoux, A., Tous Rius, A., Lequesne, J., Girardin, V., Lassalle, G., Cachera, M., Riou, P., Lobry, J., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2016. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. *Ecol. Indic.* 61, 833-845.

Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., I Petersen, I.K., Berggren, P. and Desportes. G., 2008. High density areas for harbor porpoises in Danish waters. NERI Technical Report No. 657. 45pp.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. COWRIE report. 62 pp.

Thurstan, R.H., Brockington, S., Roberts C. M., 2010. The effects of 118 years of industrial fishing on UK bottom trawl fisheries, *Nature Communications*, 1,

Tomczak, M.T., Heymans, J.J., Yletyinen, J., Niiranen, S., Otto, S.A., Blenckner, T. 2013. Ecological Network Indicators of Ecosystem Status and Change in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8, 10, e75439.

Tortajada, S., Niquil, N., Blanchet, H., Grami, B., Montanié, H., David, V., Glé, C., Saint-Béat, B., Johnson, G.A., Marquis, E., Del Amo, Y., Dubois, S., Vincent, D., Dupuy, C., Jude, F., Hartmann, H.J., Sautour, B., 2012. Network analysis of the planktonic food web during the spring bloom in a semi enclosed lagoon (Arcachon, SWFrance). *Acta. Oecol.* 40, 40–50.

Tougaard, J., Damsgaard-Henriksen, O. 2009a. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals *J. Acoust. Soc. Am.* 125, 3766-3773.

Tougaard, J., Carstensen, J. Teilmann, J., Skov, H., Rasmussen. P. 2009b. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Acoust. Soc. Am.* 126, 11-14.

Tricas, T.C. 1982. Bioelectric-mediated predation by swell sharks *Cephaloscyllium ventriosum*. *Copeia* 4, 948-952.

Turner, S.J., Thrush, S. F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Funnel, G. 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fish. Manag. Ecol.* 6, 401-420.

-U-

Ulanowicz, R.E., 1980. An hypothesis on the development of natural communities. *J. Theor. Biol.* 85, 23-245.

Ulanowicz, R.E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology.* Springer-Verlag, New York. 166 pp.

Ulanowicz, R.E., Norden, J.S., 1990. Symmetrical overhead in flown networks. *J. Syst. Sci.* 1, 429-437.

Ulanowicz, R.E., 1995. Trophic flows as indicators of ecosystem stress. *In: Polis, G.A. & Winemiller, K.O. (Eds), Food webs: Integration of patterns and dynamics.* Chapman and Hall, NY. 358-368.

Ulanowicz, R.E., Abarca-Arenas, L., G., 1997. An informational synthesis of ecosystem structure and function. *Ecol. Model.* 95, 1-10.

Ulanowicz, R.E., 1997. *Ecology, the Ascendant Perspective.* Columbia University Press, New York, USA. 222 pp.

Ulanowicz, R.E., 2003. Some steps toward a central theory of ecosystem dynamics. *Comp. Biol. Chem.* 27, 523-530.

Ulanowicz, R.E., 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. *Comput. Biol. Chem.* 28, 321-339.

Ulanowicz, R.E., 2009. The dual nature of ecosystem dynamics. *Ecol Model.* 220, 1886-1892.

Ulanowicz, R.E., Goerner, S.J., Lietaer, B., Gomez, R., 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecol. Complex.* 6, 27–36.

-V-

Vallet, C., 1997. Le compartiment suprabenthique des fonds circalittoraux de la manche : composition faunistique et quantitative, et role des transferts benthos/pelagos. PhD thesis, Sciences biologiques et fondamentales appliquées. Psychologie, Paris, France. 422pp.

Vallet, C., Dauvin, J.C., 2001. Biomass changes and benthic-pelagic transfers throughout the Benthic Boundary Layer in the English Channel. *J. Plankt. Res.* 23, 903-922.

Vallet, C., Dauvin, J.C., Hamon, D., Dupuy, C. 2001. Effect of the introduced common slipper shell (*Crepidula fornicata*) on the suprabenthic biodiversity of the subtidal communities in the Bay of Saint-Brieuc. *Cons. Biol.* 15, 1686-1690.

Van Oevelen, D., Soetaert, K., Middelburg, J.J., Herman, P.M.J., Moodley, L., Hamels, I., Moens, T., Heip, C.H.R., 2006. Carbon flows through a benthic food web: integrating biomass, isotope and tracer data. *J. Mar. Res.* 64, 453–482.

Vasconcellos M., Mackinson S., Sloman K., Pauly D., 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecol Model.* 100, 125-134.

Vaz, S., Carpentier, A., Coppin, F., 2007. Eastern English Channel fish assemblages: measuring the structuring effects of habitats on distinct sub-communities. *J. Mar. Sci.* 64, 271-287.

Vézina, A.F., Platt, T. 1988. Food web dynamics in the ocean. I. Best estimates of flow networks using inverse methods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 42, 269-287.

Vézina, A.F., Savenkoff, C., Roy, S., Klein, B., Rivkin, R., Therriault, J.C., Legendre, L., 2000. Export of biogenic carbon and structure and dynamics of the pelagic food web in the Gulf of St. Lawrence Part 2. Inverse analysis. *Deep-Sea Res. Part II* 47, 609-635.

Vézina, A.F., Savenkoff, C., 1999. Inverse modeling of carbon and nitrogen flows in the pelagic food web of the northeast subarctic Pacific. *Deep-Sea Res. Part II* 46, 2909–2939.

Vézina, A.F., Pahlow, M., 2003. Reconstruction of ecosystem flows using inverse methods: How well do they work? *J. Mar. Sci.* 40, 55-77.

Villasante, S., Arreguin-Sanchez, F., Heymans, J.J., Libralato, S., Piroddi, C., Christensen, V. & Coll, M., 2016. Modelling marine ecosystems using the Ecopath with Ecosim food web approach: New insights to address complex dynamics after 30 years of developments. *Ecol. Model.* 331, 1-4.

Vitousek, P.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 278, 21-21.

Vong, L., 2010. Des aires marines protégées: étude comparative France et Grande-Bretagne. Université du Littoral Côte d'Opale. Mémoire de master, Université du Littoral Côte d'Opale, Boulogne sur-mer, France. 70pp.

-W-

Wahlberg, M., Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 288, 295-309.

Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A. 2004. Resilience adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society.* 9, 5. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>

Walker, B. Salt, D. 2006. Resilience thinking. *Sustaining Ecosystems and People in a Changing World. How can Landscapes and communities absorb disturbance and maintain function?* Island Press, Washington D.C 192 pp.

Walker, B. Salt, D. 2012. Resilience Practice: Building Capacity to Absorb Disturbance and Maintain Function. Island Press, Washington D.C. 248 pp.

Walters, C., Christensen, V., Pauly, D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7, 139–172.

Westerberg, H., Lagenfelt, I., 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fish. Manag. Ecol.* 15, 369-375.

Westerberg, V., Jacobsen, J.B., Lifran, R. 2012. The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French mediterranean. *Tourism Manag.* 34, 172-183.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Öhman, M.C., 2006. The influence of offshore wind power on demersal fish. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 775-784.

Wilhelmsson, D., Malm, T., 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79, 459-466.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompons, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullstrom, M., Patterson Edwards, J., Amir, O., Dubi, A. 2010. Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy Edited by Dan Wilhelmsson. 104 pp.

Wilson, C. J., Elliott, M. 2009. The Habitat-creation potential of offshore wind farms. *Wind Energy*. 12, 203-212.

Winter, H.V., Aarts, G., Van Keeken. O.A. 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in The Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Edited by IMARES, Wageningen. 50pp.

Wood, L.J., Fish, L., Laughren, J., Pauly, D., 2008. Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. *Oryx* 42, 340-351.

Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787-790

-Z-

Zar, J., 1984. Biostatistical analysis. Prentice-Hall 620 pp.

Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.

Zettler, M.L., Pollehne, F. 2006. The Impact of Wind Engine Constructions on Benthic Growth Patterns in the Western Baltic. In Ch. 13: 201-222. Köller, J., J. Köppel and W. Peters (eds.). *Offshore Wind Energy, Research on Environmental Impacts*. Edited by Springer. 371 pp.

Annexes

Annexe 1: Zoom sur les données benthiques

Cette annexe présente les analyses qui ont été réalisées sur les échantillons benthiques au cours de ma thèse avant la construction des modèles Ecopath. Les prélèvements ont été réalisés par *In VIVO* en juin 2009 à l'aide d'une benne Day Grab qui permet de faire un prélèvement unitaire de 0,1 m². Au sein du site d'implantation du futur parc éolien vingt-sept stations ont été échantillonnées. A chaque station trois réplicats ont été réalisés. La position des différentes stations est indiquée dans la Figure 1.

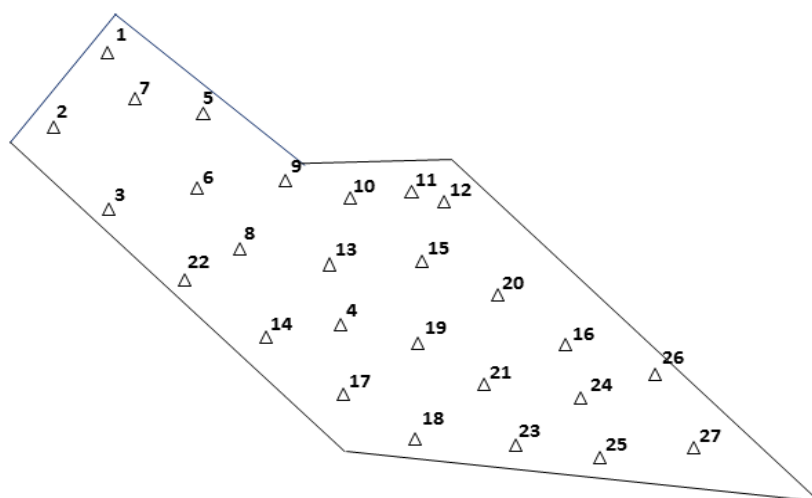


Figure 1 : Carte des stations de benthos au sein du site d'implantation du futur parc éolien.

1. Analyse des données

Matériels et méthodes

Richesse spécifique

La richesse spécifique (S) est mesurée en additionnant le nombre de taxon recueilli au niveau de chaque station (c'est-à-dire au niveau des trois réplicats, soit 0,3 m²).

Indice de diversité de Shannon-Weaver

L'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') (1948) a été calculé selon la formule suivante :

$$H' = \sum_{i=1}^s P_i \cdot \log_2 P_i$$

Avec :

s nombre d'espèces

P_i fréquence relative de l'espèce i dans le prélèvement

N_i nombre d'individus de l'espèce i

N nombre d'individus dans le prélèvement

Cet indice donne une information synthétique sur la richesse spécifique et l'équilibre de la communauté considéré. Comme il varie avec le nombre d'espèces et leurs abondances relatives, une faible valeur peut traduire deux situations différentes : 1) soit le nombre d'espèces est faible ; 2) soit le nombre d'espèces est élevé mais quelques espèces dominent fortement le peuplement. Le tableau 1 présente les différentes catégories associées à l'indice de Shannon-Weaver qui sont utilisées dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau pour les eaux côtières.

Tableau 1. Classification de l'état d'équilibre du benthos de substrat meuble en fonction de la valeur de l'indice Shannon (Andral, 2007). Le code couleur reprend les conventions de la DCE.

Valeur de H'	Catégories
$H' < 1$	très peu diversifié
$1 < H' \leq 2$	peu diversifié
$2 < H' \leq 3$	diversifié
$3 < H' \leq 4$	très diversifié
$[4 - +\infty[$	Extrêmement diversifié

Indice d'équitabilité ou indice de Pielou

Dans le but de nuancer l'information issue du calcul de l'indice de Shannon-Weaver, l'indice d'équitabilité ou indice de Pielou (J') (1966) a également été calculé. Il correspond au rapport entre la diversité obtenue (H') et la diversité maximale (H' max). Sa valeur varie de 0 (dominance d'une espèce) à 1 (équipartition des individus dans les espèces). Il a été calculé selon la formule suivante :

$$J' = \frac{H'}{H \text{ max}}$$

Avec :

H' Indice de Shannon-Weaver

H'max Valeur maximale de H' en cas d'équirépartition des individus ($\log_2 S$)

Le tableau 2 présente les différentes catégories associées à l'indice de Pielou qui sont utilisées dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau pour les eaux côtières.

Tableau 2. Classification de l'état d'équilibre du benthos de substrat meuble en fonction de la valeur de l'indice de Pielou (Dauvin et al., 2017). Le code couleur reprend les conventions de la DCE.

Valeur de J'	Catégories
0,0 - 0,2	Très peu diversifié
0,2 - 0,4	Peu diversifié
0,4 - 0,6	Diversifié
0,6 - 0,8	Très diversifié
0,8 - 1	Extrêmement diversifié

Indice biotique : AMBI

La valeur de l'indice AMBI (Borja et al., 2000, 2004) a été calculée afin de qualifier l'état écologique de la communauté. Cet indice est basé sur la composition spécifique de la communauté et la sensibilité des espèces aux perturbations du type "enrichissement en matière organique". Pour le calcul de cet indice, les espèces sont classées en 5 groupes en fonction de leur sensibilité aux stress et aux pollutions (Tableau 3). L'indice est calculé à partir des

proportions pondérées de chacun des groupes. La valeur de l'indice varie entre 0 et 6 et croît avec l'état de dégradation du milieu (Tableau 4).

Tableau 3 : Composition des groupes d'espèces utilisées dans le calcul de l'indice AMBI (Borja et al, 2000).

Groupes	Description
I	Espèces très sensibles aux enrichissements organiques, elles sont présentes dans des conditions non polluées. Ce sont surtout des amphipodes, des carnivores et quelques annélides polychètes tubicoles. Le milieu est dans un état non perturbé.
II	Espèces indifférentes aux enrichissements en matière organique. Il s'agit des espèces suspensivores, des carnivores. Le milieu est entre l'état non perturbé et l'état déséquilibré.
III	Espèces tolérantes aux enrichissements en matière organique. Ces espèces peuvent être présentes dans des conditions "normales" mais elles augmentent leur population lors d'enrichissement en matière organique, lorsque le déséquilibre est léger
IV	Espèces opportunistes de second ordre. Ce sont essentiellement des annélides polychètes de petites tailles et dépositives de sub-surface. Elles indiquent un état peu déséquilibré à fortement déséquilibré.
V	Espèces opportunistes de premier ordre. Elles apparaissent et prolifèrent dans les milieux très pollués et anoxiques lorsque le déséquilibre est très prononcé. Ce sont des espèces dépositives

Tableau 4 : Equivalence entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Borja et al., 2000, 2004).

Classification du site	Valeur de l'indice AMBI	Etat écologique (DCE)	Dominance des groupes écologiques
Non stressé	0,0 < AMBI < 0,2	Très bon	I - II
	0,2 < AMBI < 1,2		
Légèrement stressé	1,2 < AMBI < 3,3	Bon	III
Moyennement stressé	3,3 < AMBI < 4,3	Moyen	IV - V
	4,3 < AMBI < 5,0		
Fortement stressé	5,0 < AMBI < 5,5	Médiocre	V
	5,5 < AMBI < 6		
Extrêmement stressé	Azoïque	Mauvais	Azoïque

Classification Ascendante Hiérarchique

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode de classification, produisant des regroupements définis par un certain nombre de caractères (Lebart et al.,

2006). Cette méthode permet de construire des classes par agglomération successive de deux objets entre eux, de deux classes entre elles ou d'une classe et d'un objet (Benzécri, 1976), jusqu'à obtenir une hiérarchie de partition des objets. Différents calculs de distance pouvant être faits, le choix doit être judicieusement effectué en fonction du type de données employées. Différents calculs de distance pouvant être faits, le choix doit être judicieusement effectué en fonction du type de données disponibles.

L'indice de similarité de Bray-Curtis a été employé avec les données d'abondance qui ont subi une transformation en $\log(X + 1)$ afin de minimiser l'importance des espèces abondantes. L'analyse des dendrogrammes a été complétée par une analyse SIMPER (PRIMER V6), le calcul de la fidélité, de la constance ainsi que l'indice Indval (Dufrêne et Legendre, 1997) afin de caractériser les assemblages obtenus.

2. Résultats

Richesse taxonomique, indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité

Sur l'ensemble du site d'étude, le nombre total de taxa est de 147. La richesse taxonomique moyenne sur la zone d'étude est de 28 taxa par station. Les valeurs de l'indice de Shannon-Weaver observés sont comprises entre 0,9 et 4,8 avec une valeur moyenne de 3,8 (Tableau 5 ; Figure 2). Dix huit stations sont classées comme «Extrêmement diversifiées», cinq stations sont classées comme « très diversifiées », une comme « diversifiée », deux comme « peu diversifiées » et une comme « très peu diversifiée » selon Andral (2007). La station 26 classée comme «très peu diversifié» et les stations 16 et 20 classées comme « peu diversifiée » présentent également les plus faibles valeurs d'équitabilité (0,21 pour la station 26 et 0,31 pour les stations 16 et 20) témoignant ainsi de stations dont le nombre d'individus au sein des espèces n'est pas réparti de manière homogène. En fait, ces stations sont dominées par l'ophiure *Ophiothrix fragilis* qui représentent plus de 80% de l'abondance totale de chaque station.

Tableau 5 : valeurs de la Richesse taxonomique, de l'indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité pour les 27 stations.

Stations	Richesse	
	spécifique	H' J'
1	22	3,95 0,89
2	25	4,47 0,96
3	31	4,32 0,87
4	35	4,60 0,90
5	32	4,49 0,90
6	46	4,78 0,86
7	31	4,46 0,90
8	33	4,47 0,89
9	24	3,96 0,86
10	27	4,23 0,89
11	29	4,37 0,90
12	21	3,95 0,90
13	31	3,95 0,80
14	43	4,33 0,80
15	46	4,74 0,86
16	20	1,32 0,31
17	32	4,67 0,93
18	27	4,41 0,93
19	20	4,14 0,96
20	17	1,26 0,31
21	28	4,19 0,87
22	27	4,18 0,88
23	22	4,03 0,90
24	21	2,49 0,57
25	33	4,20 0,83
26	21	0,91 0,21
27	22	3,33 0,75

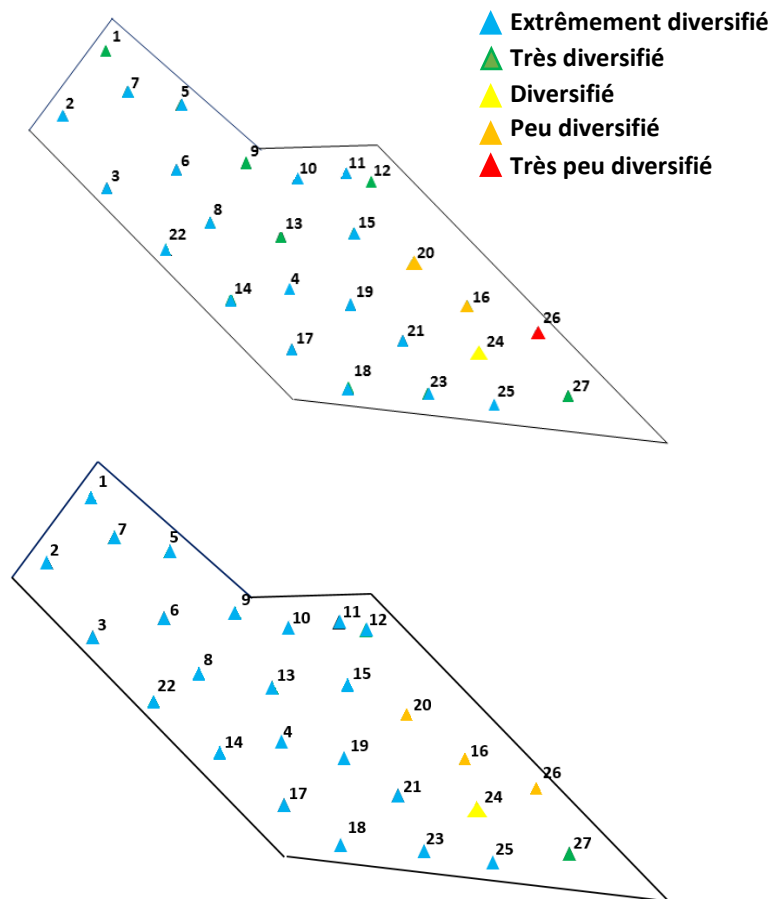


Figure 2 : Indice de Shannon-Weaver (en haut) et indices de Pielou (en bas) associés aux 27 stations

Indice biotique : AMBI et groupe écologique

L'indice AMBI assigne les stations entre un état écologique "Bon" et "Très bon" (Figure 3 et Figure 4) indiquant un bon état écologique de la zone d'étude. En effet, les résultats de l'indice AMBI sur les vingt-sept stations révèlent que treize présentent une légère perturbation et 14 sont non-perturbées.

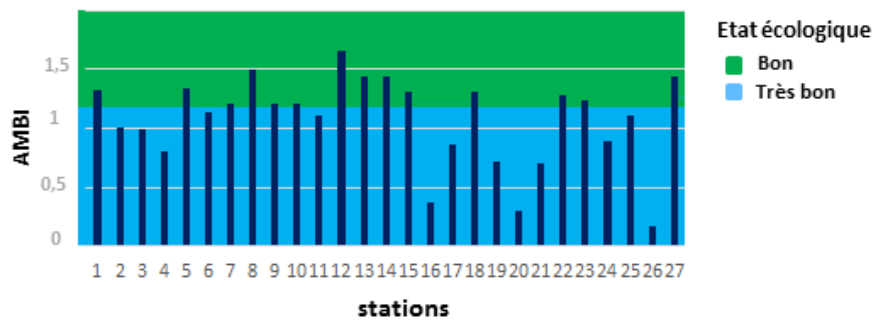


Figure 3 : Valeur de l'indice AMBI pour les 27 stations.

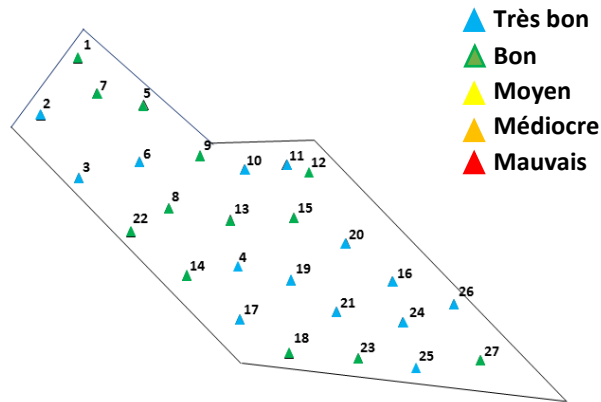


Figure 4 : Etat écologique (DCE) associé au 27 stations en fonction des valeurs de l'indice AMBI.

En ce qui concerne les groupes écologiques, les résultats mettent en évidence que la répartition des différents groupes écologiques est relativement homogène sur l'ensemble de la zone (Figure 5). Ce sont les groupes écologiques I et II qui sont les mieux représentés.

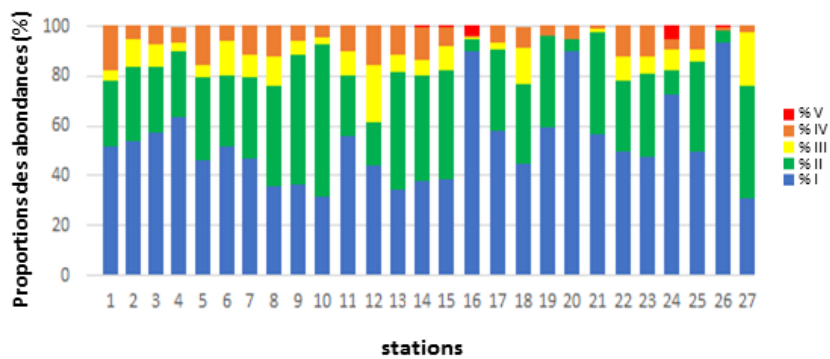


Figure 5: Proportion des groupes écologique aux niveaux des 27 stations

Assemblages faunistiques

Pour une similarité de 30, trois assemblages sont distingués (Figure 6):

- Assemblage a : Stations : 16, 20, 24,26
- Assemblage b : Station : 12
- Assemblage c : Stations : 1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19, 21, 22, 25, 27

L'assemblage a est dominé par les ophiures (*Ophiotrix fragilis*), les polychètes (*Chaetozone* spp., *Orbinia latreilli*, *Lumbrineris latreilli*) et l'échinoderme (*Psammechinus miliaris*) (Tableau 6). L'assemblage b est dominé par les bivalves *Glycymeris glycymeris*, *Nucula hanleyi* et *Polititapes rhomboides*, les polychètes *Chaetozone* spp. et *Pista cristata* et le crustacé *Cirolana cranchii*. Enfin, l'assemblage c est dominé par les polychètes *Lumbrineris latreilli*, *Chaetozone* spp., le bivalve *Polititapes rhomboides*, l'échinoderme *Psammechinus miliaris*. Enfin, l'assemblage d est dominé par les mollusques *Nucula hanleyi*, *Polititapes rhomboides* et *Antalis vulgaris*, les polychètes *Pista cristata* et *Lumbrineris latreilli* et l'ophiure *Amphipholis squamata*.

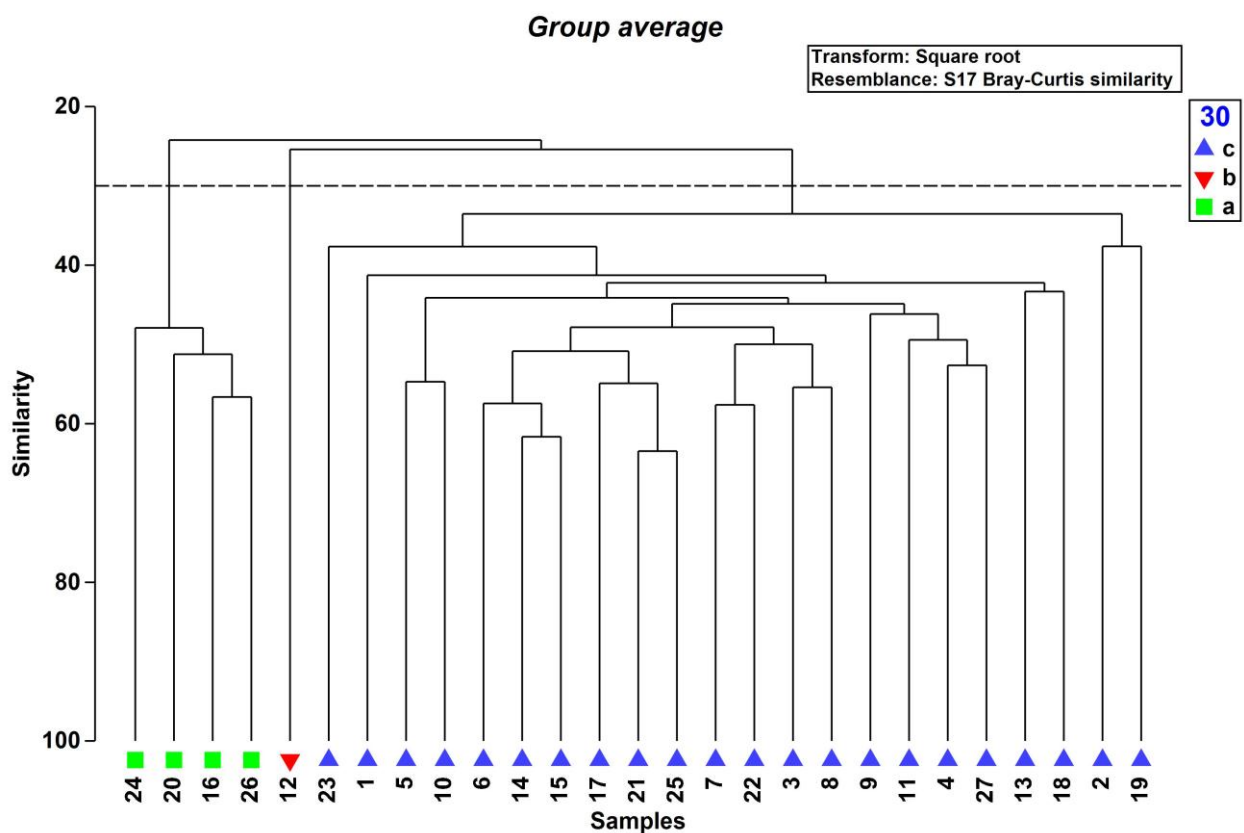


Figure 6 : Dendrogramme obtenu à partir de la matrice d'abondance en transformation Log (x+1) selon la similarité de Bray-Curtis.

Tableau 6 : Ordre décroissant (du haut vers le bas) des 8 espèces contribuant le plus aux différents assemblages.

Assemblage a		Assemblage b		Assemblage c	
Espèces	Cont. Cum.%	Espèces	Cont. Cum.%	Espèces	Cont. Cum.%
<i>Ophiothrix fragilis</i>	53,2	<i>Glycymeris glycymeris</i>	15,51	<i>Lumbrineris latreilli</i>	14,52
<i>Chaetozone</i> spp.	60,18	<i>Chaetozone</i> spp.	29,3	<i>Polititapes rhomboides</i>	23,89
<i>Orbinia latreilli</i>	66,32	<i>Pista cristata</i>	39,64	<i>Chaetozone</i> spp.	31,58
<i>Psammechinus miliaris</i>	72,17	<i>Cirolana cranchii</i>	48,24	<i>Psammechinus miliaris</i>	38,57
<i>Lumbrineris latreilli</i>	77,3	<i>Nucula hanleyi</i>	55,13	<i>Pista cristata</i>	43,74
Capitellidae	82,24	<i>Polititapes rhomboides</i>	62,02	<i>Echinocyamus pusillus</i>	48,63
<i>Lepidonotus squamatus</i>	86,07	<i>Notomastus latericeus</i>	67,22	<i>Amphipholis squamata</i>	53,07
<i>Cirratulus cirratus</i>	88,39	<i>Ampelisca diadema</i>	70,22	<i>Galathea intermedia</i>	57,08

Cont. Cum. : Contributions cumulées

Ces analyses mettent en évidence la présence de sous-ensembles appelés faciès (assemblage a) dominés par l'ophiure *Ophiothrix fragilis* (espèce connue ailleurs en Baie de Seine comme pouvant former des patches d'abondance (Dauvin et Ruellet, 2008 ; Lozach et al., 2011 ; Baffreau et al., 2017) au sein de la communauté des sables graveleux très largement présente dans toute la Baie de Seine centrale (Gentil et Cabioch, 1997).

Bibliographie

- Baffreau, A., Pezy, J.P., Dancie, C., Chouquet, B., Hacquebart, P., Poisson, E., Foveau, A., Joncourt, Y., Duhamel, S., Navon, M., Marmin, S., Dauvin, J.C. 2017.** Mapping benthic communities: an indispensable tool for the preservation and management of the eco-socio-system in the Bay of Seine. Reg. Stud. Mar. Sci. 9, 162-173.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000.** A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar. Poll. Bull. 40, 1100–1114.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004.** Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach (viewpoint). Mar. Poll. Bull. 48, 209–218.
- Clark, K.R., Gorley, R.N. 2006.** PRIMER v6 : User Manual/Tutorial. Primer-E-Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., 2008.** Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English Channel). J. Sea. Res. 59, 320-326
- Dufrêne, M., Legendre, P. 1997.** Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Mono. 67, 345-366.
- Gentil, F., Cabioch, L. 1997.** Carte des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine et Manche centrale sud. Carte et notice explicative de la carte. Editions de la station Biologique de Roscoff. 18pp.

- Lebart, L., Piron, M., Morineau, A. 2006.** Statistique exploratoire multidimensionnelle. Visualisation et inférence en fouilles de données. Dunod, Paris, 464 p.
- Lozach, S., Dauvin, J.C., Méar, Y., Murat, A., Davoult, D., Migné, A. 2011.** Sampling epifauna, a necessity for a better assessment of benthic ecosystem functioning: an example of the epibenthic aggregated species *Ophiothrix fragilis* from the bay of Seine. Mar.Pollut.Bull. 62, 2753–2760.
- Pielou, E.C., 1966.** The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol. 13, 131-144.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1948.** The mathematical theory of communication. University of Illinois, Press, Urbana, IL. 225 pp.

Annexe 2: Communications

Colloques et congrès nationaux et internationaux

Communication orales

Dauvin, J.C., Baffreau, A., Raoux, A., Pezy, J.P., Niquil, N. The Bay of Seine: A resilient socio-eco- system under cumulative pressures. Coast 2017, Evolution systémique et de la biodiversité des environnements côtiers et littoraux sous la pression du changement climatique, des facteurs naturels et anthropiques locaux, 7- 10 novembre 2017, Bordeaux, France.

Niquil, N., Raoux, A., Safi, G., Halouani, G., Dauvin, J.C., Mazé, C. A history of functioning indicators proposed to OSPAR illustrated with the case study of the offshore wind farm in the Bay of Seine. What is next: connecting ecological and social network analyses? Alfred Wegener Institut (AWI) Workshop on the “Use of coastal and estuarine food web models in politics and management: The need for an entire ecosystem approach to prevent crises”, 25- 27 septembre 2017, Alfred Wegener Institut Helmholtz, Station Sylt, Germany.

Pezy, J.P., Raoux, A., Niquil, N., Dauvin, J.C. Trophic webs comparison of two different habitats in the English Channel : the Courseulles-sur-mer and the Dieppe-Le Tréport OWF case study. 4th Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 September 2017, Estoril, Portugal.

Robin, J.P., Raoux, A., Safi, G., Porcher, Z., Malhomme, F., Alemany, J., Foucher, E., Niquil, N. 2017. Les défis de l'intégration des Céphalopodes de Manche dans une approche écosystémique des pêches. Colloque IFREMER, pêches et changements globaux, 28-30 juin 2017, Nantes, France.

Baux, N., Baffreau, A., Balay, P., Chouquet, B., Dancie, C., Pezy, J.P., Raoux, A., Dauvin, J.C. Mise au point d'INDicateurs d'Impacts de CLAPages sur les habitats benthiques : cas des sites de dépôt de clapages des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen dans la partie orientale de la baie de Seine (projet INDICLAP : AAMP). CARHAMB'AR (colloque national sur la cartographie des habitats marins benthiques), 14-16 mars 2017, Brest, France

Pezy, J.P., Raoux, A., Niquil, N., Dauvin, J.C. Les sables grossiers de la baie de Seine et de la Manche orientale ont-ils des réseaux trophiques différents ? Le cas des parcs éoliens offshore de Courseulles-sur-mer et de Dieppe - Le Tréport. Colloque national sur la cartographie des habitats marins benthiques CARHAMB'AR, 14-16 mars 2017, Brest, France.

Raoux, A., Pezy, J.P., Dauvin, J.C., Niquil, N. Trophic webs comparison of two different habitats in the English Channel: the Courseulles-sur-mer and the Dieppe-Le Tréport Offshore Wind Farm case study. Working Group on Marine Benthic and Renewable Energy Developments, ICES meeting, 14-18 Mars 2017, Gdansk, Pologne.

Pezy, J.P., Raoux, A., Niquil, N., Dauvin, J.C. Can the transition from a taxonomic approach to an integrated food web approach allows the assessment of environmental impacts: Dieppe-Le Tréport and Courseulles-sur-mer case studies? 25ème édition de la Réunion des Sciences de la Terre 2016, 24-28 octobre 2016, Caen, France.

Raoux, A., Dauvin, J.C., Niquil, N. An ecosystem approach of Marine Renewables Energies: what tells us the Ecological Network Analysis on the potential effects of Offshore Wind Farms on the ecosystem resilience? EcApRHA WP3, workshop on Ecological Network Analysis indices, 14-15 Septembre 2016, Londres, UK.

Niquil, N., Mazé, C., Raoux, A., Tecchio, S., Dauvin, J.C., Dambacher, J.F. Food-web models and political decision: what could be learned from simulations of cumulated impacts on the Bay of Seine food-web properties? MSEAS 2016, Understanding marine socio-ecological systems: including the human dimension in Integrated Ecosystem Assessments, 30 Mai - 3 Juin 2016, Brest, France.

Raoux A, Tecchio, S., Dauvin, J.C., Pezy, J.P., Degraer, S., Cachera, M., Grangeré, K., Dambacher, J.F. Modelling impacts of offshore wind farms on trophic web: the Courseulles-sur-Mer case study, an example of cumulated impacts. MSEAS 2016, Understanding marine socio-ecological systems: including the human dimension in Integrated Ecosystem Assessments, 30 Mai- 3 Juin 2016, Brest, France.

Tecchio, S., Raoux, A., Dauvin, J.C., Galichon, P., Niquil, N. Dynamic simulations of the Seine estuary food web: Towards a holistic and integrated approach of management scenarios on ecosystem functioning. MSEAS 2016, Understanding marine socio-ecological systems: including the human dimension in Integrated Ecosystem Assessments, 30 Mai - 3 Juin 2016, Brest, France.

Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.P., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Dauvin, J.C., Niquil, N. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? 28^{ème} young oceanographers forum, 18-20 Mai 2016, Cherbourg, France.

Raoux, A., Pezy, J.P., Dauvin, J.C., Tecchio, S., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Niquil, N. Modelling impacts of offshore wind farms on trophic web: the Courseulles-sur-Mer case study. EGU General Assembly 2016, "OS2.7 Environmental Impacts of Marine Renewables", 17-22 Avril 2016, Vienne, Autriche.

Raoux, A., Pezy, J.P., Dauvin, J.C., Niquil, N. Modelling impacts of offshore wind farms on trophic webs: the Le Tréport and Courseulles-sur-Mer cases studies. Working Group on Marine Benthic and Renewable Energy Developments, ICES meeting, 14-18 Mars 2016, Delft, Pays-Bas.

Niquil, N., Tecchio, S., Le Guen, C., Dauvin, J.C., De Roton, G., Lasalle, G., Morin, J., Raoux, A., Safi, G., Lobry, J. Approche multicritère de l'état de santé des écosystèmes estuariens : exemple de la Seine. Colloques biennal des zones ateliers, 14-15 Octobre 2015, Paris, France.

Raoux, A., Pezy, J.P., Dauvin, J.C., Niquil, N. Ecosystem Approach of Marine Renewable Energy: Study of the impact on the food web of the construction and operation of two Offshore Wind Farms in the English Channel and cumulative impacts. Working Group on Marine Benthic and Renewable Energy Developments, ICES meeting 20-24th Avril 2015, Oban, UK.

Posters

Dannheim, J., Degraer, S., Bergström, L., Birchenough, S., Brzana, R., Boon, A., Colen, J., Dauvin, J.C., De Mesel, I., Derweduwen, J., Hutchinson, Z., Janas, U., Martin, G., Raoux A, Reubens, J., Rostih, L., Wilding, T., Wilhelmsson, D. Effects of offshore renewables on benthos: prioritizing the known unknown. ICES Annual Science Conference 2017, Theme session K. Introducing man-made structures in marine systems: assessing ecological effects, knowledge gaps and management implications. 18–21 September 2017. Fort Lauderdale, Florida, US.

Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C. Analyse du réseau trophique du site expérimental de clapage MACHU dans la partie orientale de la baie de Seine (Manche) avant et après dépôt.). Colloque national sur la cartographie des habitats marins benthiques CARHAMB'AR, 14-16 mars 2017, Brest, France.

Niquil, N., Dauvin, J.C., Grangeré, K., Raoux, A., Leroy, B., Beaugrand, G. TROPHIK Approche écosystémique des EMR : Modélisation du rôle des éoliennes offshore dans la modification du fonctionnement des réseaux trophiques côtiers et dans le cumul d'impacts. Convention internationale des Energies Marines Renouvelables, Seenergy, 1-2 juin 2016, Biarritz, France.

Pezy, J.P., Raoux, A., Baffreau, A., Foveau, A., Niquil, N., Dauvin, J.C. Implementation of offshore winds farms in the Eastern Part of the English Channel: an opportunity to promote a homogeneous strategy for study hard bottom (piles and associated reefs) and surrounding soft-bottom communities, Working Group on Marine Benthic and Renewable Energy Developments, ICES, meeting 2015, 21-24 April 2015, Oban, Scotland.

Niquil, N., Dauvin, J.C., Grangeré, K., Chaalali, A., Raoux, A., Le Loc'h, F. Approche Ecosystémique des EMR : quelles influences peut-on attendre sur le réseau trophique des écosystèmes marins? Convention internationale des Energies Marines Renouvelables, Thetys EMR, le 21-22 Mai 2015, Nantes, France.

Publications

Raoux, A., Lassalle, G., Pezy, J.P., Tecchio, S., Safi, G., Ernande, B., Mazé, C., Le Loc'h, F., Lequesne, J., Girardin, V., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017. An ecosystem approach of Marine Renewable Energies management: The potential effects of Offshore Wind Farms on ecosystem structure and functioning. *Submitted in Ecological Indicators.*

Le Guen, C., Tecchio, S., Dauvin, J.C., De Roton, G., Lobry, J., Lepage, M., Morin, J., Lassalle, G., Raoux, A., Niquil, N. 2017. Assessing the ecological status of an estuarine ecosystem: Linking biodiversity and food-web indicators. *Submitted in Ecological Indicators.*

Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Bailay, P., Dauvin, J.C. 2017. Short-term response of subtidal soft-bottom community to dredge deposit of spoil estuarine sediment supports the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Submitted in Ecological Indicators.*

Raoux, A., Dambacher, J.M., Pezy, J.P., Mazé, C., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017. Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel). *Marine Policy.* 89, 11-20.

Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.P., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Lassalle, G., Leguen, C., Grangeré, K., Le loch, F., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? *Ecological Indicators.* 72, 33-46.

Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Bailay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C. 2017. Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site from the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Marine Pollution Bulletin.* 118: 101-111.

Tecchio, S., Chaalali, A., Raoux, A., Tous Rius, A., Lequesne, J., Girardin, V., Lassalle, G., Cachera, M., Riou, P., Lobry, J., Dauvin, J.C., Niquil, N. 2016. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. *Ecological Indicators.* 61, 833–845.

Linard C, Gueguen Y, Moriceau J, Soyeux C, Hui B., Raoux A, Cuif JP, Cochard JC, Le Moulac G. 2011. Calcein staining of calcified structures in pearl oyster *Pinctada margaritifera* and the effect of food resource level on shell growth. *Aquaculture*, 313: 149–155.

Résumé

Dans le cadre de la transition énergétique, le gouvernement Français prévoit la construction de sept parcs éoliens en mer (offshore) le long des côtes Manche-Atlantique parmi lesquels le futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer. A ce jour, il n'existe pas d'étude globale et intégrée des effets de la construction et de l'exploitation de ces parcs sur l'écosystème. L'innovation principale de cette thèse a donc été de poser les bases d'une approche écosystémique des Energies Marines Renouvelables (EMR) à travers l'exemple du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer. Pour ce faire, une combinaison d'outils de modélisation a été utilisée afin de : 1) caractériser le fonctionnement et la structure de l'écosystème du site d'implantation du parc ; 2) tester des scénarios d'évolution possible du fonctionnement trophique du système. Ainsi, un modèle de réseau trophique et trois scénarios ont été construits afin d'analyser les conséquences de l'effet récif et réserve générées par le parc sur l'écosystème. Les indices de l'analyse des réseaux écologiques ainsi que d'autres indices tels que le niveau trophique moyen ont été analysés afin de caractériser le fonctionnement du système.

Toutefois, conscient que cet écosystème est menacé par de multiples pressions, il est nécessaire de comprendre comment ces activités humaines vont interagir entre elles et quelles sont leurs conséquences sur l'écosystème dans un contexte de changements globaux. Ainsi, une vision globale des impacts cumulés a également été développée grâce à un autre type de modélisation appelé 'modélisation qualitative' ou en 'digraphe orienté'. Les résultats ont mis en évidence des changements dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème après la mise en place du parc éolien. Les résultats de ces modèles pourraient être utilisés dans la définition de mesures de suivi après l'installation du parc et dans l'évaluation de la nécessité de mettre en place des mesures de compensation. Enfin, les modèles qualitatifs pourraient également servir d'outils de communication avec le public et ainsi permettre une meilleure appropriation des projets EMR.

Mots clés : Baie de Seine, modèle Ecopath, modèle qualitatif, approche holistique, indices de l'analyse des réseaux écologiques.

Abstract

As part of the energy transition, the French government is planning the construction of seven Offshore Wind Farms (OWF) along the English Channel and Atlantic coasts including the Courseulles-sur-mer OWF. Until now, there is no holistic study on the OWF construction and operation effects on an ecosystem taken as a whole. This thesis is the first study to lay the foundations for an ecosystem approach of Marine Renewable Energy (MRE) through the Courseulles-sur-mer OWF example. For that a combination of innovative modelling tools was applied to 1) characterise the ecosystem structure and functioning before the OWF construction; 2) simulate the impacts of this future OWF on the ecosystem structure and functioning. A food-web model and three scenarios were constructed to investigate the "reef" and "reserve" effects induced by the OWF on the ecosystem. Ecological Network Analysis indices, other ecosystem attributes and Mean Trophic Level were derived to investigate the ecosystem health and state.

However, being aware that this ecosystem is threatened by multiple perturbations, there is a need to understand how human activities interact to influence ecosystem functioning in a long term climate change context. Thus, a holistic view of cumulated impacts on the Courseulles-sur-mer' ecosystem through the use of an oriented signed digraph was also developed. Results highlighted a combination of significant changes in the food-web structure and ecosystem functioning. These results can play a vital role in both decision making by improving long term planning for the marine environment but also as tool for communication with the public and so contribute to a better acceptability of MRE project.

Keyword: Bay of Seine, Ecopath model, qualitative model, holistic approach, Ecological Network Analysis (ENA).