



HAL
open science

Les services écosystémiques des habitats benthiques de la Manche : patrons, modélisation et scénarisation dans un contexte de changement global

Jules Pecquet

► **To cite this version:**

Jules Pecquet. Les services écosystémiques des habitats benthiques de la Manche : patrons, modélisation et scénarisation dans un contexte de changement global. Biodiversité et Ecologie. Université du Littoral Côte d'Opale, 2022. Français. NNT : 2022DUNK0649 . tel-04088283

HAL Id: tel-04088283

<https://theses.hal.science/tel-04088283>

Submitted on 4 May 2023

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

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



Thèse de Doctorat

Mention - Sciences Agronomiques et Ecologiques
Spécialité - Sciences de la mer - biologie et écologie

présentée à l'*Ecole Doctorale - Sciences Technologie et Santé (ED 585)*

de l' **Université du Littoral Côte d'Opale**

Jules PECQUET

Pour obtenir le grade de Docteur de l'Université du Littoral Côte d'Opale

**Les services écosystémiques des habitats
benthiques en Manche :
patrons, modélisation et scénarisation
dans un contexte de changement global**

Soutenue le 9 septembre 2022, après avis des rapporteurs,
devant le jury composé de :

M. Rachid Amara, Professeur, ULCO
M. Eric Thiébaud, Professeur, Sorbonne Université
M. Eric Feunteun, Professeur, MNHN
M^{me} Emilie Crouzat, CR, INRAE
M. François Le Loc'h, DR, IRD
M^{me} Frida Ben Rais Lasram, PR, ULCO
M^{me} Maud Mouchet, MC, MNHN

Président de jury
Rapporteur
Rapporteur
Examinatrice
Examineur
Directrice de thèse
Co-directrice de thèse

REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse a été une expérience enrichissante, tant sur les aspects professionnels, que personnels et humains. Cela m'a permis d'apprendre, comprendre nombre d'aspects relatifs à l'écologie et à la science, mais aussi de m'y découvrir. Ce pan de ma vie ne fut pas de tout repos, et il me reste encore un long chemin à parcourir, mais tout cela n'a été possible que grâce à l'entourage dont j'ai pu bénéficier durant ces quelques années sur la Côte d'Opale. Ces quelques années ont été une suite d'expériences et de rencontres riches au travers d'enseignements et d'entretiens. Toutes les personnes citées ci-après, ont participé, de près ou de loin, de par leur présence ou par leur soutien, à cette période de ma vie et je me réjouis de pouvoir exprimer ici ma gratitude envers elles.

En tout premier lieu, je tiens à adresser mes sincères remerciements à mes codirectrices de thèse Frida Ben Rais Lasram et Maud Mouchet, avec lesquelles j'ai eu la chance de travailler. Je les remercie de m'avoir apporté leur soutien, de m'avoir orienté tout au long de ces années, et aussi de m'avoir recadré afin d'éviter que je ne m'égarer trop. Je les remercie pour leur implication forte dans les diverses étapes et corrections que constitue l'élaboration d'une thèse. Je remercie Frida, de m'avoir fait confiance, pour son investissement tout au long des différentes épreuves qui émaillent une thèse et ses périodes de doute. A travers les échanges que nous avons eus, j'ai pu apprendre les différents aspects et rouages que compose la science. En revenant vers moi quand cela n'allait pas, elle a su employer les mots justes pour pouvoir me motiver et me rassurer sur mon travail, et cela, sans jamais faillir, et pour cela, je l'en remercie. Je remercie Maud pour ces nombreux échanges qui m'ont permis de prendre du recul sur mon travail, et d'apporter une réflexion sur cette thématique nouvelle. Toujours à l'écoute, Maud a su prendre le temps à m'aider à me diriger dans des choix et réflexions, à chaque fois de façon pertinente et avec une attention bienveillante.

Je remercie les membres du Jury pour avoir accepté d'évaluer ce travail de thèse, soit Eric Thiébaud et Eric Feunteun en tant que rapporteurs, François Le Loc'h et Emilie Crouzat en tant qu'examineurs, et plus particulièrement, Rachid Amara pour avoir accepté de présider ce jury de thèse. J'adresse également un remerciement à l'université du littoral de la côte d'Opale pour le financement de ce projet de thèse.

De plus, j'aimerais remercier François Gevaert, pour le suivi et le soutien apporté au long de cette thèse qui m'ont été d'une grande aide, mais aussi pour les connaissances techniques liés aux macroalgues. J'aimerais remercier Sylvie Campagne rencontrée fortuitement à Blanquetaque, pour la suite des échanges qui, bien que brefs, m'ont apporté une autre vision de l'écologie et des services écosystémiques. Je n'oublie pas l'implication des membres du comité de suivi de thèse, et

particulièrement Nathalie Niquil et Nicolas Spilmont pour les avis extérieurs et l'aiguillage apporté durant cette thèse. Pour les rencontres plus brèves, je n'oublierai pas Marie Le Marchand pour sa pédagogie lors d'une brève formation sur les modèles de niche, et Guillaume Léger pour m'avoir aidé dans mon travail durant son stage. J'aimerais particulièrement remercier Yoann Baulaz, qui, bien que vite reparti vers des contrées encore plus froides, m'aura apporté de nombreux conseils pour approfondir le concept de service, saupoudré d'un vocabulaire et d'un lyrisme particuliers aux géographes.

En ayant eu une formation exclusivement tournée vers l'écologie, j'ai eu l'occasion d'organiser et d'encadrer des entretiens individuels, ce qui a été une expérience formidable pour moi. C'est pourquoi je tiens à remercier les nombreux experts et acteurs du littoral, de Dunkerque à Brest, pour avoir répondu présents à ma demande, mais surtout pour avoir partagé avec moi leurs connaissances et leurs passions du territoire, au travers d'échanges et d'informations captivantes.

Ce travail n'aurait pas été possible sans l'accueil bienveillant que j'ai pu recevoir de la part du Laboratoire d'Océanographie et des Géosciences que je tiens à remercier dans sa globalité. Un grand merci aux doctorants, post-doctorants et permanents de la MREN, pour ces discussions et rencontres de bout du couloir ou dans la cafeteria. J'ai eu l'occasion de rencontrer des oreilles attentives et des échanges stimulants auprès d'Arnaud, Alexandre et Jeremy et de bien d'autres. J'aimerais remercier Ioli qui m'a beaucoup apporté par son attention et a su m'épauler et me motiver tout du long. Encore merci de m'avoir accueilli avec Jordan dans les moments où j'en avais le plus besoin. Durant ces quelques années au laboratoire, de nombreuses têtes sont arrivées et reparties avec des rencontres enrichissantes. Aux premières heures j'ai pu faire la rencontre de Roy, Chirine, Laurelaï, tandis que sur la fin, il m'aura tardé de rencontrer Slow, Carina, Kevin, Clara. Il m'aurait été incorrect de parler de ma vie dans ce laboratoire sans parler de Baptiste. Que cela soit au sein du laboratoire ou à l'extérieur, les moments divers et conversations multiples que nous avons partagés m'ont considérablement apporté tant au niveau de la thèse, qu'au niveau personnel. Ce fut une rencontre touchante et une amitié marquante pour moi, que j'espère bien garder plus tard.

Ce pan de ma vie n'aurait pas été aussi enrichissant sans toute cette chaleur (même en hiver) que j'ai pu recevoir à Boulogne, ce qui en a fait une expérience agréable. Ces nombreuses personnes de tous horizons qui m'ont permis les weekends de souffler un coup, ou en boire un autre dans des moments nécessaires à parler d'autres sujets que de science. Notamment Carole, Sarah, Thibaut et Maud pour ces moments passés les weekends à travers des discussions liant philosophie et conservation, des instants nécessaires pour couper. Au cœur de Boulogne, les loustiques de l'Ifremer sont présents partout, au sein d'une formidable ambiance et m'ont apporté une bouffée d'oxygène. Encore une fois

il y a trop de monde pour tous les citer, mais les vrais savent. A cela s'ajoutent ceux de l'Anses et du Bassin, trop souvent oubliés.

Pour avoir partagé un bout de leurs vies avec moi, et m'avoir supporté dans la vie de tous les jours, j'aimerais remercier les colocataires que j'ai eu la chance d'avoir, tous plus enjoués les uns que les autres : Pierrot, Momo, Alaïa, Clara, Salomé, et plus particulièrement Julie, qui jusqu'à la fin a su être sans faille.

J'aimerais remercier mes amis de longue date du Nord, Ogier, Gauthier, Amaury, Audrey, et beaucoup d'autres heureusement que vous étiez là pour me faire sortir de cette bulle qu'est Boulogne.

Et pour finir, (car elle a toujours été là), j'aimerais remercier la petite-grosse famille, trop rarement croisée avec ce travail. Ce manuscrit signe la fin d'une longue période de ma vie, et durant toute cette période vous m'avez soutenu dans mes choix, et j'ai toujours pu compter sur vous, à tout moment, merci Maman, Papa et Léo.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	3
TABLE DES MATIERES	7
LISTE DES FIGURES.....	12
LISTE DES TABLEAUX	14
Introduction	15
1. Erosion de la biodiversité et pertes de services écosystémiques	16
1.1 Une érosion des écosystèmes marins liée aux perturbations anthropiques qui provoque une diminution de la biodiversité	16
1.2 Une érosion des services écosystémiques	18
1.3 Une évaluation des services écosystémiques complexe.....	19
2. La Manche, un écosystème sous pressions.....	22
2.1 Etat des activités anthropiques en Manche.....	22
2.2 Des pressions anthropiques interconnectées	26
2.3 Etat des connaissances du compartiment benthique de la Manche	27
3. Objectif et structure de la thèse.....	29
Chapitre 1 :	
Etat de l'art du concept de service écosystémique et mise en œuvre en milieu marin et côtier.....	33
1. Historique du concept de service écosystémique.....	34
1.1 Naissance et évolution du concept de service écosystémique	34
1.2 Définitions du service écosystémique et des concepts connexes	36
2. Cadres méthodologiques pour l'évaluation des services.....	39
2.1 Les cadres d'analyse	39
2.2 Les différentes classifications des services écosystémiques.....	44
2.3 Apports et limites d'un concept en évolution.....	46
3. Différentes évaluations des services écosystémiques	49
3.1. Le choix des indicateurs de service écosystémiques	50
3.2. Les méthodes d'évaluation des services écosystémiques	51
3.3 Le cas particulier de l'évaluation à dire d'experts.....	55
4. Les services écosystémiques en milieu marin.....	56
4.1 Etat de l'art des services écosystémiques en milieu marin.....	56
4.2 Facteurs de pressions sur les écosystèmes marins côtiers et services écosystémiques fournis	58
4.3 Les limites du concept et disparité spatiale des évaluations en milieu marin	59
Chapitre 2 :	

Evaluation de la vulnérabilité de la fourniture en services écosystémiques des habitats benthiques : approche par étude d'impact cumulé et par avis d'experts en Manche orientale	62
1. Introduction.....	63
1.1 Les Etudes de Risques Cumulés comme outil de gestion intégrée face une perturbation croissante des écosystèmes	63
1.2 Vulnérabilité et fournitures de services écosystémiques	65
1.3 Zone d'étude et objectifs du chapitre	66
2. Matériel et Méthode	68
2.1 Principe de l'étude de risques cumulés.....	68
2.2 Présentation de la démarche méthodologique employée dans ce chapitre	70
2.3 Présentation de la zone d'étude, la Manche orientale	72
2.4 Acquisition et traitement des données	73
2.4.1 Les activités en Manche orientale.....	73
2.4.2.a <i>Spatialisation des Pressions</i>	78
2.4.2.b <i>Modèle de dissipation des pressions</i>	79
2.4.3 Cartographie des habitats benthiques en Manche orientale et identification des services écosystémiques associés.....	80
2.4.4 Données cartographiques (Etape 1a).....	84
2.5 Evaluation des relations entre activités, pressions, habitats et services par dire d'experts (Etape 1b).....	88
2.5.1 Préparation des entretiens.....	88
2.5.2 Déroulement des entretiens et système de notation	89
2.5.3 Fiabilité des avis d'experts	91
2.6 Calculs pour parvenir à la vulnérabilité de la fourniture en services (Etape 2)	91
2.6.1 Impact de la pression générée (Etape 2a).....	91
2.6.2 Calcul du risque individuel d'impact sur un habitat (Etape 2b)	92
2.6.3 Calcul de la fourniture en services (FSE) par les habitats (Etape 2c)	93
2.6.4 Calcul de la vulnérabilité de la fourniture en services (Etape 2d).....	93
3. Résultats	94
3.1 Cartographie du Risque d'impact individuel (RII) par activité.....	95
3.1.1 Cartes des RII par activité.....	95
3.1.1.a <i>Activités basées à terre</i>	95
3.1.1.b <i>Activités au large</i>	96
3.1.2 Analyse du RII par activité	99
3.1.2.a <i>Activités générant un RII fort</i>	99
3.1.2.b <i>Activités générant un RII faible</i>	99
3.2 Estimation des relations activité-pression	100

3.3 Cartographie du Risque d'impact individuel (RII) par pression.....	103
3.3.1 Cartes du RII par pression.....	103
3.3.2 Analyse du RII par pression	107
3.4 Estimation des relations Pression-Habitat	107
3.5 Estimation du Risque d'Impact Cumulé (RIC) par habitat.....	109
3.5.1 Carte d'habitat.....	109
3.5.1.a Habitats subtidaux	109
3.5.1.b Habitats côtiers et remarquables	110
3.5.2 Analyse du RIC par habitat	111
3.6 Cartographie de la fourniture en service (FSE) par les habitats.....	112
3.6.1 Description de la FSE totale.....	112
3.6.2 Description de la FSE par catégorie de service.....	114
3.6.3 Description de la FSE par service.....	116
3.7 Cartographie de la vulnérabilité (VFS) et du risque cumulé (RIC).....	117
3.7.1 Analyse de la distribution spatiale de VFS.....	117
3.7.2 Comparaison des cartes de VFS et de RIC	117
4. Discussion	118
4.1 Risque d'impact cumulé (RIC) et vulnérabilité en services (VFS) exercés sur les habitats benthiques en Manche orientale	119
4.1.1 Répartition spatiale de la VFS en Manche orientale	119
4.1.2 Caractéristiques des habitats de la Manche orientale.....	121
4.2 Approches de la Vulnérabilité de la Fourniture en Services (VFS)	125
4.3 Limites de l'approche	128
4.3.1 Limitations liées aux données	128
4.3.1.a Données à dire d'experts	128
4.3.1.b Données liées aux activités.....	129
4.3.2 Limitations liées aux méthodes.....	131
4.3.2.a Additivité des pressions	131
4.3.2.b Variabilité des relations entre composantes	132
4.3.2.c Estimation de la fourniture en services.....	133
Chapitre 3 :	
Combinaison de modèles de niche écologique et d'indicateurs de services écosystémiques pour évaluer les impacts du changement climatique sur les laminaires : application aux côtes françaises .	
.....	137
Résumé étendu du Chapitre 3.....	138
1. Introduction.....	145
2. Materials and methods	149

2.1	Description of the kelp species and study area.....	150
2.1.1	Species presentation	150
2.1.2	Study area.....	151
2.2	Kelp ES assessment.....	152
2.2.1	Literature review and classification of ES provided by kelp.....	152
2.2.2	Quantification and mapping of ES indicators.....	153
2.3	Ecological niche models	157
2.3.1	Species data.....	157
2.3.2	Environmental data	157
2.3.3	Modelling procedure.....	158
2.4	Relating ENM outputs to ES indicators	159
2.4.1	Biomass estimation	159
2.4.2	ES quantification.....	161
3.	Results	161
3.1	Current and future variation of kelp biomass	161
3.2.	Inventory of ecosystem services provided by kelp and indicators	162
3.3	Current and projected potential values of kelp ES.....	166
4.	Discussion.....	166
4.1	Projected kelp distribution.....	167
4.2	Impacts of climate change on kelp ES supply.....	168
4.3	Potential shortcomings of the study	169
5.	Conclusion and perspective.....	172
	Conclusion générale et perspectives.....	173
1.	Rappel des objectifs et contexte	174
2.	Synthèse des principaux résultats.....	175
2.1	Vulnérabilité de la bande côtière et synergie entre les pressions	175
2.2	La vulnérabilité des SE et le cas emblématique des SE d’approvisionnement	176
2.3	Habitats remarquables et problématiques de conservation	177
2.4	Conséquences du changement climatique et des déplacements d’espèces sur la fourniture en SE	178
3.	Complémentarité et limites des approches méthodologiques.....	180
3.1	Les modèles biologiques	181
3.2	Les approximations de SE.....	182
3.3	Les perturbations anthropiques.....	184
3.4	Evaluation des apports extérieurs au compartiment benthique pour mieux comprendre les modifications de SE	185

4. Conclusion et perspectives.....	187
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	192
ANNEXES.....	230

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Evolution du nombre d'espèces disparues depuis 1500 des principaux groupes de vertébrés (IPBES, 2019) ; Source : Analyse des données de la liste rouge de l'UICN de septembre 2018.....	16
Figure 2 : Différentes valeurs associés aux bénéfices tirés des SE (repris de Chevassus-au-Louis et al., 2009).....	21
Figure 3 : Carte de la distribution des sédiments superficiels en Manche, avec les ports et villes présents le long de son littoral. D'après Larssonneur et al., (1979), repris par Carpentier et al., (2009).	22
Figure 4 : Carte globale des impacts cumulés anthropiques, mettant en avant la Manche comme l'une des zones les plus impactées du globe (adapté d'Halpern et al., 2008 par Delavenne et al., 2013)....	24
Figure 5 : Evolution du pourcentage de publications sur les SE (parmi 18413 articles publiés identifiés entre 1960 et 2015) (Hackbart et al., 2017).....	35
Figure 6 : Cascade des services écosystémiques, adaptée depuis Haines-Young & Potschin, (2010) en prenant l'exemple du rôle de nourrisserie.....	40
Figure 7 : Adaptation et complexification de la cascade des services écosystémiques de Haines-Young & Potschin, (2010), réalisée par (Costanza et al., 2017).	42
Figure 8 : Cadre conceptuel du groupe de travail MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) (2013).	43
Figure 9 : Cadre conceptuel de la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES, 2019, Annexe1).....	44
Figure 10 : Les cinq catégories de modèles de fourniture biophysique de services écosystémiques, suivant un gradient de compétences (connaissances des processus ou complexité des modèles) et de données requises (traduit de Lavorel et al., (2017).	54
Figure 11 : Carte illustrant la localisation des études réalisées sur les SE côtiers et marins en fonction du lieu et de l'affiliation des premiers auteurs (Liquete, et al., 2013a).	61
Figure 12 : Schématisation des quatre composantes ainsi que de leurs relations, présentant le raisonnement appliqué au RCE.	68
Figure 13 : Schéma conceptuel des différentes sources de pressions pouvant impacter un habitat dans 3 cas de figure (A, B et C). Schéma traduit et adapté de (Knights et al., 2015) et (La Rivière et al., 2016).....	70
Figure 14 : Démarche méthodologique développée pour estimer la vulnérabilité de la fourniture en services par les habitats benthiques de la Manche orientale.....	71
Figure 15 : Dissipation de l'exposition (b, en %) en fonction de la distance à la source (x), pour différentes classes de distance tampon (B) selon le modèle de (Willaert et al., 2019).....	79

Figure 16 : Schéma des quatre couches nécessaires pour la mise en place du RCE, prenant en exemple différentes activités, pressions et habitats.....	84
Figure 17 : Cartographie du Risque d'Impact Individuel (RII) généré par chaque activité. Les cartes des indices permettent de comparer la spatialisation des résultats obtenus à partir du modèle RCE. Ces cartes présentent les mêmes échelles de valeur et de couleur (transformation des valeurs en Log (x+1) puis bornées entre 0 et 1).....	98
Figure 18 : Représentation graphique du Risque Individuel d'Impact (RII) généré par chacune des activités, avec (a) Graphique de secteurs de la contribution (en pourcentage) du RII généré par chacune des 19 activités à l'indice de Risque d'Impact Cumulé (RIC) final ; et (b), boxplot de la distribution du RII générée par activité.....	100
Figure 19 : Cartographie du Risque d'Impact Individuel (RII) généré par chaque pression.....	106
Figure 20 : Représentations graphiques du Risque Individuel d'Impact (RII) généré par chacune des pressions, avec (a) la contribution du RII généré par chaque pression à l'indice de Risque d'Impact Cumulé (RIC) final (en pourcentage), et (b) boxplot de la distribution du RII par pression.....	107
Figure 21 : Cartographie des habitats benthiques de la zone d'étude. La légende présente les codes Eunis des 16 habitats présents dans la zone d'étude, et leurs pourcentages d'occupation de la zone totale..	110
Figure 22 : Boxplot de la distribution du Risque d'impacts cumulés (RIC) subi par type d'habitat. L'axe des abscisses correspond aux habitats, tandis que l'axe des ordonnées correspond aux valeurs de RIC.....	112
Figure 23 : Résultat cartographique de la Fourniture En Service (FSE) (7a), et suivant les groupements de services. 7b) Cartographie de la FSE pour les services d'approvisionnement. 7c) Cartographie de la FSE pour les services de régulation et maintien. 7d) Cartographie de la FSE pour les services culturels. Ces cartes correspondent à la spatialisation de la matrice de capacité habitat-service (Tableau 8).	114
Figure 24 : Graphiques en radar du score de fourniture des dix services écosystémiques par chacun des quinze habitats benthiques. Les habitats ont été regroupés, avec (a) les habitats côtiers, (b) les habitats remarquables côtiers, (c) les habitats meubles subtidaux et (d) les habitats subtidaux autres.	116
Figure 25: Résultats cartographiques des indices déterminés à l'issue de l'étude RCE dans la zone d'étude. a) Cartographie du Risque d'Impact Cumulé (RIC) ; b) Cartographie de la Vulnérabilité en Fourniture de Service (VFS).....	118
Figure 26 : Methodological framework and processing steps. Four main steps were performed: Inventorying ecosystem services (ES) indicators (see section 2.2), running Ecological Niche Models (ENM) (see section 2.3) ; estimating biomass, and quantifying ES (see section 2.4).....	150
Figure 27 : Study area location.....	152
Figure 28 : (A) Current and predicted distribution of <i>Laminaria digitata</i> grouped into abundance classes for 2041-2050 under (B) RCP2.6 and (C) RCP8.5 scenarios. Pixel resolution is magnified ten times. See Annexe 6 for maps in true resolution.....	162

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Liste et définition des 19 activités	75
Tableau 2 : Liste et définition des 15 pressions	77
Tableau 3 : Liste et étagements des 15 habitats benthiques	81
Tableau 4 : Liste et définitions des 10 services écosystémiques	83
Tableau 5 : Présentation des composantes de l'étude, qui sont mesurées par des données cartographiques ou des indices d'intensité. Les quatre composantes sont énumérées: Activités (n = 19), Pressions (n = 15), Habitats (n = 16) et Services (n = 10), ainsi que leurs regroupements.	86
Tableau 6 : Matrice 1 (M1 A-P) : relations activité-pression & Matrice 4 (M4 A) : importances relative des activités.	102
Tableau 7 : Matrice 2 (M2 H-P) : relations habitat-pression. Matrice de relations présentant les résultats semi-quantifiés des scores de sensibilité, établis à travers le dire d'experts.	108
Tableau 8 : Matrice 3 (M3 H-S) : relations habitat-service. Matrices de relations présentant les résultats semi-quantifiés des scores de fourniture, établis à travers le dire d'experts.	114
Tableau 9 : Summary of the ecosystem services (ES) provided by kelp and examples of associated quantitative (Q) and non-quantitative (NQ) indicators.....	164
Tableau 10 : Potential ES indicator values for the current period and projections for 2041-2050 under the RCP2.6 and RCP8.5 scenarios.....	166
Tableau 11 : Récapitulatif des deux approches adoptées dans cette thèse	181

Introduction

1. Erosion de la biodiversité et pertes de services écosystémiques

1.1 Une érosion des écosystèmes marins liée aux perturbations anthropiques qui provoque une diminution de la biodiversité

Actuellement, une littérature abondante fait état d'une perte majeure de la biodiversité (IPBES, 2018a, Figure 1). Pour le milieu marin, ces perturbations sont d'autant plus préoccupantes qu'il recouvre 71% de la planète, et joue un rôle clé dans la régulation du système climatique planétaire (IPCC, 2021). A l'échelle de l'Europe, 27% des espèces marines et 66% des habitats marins évalués présentent un état de conservation défavorable (IPBES, 2018a). Cette dégradation a des influences sur l'ensemble des écosystèmes marins, 33% des top prédateurs tels que les requins et mammifères marins sont menacés d'extinction. Ce déclin concerne également les oiseaux marins, (Frederiksen, 2010) et affecte les poissons, les invertébrés (Wiens, 2016), mais aussi les producteurs primaires tels que le phytoplancton, ce qui a des conséquences sur l'ensemble des réseaux trophiques (McQuatters-Gollop et al., 2007).

L'érosion de la biodiversité et des habitats résulte des actions cumulées des activités anthropiques et du changement climatique (Ceballos et al., 2020; Cowie et al., 2022; IPBES, 2018b). Les interactions complexes entre le milieu, le changement climatique et les activités rendent la compréhension de ce phénomène difficile (Jutterström et al., 2014; Niiranen et al., 2013).

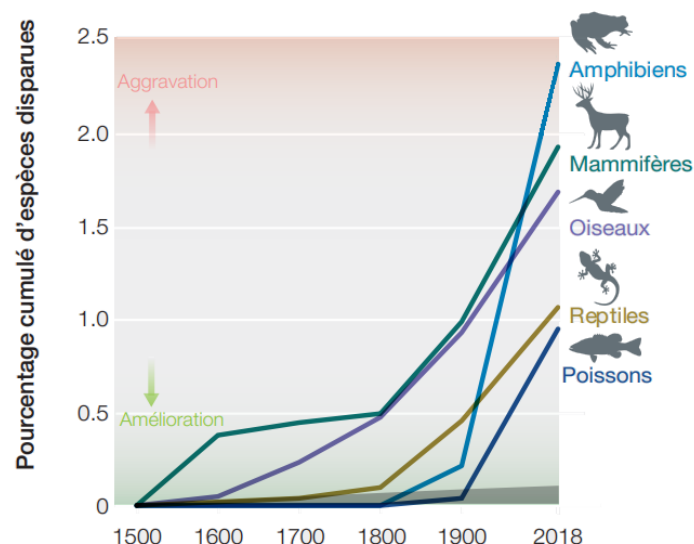


Figure 1: Evolution du nombre d'espèces disparues depuis 1500 des principaux groupes de vertébrés (IPBES, 2019). Les poissons incluent les poissons osseux, les poissons cartilagineux et les lamproies provenant des milieux marins et aquatiques terrestres. La majorité des poissons disparus proviennent des lacs et rivières, qui sont des milieux fortement impactés par le changement climatique. Source : Analyse des données de la liste rouge de l'UICN de septembre 2018.

Les perturbations anthropiques subies par les écosystèmes marins incluent principalement les pollutions (Cabral et al., 2019), les modifications hydroclimatiques (Greene & Pershing, 2007), une acidification des océans (Orr et al., 2005), la surexploitation des ressources (Coll et al., 2008), l'introduction d'espèces invasives (Bax et al., 2003), et la fragmentation ou la destruction des habitats (Gibson et al., 2007). Ces perturbations anthropiques s'ajoutent aux perturbations naturelles et viennent modifier les conditions environnementales (physiques, chimiques, biologiques) subies par les écosystèmes marins, ce qui affecte leur stabilité (Claudet & Fraschetti, 2010) et conduit à leur réorganisation (Brown & McLachlan, 2002).

Pour s'adapter aux changements des conditions environnementales subis, sous l'influence des perturbations anthropiques, les organismes présentent des changements dans leurs comportements (e.g. prédation) (Doney et al., 2012; Harley et al., 2006), ou dans leurs phénologies (modification des périodes de reproduction) (Edwards & Richardson, 2004). Ces changements affectent au plus haut niveau les populations par le biais de divers mécanismes tels que l'inadéquation de la disponibilité des ressources alimentaires ou encore l'augmentation de la mortalité en raison de conditions environnementales non favorables (Kirby & Beaugrand, 2009). La modification de la distribution spatiale et les abondances d'espèces sont les tendances les mieux documentées, dans divers groupes taxonomiques (Poloczanska et al., 2013). Malgré les bouleversements de la composition et de la structure de l'ensemble des communautés, ces phénomènes demeurent peu observés. Ceci est à mettre en lien avec le fait que nos connaissances sur ce milieu restent incomplètes (en terme d'inventaire d'espèces, de compréhension des processus et des interactions à l'échelle des communautés et des écosystèmes, ...). Les biais de connaissances entre les groupes taxonomiques dans les systèmes marins sont largement documentés (McCauley et al., 2015; Poloczanska et al., 2013). Ainsi, au sein du groupe d'organismes le plus connu, celui des poissons marins, les tendances ne sont répertoriées que pour 26% des espèces, et dans ce pourcentage, 26% sont considérées comme en déclin (IUCN, 2022). La majorité des connaissances concerne les espèces à intérêt commercial (e.g. espèces dont le stock est évalué). Par ailleurs, la modification des paramètres environnementaux, comme par exemple que l'augmentation des températures influence la distribution spatiale des organismes qui effectuent des migrations vers des eaux plus froides (en direction des pôles ou des eaux plus profondes) (Pinsky et al., 2013; Poloczanska et al., 2013), ce qui entraîne la disparition locale de certaines populations (Wiens, 2016). La modification de la distribution des espèces, couplée avec l'introduction des espèces invasives, amène une homogénéisation biotique (i.e. la diminution des différences entre les communautés biotiques de différentes zones) qui impacte négativement la biodiversité (Magurran et al., 2015). De tels changements au niveau des populations modifient le fonctionnement des écosystèmes, affectent leur résilience, leurs fonctionnalités (Doney et al., 2012;

Smale et al., 2019) et leur productivité (Claudet & Fraschetti, 2010). Ces changements vont dégrader l'état de santé des écosystèmes, entraînant une érosion de la biodiversité à de multiples échelles temporelles et spatiales (IPCC, 2018). Il faut noter que, la majorité des impacts induits par le changement climatique sur les domaines benthique et pélagique restent déductifs et/ou spéculatifs (Birchenough et al., 2015). Il n'en demeure pas moins que les changements dans les comportements et les processus observés à l'échelle des espèces, sont indicatifs du déclin de l'état de la biodiversité, que cela soit au niveau des espèces, des communautés ou des écosystèmes.

1.2 Une érosion des services écosystémiques

Ces altérations de la biodiversité sont d'autant plus alarmantes qu'ils mettent en péril les sociétés humaines (MEA, 2005). Notre dépendance à la nature est forte (alimentation, qualité de l'air, eau potable, loisir, inspiration artistique ou spirituelle) et repose sur de nombreuses contributions de la nature, appelés également services écosystémiques. Le concept de « service écosystémique » est défini comme « *les avantages retirés par l'Homme de son utilisation (...) des écosystèmes (...)* » (EFESE, 2016). Le service dépend donc à la fois de la capacité des écosystèmes à fournir certains biens et l'existence d'une demande sociétale pour ces biens. Le concept de service écosystémique est au carrefour de plusieurs disciplines (écologie, économie, sociologie...). C'est un concept qui permet d'aborder cette relation entre les écosystèmes et la société humaine.

L'étude des services écosystémiques (SE) s'aborde donc de manière interdisciplinaire afin de prendre en compte l'ensemble du socio-écosystème, ainsi que la pluralité des valeurs associées aux SE (Jacobs et al., 2016). En pratique, cette interdisciplinarité reste rare dans les évaluations, car difficile à mettre en œuvre (dialogue des disciplines, transférabilité des outils, intégration des résultats...). De nombreuses études abordent les SE de façon déséquilibrée en focalisant uniquement sur l'aspect écologique, ou sociétal ou, le plus souvent, économique (Burkhard & Gee, 2012).

De nombreuses études ont montré que la biodiversité est l'un des principaux facteurs déterminant l'état de santé des écosystèmes. Ce bon état de santé détermine la fonctionnalité, la productivité et la stabilité des écosystèmes, à l'origine des SE, tels que la production de biomasse, la décomposition ou le piégeage du carbone (Tilman et al., 2014). Une condition écologique bonne ou dégradée impacte positivement ou négativement la capacité d'un écosystème à produire des SE. A travers leurs méta-analyses (Harrison et al., 2014) montrent que la majorité des relations entre la biodiversité (e.g. diversité d'espèces) et les SE sélectionnés étaient positives. Des niveaux élevés de biodiversité maintiennent un flux à long terme de nombreux services écosystémiques (Science for Environment Policy, 2015), et en même temps, la durabilité des SE. Par exemple, une plus grande richesse spécifique

induit des réponses asynchrones des espèces aux conditions environnementales et une plus grande stabilité temporelle (Jucker et al, 2014). Néanmoins, la part de la biodiversité dans le rôle de la fourniture reste variable suivant le type de service (Cardinale et al., 2012).

Ainsi, l'érosion de la biodiversité remet en question non seulement la durabilité (ou viabilité dans le temps) des écosystèmes, mais aussi la pérennité du bien-être humain et des activités anthropiques, notamment celle des communautés côtières dépendant de la pêche (IPCC, 2018). Par exemple, Selim et al., (2016) ont mis en évidence des connexions reliant la pêche et le climat à la biomasse du stock reproducteur et au recrutement des espèces de poissons démersaux (processus), aux modifications des pratiques de pêches en Mer du Nord (usages) et en fin de compte, à l'approvisionnement en poisson (SE).

Plusieurs études convergent vers une diminution récente de la valeur mondiale totale des services écosystémiques (Costanza et al., 2014; De Groot et al., 2012). Cette observation peut être associée à ce que l'on qualifie de paradoxe environnemental, à savoir le découplage entre l'augmentation de la dégradation des écosystèmes et l'augmentation du niveau de bien-être humain actuel (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Et réussir à croître, augmenter son bien-être sans augmenter les atteintes aux écosystèmes est un enjeu considérable de développement durable.

1.3 Une évaluation des services écosystémiques complexe

Parce que les écosystèmes marins et côtiers sont considérés comme les milieux fournissant le plus de services (Costanza, et al., 1997) et sont exposés à de nombreux usages et perturbations (Culhane et al., 2019; MEA, 2005), il est intéressant de réaliser une évaluation de leurs services. Les évaluations des SE marins sont majoritairement effectuées sur une courte temporalité au détriment des évaluations à plus long terme qui permettraient d'étudier le changement climatique, et/ou différentes dynamiques écologiques (Campagne et al., 2021).

Les SE font désormais partie intégrante des politiques publiques et des objectifs européens de conservation des milieux marins. Dans le milieu marin, la Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » européenne (DCSMM) est une référence. Elle vise à atteindre un bon état écologique des eaux marines et côtières par l'utilisation d'indicateurs de santé des écosystèmes (EC, 2008) prenant en compte les processus et les fonctions des écosystèmes marins (EC, 2017) et permettant un usage durable des SE fournis par ces écosystèmes. Cependant, bien que l'étude des SE soit nécessaire, ils demeurent complexes à étudier. On note par exemple un manque de compréhension demeure sur la

façon dont la biodiversité contribue aux services écosystémiques, en particulier dans les systèmes marins. (IPBES, 2018a). Les SE dépendent du contexte : les structures et les processus qui rendent possible la fourniture de services écosystémiques ne sont pas homogènes dans le temps et/ou l'espace (Fisher et al., 2009), ils sont dynamiques et changent en fonction de facteurs naturels ou anthropiques (Andersson et al., 2015). De plus, les SE suivent la complexité des structures biophysiques qui les soutiennent : la fourniture et la consommation (par les bénéficiaires) d'un même service peuvent être décalées dans le temps, de par la présence de rétroactions ou de phénomènes imbriqués (Biggs et al., 2012). Cependant, les variations temporelles des services sont rarement mesurées, et peu d'indicateurs de service les prennent en compte (Feld et al., 2009). En plus de cela, l'étude des services se heurte également à un problème d'échelle spatiale (Syrbie & Walz, 2012). Certains services sont fournis à l'échelle globale (séquestration du carbone, cycle des nutriments, production d'oxygène...), d'autres à l'échelle régionale (fourniture en ressources marines pour l'alimentation, biorestauration de déchets) ou encore locale (stabilisation des côtes, usage récréatif et esthétique...). La demande, provenant quant à elle de la société, peut également varier selon l'échelle et peut concerner un bien fourni dans une autre région ou partie du monde (e.g. si la France est le 1^{er} producteur de céréales d'Europe, elle exporte néanmoins 46% de sa production dans les autres pays en 2020 (FranceAgrimer, 2021)). Ainsi, Hattam et al., (2015) concluent que l'échelle spatiale et temporelle la plus appropriée pour l'évaluation des SE n'est pas claire et sera probablement spécifique à chaque cas d'étude.

La façon dont le bénéfice d'un SE est perçu par la société peut être pluriel et va dépendre de la nature du SE (Figure 2; (Barbier et al., 1997; Mehvar et al., 2018). Les SE à valeur d'usage correspondent aux avantages retirés de l'utilisation ou de la consommation des écosystèmes, ou d'une de leurs composantes. Parmi ces SE, on peut distinguer ceux à valeur d'usage directe, ceux à valeur d'usage indirecte et ceux à valeur d'option. La première catégorie correspond à la valeur des services rendus directement par les écosystèmes, suite à leur exploitation active ou à leurs extractions. La deuxième concerne la valeur qui peut être créée grâce à l'utilisation indirecte de l'environnement, qui n'émane pas d'une exploitation directe. La troisième catégorie correspond à la valeur attribuée à un usage potentiel futur des SE. Enfin, on peut également attribuer une valeur de non-usage correspondant à une valeur attribuée du fait de la seule existence d'un bien ou d'un service, indépendamment de tout usage qui peut en être fait. Il peut s'agir d'une valeur d'existence ou d'héritage (aussi appelée altruiste).

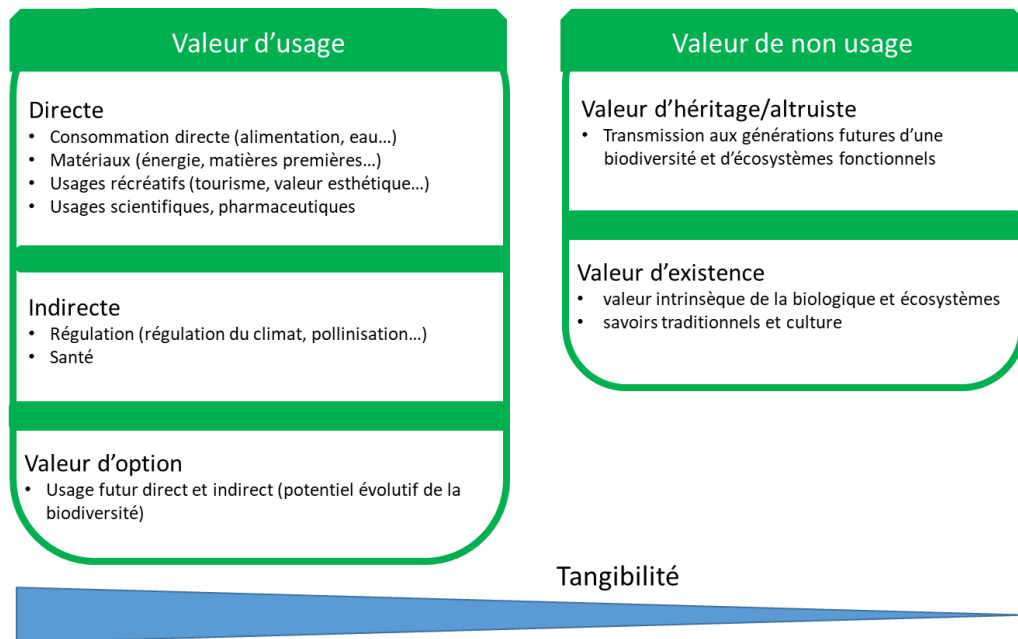


Figure 2 : Différentes valeurs associées aux bénéfices tirés des SE (repris de Chevassus-au-Louis et al., 2009)

Les méthodologies d'évaluation de SE en milieu marin restent encore peu développées comparativement au milieu terrestre. Ces méthodes se basent majoritairement sur celles développées dans le milieu terrestre. Les limites au développement de méthodologies pour l'étude et la cartographie des SE en mer (Burkhard & Maes, 2017) sont principalement liées au manque de données spatialisées (Townsend et al., 2014). Ainsi, il apparaît nécessaire de mieux comprendre, évaluer/quantifier et surveiller de manière intégrée les diverses valeurs des SE en milieu marin, en revalorisant des données pré-existantes

De nombreuses méthodes et outils d'évaluation existent pour permettre d'évaluer les différents aspects des SE, en fonction des données et connaissances propre à chaque étude, et de la forme de la restitution des résultats. Ces services peuvent être évalués par des méthodes d'évaluation biophysiques, socio-culturelles et/ou économiques.

2. La Manche, un écosystème sous pressions

2.1 Etat des activités anthropiques en Manche

La Manche est une mer épicontinentale de faible profondeur (50 mètres de profondeur en moyenne) et d'une profondeur maximale avoisinant les 100 à 160 mètres dans la fosse des Casquets (Dauvin, 2012). Elle relie l'Océan Atlantique à la Mer du Nord sur une surface de 91 400 km² et sépare la côte sud de l'Angleterre des côtes du nord-ouest de la France. La Manche se caractérise par la présence de forts courants qui se propagent du sud-ouest vers le nord-est et favorisent le brassage et une forte turbidité de la colonne d'eau. La Manche présente un marnage de type macrotidal à mégatidal (i.e. une amplitude de marée supérieure à 4 mètres et 8 mètres respectivement). La distribution des sédiments superficiels est sous l'influence des courants de marée (Larsonneur et al., 1982), avec des sables fins et des vases confinés dans les baies et les estuaires, lieu où l'hydrodynamisme est faible. Au large, les sédiments grossiers circalittoraux (i.e. l'étage sous-marin où au-delà, la lumière ne pénètre plus la colonne d'eau, ce qui y limite la présence des algues) constituent l'habitat le plus vaste en Manche (Coggan & Diesing, 2011) (Figure 3). Ces habitats meubles sont constitués de multiples granulométries (sable, cailloutis, graviers, ...), et sont soumis à de fortes pressions anthropiques (Dauvin, 2012).

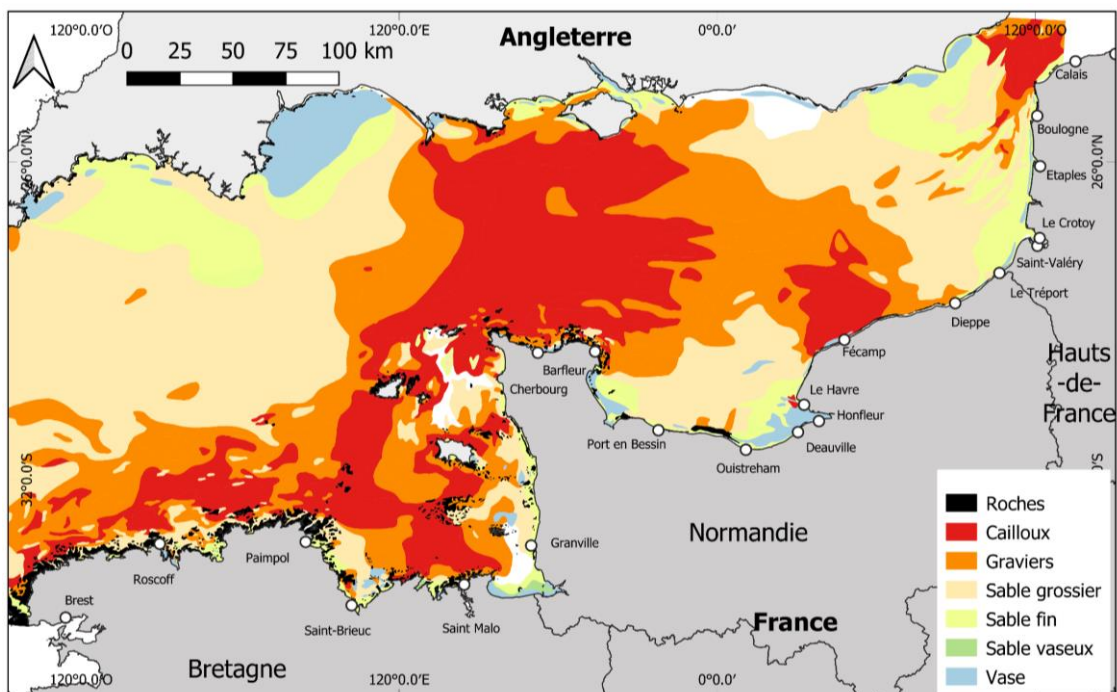


Figure 3 : Carte de la distribution des sédiments superficiels en Manche, avec les ports et villes présents le long de son littoral. D'après Larsonneur et al., (1979), repris par Carpentier et al., (2009).

La Manche fait partie des mers les plus soumises aux pressions anthropiques en raison de la multitude d'activités qui s'y déploient (Figure 4, Halpern et al., 2008). 59% des habitats benthiques marins de l'Atlantique Nord-Est sont considérés comme menacés (IPBES, 2018a).

La bande côtière subit de nombreuses modifications physiques et chimiques. Le développement économique littoral de la Manche s'est accentué au XX^{ème} siècle, avec l'essor des activités industrielles (e.g. industrie agroalimentaire et pharmaco-chimie, incluant la pétrochimie), et touristiques (construction de nombreuses stations balnéaires) après l'instauration des congés payés et le succès des séjours en bord de mer qui s'en suivirent. Ces deux derniers siècles, la population littorale de la façade Manche Est-mer du Nord est restée relativement constante (par rapport au reste de la métropole), et elle est récemment en légère diminution : on y relève 299, 345 et 333 hab/km² pour respectivement les années 1962, 1999 et 2014. La densité de la population littorale n'en demeure pas moins très importante, par rapport au reste du territoire (une moyenne nationale de 118 hab/km² en 2014 (SDES, 2014)). Outre les stations balnéaires, la présence de grands ports accompagnés d'agglomérations étendues le long du littoral français accentue ces fortes densités, il s'agit notamment de Dunkerque (3^{ème} pour le transport de marchandise de France), Calais (1^{er} pour le transport de passagers de France), Boulogne sur Mer (1^{er} port de pêche de France), Le Havre (2^{ème} de France, pour le transport de marchandise), et Cherbourg-en-Cotentin. (Figure 3). A ces grands ports s'ajoute celui de Rouen (1^{er} port pour l'agroalimentaire et l'agro-industrie d'Europe de l'Ouest), situé à l'intérieur des terres. Pour accéder au port de Rouen, il faut emprunter l'embouchure de la Seine, qui concentre de ce fait un fort trafic maritime. Enfin, trois centrales nucléaires sont implantées sur les bords de mer de la Manche, générant rejets, dans le milieu marin, d'eaux de refroidissement chaudes et chlorées (Dewarumez, 1990). Elles produisent 20% de la totalité de l'électricité nucléaire française (DSF, 2012).

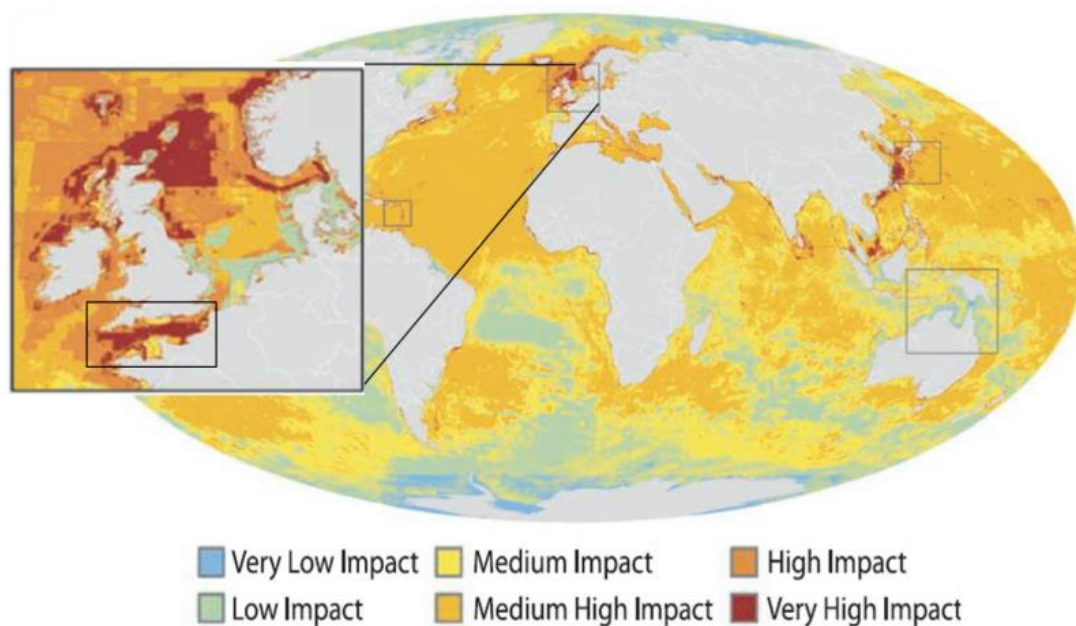


Figure 4 : Carte globale des impacts cumulés anthropiques, mettant en avant la Manche comme l'une des zones les plus impactées du globe (adapté d'Halpern et al., 2008 par Delavenne et al., 2013).

Les phénomènes d'érosion et de submersion marine sont importantes dans cette zone. Une urbanisation importante, une artificialisation des sols, une forte densité des populations littorales ont rendu indispensables des mesures de protection du trait de côte par l'installation de digues pour les estrans meubles. L'artificialisation des sols entraîne des modifications physiques (e.g. urbanisation marine), des processus de transport sédimentaire et des changements d'habitats pour les espèces marines. Ces modifications physiques du littoral se traduisent soit par une accentuation des phénomènes d'accumulation de sédiment (ensablement des estuaires, envasement des ports), soit par des phénomènes d'érosion du littoral (4 à 5m de recul du trait de côte à Wissant (Aernouts & Héquette, 2006). Des mesures et moyens sont déjà mis en œuvre pour enrayer ces perturbations sédimentaires (rechargement en sable des plages à Dunkerque, dragage des ports, ...).

La Manche est sous influence des apports d'eaux douces des grands estuaires, notamment celui de la Seine ainsi que ceux des trois estuaires picards : la baie de Canche, la baie d'Authie et la baie de Somme (Le Boyer et al., 2009). Ces derniers déversent de nombreuses alluvions dans le milieu marin, ainsi que des pollutions chimiques issues de l'agriculture et des villes présentes sur les bassins versants de ces fleuves, qui peuvent être à l'origine des phénomènes de pollution chimique sur l'ensemble du territoire, et engendrer des mortalités de masse des communautés littorales (Seuront et al., 2019). Enfin, les centres aquacoles présents sur le littoral, en mytiliculture principalement et en conchyliculture en second plan enrichissent le littoral en matières organiques et en sels nutritifs

(provenant de sources de pollutions chimiques) peuvent être la source d'une eutrophisation des eaux littorales (Merceron, 1999).

De par son emplacement stratégique, 16% du transport maritime mondial transite au large de la Manche (Atlas Transmanche). Au niveau subtidal (ce qui est situé en dessous de la marée basse (i.e. au large de la bande côtière)), on constate que les vestiges de l'histoire récente ne sont pas négligeables. Une multitude d'épaves jonchent les fonds de la Manche (plus de 1300 selon les données du SHOM (2022)), ainsi que de nombreuses munitions à la suite des dernières guerres. Ainsi, 1879 localisations découvertes présentant des munitions ont été signalées entre 2004 et 2010 (Deniel, 2014). De nombreux câbles sous-marins enfouis relient également le continent et la Grande-Bretagne.

Au large de la Manche on compte d'importantes ressources benthiques à la fois biotiques (poissons et crustacés) (Desroy et al., 2003) et abiotiques (avec, en Manche-Ouest des matériaux calcaires (maërl et des sables coquilliers), et en Manche-Est des granulats marins (sables et graviers siliceux)) (Kalaydjian, 2012). La richesse de ces ressources a entraîné historiquement de fortes activités de pêche benthique et d'extraction de granulats, permises par la dominance d'habitats meubles en Manche. Pour répondre aux besoins de construction menés par les travaux publics, les activités d'extraction de granulats en mer se sont accentuées ces dernières années, avec près de 150 millions de m³ extraits sur la façade (Avezard et al., 2017). Cette extraction s'est développée en raison de l'épuisement des réserves de granulats terrestres. Cette activité génère des pressions sur les fonds marins, la remise en suspension des particules fines et la création de conditions asphyxiantes peut perturber les communautés benthiques et toute recolonisation biotique localement (Alzieu, 1999). La Manche a été soumise à une activité de pêche commerciale soutenue depuis plus de cent ans, majoritairement composée d'arts trainants (e.g. engins actifs, trainés par les bateaux, tels que les dragues, chaluts), exerçant une pression sur plus de 62% de sa surface, sur la période 2013-2018 (Vaz & Laffargue, 2021). Quelques espèces sont ciblées, c'est le cas de la coquille Saint-Jacques d'Atlantique (première espèce pêchée en terme de valeur et de tonnage) et la sole, avec plus de 200 000 tonnes pêchées en 2020 (toutes espèces confondues) sur la façade (Ifremer, 2022). Il est à noter cependant que depuis 2010, la mise en place d'une politique stricte de réglementations et de diminution des quotas de pêche a permis l'amélioration de l'état des stocks qui peuvent être considérés comme reconstitués et en bon état, et une diminution des stocks considérés comme surpêchés (Ifremer, 2021). En effet, parmi les cinq principaux facteurs de pression désignés par l'IPBES, seule la surpêche est en voie de diminution en Manche (EFESE, 2016). Cependant, la présence d'activités et leur intensité ne vont pas s'atténuer dans l'immédiat car de nouvelles activités vont faire leur apparition dans la zone. En effet, par exemple la programmation de quatre projets d'implantation de champs d'éoliennes offshore à proximité du

littoral (présentes à Courseulles-sur-mer, Fécamp, Dieppe Le Tréport et Dunkerque, en plus des deux centres programmés au large) dans un futur proche s'ajoutent aux activités déjà mentionnées.

En réponse à cette anthropisation importante et croissante de la Manche, des réglementations (e.g. réduction de la surpêche) et des espaces de conservation de l'environnement ont été mis en place. Notamment, près de 30% des eaux de la façade bénéficient actuellement d'un statut de protection (e.g. sites zone Natura 2000, zones de conservation halieutique...) (DSF, 2019). Le Parc Naturel Marin des Estuaires Picards et de la Mer d'Opale (PNM EPMO) a été créé en 2012. Cet espace de protection de 2300 km a pour mission principale un développement durable des usages et un bon état des eaux marines.

2.2 Des pressions anthropiques interconnectées

Que cela soit la pêche benthique, l'installation d'infrastructures sur la côte (telles que les digues) ou au large (tels que les champs éoliens offshore), ces activités induisent de fortes pressions physiques sur les fonds qui vont modifier de façon permanente les habitats benthiques. Les pressions physiques sont donc fortement étudiées (La Rivière et al., 2016). Ce type de pression altère notamment les dynamiques sédimentaires, ce qui induit des états d'altération importants des communautés benthiques (Gaudin, 2017). Cela se traduit par des changements d'abondance, de diversité et de distribution spatiale de ces communautés (Bertasi et al., 2007; Schlacher et al., 2008), tandis qu'entre 77 et 88 % des surfaces des habitats étudiés sont dégradées (Vaz & Laffargue, 2021).

Les impacts des activités sont bien renseignés à échelle locale, leurs effets peuvent être cependant être perçus à échelle régionale (Degraer et al., 2020). Les activités présentes localement sur la bande côtière et celles en mer sont généralement interdépendantes. C'est le cas quand les pollutions du bassin versant se retrouvent dans la mer, quand les sédiments extraits entraînent une érosion du trait de côte. Cependant, les échelles d'influences des impacts restent difficiles à évaluer, rendant d'autant plus complexe l'étude des pressions cumulées.

Associé à l'impact local et régional des activités anthropiques, le changement climatique à échelle globale a un impact sur l'environnement (physique, biologique et chimique), qui varie régionalement, voire localement, et se décline de différentes façons. On observe depuis la période préindustrielle une modification croissante des paramètres environnementaux, avec une augmentation de la température (autour de 0.2°C par décennie), l'acidification (diminution de 0.1 pH) des océans due à l'augmentation du CO₂ atmosphérique, ou à l'augmentation du niveau de la mer (autour de 0,1 cm par décennie)

(IPCC, 2018). On observe également une augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements extrêmes (au-delà de la variabilité naturelle du climat), tels que des phénomènes de températures extrêmes et de fortes précipitations (avec une augmentation des apports des rivières), responsables, en Manche orientale, de la mortalité de masses de communautés benthiques intertidales (e.g. la période de canicule de l'été 2019) (Seuront et al., 2019).

Rapidement les activités anthropiques (e.g. pêche intensive), les pressions (e.g. espèces invasives) et les paramètres environnementaux (e.g. température de l'eau, blooms de dinoflagellés) ont été associés à des variations des communautés benthiques en Manche (Holme, 1983). Les communautés benthiques demeurent intéressantes à étudier car les organismes qui les composent sont reconnus comme de bons indicateurs des changements environnementaux, en raison de leur longévité, de leur sédentarité et de la diversité de sensibilité de ces organismes aux conditions environnementales (Dauvin, 1993). L'intérêt de les étudier en tant que bioindicateur est tout particulièrement intéressant avec les organismes intertidaux. En effet ce sont des organismes qui vivent à la limite de leurs limites de tolérances physiologiques (due aux processus d'immersion et d'émersion), ce qui leur permet de montrer des réponses rapides aux changements climatiques (Birchenough et al., 2015).

2.3 Etat des connaissances du compartiment benthique de la Manche

La Manche est historiquement un milieu fortement étudié, malgré cela, les données et les connaissances que nous en avons demeurent fragmentées. Southward et al., (2005) considère que la Manche présente « *l'une des séries de données d'échantillonnage des paramètres biologiques et environnementaux les plus longs et des plus complets au monde* ». Les premières études du 19^{ème} siècle se situaient autour des stations marines existant à l'époque (Le Portel, Plymouth, Roscoff, Wimereux). Historiquement, la cartographie des habitats benthiques effectuée par N.Holme et L. Cabioch a permis une des premières descriptions au monde des mosaïques d'habitats et de communautés benthiques subtidales (Holme, 1983 ; Cabioch & Glaçon, 1977 ; Dauvin, 2015). L'organisation fréquente de campagnes embarquées d'évaluation de stocks pour la pêche, les campagnes d'échantillonnage du compartiment planctonique et les nombreux programmes de suivi du littoral ont permis aux changements de distribution des poissons, du plancton et des communautés benthiques intertidales d'être relativement bien documentées, en comparaison avec les communautés benthiques subtidales. En effet, les connaissances du benthos sont concentrées sur les variations des communautés macrobenthiques à partir de stations de surveillance/ d'échantillonnage dans les domaines côtiers et hauturiers, dont les premiers suivis remontent à 1895 (Allen, 1899) sur la côte Anglaise. Plus

récemment, le développement des moyens d'exploration et leur modernisation ont permis l'essor de la recherche du compartiment benthique. Cependant, environ 53% des habitats benthiques peu profonds d'Europe demeurent mal renseignés (Gubbay et al., 2016). La cartographie du compartiment benthique, majoritairement prédictive à cause de sa faible accessibilité, est moins connue à l'échelle de la Manche. Au niveau abiotique, la Manche est composée d'un seul habitat continu subtidal (sédiments grossiers circalittoraux) de son extrémité occidentale au Pas-de-Calais (Coggan & Diesing, 2011). La distribution spatiale des nombreuses classes granulométriques du sédiment superficiel dépend de l'hydrodynamisme (Larsonneur et al., 1982). La composition sédimentaire est déterminante pour expliquer la distribution des communautés macrobenthiques (Dauvin & Ruellet, 2008), même si cette relation sédiment-organisme reste mal connue.

Au niveau biotique, différents programmes de recherche ont été menés en vue de cartographier des espèces macrobenthiques en Manche, notamment en milieu subtidal avec thèse d'Aurélie Foveau (2009), ou de François Gaudin (2017) sur les effets du changement climatique, et en milieu intertidal meuble avec la thèse de Céline Rolet (2015). Ces travaux se sont concentrés sur la cartographie par espèce, par l'utilisation de modèles d'habitats prédictifs pour pouvoir projeter la distribution (actuelle et future) des espèces benthiques et démersales à l'échelle de la Manche. L'échantillonnage, la cartographie et la projection de la distribution des espèces benthiques pêchées sont bien étudiés, en raison des services d'approvisionnement en nutrition des produits de la mer qu'elles fournissent. A titre d'exemple, le service rendu sur la façade Manche-mer du Nord représentait en 2020 un tonnage de 214 212 T de produits (approche biophysique), pour une valeur de 370 333 k€ (approche économique), et participe à l'emploi d'environ 15 000 personnes (approche sociale) (Ifremer, 2022). De plus, le compartiment benthique joue un rôle essentiel dans le fonctionnement de l'ensemble de la colonne d'eau, à travers les services de régulation qu'il fournit (recyclage de la matière organique, zones de nourriceries, maintien du trait de côte, ...) et le transfert de matières organiques au sein du réseau trophique (Snelgrove et al., 2014). Les habitats benthiques intertidaux, fortement accessibles, fournissent de nombreux services culturels (i.e. la présence de tourisme balnéaire).

Malgré les nombreux SE fournis et les suivis d'habitats et d'espèces du benthos de la Manche, il n'existe pas d'évaluation ou de cartographie de SE des habitats benthiques à l'échelle de la façade. Cette zone est simplement incluse dans des évaluations de SE à plus grande échelle, échelle mondiale (Costanza et al., 2014; Costanza et al., 1997), échelle nationale (EFESE, 2018), ou échelle de l'Atlantique Nord Est (Galparsoro et al., 2014).

La présence d'une multitude d'acteurs sur le territoire, les interactions entre les enjeux économiques, sociaux expliquent la présence de certaines activités (industrie, transport maritime), mais d'autres

activités sont directement liées aux services fournis par les écosystèmes marins et côtiers. Ainsi, comme vu précédemment, les activités côtières peuvent par exemple être majoritairement liées soit à des services culturels d'usages directs et indirects, comme dans le cas du tourisme (e.g. activités nautiques, présence d'un joli paysage), soit à des services de régulation et de maintien (e.g. la plantation d'oyats sur les dunes côtières permet de réduire l'érosion de ces dernières). Une partie des activités présentes au large sont, quant à elles, liées à une activité d'extraction de ressources, qui fournit (des flux effectifs) de services d'approvisionnement (les produits de la mer dans le cas de la pêche). Ces activités dépendantes des services présentent deux enjeux : maximiser l'exploitation (ou le prélèvement, dans le cas des activités d'extraction) des services dont elles dépendent, tout en minimisant les impacts de ces activités sur les écosystèmes, afin de rendre ces activités plus durables dans le temps (Arkema et al., 2015). Cette exploitation dépend non seulement du service en question, mais aussi les interdépendances qui lient l'ensemble des services, nommés bouquet de service. La notion de bouquet de service regroupe l'association dans l'espace et dans le temps de différents services écosystémiques, cette approche écosystémique des bouquets demeure faiblement promue dans le cadre de l'exploitation des ressources. La pérennité de ces activités dépend de la biodiversité présente dans les habitats, et nécessite une planification des espaces maritimes et des activités. L'étude de l'ensemble de ces enjeux permettra de définir des politiques environnementales pertinentes. Cependant, peu d'études mettent en avant les effets conjoints des changements anthropiques sur les SE fournis par les milieux marins, malgré l'intégration croissante de la notion de SE dans les agendas scientifiques et politiques. Cette reconnaissance s'accompagne d'un besoin urgent de comprendre les mécanismes par lesquels ces influences agissent sur l'environnement marin et sur les SE. C'est dans ce cadre qu'intervient cette thèse.

3. Objectif et structure de la thèse

Les changements globaux entraînent de nombreuses modifications dans les écosystèmes. Dans les milieux marins et côtiers, les activités anthropiques et l'augmentation des températures sont les facteurs de changement les plus importants. Les études sur les SE existantes se concentrent sur des secteurs économiques importants tels que la pêche. En dehors de ces activités, très peu d'études documentent les effets des changements anthropiques sur les SE fournis par les écosystèmes marins, encore moins sur les habitats benthiques des côtes françaises.

L'objectif de cette thèse est d'évaluer les effets des changements globaux sur la fourniture en SE des habitats benthiques à l'échelle de la Manche. D'origines multiples et interconnectés, ces effets sur les

SE sont étudiés en dissociant les différentes facettes du changement global, par la mise en place de cadres méthodologiques. L'organisation de cette thèse se structure en trois volets.

Tout d'abord, un état de l'art de l'étude des SE en milieu marin et côtier est présenté dans le premier chapitre de ce manuscrit de thèse. A travers la présentation de l'historique du concept, des différents types de services, des méthodologies mais également des controverses, j'établirai le cadre conceptuel de l'ensemble de mon travail. Mes questions sont donc les suivantes :

Quel est l'état des connaissances des services fournis par les écosystèmes marins benthiques et côtiers ? Comment évaluer les effets des changements sur leur fourniture biophysique ?

Le cadre de référence posé dans le premier chapitre apportera des explications et justifications quant aux méthodes appliquées et développées par la suite, en fonction de leurs objectifs et des contraintes rencontrées.

Le deuxième chapitre est consacré à l'étude des impacts cumulés des activités anthropiques sur la vulnérabilité de la fourniture des SE. Les questions abordées sont :

Les habitats fournissant le plus de SE sont-ils aussi les plus impactés? Comment se distribue spatialement la vulnérabilité de la fourniture en service des habitats, suite à leur exposition aux pressions anthropiques ?

Pour répondre à ces questions, j'explorerai, dans le deuxième chapitre, la notion de vulnérabilité de la fourniture en service des habitats suite à leurs expositions aux impacts anthropiques cumulés. En effectuant une Etude de Risque Cumulé (RCE), la vulnérabilité de la fourniture en service est estimée par le croisement spatial entre les impacts cumulés générés par les activités et la fourniture en SE. Afin d'obtenir une vision globale de l'état des pressions anthropiques exercées sur la Manche, des données d'origines multiples ont été mises en commun par l'emploi d'une méthode d'évaluation couplant des avis d'experts et des matrices de relations, et l'évaluation de la sensibilité des habitats. Cette méthode a été employée afin d'estimer la fourniture en service des habitats, qui, associée à une cartographie des habitats benthiques, a permis de spatialiser la fourniture en SE. En effectuant une Etude de Risque Cumulé (RCE), la cartographie des pressions anthropiques a été ensuite comparée à la cartographie de la fourniture en services pour évaluer la vulnérabilité de cette fourniture. Ce travail a permis de faire un état des lieux spatial des pressions et des services en Manche.

Enfin, en focalisant sur un habitat à fort intérêt écologique et fournissant de nombreux services, les forêts de laminaires (*Laminaria digitata*), et une pression en particulier, le changement climatique, j'ai essayé de répondre à la question :

Quelles seront les conséquences du changement climatique sur les services écosystémiques fournis par les laminaires à l'horizon 2050 ?

Dans ce troisième chapitre, en ayant recours aux modèles de niche écologique, j'ai quantifié et projeté la distribution et la biomasse future de *Laminaria digitata* le long des côtes françaises à l'horizon 2050 selon deux scénarios, le RCP 2.6 qui est le plus optimiste (il prédit une atténuation rapide du changement climatique par la mise en place d'une gestion de l'environnement adaptée) et le RCP8.5 qui est le plus pessimiste (il prédit un maintien du rythme de nos activités). L'utilisation des modèles de niche écologique m'a permis de quantifier et de projeter les évolutions futures de SE. Ceci a nécessité un inventaire complet des SE fournis par les laminaires et la mise en place d'indicateurs spatialisés.

Ce chapitre a fait l'objet d'un article intitulé « Combining Ecological Niche Models and Ecosystem Services indicators to assess impacts of climate change on kelp: application to French coasts » qui a été soumis et accepté par le journal « Ecosystems and People ».

Enfin, je terminerai ce manuscrit de thèse par une synthèse générale de ce travail en effectuant une comparaison des méthodes, limites rencontrées, avantages et inconvénients des approches adoptées dans les chapitres deux et trois.

Chapitre 1 :

**Etat de l'art du concept de service
écosystémique et mise en œuvre en milieu
marin et côtier**

1. Historique du concept de service écosystémique

1.1 Naissance et évolution du concept de service écosystémique

Le concept de « service écosystémique » (SE) (appelé aussi service écologique ; service de la nature) apparaît pour la première fois dans la littérature scientifique à la fin des années 1970 (Ehrlich & Ehrlich, 1981; Fisher & Krutilla, 1975; Westman, 1977). Mais c'est à la fin des années 1990 que la notion gagne en popularité suite aux publications clé de Gretchen Daily et Robert Costanza (Costanza et al., 1997; Daily, 1997). Si le concept a été développé par les biologistes de la conservation, c'est l'appropriation du concept par les économistes environnementaux qui lui a donné un vrai essor dans les années 2000. Les travaux de Robert Costanza, en particulier, ont proposé une estimation de la valeur économique (i.e. monétisation) de la nature à échelle mondiale, à travers les SE fournis par l'ensemble des écosystèmes planétaires. L'intérêt de ces évaluations, c'est qu'elles pouvaient être systématiquement réalisées pour tout type d'écosystème, et leurs résultats utilisés dans les processus décisionnels. La démonstration du rôle joué par les écosystèmes sur l'économie et le bien-être humain permet de soutenir et d'argumenter en faveur des efforts de conservation (Costanza et al., 2017). Par la suite, les travaux de l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (Millennium ecosystem assessment, MEA, 2005) ont entériné l'usage de la notion de services comme outils de dialogue avec les décideurs. Légitimés par leur ampleur et leur rigueur (1300 chercheurs internationaux mobilisés sur 3 ans), les rapports produits par le MEA ont permis d'institutionnaliser le concept de SE (Levrel et al., 2014). Depuis, le nombre d'articles traitant des services écosystémiques n'a fait que croître (Aznar-Sánchez et al., 2019; Gómez-Baggethun et al., 2010; Hackbart et al., 2017; Potschin & Haines-Young, 2011; Figure 5), ce qui a permis au concept d'être désormais bien intégré au sein des programmes de recherche, des débats publics et de faire partie des objectifs environnementaux de gestion des écosystèmes (Roche et al., 2016). Ces dernières années, les chercheurs des sciences environnementales se sont également intéressés aux SE. Les SE deviennent le domaine des sciences environnementales et de l'économie écologique évoluant le plus rapidement (Geneletti, 2011).

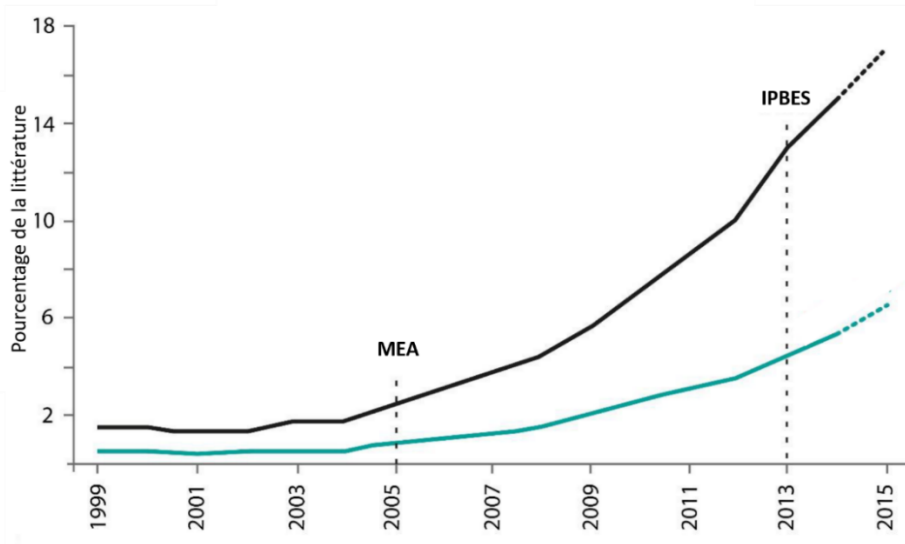


Figure 5 : Evolution du pourcentage de publications sur les SE depuis 1999 (parmi 18 413 articles publiés identifiés avant 2015) (adapté de Hackbart et al., (2017)). La ligne noire représente le pourcentage d’articles publiés à propos des SE, tandis que la ligne colorée représente le pourcentage des articles concernant les SE aquatiques (soit les écosystèmes marins, côtiers, mais aussi les milieux humides, rivières et lacs).

Depuis plus de vingt ans, des organisations, des groupes de recherche et des programmes s’appuyant sur des approches systémiques ont vu le jour afin de structurer et harmoniser le concept de SE à différentes échelles comme, par exemple, le Natural Capital Project (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/>) (Tallis et al., 2010) ou l’Ecosystem Services Partnership (www.es-partnership.org) (Groot et al., 2011) . Parmi leurs objectifs, figure souvent le souhait de contribuer à une aide à la décision pour la mise en place de mesures de conservation et de gestion adéquates, soit par le développement de connaissances, d’outils ou de méthodes. Similaire au MEA, le TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010) opte pour une évaluation plus politique et économique des SE, en insistant sur la distinction entre les mesures de bien-être individuel et les valeurs sociales, en prenant en considération la justice sociale et la déontologie. Fondé en 2012, l’IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) a pour objectif d’éclairer les décisions politiques par l’apport de connaissances sur les écosystèmes, les SE et la biodiversité (e.g. avec l’évolution du terme de SE en NCP (Contribution de la Nature, (Díaz et al., 2018) cf. section 2.3). L’IPBES est considéré comme le pendant du Groupe d’experts Intergouvernemental sur l’Evolution du Climat (GIEC, ou IPCC en anglais) pour la biodiversité. Son objectif est poursuivi à l’échelle européenne par l’initiative MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) lancée la même année. En France, c’est l’EFESE (Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques, créée en 2013) qui relaie sur le territoire une injonction de la politique environnementale européenne pour que chaque état membre réalise l’état des lieux des SE fournis

par ses écosystèmes. Il s'organise sous la forme de groupes de travail sur des thématiques particulières (dont un volet « mer et littoral » (2015-2018)), qui regroupent des experts et des parties prenantes, le tout sous l'égide du Commissariat Général au Développement Durable du Ministère de la Transition Écologique et Solidaire.

1.2 Définitions du service écosystémique et des concepts connexes

Depuis l'émergence du concept de SE, la signification du terme « service » a évolué, et plusieurs définitions ont été proposées. Ces définitions présentent de grands degrés de similitude, elles reposent sur une considération anthropocentrée des valeurs de la nature (EFESE, 2015) mais diffèrent dans le choix du vocabulaire (contributions, avantages, bénéfiques, etc ...) (La Notte et al., 2017) et dans l'interprétation du concept (Lamarque et al., 2011).

Dans un premier temps, trois définitions de SE ont été majoritairement utilisées :

« *Les conditions et processus à travers lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les composent, soutiennent et comblent la vie humaine* » (Daily, 1997) ;

« *Les bénéfiques que les populations humaines dérivent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes* » (Costanza et al., 1997) ;

« *Les services écosystémiques sont les bénéfiques que les humains tirent des écosystèmes* » (MEA, 2005).

Cette dernière définition a été longtemps la plus utilisée, elle prend en compte une dimension plus intégrative que les autres définitions de l'époque (Fisher et al., 2008). En effet, cette dernière définition considère que ce sont les conditions et les processus qui créent les avantages procurés par les écosystèmes (i.e. les attributs sous-jacents de l'écosystème, tels que les facteurs biologiques et physiques) (Nahlik et al., 2012), à l'inverse des deux précédentes définitions, qui assimilent directement les avantages aux SE. Depuis, d'autres définitions sont apparues. Elles sont plus ou moins largement utilisées en fonction de la discipline de rattachement des études, c'est le cas de celle du The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010) : « *Les bienfaits que les humains tirent des écosystèmes* ». Au niveau national, la définition des SE choisie par l'EFESE est la suivante *Utilisation par l'homme des fonctions écologiques de certains écosystèmes, à travers des usages et une réglementation qui encadrent cette utilisation. Ils peuvent être décrits à travers les avantages retirés par l'homme de son utilisation actuelle ou future de diverses fonctions des écosystèmes, tout en garantissant le maintien de ces avantages dans la durée* » (EFESE, 2015). Il est intéressant de souligner l'intégration de la notion de durabilité, absente des autres définitions. Pour cette raison, j'ai adopté

cette définition dans le cadre de cette thèse puisque mon objectif est d'évaluer les effets du changement climatique et des activités humaines sur les écosystèmes et leur fourniture en SE, affectant durablement les fonctions écologiques. Tout en adoptant cette définition, certaines valeurs des SE, telles que les valeurs intrinsèques et d'existence de la Nature (Figure 2), plus difficilement évalués dans le cadre des SE, ne sont pas prises en compte dans cette thèse (voir p48 pour plus de détails).

Cette diversité de définitions offre des utilisations et des évaluations du concept de SE variées en fonction des objectifs de ceux qui les appréhendent (Danley & Widmark, 2016). Par exemple, le concept permet de sensibiliser sur notre dépendance vis-à-vis des systèmes naturels (au niveau des discours sociétaux), d'explicitier les compromis de différentes décisions de planification du territoire (au niveau politique), ou bien être mesurées en tant que valeur marchande (au niveau de la gestion) (Jax et al., 2013). Cependant, cette diversité de significations empêche une cohérence conceptuelle pour son utilisation exhaustive dans la recherche et la politique (Lele et al., 2013).

Le concept de service écosystémique se place à l'interface entre les écosystèmes et le système socio-culturel pour étudier et comprendre les interactions entre les composantes vivantes, humaines et non-humaines. Les écosystèmes influencent les sociétés humaines par les services qu'ils fournissent. Les sociétés humaines influencent les écosystèmes par la mise en place d'actions (d'extraction, de conservation) (Gunderson & Holling, 2002; Redman et al., 2004). Les écosystèmes et les systèmes socio-économiques humains sont liés par des relations d'offre et de demande en SE (Burkhard et al., 2014). Ces relations seront plus amplement définies et discutées dans la section 2.1.

Les écosystèmes fournissent une quantité, qualité et diversité potentielles de services écosystémiques à la société que l'on appelle l'offre en services. La capacité est la quantité (ou rendement) maximale hypothétique de SE fourni par les écosystèmes (Burkhard et al., 2012; Schröter et al., 2016). Cette fourniture potentielle de SE va dépendre de l'état de santé de l'écosystème (biodiversité incluse), de ses processus et de ses fonctions écologiques (Quintessence 2016), donc de rétroactions, de décalages temporels et de phénomènes imbriqués (Biggs et al., 2012). Ces processus et fonctions des écosystèmes sont dynamiques dans le temps et l'espace (Fisher et al., 2009), ils évoluent en fonction des facteurs et perturbations naturelles et anthropiques (Andersson et al., 2015). La mise en place de mesures de gestion, d'activités d'extraction, ou de toute activité humaine générant des pressions va modifier la capacité d'un écosystème à fournir des SE. De plus, ces mesures de gestion et usages vont modifier le flux de SE (i.e. la quantité de SE réellement perçue) indépendamment de la capacité de l'écosystème à fournir des SE. La présence d'usages permet d'accéder à une part (effective) des SE potentiellement fournis par les écosystèmes (Roche et al., 2016; Villamagna et al., 2013), nommé flux

de SE, indépendamment de la capacité de l'écosystème à fournir des SE. L'usage est le service écosystémique consommé ou utilisé directement ou indirectement dans une zone particulière sur une période donnée (Burkhard et al., 2012; Wolff et al., 2015). En cartographie, la notion de flux correspond au transfert de SE des zones productrices vers les zones bénéficiaires de services (Bagstad et al., 2014; Palomo et al., 2013). Ainsi, l'offre correspond à ce que les écosystèmes produisent et fournissent, tandis que la demande correspond à ce que les humains utilisent ou souhaitent.

Le flux effectif en SE est aussi dépendant de la demande sociétale des bénéficiaires. En l'absence de demande sociétale, les usages pour accéder à un service peuvent ne pas être mis en place. La demande est déterminée par la société, elle comprend l'usage, le désir et la préférence. Parfois, les zones de production des SE sont spatialement déconnectées des zones de consommation (Costanza, 2008., Fisher et al., 2008). C'est le cas de certaines espèces (e.g. les holothuries, ou concombres de mer) potentiellement consommables et commercialisables (i.e. service d'approvisionnement) qui sont accessibles en abondance dans certaines régions du monde mais ne sont pas exploitées, car elles ne correspondent pas à l'identité culturelle locale (pas d'intérêt pour leur consommation) (Ferdouse, 2004). Néanmoins, la mondialisation des marchés économiques provoque une exportation des produits acilitée à l'échelle du globe de par une demande sociétale dans d'autres régions du monde, l'exploitation de la ressource peut néanmoins s'effectuer avec une exportation des produits (comme c'est le cas avec les holothuries à Saint-Pierre et Miquelon, ressource exploitée depuis 2010, pour leur consommation et leur exportation dans les pays asiatiques (Vigneau et al., 2013)). Dans ces situations, les zones de production et de consommation des SE sont spatialement déconnectées (Costanza, 2008., Fisher et al., 2008). Les études concernant les bénéfices en SE et la demande en SE sont moins nombreuses que les études sur la fourniture en services.

En écologie, la spécificité du contexte est un phénomène courant en écologie (Duffy et al., 2005) et doit être prise en compte pour l'évaluation des valeurs sociales et économiques. Toutefois, la prise en compte de variables sociales et économiques n'a pas toujours été suffisamment prise en compte dans les évaluations de SE. Un exemple parmi d'autres pour illustrer l'importance du contexte : la protection des côtes apportée par une végétation littorale dans une zone non habitée ou peu fréquentée aura comparativement moins de valeur que les mêmes bénéfices de cette protection apportée dans une zone fortement peuplée. De nombreuses variables biophysiques et socio-économiques sont déterminantes dans l'évaluation des SE (Liquete et al., 2013b). Mais, notamment pour des raisons de manque de disponibilité de données, la prise en compte de l'ensemble des variables demeure difficilement réalisable.

2. Cadres méthodologiques pour l'évaluation des services

Les écosystèmes et les sociétés forment un ensemble co-dépendant qui peut se définir comme un système socio-écologique (i.e. système cohérent de facteurs sociaux et biophysiques qui interagissent de façon durable » (Ostrom, 2009)). Les interactions entre ces deux systèmes sont complexes, considérées comme hiérarchiquement imbriquées et multi-niveaux.

Les méthodes d'évaluation des SE permettent d'adopter des approches biophysiques, économiques et/ou socio-culturelles (Martín-López et al., 2014). Ces trois approches complémentaires ne sont pas mutuellement exclusives et peuvent se chevaucher (Burkhard & Maes, 2017) permettant une vision systémique (i.e. relatif à l'ensemble) des écosystèmes. Ainsi l'évaluation des SE est un processus interdisciplinaire : écologie (e.g. Kermagoret et al., 2019), économie (e.g. Kubiszewski et al., 2020), anthropologie (e.g. Santos-Martin et al., 2017), philosophie (e.g. Maris, 2014) et/ou géographie (e.g. Drakou et al., 2018). C'est un concept qui offre des éléments de langage communs à des chercheurs de domaines différents. Il faut noter cependant que les études qui évaluent à la fois la fourniture et la demande sont plus rares que celles qui évaluent la fourniture et la demande séparément. Par ailleurs, par son aspect pluridisciplinaire et anthropocentré, le concept de SE permet la mise en place de méthodes d'évaluation et d'acquisition de données plus intégratives (e.g. les méthodes délibératives, participatives ou narratives (Harrison et al., 2018)) par la mobilisation des connaissances et expertises des personnes mobilisées, ce qui facilite les interactions entre scientifiques, gestionnaires, parties prenantes, politiques, acteurs locaux, résidents.

Les différents niveaux d'organisation des écosystèmes sous-jacents à la fourniture de SE permettent la collaboration d'organismes, de spécialistes et de gestionnaires de différents milieux en interactions (Hattam et al., 2015). Par sa nature anthropocentrée, ce concept favorise également une vulgarisation des résultats et une communication plus aisée aux différents publics concernés. Au regard de la diversité des études et des services évalués, la mise en place de définitions génériques est complexe. Dans la littérature, il n'y a pas de consensus sur la façon de définir, regrouper, distinguer les différentes notions associées au concept de SE (offre-fourniture, ou offre-capacité par exemple).

2.1 Les cadres d'analyse

Un cadre conceptuel est un « *outil méthodologique qui fournit une structure logique faisant apparaître les principaux composants du système à évaluer et les liens qui existent entre ces composants* » (EFESE, 2017). Il permet d'organiser la réflexion et l'évaluation et d'atteindre les objectifs fixés à travers une

compréhension commune. La conception, l'adoption et l'utilisation d'un cadre conceptuel sont primordiales pour assurer la cohérence d'une évaluation. Le cadre conceptuel de cette thèse se base sur le « modèle en cascade », développé par Haines-Young & Potschin, (2010), en raison de la simplicité avec laquelle il est possible d'examiner les liens existants entre les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques, sur lesquels se basent ce travail. Ce cadre fait partie des cadres conceptuels les plus utilisés actuellement car il est l'un des plus compréhensibles et complets pour caractériser les SE (Van Oudenhoven et al., 2012). Ce cadre conceptuel permet, d'une façon explicite, de faire la part entre l'écosystème et le système socio-culturel, et de placer les SE à l'interface (Figure 6). De plus, ce modèle opère une distinction claire entre les composantes biophysiques de l'écosystème qui participent à la fourniture des SE, et permet d'évaluer les SE étape par étape (Van Oudenhoven et al., 2012).

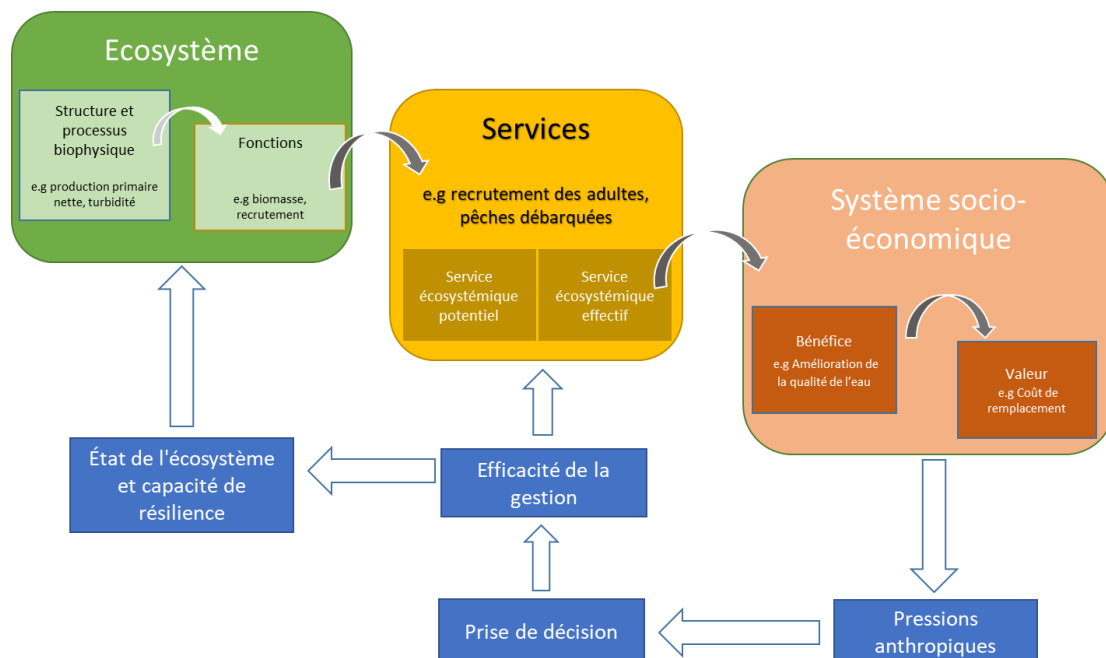


Figure 6 : Modèle en cascade des services écosystémiques, adaptée depuis Haines-Young & Potschin, (2010) en prenant l'exemple du rôle de nurricerie.

Le modèle en cascade est composée de différents éléments : les processus, les fonctions, les services, les bénéfices :

- Les processus (ou structures) désignent les éléments et mécanismes biophysiques aux écosystèmes qui soutiennent les fonctions écologiques, telles que l'habitat ou la production primaire. Ils sont définis indépendamment des humains, mais restent influencés par les pressions que les activités anthropiques génèrent. Ils peuvent être désignés sous le terme de « Capital Naturel » qui englobe l'ensemble des ressources naturelles. Ce capital naturel peut

être renouvelable et non épuisable (soleil, vent, etc.), non renouvelable et épuisable (sable, minéraux, ressources fossiles, etc.), ou renouvelable mais épuisable (écosystèmes) (Maes et al., 2013).

- Les fonctions (ou capacités) désignent le potentiel (ou rendement maximal hypothétique ; Burkhard & Gee, (2012)) d'un écosystème « à fournir des services en fonction des propriétés biophysiques, des conditions sociales et des fonctions écologiques » (Villamagna et al., 2013). Cette potentialité peut être augmentée ou diminuée au fil du temps grâce à des mesures de gestion pour assurer sa durabilité (Schröter et al., 2016).
- Les services (ou flux) sont la résultante des processus et fonctions dont les bénéfices pour l'humain peuvent être directs ou indirects, conscients ou inconscients. Suivant le système dans lequel on se place, les caractéristiques d'un SE peuvent changer. Dans le cadre de l'écosystème, ils correspondent à « l'utilisation réelle des services écosystémiques et se produit à l'endroit où un service écosystémique entre dans une fonction d'utilité [...] ou une fonction de production [...] » (Schröter et al., 2014). De façon complémentaire, dans le cadre du système socio-économique, un SE correspond également au « service effectivement reçu par les gens, qui peut être mesuré par la quantité de service fourni, ou indirectement par le nombre de bénéficiaires servis » (Villamagna et al., 2013). Ils existent uniquement s'ils contribuent au bien être humain (Braat, 2012).
- Les bénéfices (ou valeurs de SE) correspondent aux bénéfices socio-économiques du service fourni dont la valeur peut être monétaire mais pas uniquement (cf. section 2). En raison des méthodes écologiques et des données employées, le volet de la demande sociétale ne sera pas abordé dans le cadre de cette thèse, qui portera majoritairement sur l'offre bio-physique en service.
- Les valeurs réelle ou symbolique que les sociétés humaines attachent aux bénéfices tirés des services écosystémiques (De Groot et al., 2010).

Depuis la parution du modèle en cascade dans l'article de Haines-Young & Potschin, (2010), plusieurs adaptations ont été proposées. La représentation par une cascade linéaire des connexions complexes est une simplification de la réalité, et suppose des liens et des effets simples, peu réalistes (Roche et al., 2016). La non prise en compte de la co-production des SE par l'écosystème et la société (i.e. la demande conditionne aussi la fourniture de SE), l'absence de référence directe à la biodiversité, la difficulté à tenir compte de la durabilité des bénéfices tirés des SE ou les interactions entre SE ont été identifiés comme limites de cette cascade (EFESE, 2016; Plant et al., 2016). Cette simplification du modèle en cascade reste cependant nécessaire pour appréhender simultanément la complexité des phénomènes écologiques et socio-économiques. C'est pourquoi le modèle en cascade est

régulièrement utilisé comme base à l'élaboration d'autres modèles conceptuels adaptés au contexte spécifique des cas d'étude. A ma connaissance, (Costanza et al., 2017) ont proposé l'adaptation la plus complexe de ce modèle en cascade des services écosystémiques, cette nouvelle modélisation a permis de représenter de la façon la plus précise possible les dynamiques sous-jacentes aux SE (Figure 7).

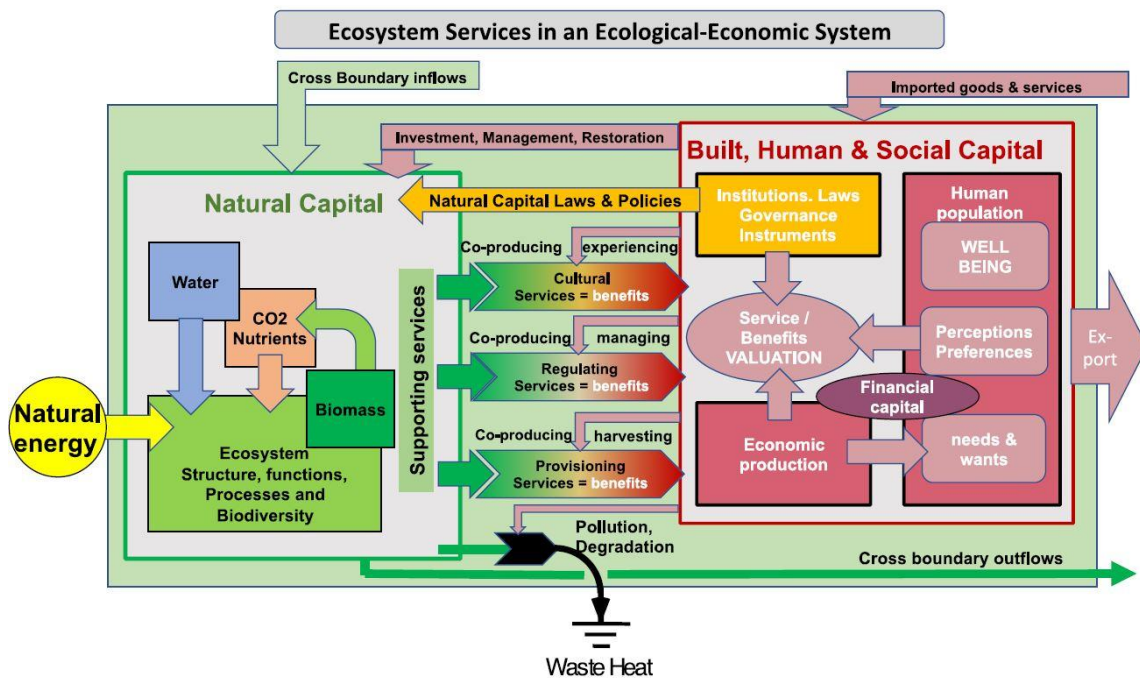


Figure 7 : Adaptation et complexification du modèle en cascade des services écosystémiques de Haines-Young & Potschin, (2010), réalisée par (Costanza et al., 2017).

Un autre modèle conceptuel intéressant correspond à celui développé par le groupe MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) qui a été développé en s'appuyant sur le modèle en cascade, et sur le modèle conceptuel DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses) par l'Agence Européenne de l'Environnement. Ce modèle associe les activités à l'origine des pressions aux écosystèmes et à la biodiversité. Le modèle conceptuel DPSIR ainsi que le modèle en cascade ont servi de support pour initier les réflexions du groupe MAES. Il apparaît que les services écosystémiques ne dépendent pas seulement des écosystèmes et de leur fonctionnement mais aussi de facteurs socio-économiques, tels que les pratiques ou modalités de gestion de l'écosystème. Le cadre conceptuel proposé par le groupe de travail reconnaît la place fondamentale de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes et dans la fourniture de certains SE (Figure 8). Il valorise l'importance de documenter les relations, quand elles existent, entre l'amélioration de l'état de conservation de la

biodiversité (par notamment les évaluations de mise en œuvre des Directives européennes comme la Directive Habitats) et la qualité et la quantité des services et bénéfices fournis par les écosystèmes.

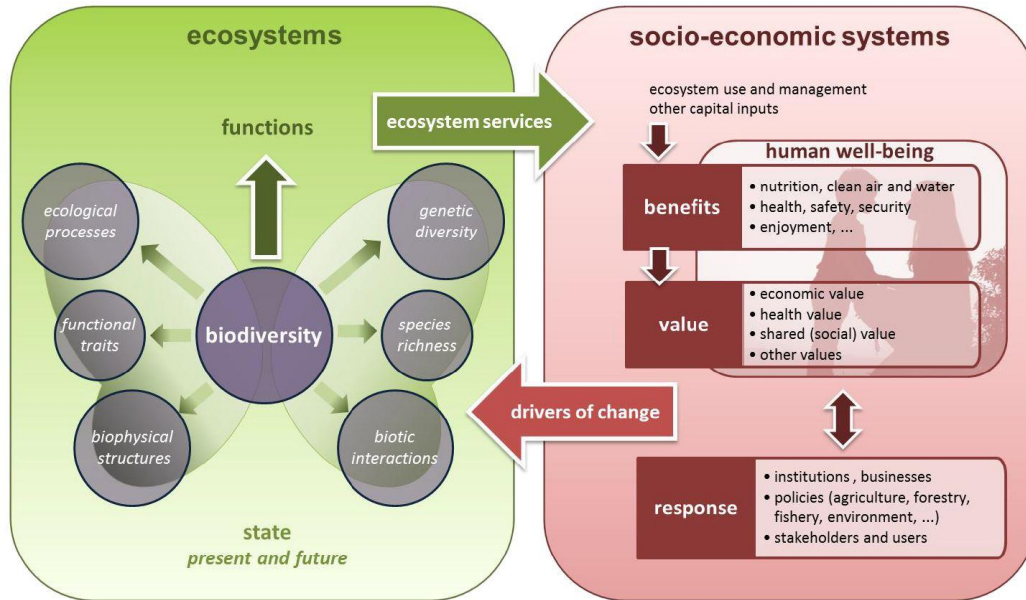


Figure 8 : Cadre conceptuel du groupe de travail MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) (2013).

Enfin, un dernier cadre conceptuel publié est celui utilisé par la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques (IPBES) (Díaz et al., 2015). Ce cadre conceptuel comporte six éléments liés fonctionnant à différentes échelles spatio-temporelles : la nature, les bienfaits de la nature pour l'être humain, le patrimoine anthropique, les institutions, les systèmes de gouvernance et autres facteurs indirects de changement, les facteurs directs de changement, et une bonne qualité de vie des humains (IPBES, 2013). Ce cadre présente l'intérêt de concilier deux approches différentes des relations humain-nature avec une vision de la nature (en tant que système de vie ou Terre mère) d'une part, et une perception de la nature (sous l'angle de la biodiversité et des écosystèmes), d'autre part (Figure 9).

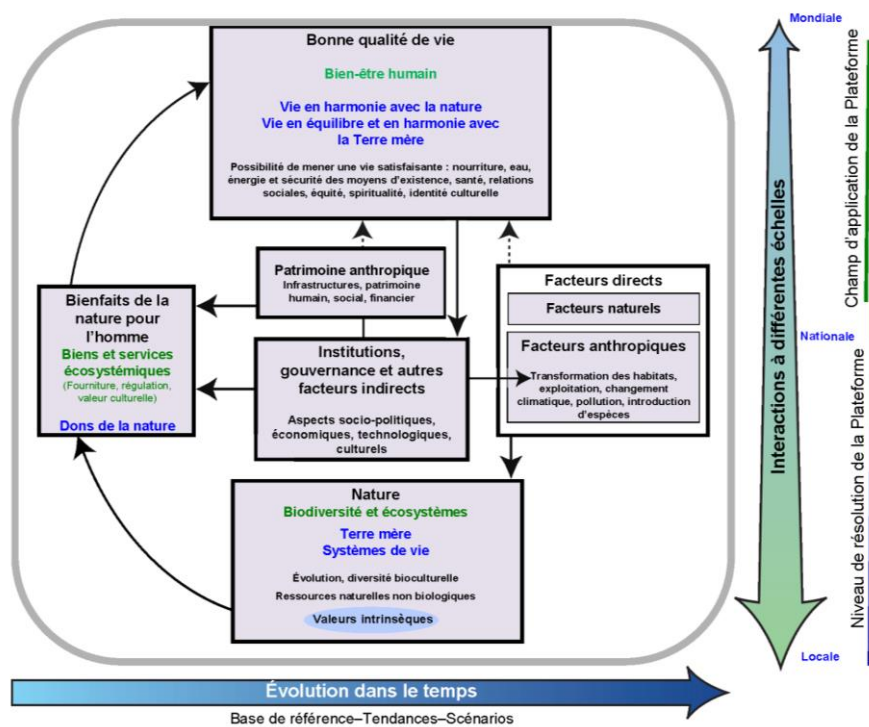


Figure 9 : Cadre conceptuel de la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques (IPBES, 2019, Annexe1).

Il existe d'autres modèles conceptuels de SE, ils diffèrent dans la manière dont les systèmes sociaux et écologiques, ainsi que leurs interrelations sont conceptualisés (Binder et al., 2013). La majorité des modèles conceptuels représentent de manière inégale le système écologique et le système social (Folke, 2007), et suivent soit une vision « *écocentrée* » (i.e. le modèle est centré sur le système écologique), soit « *anthropocentrée* » (i.e. le modèle donne une plus grande importance au système social). De plus, ces modèles sont, soit orientés « *analyse* » (cherchent à mieux comprendre le socio-écosystème), soit « *action* » (cherchent à en améliorer la gestion) (Binder et al., 2013).

2.2 Les différentes classifications des services écosystémiques

Face à la diversité des services identifiés, il a été rapidement nécessaire d'établir une classification des services. Plusieurs classifications des SE ont été proposées. La première classification fut proposée par le Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) et répartissait les SE en quatre catégories : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services de support (aussi nommés services d'habitat) et les services culturels. Les services de support (tels que la production primaire) soutiennent la production des trois autres catégories de services (approvisionnement, régulation et culturel). Se posait alors le problème du double comptage puisque les éléments ou processus fournissant les services de soutien pouvaient être aussi comptés dans la fourniture en service de régulation ou d'approvisionnement (Amigues & Chevassus-au-Louis, 2011). Cette catégorie a été

ultérieurement considérée comme équivalente aux fonctions écologiques (qui ne sont aujourd'hui plus considérées comme des SE). Certaines études et programmes maintiennent une utilisation de la classification des SE en quatre catégories (e.g. Cheng et al., (2019)).

En 2013, le CICES (Common International Classification of Ecosystem Services ; Haines-Young & Potschin, (2012)) proposait une classification plus détaillée que les précédentes afin de permettre une exploitation et une comparaison plus facile des études (Levrel et al., 2014). Elle propose une actualisation régulière de la liste de SE (la dernière en date a été proposée en janvier 2018, CICES v5.1). Cette classification a la particularité d'utiliser une organisation hiérarchique des services permettant de lier plusieurs indicateurs à un même service. Cette classification propose de répartir les SE en trois catégories :

- (i) les services d'approvisionnement (ressources alimentaires, matériaux, eau potable, etc.) sont les services à l'origine des « produits finis » que l'on peut extraire des écosystèmes ;
- (ii) les services de régulation et de maintien (régulation de l'érosion, cycle du carbone ...) sont les services contribuant indirectement à travers la régulation des fonctions écologiques et le maintien de la qualité de l'environnement, dans les limites désirées (Villamagna et al., 2013) (pour le bien-être humain) ;
- (iii) les services culturels (aspects récréatifs, patrimoniaux, esthétiques...) sont les valeurs immatérielles que l'on attribue aux écosystèmes à travers le développement de la connaissance, l'expérience, le divertissement

Enfin, elle fait la distinction entre les services « biotiques » et « abiotiques ». Si l'utilisation de cette classification permet une homogénéisation des termes employés, il faut toutefois noter que des confusions demeurent, notamment sur la distinction entre les processus, sur les fonctions de l'écosystème, et sur les SE de régulation et de maintien. Des doubles comptages continuent de subsister entre des services. Par exemple, la fonctionnalité de nourricerie conditionne à la fois les services d'approvisionnement pour la nutrition (i.e. la pêche) et le service de régulation et de maintien de cycle de vie (à la fois des espèces à intérêt commercial (i.e. les produits de la mer) et des espèces à valeur culturelle (e.g. patrimoniales, telles que les mammifères)). Cependant, De Groot et al. (2010) suggèrent que « nous devrions peut-être accepter qu'aucune classification finale ne peut rendre compte des innombrables façons dont les écosystèmes soutiennent la vie humaine et contribuent au bien-être des humains » et « qu'il n'existe pas de catégories fondamentales ou de définitions complètement univoques pour des systèmes aussi complexes ». De cette façon, chaque étude devrait pouvoir adapter sa propre classification en fonction de ses objectifs et limitations propres, et ce malgré le risque de ne pouvoir facilement comparer les études.

D'autres types de classifications ont été proposées et permettent, de façon complémentaire, de différencier les SE. Par exemple, Roche et al., (2016) propose de distinguer les services exportables de l'écosystème (stock-services), les services qui dépendent de l'intégrité du système (processus-services) de ceux liés à la structure spatiale (ou apparence) de l'écosystème (structure-services). Fisher et al., (2008) , quant à eux, proposaient de faire une distinction économique entre biens publics et biens privés. Cependant, cette classification est davantage adaptée à une évaluation de la demande en SE qu'à l'étude de la fourniture en SE. Parmi les différentes classifications proposées (MEA, 2005; TEEB, 2010), la classification du CICES est désormais la plus utilisée. Pour cette raison, ainsi que pour sa facilité d'utilisation, pour le moindre risque de double-comptage et pour sa large utilisation dans la communauté scientifique, j'ai choisi d'appliquer la nomenclature de la CICES dans le cadre de cette thèse.

2.3 Apports et limites d'un concept en évolution

Dans l'histoire des sciences, l'intégration du concept de SE dans la littérature est très récent (Gómez-Baggethun et al., 2010). Ce concept, développé par les scientifiques pour attirer l'attention du public et des politiques sur les problèmes environnementaux et la perte de biodiversité, fait suite aux résultats mitigés des mesures de conservation de l'environnement dans de nombreux domaines (Ninan, 2012) ou à leur faible prise en considération dans les instances de décision, jugées trop contraignantes. Les mesures de conservation à mettre en place sont en outre plus facilement acceptées dans les politiques de gestion si elles considèrent les bénéfices pour les humains et leur bien-être (Braat & De Groot, 2012). Le partage et la mise en évidence du concept de service permet la re-définition de nouveaux objectifs de conservation, par l'apport d'un discours plus mesuré et anthropocentrique. Pourtant, le lien entre biodiversité et SE reste faiblement compris dans de nombreux cas, et la synergie des stratégies de conservation de ces deux objectifs demeure questionnée (Balvanera et al., 2001; Turner et al., 2007).

L'étude des écosystèmes naturels, en tant que source de bénéfices pour les humains est potentiellement sujette à interprétation et peut occulter la valeur intrinsèque de la biodiversité et des écosystèmes. Cet anthropocentrisme ne fait pas l'unanimité (Lévêque, 2013), notamment lorsqu'il repose sur une évaluation économique. Cela peut faire craindre une vision utilitariste de la nature qui conduirait à orienter les efforts de conservation ou de gestion vers les éléments naturels identifiés comme « utiles » (Masood & Garwin, 1998).

Les premières évaluations de SE ont été généralement faites sur des SE à valeurs d'usage direct (tels que les ressources), mieux maîtrisées par des approches économiques. Dans ces évaluations, l'utilisation d'une unité de mesure unique, qui passe par la « monétisation » (ou instrumentalisation) des SE, rend les processus de quantification plus faciles (à mettre en place, à interpréter) que les évaluations biophysiques. C'est pourquoi on observe une surreprésentation des études sur les activités économiques dans le paysage des SE, liées aux activités économiques d'extraction de ressources (i.e. la pêche, l'aquaculture, dont l'exploitation peut être mise en avant au détriment de la protection de l'environnement) (Silvertown, 2015). Les méthodologies sont rarement totalement transparentes, les choix effectués ne sont pas toujours expliqués, et des estimations de SE peuvent être considérées comme de mauvaise qualité (Boerema et al., 2016). L'article de Costanza et al., (1997) en est un exemple emblématique puisqu'il s'agit de l'un des articles scientifiques les plus cités (27 240 citations sur Google Scholar, au 1^{er} février 2022), mais également l'un des plus critiqués à cause de sa monétarisation des écosystèmes et des approximations faites à l'échelle globale. En outre, depuis l'émergence du concept d'ES, de nombreuses recherches ont mis l'accent sur la dimension de la valeur monétaire (par exemple, Barbier et al., 2009; TEEB., 2010), mais la littérature récente a révélé les limites des évaluations économiques pures et a fait valoir que les ES ne devraient pas être limités à la valeur monétaire (Gómez-Baggethun et al., 2014).

Les approximations ainsi que le manque de précision des définitions et des classifications font également partie des critiques adressées au concept de SE. D'une part, le foisonnement de définitions, indicateurs et études intégrant le concept de SE a engendré le besoin de poser des cadres communs pour l'identification et l'évaluation des services afin de garantir la comparaison des méthodes et des résultats de différentes études. D'autre part, et de façon paradoxale, le concept de SE doit rester un cadre scientifique flexible. C'est donc à chaque équipe, lors de chaque étude de sélectionner parmi les nombreuses définitions, notions et classifications celles qui sont les plus adaptées, parmi celles existantes, en fonction des objectifs et les limites propres de chaque étude. Cette flexibilité permet de favoriser une collaboration interdisciplinaire sur des sujets communs. Une dualité apparaît donc entre, d'une part, le besoin de flexibilité du concept de SE, pour qu'il soit adaptable à tout contexte d'étude, et d'autre part, la nécessité d'un cadre commun des études sur les SE, pour permettre leurs comparaisons, tout en évitant les confusions. Il est probable que ce dilemme (qui fait la force de ce concept) demeure, mais que les confusions soient résolues grâce à un effort de transparence et de communication, avec – en amont de chaque projet – une description standardisée des choix retenus (en terme de définition, du cadre conceptuel, des méthodes employées...).

Malgré sa flexibilité, le concept de SE est considéré comme limité sur certains aspects. En effet, dans les évaluations de SE, il est difficile d'intégrer d'autres valeurs de la biodiversité (valeurs patrimoniales, valeurs d'options, valeurs d'héritage, etc.) ainsi que le rôle central de la culture dans la demande en services. De plus, l'intégration des contributions négatives des écosystèmes (ou disservices (Barot et al., 2017; Lyytimäki et al., 2008)), telles que les espèces considérées comme nuisibles (pour l'agriculture par exemple) ou encore la libération de carbone dans l'atmosphère, a longtemps été remise en question et absente des évaluations de SE. L'intégration des contributions négatives pouvait être perçue comme un « mauvais message » pouvant entraver les efforts de conservation (Villa et al., 2014a). Enfin, une grande partie des avantages retirés des écosystèmes et de leur biodiversité reste l'objet d'échanges informels, empêchant leur prise en compte dans les systèmes de comptabilité, alors que l'utilisation des valeurs d'usage plus larges constitue des enjeux forts pour l'évaluation (EFESE, 2016).

En réponse à ces critiques et pour limiter les dérives d'une vision anthropocentrique et utilitariste de la nature, l'IPBES a opéré un changement de terminologie en remplaçant « service éco systémique » par « contribution de la nature aux sociétés humaines » (ou NCP, Nature Contribution to People, (Díaz et al., 2018 ; Figure 9). Les NCP se définissent comme « toutes les contributions, à la fois positives comme négatives, des écosystèmes au bien être humain » (IPBES, 2019). Ce concept a pour objectif de promouvoir des approches plus inclusives (intégration des savoirs locaux, de pratiques ancestrales, des non-humains, de la valeur d'existence de la Nature par exemple). En opposition aux valeurs anthropocentrées, essentiellement captées par la notion de SE, les NCP permettent d'intégrer plus facilement les valeurs bio-centrées dans les études, telles que la valeur intrinsèque infinie et « inestimable » (car non quantifiable) de la Nature (ou encore appelée, aménité environnementale). Cette terminologie (i.e. NCP), en réduisant l'antagonisme entre ce qui est utile ou non à l'homme, présente de nombreux avantages (par rapport aux SE), tels que la facilité d'évaluation des valeurs culturelles associées à la nature. Toutefois, en raison d'objectifs et d'un vocabulaire associé spécifiquement aux sphères écologiques et scientifiques, le concept présente d'autres inconvénients, tels qu'une complexification de la notion, et (probablement) une perte de pertinence pour l'implication des décideurs. Il me semble que cette notion doit être employée pour des objectifs différents, à l'image de l'étude des SES (Systèmes socio écologiques) (Liu et al., 2007). L'étude des SES est une approche géographique plus récente des relations Humain-Nature, qui présente par exemple l'avantage de pouvoir plus facilement évaluer les dynamiques temporelles (Lagadeuc & Chenorkian, 2009).

Pour moi, ces différents termes sont clairement distincts et sont à utiliser dans des cas d'étude différents, avec chacun leurs avantages et inconvénients. Ces différentes notions gagneront, dans le futur à ce que leurs définitions et spécificités soient clarifiées auprès de tous, pour une meilleure

utilisation (dans leurs contextes), mais elles n'ont pas à être utilisées conjointement au sein d'une même étude.

3. Différentes évaluations des services écosystémiques

Le concept de service écosystémique peut être considéré comme une boîte à outils, dans laquelle il est possible de sélectionner, coupler ou adapter les données, paramètres, outils et concepts en fonction des objectifs et des limites posés pour l'étude. Les indicateurs peuvent se référer aux processus des écosystèmes, aux fonctionnalités, aux flux de SE, à leurs valeurs ou aux bénéfices. Les processus écologiques déterminant les SE interviennent à différentes échelles qui peuvent se superposer (e.g. la production primaire produite par le phytoplancton et/ou par les macroalgues côtières permet de stimuler les SE d'oxygénation de l'eau ou de recyclage des nutriments). Ainsi, différents niveaux d'organisation des écosystèmes peuvent être étudiés, et la cartographie des SE peut devenir complexe (Fisher et al., 2008).

De la même manière, l'échelle et l'étendue de l'étude peuvent être définies suivant une cohérence écologique, administrative, ou socio-économique. Par exemple, Menéndez et al., (2018) a évalué la protection des côtes (SE), réalisée par les mangroves (habitat) dans les Philippines (étendue géographique de l'étude). Si les évaluations de services se focalisent souvent sur un écosystème, un paysage ou une bio-région, l'entité fournissant un ou plusieurs services correspond généralement à une espèce (e.g. le Saumon d'Atlantique Kulmala et al., (2012)), ou à un taxon (e.g. les poissons Holmlund & Hammer, (1999)), ou à un habitat (e.g. les forêts de laminaires, Bayley et al., (2021) ou à un biotope (e.g. un estuaire, Boerema & Meire, (2017)). L'étude des SE par habitat est généralement pertinente pour les services de régulation et de maintien (Hattam et al., 2015), tandis que l'étude des espèces sera plus adaptée pour les analyses l'évaluation des SE d'approvisionnement.

La fourniture comme les bénéfices en SE peuvent répondre à la fois aux évolutions temporelles biophysiques et socio-économiques (e.g. la saisonnalité des espèces ; les changements d'usages dus aux évolutions technologiques), ces dynamiques temporelles restent complexes à étudier (Abson et al., 2014; Andersson et al., 2015) et sont rarement prises en compte (Rau et al., 2018).

La prise en compte de l'ensemble de ces processus écologiques sous-jacents à la fourniture de SE n'est, pour l'instant, pas possible lors de l'évaluation des SE. D'une part, en raison de données rarement disponibles à des échelles spatiales et temporelles fines. D'autre part, en raison des indicateurs et des méthodes d'évaluation qui ne permettent pas toujours de distinguer les processus ou d'intégrer leur variabilité. Différents types d'indicateurs de SE et de méthodes d'évaluation existent et sont employés

et adaptés aux limites et objectifs de chaque étude, comme nous allons le voir dans la suite de ce chapitre.

3.1. Le choix des indicateurs de service écosystémiques

L'évaluation des SE repose sur l'utilisation d'indicateurs pour estimer la fourniture en services. Ces indicateurs correspondent à une agrégation de diverses informations sur des phénomènes (processus, fonctions) délivrant le ou les SE, et présentent une simplification de processus complexes (Burkhard et al., 2012). Il est nécessaire de distinguer le sujet à évaluer, ou *indicandum* (ici un SE), de l'indicateur car ce dernier estime rarement l'intégralité de l'indicandum. Il est même souvent nécessaire d'employer plusieurs indicateurs pour quantifier les différentes facettes d'un service (cf. chapitre 3). Par ailleurs, des processus écologiques peuvent être communs à différents SE, ou à différents indicateurs de SE. Le nombre d'indicateurs peut dépendre de la quantité et de la qualité des données, ainsi que de la complexité des processus impliqués dans la production du service. Par exemple, dans leur publication, (Liquete, et al., 2013b), ont approximé le service de protection des côtes par l'utilisation de 3 indicateurs de SE intégrant 14 variables biophysiques et socio-économiques. Dans une autre publication en 2016 (Liquete et al., 2016), se sont intéressés au service de nourricerie qui présente une grande diversité d'indicateurs, avec chacun peu de variables, en raison du manque de données et de connaissance des fonctions écologiques sous-jacentes. Pour certains services, le choix des indicateurs est simplifié en raison de la surreprésentation d'un indicateur dans la littérature. C'est le cas, par exemple, de la quantité de carbone séquestré dans la biomasse végétale ou dans les sols qui est majoritairement utilisée comme indicateur pour estimer la régulation du climat. Pour d'autres services, le nombre des indicateurs utilisés dans la littérature est plus important, ce qui limite la comparaison entre les études. Prenons l'exemple de la fonction de nourricerie des écosystèmes à herbiers qui peut à la fois être considérée au sein du modèle en cascade (Figure 6) comme un (i) processus écologique, (ii) une fonction écologique, (iii) un flux de SE, ou (iv) comme un bénéfice (Liquete 2016). Cette fonction ne peut donc être estimée que par des indicateurs différents, avec respectivement : (i) le statut écologique de l'herbier (Maes et al., 2014) ; (ii) le temps de résidence de chaque étape de la vie des espèces commerciales (Jackson et al., 2015) ; (iii) l'augmentation du nombre de poissons juvéniles dans les herbiers (Blandon & Zu Ermgassen, 2014) ; (iv) ou les débarquements d'espèces associées aux herbiers (Jackson et al., 2015). Les indicateurs, une fois définis peuvent décrire différents aspects complémentaires des services écosystémiques, tel que des indicateurs de capacité/potentiel, d'offre/flux, d'usages/bénéfices et ou de désirs (Liquete et al., 2013a).

La détermination des échelles spatiales et temporelles les plus appropriées pour la mise en place d'un indicateur sont la plupart du temps spécifiques à la problématique. Le choix de l'échelle spatiale est déterminant dans la sélection des indicateurs de SE. Afin de pouvoir appliquer un indicateur de SE à une échelle régionale ou globale (comprenant différents types d'habitats), l'indicateur doit être générique. A l'inverse à échelle locale, les indicateurs peuvent être plus spécifiques, notamment pour retranscrire les spécificités du contexte écologique, social et culturel, ce qui apportera une information plus robuste et pertinente pour la gestion des SE localement (Townsend et al., 2018). Les indicateurs de SE doivent être sensibles à la variation de l'indicandum, facilement applicables à différents contextes et compréhensibles pour favoriser leurs réutilisations. Par conséquent, la sélection ou la création d'indicateurs de SE pertinents est une étape cruciale. L'agrégation de plusieurs indicateurs est possible pour pouvoir étudier leur évolution conjointe (Lü & Lü, 2021; Vollmer et al., 2016). Dans ce cas, l'utilisation d'indicateurs composites de SE, comme la somme totale de la fourniture en services, permet d'informer les variations dans la fourniture globale en services. Cependant, il peut s'avérer difficile de comprendre les variations de ces indicateurs composites, notamment lorsque les services co-varient peu ou pas dans le temps ou dans l'espace.

Enfin, les indicateurs peuvent varier conjointement soit parce qu'ils reposent sur les mêmes fonctions écologiques, soit parce qu'ils répondent aux mêmes pressions (Bennett et al., 2009; Raudsepp-Hearne et al., 2010). Dans une évaluation de services, il peut être nécessaire d'identifier ces covariations et leurs déterminants pour établir des mesures de gestion adaptées et communes à plusieurs services. Plusieurs travaux présentent des outils méthodologiques pour étudier ces bouquets (Mouchet et al., 2014; Tibi & Therond, 2018) et comprendre les relations complexes entre fourniture en services, demande et usage (Crouzat et al., 2016; Rodríguez et al., 2006).

3.2. Les méthodes d'évaluation des services écosystémiques

Avec le développement récent des évaluations des SE, le nombre de méthodes et d'outils développés a considérablement augmenté (Bagstad et al., 2013). Bien qu'il y ait davantage d'évaluations biophysiques de SE que d'évaluations économiques et socio-culturelles, les méthodes d'évaluations économiques (e.g. transfert de valeurs, analyses avantages-coûts, etc...) et socio-culturelles (e.g. cartographies délibératives, analyse des préférences, etc...) des SE sont mieux classées et réparties en différents groupes de méthodes pré-définies (Mehvar et al., 2018), tandis que les évaluations biophysiques de SE, de par la diversité des méthodes employées, ne font pas l'objet de regroupements unanimement acceptés. Il existe cependant plusieurs études développées récemment qui permettent d'aider à identifier et sélectionner la méthode pour évaluer les SE, adaptée à son cas d'étude. Par

exemple, Harisson et al., (2018) présente : (i) un arbre de décision recensant l'ensemble des méthodes utilisables en les rattachant à des outils existant, et (ii) compare ces méthodes suivant leurs affinités pour différentes orientations (e.g. la recherche, la méthodologie, les parties prenantes, le décisionnel, les catégories de SE).

Néanmoins, Lavorel et al., (2017) identifient cinq grandes catégories de modèles biophysiques de SE. Ces catégories sont distribuées selon un gradient de la disponibilité des données et les connaissances sur les processus supportant les SE (ou la complexité des modèles à mettre en place). Les auteurs établissent également un lien entre la complexité des modèles de SE, donc la catégorie de modèle, et l'échelle d'étude. De leur côté, Grêt-Regamey et al. (2015) ont proposé une approche qui classe les méthodes de cartographie et d'évaluation des SE en 3 niveaux (paliers) de complexité croissante, du palier 1 au palier 3.

En premier lieu, la complexité du modèle dépendra du type de données disponibles. Les modèles les plus simples reposeront sur des données qualitatives voire semi-quantitatives, comme des variables binaires (fourniture/absence de fourniture), catégorielles (absence/faible/moyen/élevé) ou encore des scores (cf. l'exemple de la protection contre les inondations, Czúcz et al., 2018). Les données quantitatives obtenues par des mesures sur le terrain sont plus rares dans les études qui reposent souvent sur des données issues de la littérature, de bases de données ou de méthode à dire d'experts. Ces données peuvent être spatialisées et dans de rares cas correspondre à des séries chronologiques.

Lavorel et al., (2017) identifient 5 grandes catégories de méthodes de quantification de la fourniture biophysique des SE (Figure 10) :

(i) les modèles par substitution ou méthode matricielle. Ils attribuent à une entité (habitats ou type d'occupation) une capacité (oui/non, faible/moyenne/élevée) à fournir un ou plusieurs SE. Par exemple, un herbier est susceptible de séquestrer du carbone, stabiliser les fonds marins et servir de nourricerie pour les juvéniles. Certaines études peuvent coupler ces modèles avec d'autres variables environnementales (ou de substitution) dont les relations connues (exemple : la bathymétrie ou l'augmentation des températures) (Martínez-Harms & Balvanera, 2012). En milieu terrestre, le proxy majoritairement utilisé est la couverture ou l'occupation du sol (Le Clec'h et al., 2014; Burkhard & Gee, 2012). Les données géo-référencées utilisées sont issues de bases nationales (CORINE Land Cover, Registre parcellaire agricole, Inventaire forestier national). Une valeur de SE est généralement associée à un type d'écosystème ou d'occupation des sols, pour obtenir une représentation spatiale de la fourniture en SE du territoire. En milieu marin, cette méthode est généralement reprise par l'utilisation de la cartographie du fond marin EUNIS (Système d'Information Européen pour la Nature) (Galparsoro

et al., 2014), qui reprend la classification des habitats benthiques marins, à différents niveaux de précision. Il s'agit du type de fond marin ou d'habitat en milieu marin. C'est le type de modèle que j'ai utilisé dans le chapitre 2.

(ii) les modèles phénoménologiques sont une complexification des modèles par substitution puisqu'ils intègrent des informations spatialisées sur les habitats ou autres paramètres faisant varier la fourniture en SE. Par exemple, la pollinisation va dépendre de la structure du paysage et de l'accessibilité des ressources florales pour les pollinisateurs.

Ces deux premières approches sont les plus simples à mettre en œuvre, et ce à toutes les échelles.

(iii) les modèles basés sur la niche écologique lient la fourniture en service à la distribution spatiale et, si possible, la distribution d'abondance des espèces fournissant les SE. Ces distributions peuvent être définies ou améliorées à l'aide de modèles de niche (e.g. BIOMOD (Thuiller et al., 2009), Maxent (Elith et al., 2011)). Les modèles de niche ont fait l'objet de nombreux développements et permettent de projeter la distribution spatiale, voire d'abondance, des espèces fournissant des SE, et par extension la fourniture en SE, selon des scénarios climatiques, de changements d'usage, socio-économiques, ou toutes combinaisons de ces paramètres. C'est le type de modèle que j'ai utilisé dans le chapitre 3.

(iv) les modèles basés sur les traits biologiques intègrent les valeurs de les traits des espèces ou d'une communauté pour quantifier la fourniture en SE. En intégrant également des paramètres abiotiques définissant l'environnement de ces communautés (climat, type de sol...), ce type de modèle permet de mieux représenter la réponse des espèces aux conditions environnementales et, par extension, les variations dans la fourniture en SE. De nombreuses bases de données recensent les traits biologiques des espèces (FishBase pour les poissons par exemple, Froese & Pauly, (2016)), et peuvent servir de base à ces modèles.

(v) les modèles intégrant explicitement les processus écologiques, physiques et biogéochimiques (grâce à des fonctions mathématiques notamment), la caractérisation des habitats (Hickler et al., 2012) ainsi que les relations causales entre ces processus, dont émanent un ou plusieurs SE. Ces modèles ont été largement utilisés pour quantifier la régulation du climat (Metzger et al., 2008), la régulation de l'érosion (Logsdon & Chaubey, 2013), la fourniture de nourriture (Bateman et al., 2013), la régulation des risques naturels (Elkin et al., 2013)

Lavorel et al., (2017) soulignent que ces catégories ne sont pas nécessairement exclusives et qu'il peut exister un continuum entre les approches. Une même étude peut utiliser plusieurs de ces modèles selon les contraintes dans l'évaluation de chaque service ou utiliser plusieurs modèles pour

l'évaluation d'un même SE afin d'établir la robustesse de la quantification et/ou de la valider en comparant les résultats issus de plusieurs méthodes (Dunford et al., 2018).

Catégorie de modèle	Substitution	Phénoménologique	Macroécologique	Traits écologiques	Processus écologiques
Entité fournissant le SE	Occupation/usage du sol/mer ou types d'habitat basiques	Types d'habitats + règle spatiale	Distribution géographique des espèces	Traits influençant un processus écologique	Types fonctionnels /espèces/commonauté/ paramètres fonctionnels
Echelle	↑ ↓	↑ ↓	↑ ↓	↑ ↓	↑ ↓
Locale					
Paysagère					
Régionale					
Continentale					
Globale					
COMPETENCES	—————				
DONNEES	—————				

Figure 10 : Les cinq catégories de modèles de fourniture biophysique de services écosystémiques, suivant un gradient de compétences (connaissances des processus ou complexité des modèles) et de données requises (traduit de Lavorel et al., (2017)).

Si les évaluations temporelles de SE sont encore rares (3%, selon Rau et al., (2018)), les estimations de fourniture en SE sont généralement cartographiables et la cartographie des SE occupe une place importante dans la littérature. Ce type d'étude nécessite de disposer d'une carte de la répartition des entités fournissant le SE ou d'utiliser des données et modèles spatialement explicites. La représentation graphique doit être réfléchie de manière à limiter les mauvaises interprétations ou les détournements (Burkhard & Maes, 2017). Par exemple, une carte montrant des zones de faible fourniture en SE liées à un manque de données peut induire en erreur les lecteurs, qui pourraient abusivement penser que cet écosystème ou habitat a une faible capacité à fournir un ou plusieurs SE.

Il existe également des outils de modélisation et de quantification tels que InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, Sharp et al., (2020)), ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services, Villa et al., (2014b)), ou MIMES (Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services, Boumans et al., (2015)). Ces outils et modèles peuvent être dédiés à l'évaluation des SE (e.g. InVEST).

Les SE peuvent non seulement être des sujets d'évaluation, mais peuvent aussi être des sources de données complémentaires pour d'autres études. Cette association d'études de natures différentes peut permettre de renseigner la fonctionnalité de certains habitats (Funk et al., 2020), de cartographier des usages ou encore de scénariser des mesures de gestion pour évaluer leur efficacité (Willaert et al., 2019). Ainsi, la notion de SE peut être utilisée comme paramètre dans d'autres méthodes :

- Des méthodes d'analyse énergétique (EmA) (Odum & Odum, 2000), qui permettent d'évaluer quantitativement la valeur de tous les produits d'un système en fonction de l'énergie solaire équivalente.
- Des modèles d'état de transition (STM) (Bestelmeyer et al., 2010; Kermagoret et al., 2019), qui permettent de décrire comment les communautés répondent à différents niveaux de pressions et de gestion.
- Les études de risque cumulé (RCE) (Cabral, et al., 2015), qui permettent d'évaluer le risque généré sur les écosystèmes ainsi que leur vulnérabilité par la prise en compte des activités anthropiques dans une zone d'étude.
- Les modèles d'évaluation intégrée (MEI), qui associent des modèles représentant différents secteurs ou composants d'écosystèmes pour simuler des changements de fourniture en SE.

3.3 Le cas particulier de l'évaluation à dire d'experts

Comme vu précédemment, la méthode matricielle ou par substitution est celle qui requiert le moins de données, et est donc la plus facilement applicable à une grande variété de contextes. Pour ces raisons, la méthode matricielle est la plus utilisée, elle repose sur une matrice de capacité. L'utilisation de ces matrices a été plébiscitée pour la rapidité de leur application (Stoll et al., 2015) et la production de données de SE facilement compréhensibles et cartographiables (Jacobs et al., 2015). Une « matrice des capacités » est une table à deux entrées, croisant la liste des services écosystémiques et différentes entités fournissant potentiellement des SE. Les types d'habitats (ou types d'occupation du sol) sont les plus couramment utilisés dans la cartographie des SE, au niveau terrestre et au niveau marin. L'objectif est de remplir chaque cellule de la table avec un score qualitatif ou semi-quantitatif (plus rarement quantitatif), qui exprime la capacité à fournir un service écosystémique donné. Généralement, les scores reflètent une potentialité actuelle et (moyenne) annuelle.

Si les matrices de capacités peuvent être complétées par des données de la littérature, elles sont plus généralement remplies par des experts. Le dire (ou jugement) d'experts est une approche empirique qui s'appuie sur l'expérience et l'observation locale. Cette méthode peut être une source

d'informations et de données pour les estimations des SE, en l'absence de disponibilité d'autres types de données issues de la littérature (Jacobs & Burkhard, 2017).

La récolte des données peut prendre plusieurs formes : questionnaires en ligne, entretiens individuels ou ateliers participatifs. Les méthodes basées sur le jugement d'experts restent encore peu utilisées dans le domaine de l'écologie marine, car considérée comme peu fiable à cause de biais propres à cette méthode d'acquisition de connaissance (subjectivité, interprétations, etc.) (Martin et al., 2012).

Pour vérifier cela, Roche & Campagne, (2019) ont comparé les scores de 7 SE obtenus par l'approche matricielle complétée à dire d'experts, avec huit indicateurs biophysiques quantitatifs spatiaux en région Haut-de-France. Ils montrent que, bien que variables, les scores de connaissances des experts produisent des modèles spatiaux proches de ceux des modèles biophysiques, en comparant les cartes résultantes par l'utilisation de régression linéaire et de régression pondérées géographiquement, avec respectivement un r^2 entre 0,03 et 0,76 et entre 0,56 et 0,81.

En outre, cette méthode s'avère être une option efficiente pour aborder les compromis qualité/faisabilité et précision/incertitude (Jacobs et al., 2015 ; Olander et al., 2017). L'application de cette méthode permet plus d'interactions avec les experts locaux, là où la simplicité de cette méthode la rend plus transparente et facile à communiquer aux parties prenantes (Dunford et al., 2018), que ce soit à l'échelle locale, (à l'échelle d'une montagne, en Roumanie par exemple (Czúcz et al., 2018)) ou plus large à l'échelle de l'Europe, (Stoll et al., 2015)).

4. Les services écosystémiques en milieu marin

4.1 Etat de l'art des services écosystémiques en milieu marin

Les écosystèmes marins et côtiers recouvrent 70,9% de la Terre. Dans leurs estimations économiques à l'échelle mondiale, Costanza et al., (1997, 2004) estiment que les écosystèmes marins et côtiers fournissent entre 39% et 71% des SE, tous écosystèmes confondus, entre 22% et 46% des SE proviennent exclusivement des écosystèmes côtiers (ou bien les écosystèmes côtiers fournissent entre 55% et 63% des SE tous écosystèmes marin confondus). Les écosystèmes marins fournissent un large éventail de SE, plusieurs listes (non exhaustives) sont disponibles dans la littérature, comme Bordt & Saner, (2018), Mongruel et al., (2019) ou Barbier, (2017). Ces études se réfèrent généralement à la classification proposée par (Beaumont et al., 2008) et (Liquete et al., 2013a). Les écosystèmes marins sont de grands ensembles qui ne doivent pas toujours être envisagés dans leur globalité. Ainsi les systèmes côtiers et les petites îles, qui ne représentent que 4% de la surface totale de la planète,

fournissent certains des services les plus importants pour le bien être humain (Barbier et al., 2011). Ainsi, 55% des pêcheries sont effectuées dans les zones côtières entre 2010 et 2014 (Palomares & Pauly, 2019). L'étude spécifique des zones côtière est d'autant plus importante que certains SE y sont exclusifs, tels que la protection contre l'érosion des côtes, ou la présence majoritaire d'activités touristiques, du fait de leur forte accessibilité.

Malgré leur importance, les SE fournis par les écosystèmes marins côtiers restent sous-évalués par rapport aux écosystèmes terrestres, avec moins de 9% de la littérature sur les SE (Schultz et al., 2015; Townsend et al., 2018). En effet, cette thématique reste portée principalement par la recherche sur les écosystèmes terrestres (TEEB, 2010; Milon & Alvarez, 2019) et les classifications sont adaptées à ce milieu.

Cependant, l'attention des scientifiques a commencé à se tourner plus franchement vers les SE des écosystèmes marins et côtiers ces dernières années. Le taux de croissance des évaluations de SE en milieux marins et côtiers est deux fois plus important qu'en milieu terrestre (Aznar-Sánchez et al., 2019). En particulier, Liqueste et al., (2013a) estiment qu'en moyenne 2,5 articles sur les SE marins et côtiers étaient publiés par an entre 1997 et 2006, contre 23 articles publiés par an après 2006 (suite au MEA, Figure 5).

A travers les suivis des ressources marines, telles que l'estimation des stocks halieutiques ou des communautés benthiques, les évaluations de SE ont à leur disposition une bonne connaissance des processus écologiques qui sous-tendent ces SE d'approvisionnement. Parmi ceux-ci, les SE d'approvisionnement pour la nutrition (i.e. la pêche et l'aquaculture offshore) est le service le plus étudié (Préat, 2021). En revanche, l'approvisionnement en matériaux abiotiques (granulats) et les biocarburants font partie des moins étudiés (Liqueste, et al., 2013a). Cela est lié au fait que les espèces à intérêt commercial et les stocks associés font l'objet d'évaluations scientifiques institutionnalisées et réglementées par les politiques environnementales (Selim et al., 2016). Les services de régulation sont les plus décrits, en particulier la séquestration et le stockage du carbone (e.g. Levrel et al., 2014), ainsi que la protection des côtes (e.g. Rioja-Nieto et al., 2017). D'autres services de régulation tels que le contrôle de la pollution (Barbier et al., 2011), les services de nourricerie ou de migration (Semmens et al., 2011) ont reçu moins d'attention car ils sont difficiles à estimer. Enfin, les services culturels, tels que l'éducation ou les opportunités récréatives (Davis & Darling, 2017), sont parmi les ES les moins évalués et cartographiés des écosystèmes marins côtiers.

4.2 Facteurs de pressions sur les écosystèmes marins côtiers et services écosystémiques fournis

De par la multiplicité des usages et des activités, les milieux marins sont sujets à de multiples pressions. Ces pressions sont généralement classées suivant leur nature : pressions de types physiques, pressions de types biologiques et pressions de types chimiques, énergétiques et/ou liées à d'autres substances (EC, 2017). Cependant, les connaissances que nous avons de ces pressions demeurent largement incomplètes. Certaines pressions anthropiques, telles que les perturbations sonores demeurent faiblement étudiées car leurs effets sont supposés négligeables sur la majorité du milieu marin, et les études d'impacts réalisées sont focalisées sur certaines classes d'organismes (e.g. les mammifères marins (Weilgart, 2007)). A l'inverse, les facteurs de pressions reconnus comme les plus importants par l'IPBES sont : la surpêche, la dégradation de l'habitat, la pollution, les espèces exotiques envahissantes et le changement climatique. (IPBES, 2018a). D'ailleurs, Poloczanska et al., (2013) révèlent que 86% des changements documentés sont cohérents par rapport aux effets annoncés du l'effet du changement climatique. Ces changements observés demeurent dans la majorité des cas (82%) en interaction avec d'autres facteurs de pressions. Ces pressions peuvent être directes et physiques (la surpêche par chalutage) ou indirectes (la pollution chimique) sur le compartiment benthique. Ces pressions peuvent, de plus, être temporaires mais régulières (le passage de bateau) ou permanentes suite à l'installation d'infrastructures sur la côte et au large.

Les activités anthropiques sont particulièrement densifiées et diversifiées au niveau des milieux côtiers, et ce phénomène semble s'accroître, puisque leurs impacts ont augmenté dernièrement dans 77% des Zones Economiques Exclusives mondiales (i.e. entre la côte et 200 mille nautique) (Halpern et al., 2015). Cela s'explique en partie par la croissance et la concentration des populations humaines mondiales dans les régions urbaines côtières, actuellement, 70% des plus grandes agglomérations mondiales sont côtières (Wang et al., 2019). Dans ces zones, l'impact des pressions générées par les activités anthropiques sont relativement bien étudiées, grâce à des études de type Etude de risques cumulés (RCE) (voir Korpinen & Andersen, (2016) pour la revue bibliographique des RCE). Ces études RCE sont particulièrement concentrées sur des activités d'extractions de ressources (granulat, fruits de mer), en raison des forts intérêts économiques associés à ces activités. Dans ces cas, la cartographie ou la spatialisation des changements d'usages (de conservation, d'extraction), ainsi que les modifications des habitats permettent d'étudier les variations de SE (Cabral et al., 2015).

A échelle globale, l'effet du réchauffement climatique et les conséquences sur les communautés et la biodiversité qui lui sont associées sont rarement prises en compte dans l'évaluation de SE. Il est notamment difficile d'isoler les différents forçages climatiques, à l'exception de quelques zones

localisations présentant un isolement géographique et/ou anthropique (e.g. en milieu insulaire) (David & Saucède, 2015). A échelle globale, les relations entre la biodiversité et les fonctions écosystémiques dans les écosystèmes marins sont encore mal connues (Díaz et al., 2006). L'utilisation de méthodes mécanistiques permettrait d'apporter des connaissances sur ces relations (Dawson et al., 2011).

4.3 Les limites du concept et disparité spatiale des évaluations en milieu marin

Les milieux marins sont plus difficilement accessibles, par conséquent, les observations et les mesures écosystémiques nécessitent des efforts importants. Alors qu'en milieu terrestre, les cartes d'utilisation du sol/habitats et les cartes satellitaires sont généralement utilisées comme des indicateurs indirects de la fourniture (Seddon et al., 2016), en milieu marin, les outils de télédétection sont faiblement applicables. La majorité des écosystèmes marins sont trop profonds pour être détectés et les eaux côtières sont généralement turbides (Townsend et al., 2018).

Les méthodes acoustiques (i.e. les sonars et échosondeurs) constituent une alternative, car le son peut atteindre des plus grandes profondeurs (Mayer, 2006), mais nécessitent cependant de nombreuses vérifications sur le terrain (Vassalo et al., 2018). Les défis inhérents à l'environnement marin freinent ces études et l'acquisition de données (Barbier, 2012; Townsend et al., 2014) rendue difficile pour la quantification des processus et fonctions dans un environnement dynamique et en trois dimensions (Maes et al., 2012).

Une autre raison du faible nombre d'évaluations de la cartographie des SE en milieu marin est l'absence ou la faible résolution des informations spatialement explicites (Townsend et al., 2014). En 2013, moins de 3% des articles traitant des SE marins adoptaient une approche spatiale (Liquete et al., 2013a). Le milieu marin étant un milieu ouvert, ses composantes sont fréquemment transportées sur de grandes distances par les courants, les marées et les vents (Maes et al., 2012). Cela induit une connectivité entre les habitats et des interactions entre les processus biophysiques sur différentes échelles spatiales et temporelles (Sommerfield et al., 2008) et également entre les compartiments (échanges benthopélagiques). En raison de ces dynamiques spatiales faiblement connues, les SE des écosystèmes hauturiers sont faiblement étudiés, et les études publiées concernent la distribution spatiale des espèces commerciales (poissons), ou d'espèces à intérêt patrimonial (telles que les tortues (Farella et al., 2020)). Les cartes de répartition d'espèces restent cependant rarement disponibles à des résolutions compatibles à l'étude des SE. Néanmoins, l'étude des services écosystémiques (SE) s'aborde de manière interdisciplinaire afin de prendre en compte l'ensemble du socio-écosystème (Jacobs et al., 2016), et ce, à différentes échelles spatiales. Ce concept permet d'étudier les flux entre différents écosystèmes (qui sinon, demeurent difficiles à évaluer conjointement); il apporte de

nouvelles perspectives pour l'évaluation de la connectivité du milieu marin (ce sujet est détaillé en conclusion).

Par ailleurs, la recherche en milieu marin a été historiquement dominée par les études liées aux activités économiques, telles que le niveau de qualité de l'eau et de pollution pour la baignade et l'aquaculture ainsi que les activités d'extraction de ressources marines, comme la pêche. Du fait du fort enjeu économique et stratégique de ce dernier secteur, ce type de données est souvent difficile à obtenir. La recherche sur les ressources halieutiques s'est plus récemment ouverte sur les autres compartiments de l'écosystème pour aboutir à une approche écosystémique des pêches. (Garcia & Cochrane, 2005; Link et al., 2020). La modélisation de la dynamique des populations des espèces cibles a été complétée par les modèles trophiques permettant de lier les espèces entre elles et à leur environnement par le biais des ressources basales (matières organiques, support des producteurs primaires). Indirectement, les services d'approvisionnement sont évalués depuis longtemps via l'évaluation des stocks, sans pour autant être identifiés en tant que SE. Actuellement, les écosystèmes marins côtiers sont le lieu de nombreuses activités (pêche, plaisance, éolien, aire marine protégée etc.) engendrant de potentiels conflits d'usages. La conservation de la biodiversité et d'habitats fonctionnels pour leur valeur intrinsèque, pour le maintien de la pêche et pour tous les autres usagers a accéléré l'utilisation du concept de SE dans la recherche en milieu marin.

Un nombre important d'évaluations s'intéressent aux SE des écosystèmes côtiers, plus particulièrement sur les écosystèmes dits « remarquables », considérés comme des hotspots de biodiversité, tels que les récifs coralliens ou les herbiers marins. De la même manière, les aires marines protégées (AMP) qui représentent 7% des mers et des océans, sont fortement représentées dans les études sur les SE (Mangi et al., 2011). A l'inverse, les écosystèmes éloignés du littoral plus difficilement accessibles et plus communs sont moins évalués (18% des publications, Liqueste et al., 2013a) tels que le milieu hauturier (Czajkowski et al., 2015), ou de façon plus anecdotique, les milieux profonds (Jobstvogt et al., 2014). Ces derniers fournissent généralement moins de SE que les habitats côtiers, notamment des SE culturels car éloignés d'une potentielle demande (Milcu et al., 2013). Dans le cas des habitats benthiques, cette accessibilité est principalement dépendante de la profondeur et de la distance à la côte. Rares sont les études qui ont listé et évalué les SE fournis par les habitats benthiques (Galparsoro et al., 2014; Salomidi et al., 2012). De plus, ces quelques études utilisent d'anciens systèmes de classification de services, qui compliquent leur réutilisation dans le cadre de cette thèse. Par exemple, ces deux précédentes publications définissent la photosynthèse, la chimiosynthèse et la production primaire comme des services de support, alors qu'elles sont considérées dans cette thèse comme des fonctions écologiques. La complexité pour réutiliser et comparer les études de SE s'étend plus largement à l'utilisation, au sein de chaque étude, d'un vocabulaire spécifique, par exemple,

Schaafsma & Turner, (2015) regroupent l'ensemble des SE d'approvisionnement sous un même service de « produits ».

Le nombre d'évaluations de SE varie également selon les régions du monde. Une minorité des évaluations de SE marins ont lieu dans l'hémisphère Sud (excepté en Asie orientale). La majorité des études s'y déroulant sont le fruit de chercheurs et de structures de recherches provenant généralement de l'hémisphère Nord (Figure 11). L'absence d'étude des SE, dans certaines régions du monde, amène une sous représentation dans la littérature de l'influence des valeurs d'un SE dans des contextes sociaux et économiques particuliers (Chamberlain et al., 2014; Townsend et al., 2018).

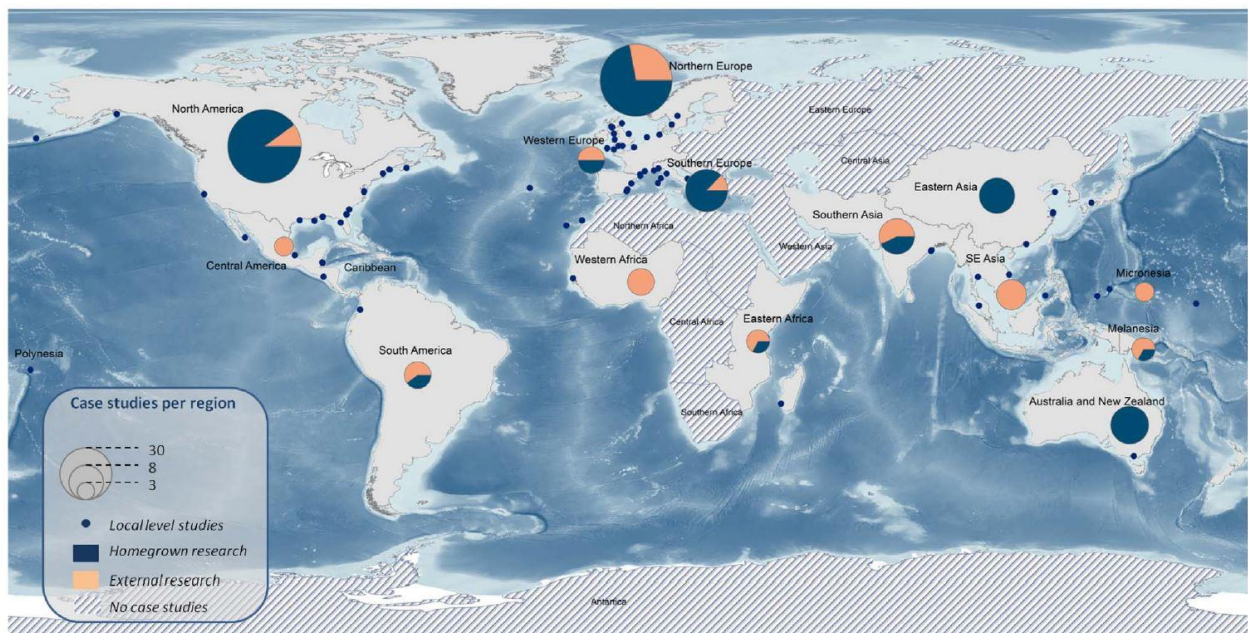


Figure 11 : Carte illustrant la localisation des études réalisées sur les SE côtiers et marins en fonction du lieu et de l'affiliation des premiers auteurs (Liquete, et al., 2013a).

Chapitre 2 :

**Evaluation de la vulnérabilité de la fourniture
en services écosystémiques des habitats
benthiques :**

**approche par étude d'impact cumulé et par
avis d'experts en Manche orientale**

1. Introduction

1.1 Les Etudes de Risques Cumulés comme outil de gestion intégrée face une perturbation croissante des écosystèmes

Les écosystèmes marins et côtiers sont sujets, de façon croissante, à de multiples pressions dues aux activités humaines et agissant à des échelles spatiales et temporelles différentes (Barbier et al., 2011; Rao et al., 2015). Ces activités telles que le trafic maritime (Walker et al., 2019), l'implantation d'éoliennes en mer (Bergström et al., 2014) ou les activités extractives comme la pêche ou l'exploitation de granulats (Foden et al., 2010) sont à l'origine de pressions qui viennent s'exercer sur l'environnement. Les diverses pollutions en sont une illustration (Islam & Tanaka, 2004), tout comme l'introduction d'espèces non indigènes (Herbert et al., 2016) ou encore la destruction et la fragmentation des habitats (Thrush et al., 2008), dont la synergie avec la surpêche a un effet négatif sur la diversité (Doney et al., 2012). Ces pressions, d'origines multiples, impactent la structure et le fonctionnement des écosystèmes, elles peuvent de surcroît affecter leur résilience (Carpenter et al., 2001), les faisant parfois basculer d'un état de l'écosystème vers un autre, ce qui peut modifier les communautés ou les conditions environnementales locales (Walker & Salt, 2012).

Associées aux pressions induites par le changement climatique à grande échelle (Hiddink et al., 2015), les pressions anthropiques localisées créent de nouveaux régimes de perturbations qui affectent considérablement la stabilité, la résilience et la productivité des écosystèmes (Claudet & Fraschetti, 2010). Cependant, les pressions (anthropiques ou non) concomitantes n'agissent pas de façon isolée, mais peuvent combiner leurs effets de manière synergique ou antagoniste, de sorte que l'impact de différentes pressions sur un écosystème est différent (i.e. plus ou moins important) que la somme des effets individuels de chaque pression (Harvey et al., 2013). Les changements de l'état écologique des écosystèmes modifient leur capacité à fournir des services écosystémiques (SE) (Quintessence, 2016; Culhane et al., 2019). De ce fait, la pérennité des activités et du bien-être humain qui dépendent de ces services est remise en question.

Pour faire face à l'anthropisation croissante des écosystèmes marins et côtiers, la Directive Cadre Stratégie sur le Milieu Marin (DCSMM) de l'Union Européenne stipule que « Les stratégies marines appliquent (...) une approche fondée sur les écosystèmes, permettant de garantir que la pression collective résultant de ces activités soit maintenue à des niveaux compatibles avec la réalisation du bon état écologique (...), tout en permettant l'utilisation durable des biens et des services marins. (...) » (EC, 2008). Cette directive suggère d'adopter une approche de gestion fondée sur les écosystèmes (en anglais, *Ecosystem-based management*), et de reconnaître la complexité de l'ensemble des

interactions au sein d'un écosystème, y compris celles provoquées par l'être humain. La directive recommande également une gestion adaptative intégrée qui s'éloigne de l'approche plus conventionnelle de la gestion des ressources naturelles, qui s'effectue secteur par secteur, en prenant explicitement en compte les pressions multiples (Halpern et al., 2008; Smith et al., 2016; Willaert et al., 2019).

Pour parvenir à appliquer des mesures de gestion dans les zones à forts enjeux (politiques, économiques, écologiques), les décideurs et les gestionnaires ont besoin d'approches et de cadres analytiques permettant d'évaluer les relations entre les usages humains, les écosystèmes et les services écosystémiques qui en découlent. L'apport de connaissances sur ces relations permettent de développer une gestion et une utilisation durable des ressources naturelles (Farella et al., 2020) et de comprendre la façon dont les activités multiples affectent les écosystèmes et leur fourniture en services.

L'évaluation des risques cumulés (RCE) peut être un outil permettant de faire un diagnostic de l'environnement marin et de fournir des informations pour soutenir les décideurs (Depellegrin et al., 2017; Korpinen et al., 2013), pour identifier des zones nécessitant des mesures de conservation spécifiques par exemple. L'évaluation des risques cumulés a été définie comme « une procédure systématique permettant de déterminer et d'évaluer l'importance des impacts provenant de pressions multiples et pour fournir une estimation de l'impact global attendu afin d'informer les mesures de gestion » (Judd et al., 2015), allant de l'échelle globale (Halpern et al., 2015) aux évaluations régionales (Menegon et al., 2018). Au cours de la précédente décennie, de nombreuses études ont posé les bases méthodologiques de la RCE (Halpern et al., 2008; Micheli et al., 2013; Stelzenmüller et al., 2010).

Comme mis en évidence par Korpinen & Andersen, (2016), environ la moitié des études d'évaluation des pressions et des impacts cumulés suivent la même méthode ou une méthode similaire à celle présentée par (Halpern et al., 2008). La méthodologie développée par Halpern et al., (2008) fait appel à trois éléments : (i) la cartographie des intensités de pression (ou des activités), (ii) la cartographie des composantes écologiques à étudier et (iii) un indice de sensibilité (facteur de pondération) pour chaque couple « écosystème – pression ». La spatialisation des composantes écologiques s'appuie généralement sur des approches de cartographie des habitats, reprise des méthodes utilisées pour les écosystèmes terrestres (Corine Land Cover).

Plus récemment, certaines RCE intègrent les services écosystémiques fournis par les habitats en plus de ces éléments (Cabral et al., 2015; Culhane et al., 2019). Cet élément supplémentaire aux évaluations permet d'obtenir plus d'informations sur les écosystèmes et leurs changements d'états (Willaert et al.,

2019) à travers les changements dans la fourniture des services, la durabilité des activités (Selim et al., 2016), ou encore l'efficacité de mesures de gestion (Piet et al., 2019). Une partie de ces études se sont concentrées sur des activités spécifiques (par exemple les parcs éoliens en mer) (Hooper et al., 2016), des pressions générées (par exemple les déchets marins) (Depellegrin et al., 2020), sur une gamme restreinte d'habitats (généralement les habitats côtiers) (Caro et al., 2020) et de services (par exemple la fourniture de biomasse comestible) (Selim et al., 2016).

Le plus souvent, la méthode de calcul des pressions multiples est additive, c'est-à-dire que les impacts de chaque pression sur chaque composante des écosystèmes sont additionnés. Cette additivité correspond aussi à la principale limitation de ce type d'étude (Willaert et al., 2019). En effet, les interactions entre les activités sont rarement additives et interagissent entre-elles, entraînant potentiellement des effets synergiques ou antagonistes (Murray et al., 2015). A cela s'ajoute l'interdépendance des interactions trophiques au sein des communautés et des processus physiologiques chez les individus (Crain et al., 2008). D'importants défis méthodologiques et des incertitudes sont présents à chaque étape de ce processus d'estimation des impacts cumulatifs (Halpern & Fujita, 2013; Korpinen & Andersen, 2016) et doivent être levés. La compréhension et l'évaluation des impacts cumulatifs des pressions anthropiques sont considérées comme des questions majeures pour éclairer la planification stratégique pour la conservation et la gestion des écosystèmes marins (Foley et al., 2017; Stelzenmüller et al., 2018). Si ce champ de recherche est particulièrement dynamique, il reste encore très exploratoire. Le cadre méthodologique et sémantique, ainsi que les principes, les modèles conceptuels et outils partagés, sont encore en développement et soulèvent des questions scientifiques complexes, telles que la réponse des écosystèmes aux pressions. De même, il reste difficile d'analyser conjointement ou de comparer différentes pressions, sachant que chacune d'elle agit différemment dans le milieu et va avoir des effets spécifiques sur les espèces et habitats (Korpinen & Andersen, 2016; Stelzenmüller et al., 2018).

1.2 Vulnérabilité et fournitures de services écosystémiques

Tout plan de gestion de l'espace marin implique des compromis puisqu'il n'est pas possible de maximiser simultanément l'acquisition de l'ensemble des services d'un écosystème (Barbier et al., 2009). Il est donc nécessaire de mieux comprendre ce qui conditionne les relations entre les activités humaines, ayant potentiellement un impact, et les modifications de la fourniture en services qui en découlent. Les risques subis par un écosystème vont augmenter sa vulnérabilité ce qui est susceptible de diminuer la fourniture en services (Schroter, 2005).

La vulnérabilité d'un système est le degré auquel il est susceptible d'être incapable de faire face à des blessures, dommages et préjudices du fait de perturbations (De Lange et al., 2010). Le concept de vulnérabilité d'un système est fonction de l'exposition (i.e. la nature et le degré auquel les écosystèmes sont exposés aux perturbations), de la sensibilité (i.e. le degré auquel les écosystèmes sont affectés par les perturbations) et de la capacité d'adaptation (i.e. l'ajustement des écosystèmes à des perturbations) (Metzger et al., 2006). La vulnérabilité peut également concerner la fourniture des services écosystémiques mais il est difficile de l'estimer directement. Pour pouvoir l'approximer, il est possible, entre autres, d'utiliser la vulnérabilité des habitats comme une approximation de la vulnérabilité de la fourniture des services écosystémiques. Cela nécessite de connaître les services écosystémiques fournis par les différents habitats or cette information fait défaut dans la littérature en raison, principalement, de la complexité des processus biophysiques et de la faible quantité de données à l'échelle régionale (Liquete et al., 2013a). L'un des moyens de combler ce manque de données est d'avoir recours à des connaissances d'experts obtenues par enquêtes.

Au cours de ce chapitre, un lien est établi entre le Risque d'Impact Cumulé (RIC), c'est-à-dire la menace que représentent les activités humaines pour les écosystèmes, et la capacité de « fourniture en services écosystémiques » (FSE) par ces écosystèmes afin d'établir un indice de la « vulnérabilité de la fourniture en services écosystémiques » (VFS), pour un ensemble d'activités humaines et d'habitats benthiques à l'échelle de la Manche orientale.

1.3 Zone d'étude et objectifs du chapitre

La Manche orientale comporte une grande diversité d'habitats benthiques et une biodiversité importante, elle est soumise à de nombreuses activités exerçant des pressions fortes sur l'environnement. D'un côté, la forte industrialisation et l'artificialisation du littoral engendrent une accumulation d'activités dans l'espace côtier (Amara, 2010). Au large, la présence d'importantes ressources biotiques (crustacés, poissons et mollusques) (Desroy et al., 2003; Rolet et al., 2015), ou abiotiques (sables et graviers siliceux) (Kalaydjian, 2012) ont entraîné historiquement de fortes activités de pêche benthique et d'extractions de granulats, modifiant durablement les fonds marins. A ces activités historiquement fortes dans la zone d'étude, s'ajoutent de nouvelles activités, telles que l'installation de champs éoliens offshore, dont l'intensité des pressions sera amené à croître (cinq parcs sont prévus sur la zone littorale, et deux en haute mer (<https://www.eoliennesenmer.fr/facades-maritimes-en-france/facade-manche-mer-du-nord>)).

Par ailleurs, la Manche orientale est un carrefour important, à la fois pour les activités de transport maritime puisque 20% du trafic maritime mondial y transite (Annexe 1 dans DSF, 2019), ou comme zone de transition, pour les poissons migrateurs (par exemple le bar commun *Dicentrarchus labrax* (Pawson et al., 2007), ou pour nombre d'oiseaux (Cleuziou, 2008). Les trois principaux estuaires picards (la baie d'Authie, la baie de Canche et la baie de Somme) sont connus pour être des haltes migratoires pour de nombreuses espèces d'oiseaux. L'estuaire de la Seine fait partie des trois plus grands estuaires de France qui abrite un ensemble de milieux typiques et remarquables à l'échelle européenne (e.g. vasières, prés salés, mares, roselières). La Manche orientale est une zone stratégique où les conflits d'intérêts (en termes de gestion d'espace et de ressources) sont exacerbés et engendrent une forte vulnérabilité des espèces et habitats présents.

Pour mener mon étude dans cette zone, je me suis attaché à utiliser les données géographiques de 19 activités et de 16 habitats benthiques. Des données génériques sur les processus sous-jacents aux réponses des écosystèmes face aux perturbations, et indiquant comment cela modifie leur fourniture en services, ne sont pour l'instant pas disponibles. Afin de pallier ce manque de données, j'ai mené des enquêtes auprès d'un panel d'experts du milieu marin pour déterminer des indices d'intensité semi-quantitatifs sur (i) l'importance relative des activités, (ii) la génération de pressions par les activités, (iii) la sensibilité des habitats aux pressions, et (iv) la fourniture en service écosystémique des habitats. Ce travail a permis de spatialiser les impacts de 15 pressions engendrées sur les habitats de la Manche orientale ainsi que 10 services fournis par ces mêmes habitats, afin d'estimer la vulnérabilité de la fourniture en services.

Les objectifs de ce chapitre sont de : (i) cartographier le Risque d'Impacts Cumulés (RIC) en Manche orientale, (ii) cartographier la fourniture en services (FSE), (iii) explorer la congruence spatiale entre RIC et FSE pour pouvoir étudier la vulnérabilité de la fourniture en services (VFS).

Par la mise en place d'une étude de risques cumulés (RCE) (Quemmerais-Amice et al., 2020a), ce travail fournit une cartographie des risques anthropiques cumulés sur les habitats benthiques de la Manche orientale et les services écosystémiques fournis par ces mêmes habitats. Les résultats, présentés sont ensuite discutés en fonction des contraintes et limites méthodologiques et techniques rencontrées.

2. Matériel et Méthode

2.1 Principe de l'étude de risques cumulés

Afin d'étudier la vulnérabilité de la fourniture de services, j'ai d'abord mené une étude de risques cumulés (RCE) à l'échelle de la Manche orientale. Cette RCE prend en compte quatre **composantes** (ou entités) interconnectées (Figure 12), quantifiées à l'aide de données cartographiques ou d'indices d'intensité :

- Les activités anthropiques (**A**) (par exemple, la pêche à pied, qui est considérée comme un usage)
- Les pressions (**P**) générées par les activités anthropiques (par exemple, l'abrasion générée par la pêche à pied)
- Les habitats benthiques (**H**) marins (par exemple, sables intertidaux) prenant en compte la biocénose et le biotope
- Les services écosystémiques (**S**) fournis par les habitats (par exemple, régulation des déchets)

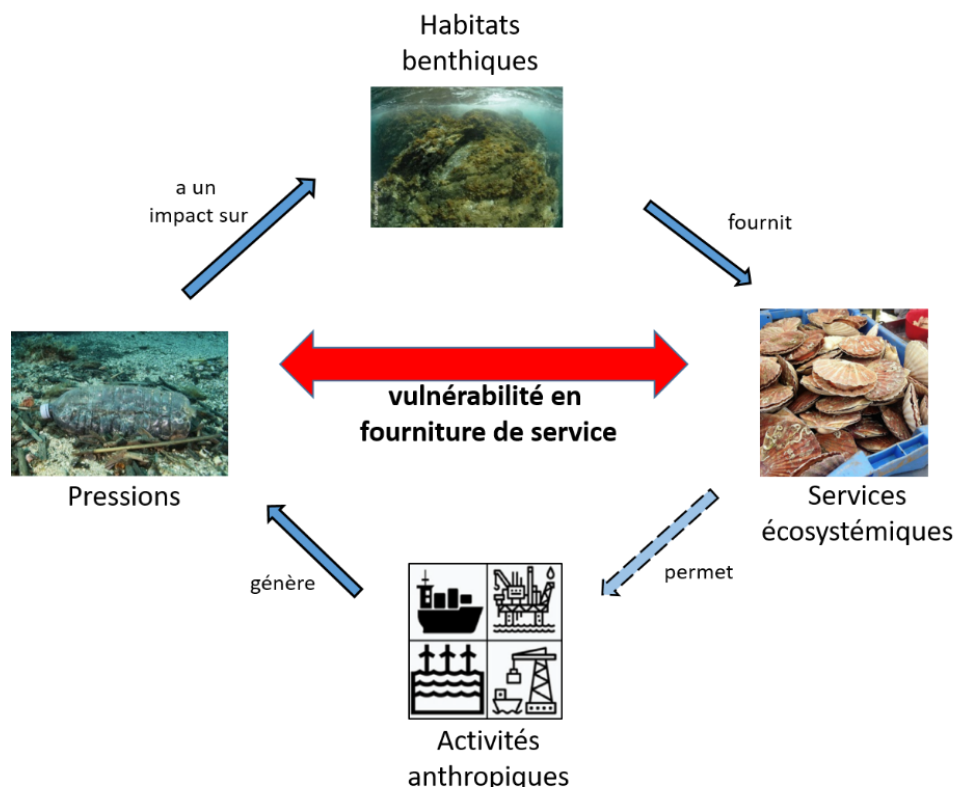


Figure 12 : Schématisation des quatre composantes ainsi que de leurs relations, présentant le raisonnement appliqué au RCE. La liste des composantes est présentée dans le Tableau 5. La présence de services entretient la présence d'activités, dans certains cas. Ce lien mis en pointillé ne sera pas étudié dans ce chapitre mais sera discuté.

L'approche adoptée pour établir cette RCE est la suivante :

Une **activité** anthropique génère des **pressions** de différentes natures et intensités dans son voisinage. Une même pression peut être causée par plusieurs activités différentes. Ces pressions sont de nature physique, chimique ou biologique et vont avoir un **impact** sur les habitats présents au sein de leur **zone d'influence**, à proximité de leur source. L'impact que subit un habitat lors de son exposition à une pression (générée par une activité) peut représenter différents cas de figures, suivant les activités et les pressions à l'origine de l'impact (Figure 13). Cet impact correspond à un changement dans les caractéristiques biotiques et/ou abiotiques d'un habitat (La Rivière et al., 2016). Chaque **habitat benthique** peut subir un **risque d'impact individuel (RII)**, qui correspond à l'impact potentiel engendré par une pression donnée. L'intensité de l'impact va dépendre de la **sensibilité** écologique de l'habitat à la pression. Si un habitat est exposé à plusieurs pressions (générées par plusieurs activités), alors cet habitat va subir un **risque d'impacts cumulés (RIC)** qui correspond à la somme des RII. Chaque habitat fournit plusieurs **services écosystémiques**. Il faut noter qu'un habitat qui subit un fort risque d'impacts cumulés est susceptible de fournir moins de services (Schroter, 2005), dans ce cas, la **vulnérabilité de la fourniture en services (VFS)** augmente. Par conséquent, VFS résulte de la relation entre le risque d'impacts cumulés (RIC) et la fourniture en services (FSE).

J'ai fait le choix de détailler l'équation définissant la VFS avant la présentation du matériel et méthode de ce chapitre, afin d'introduire les éléments qui la composent. De même, les différents éléments et données considérés présentent un code couleur pour aider à la lecture du matériel et méthode : **en vert** ce qui traite de la fourniture en services (FSE) ; **en bleu** ce qui traite de l'intensité des activités et pressions ; **en magenta** ce qui traite de l'exposition (des habitats aux pressions) ; **en orange** ce qui traite de la sensibilité (écologique des habitats aux pressions).

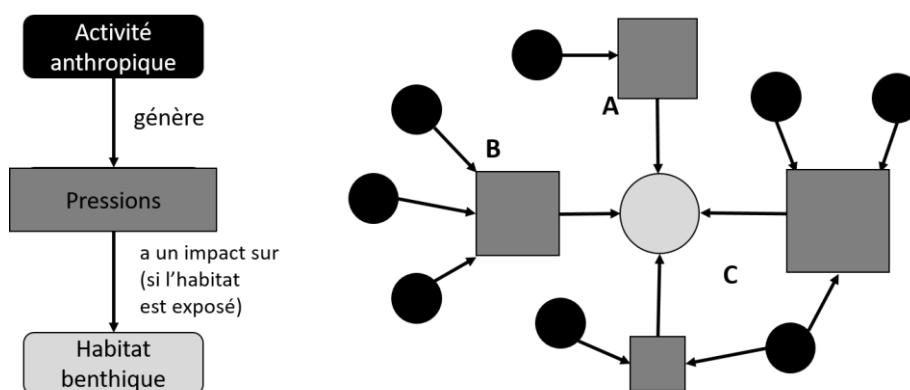


Figure 13 : Schéma conceptuel des différentes sources de pressions pouvant impacter un habitat dans 3 cas de figure (A, B et C). Plusieurs activités anthropiques (bulles noires) peuvent engendrer différentes pressions (carrés gris) sur un habitat (bulle blanc). La taille des carrés gris indique l'intensité de la pression générée par l'activité. Cas A : une seule activité engendre une seule pression. Cas B : plusieurs activités engendrent une même pression. Cas C : une activité engendre à la fois des pressions différentes et des pressions similaires aux pressions engendrées par les autres activités. Schéma traduit et adapté de (Knights et al., 2015) et (La Rivière et al., 2016).

2.2 Présentation de la démarche méthodologique employée dans ce chapitre

Les activités anthropiques font peser différentes pressions sur les écosystèmes et les services qu'ils fournissent. A l'aide de l'étude de risques cumulés citée précédemment, il est possible d'estimer le risque de voir une modification dans la fourniture en services soumis à ces pressions. Pour cela, j'ai calculé la **vulnérabilité de la fourniture en services par les habitats (VFS)** grâce à l'équation suivante :

$$\text{(Eq.1) Vulnérabilité (VFS) = Risque d'impact cumulé (RIC) x Fourniture en services (FSE)}$$

La **fourniture** potentielle d'un service S par un habitat H, **M3 (H-S)**, est établie « à dire d'experts » lors d'entretiens individuels (cf. section 2.5.1).

Le cumul de risques va dépendre de :

- L'**intensité** de la pression P générée,
- L'**exposition** de l'habitat H à la pression P,
- La **sensibilité** de l'habitat H à la pression P.

L'**intensité** de la pression P générée par une activité A dépend de :

- L'intensité brute de l'activité A : **Intensité brute (A)** (cf. section 2.4.1) ;
- L'intensité relative de l'activité A (par rapport aux autres activités) : **M4 (A)** (cf. section 2.5.1) ;
- L'intensité de génération de la pression P par l'activité A : **M1 (A-P)** (cf. section 2.5.1).

L'**intensité** de la pression peut s'écrire :

$$\text{(Eq.2) Intensité brute (A) x M4 (A) x M1 (A-P)}$$

Une grille de référence quadrille la zone d'étude (cf. section 2.4.4), elle permet d'analyser cellule par cellule l'**exposition** de l'habitat à la pression. Cette exposition dépend de :

- La présence de l'habitat H dans la cellule, soit le pourcentage de présence qu'occupe l'habitat par rapport à la surface de la cellule : **Présence (H)**. Si l'habitat est absent, H=0. (cf. **(Eq.6)** section 2.4.3).

- La valeur d'exposition de la cellule à la pression P, qui diminue à mesure que l'on s'éloigne de la source de la pression : **(b)** (cf. **(Eq.5)** section 2.4.2.b)

Cette exposition de l'habitat H à la pression P peut s'écrire :

(Eq.3) Présence (H) x b

La sensibilité de l'habitat H à la pression P est représentée par **M2 (P-H)** et est établie « à dire d'experts » lors d'entretiens individuels (cf. section 2.5.1).

Ainsi, la vulnérabilité de fourniture d'un service S par un habitat H soumis à une pression P générée par une activité A notée **Vulnérabilité (A-P-H-S) (ou VFS)** peut donc s'écrire :

(Eq.4) Vulnérabilité(A-P-H-S) = Intensité brute (A) x M4 (A) x M1 (A-P) x Présence (H) x b x M2 (P-H) x M3 (H-S)

Pour atteindre l'objectif central de ce chapitre, à savoir estimer la vulnérabilité de la fourniture en services de la Manche orientale, j'ai développé la démarche méthodologique illustrée en Figure 14.

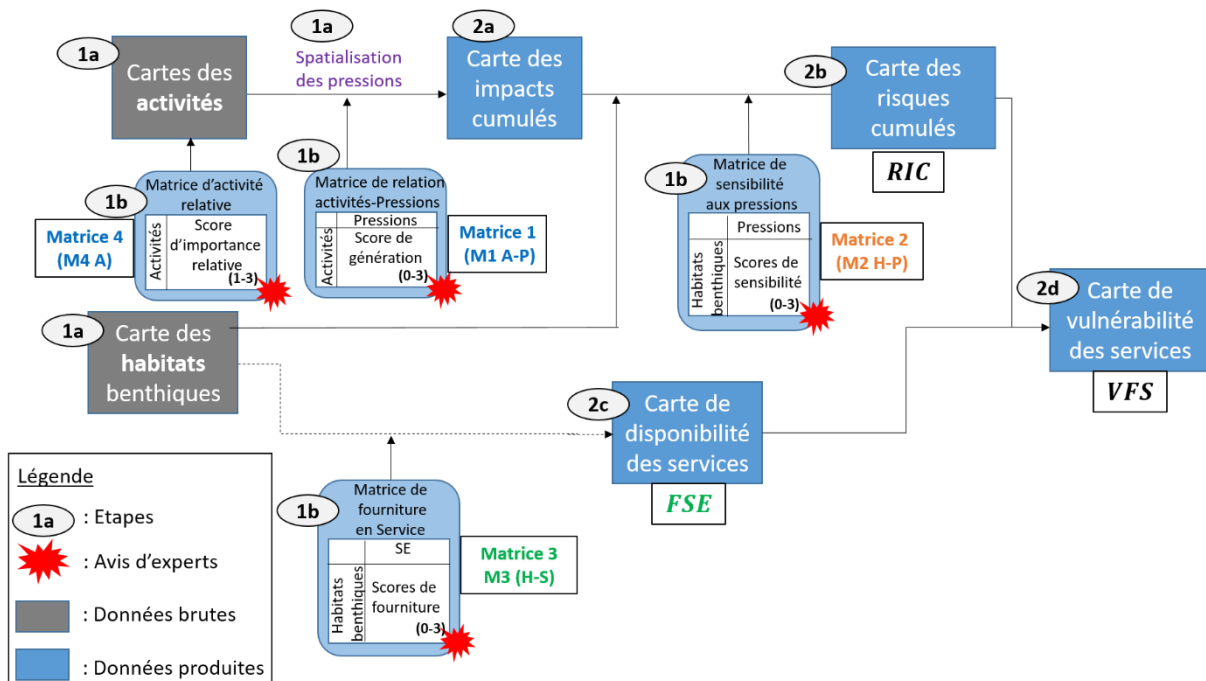


Figure 14 : Démarche méthodologique développée pour estimer la vulnérabilité de la fourniture en services par les habitats benthiques de la Manche orientale. La numérotation indique l'ordre chronologique des étapes nécessaires au calcul de la vulnérabilité en fourniture de services (VFS). Les rectangles à bords durs correspondent aux cartes produites, tandis que les rectangles à bords arrondis correspondent aux matrices de

relations évaluées par avis d'experts. Chaque matrice renseigne d'un score les relations entre les lignes et les colonnes qui la composent.

L'estimation de la vulnérabilité en fourniture de services (Eq.1) a nécessité une première phase d'acquisition de données :

1a) Des données cartographiques, organisées sous la forme de quatre types de couches différentes (cf. section 2.4.4, Figure 16) ;

1b) Des indices d'intensité, organisés sous la forme de quatre matrices de relations, qui permettent de lier les composantes entre-elles, grâce à une évaluation « à dire d'experts » (cf. section 2.5.1) ;

A partir de ces jeux de données, j'ai pu estimer les éléments suivants :

2a) Les impacts, générés par les pressions (cf. section 2.6.1) ;

2b) Les risques, générés par les impacts sur les habitats benthiques (cf. section 2.6.2) ;

2c) La fourniture en service des habitats benthiques (cf. section 2.6.3) ;

2d) La vulnérabilité en fourniture de service (VFS) (cf. section 2.6.4).

L'ensemble de la démarche sera détaillé dans la suite de ce chapitre.

2.3 Présentation de la zone d'étude, la Manche orientale

Cette étude de risques cumulés a été réalisée sur la façade maritime Manche Est-Mer du Nord. Cette zone correspond à l'échelle d'action des politiques publiques maritimes et littorales de la Direction Inter-Régionale de la Mer (DIRM), sous l'égide du Ministère de la Mer. A noter toutefois que le golfe normand-breton n'a pas été pris en compte dans la zone d'étude, même si administrativement il fait partie de la façade maritime Manche Est-Mer du Nord. Ce choix est justifié par le fait que ce golfe présente des caractéristiques biogéographiques différentes du reste de la zone d'étude, en termes de biotope, de biocénoses et de caractéristiques océanographiques (hydrodynamisme et topographie particuliers, marnage très important, etc.). Ainsi, la zone étudiée s'étend de la ville de Dunkerque à la ville de Cherbourg et du trait de côte prenant en compte l'estran, jusqu'à la limite de la Zone Economique Exclusive (ZEE) française telle que définie par l'accord de délimitation des espaces maritimes entre Etats. Il s'agit d'une zone de 22 552 km², qui compte 7 des 26 départements

métropolitains de bord de mer et 2 des 8 régions littorales : Hauts-de-France et Normandie. D'un point de vue purement géographique, cette zone prend en compte une partie du sud de la Mer du Nord, la Manche orientale, la Manche centrale et la Baie de Seine (Figure 3). Par simplification, dans le reste de ce chapitre, je choisirai pour dénomination de la zone d'étude « Manche orientale ».

Les limites de cette zone d'étude ont été choisies pour les raisons suivantes :

- Continuité spatiale sur les plans hydrologiques, océanographiques et biogéographiques (Dauvin, 2012) ;
- Homogénéité et disponibilité des données d'habitat et d'activités anthropiques ;
- Echelle régionale correspondante à la façade maritime Manche est-Mer du Nord pour une cohérence d'échelle avec les institutions de gestion.

2.4 Acquisition et traitement des données

2.4.1 Les activités en Manche orientale

En se basant sur la typologie des activités employées dans le cadre du DSF (DSF) et de la DCSMM (Annexe 3 dans EC, 2008), les activités présentes dans la zone d'étude ont été identifiées : par exemple, il s'agit de l'aquaculture, du transport maritime, ou la pêche à pied. Une activité est considérée comme la somme des phénomènes liés (directement ou indirectement) à la position géographique de la donnée, qui vont générer des pressions. Par exemple, à l'emplacement d'une épave, il est aussi considéré que ce site favorise les plongées effectuées, la pêche au casier, ou la captation des déchets (ou filets de pêche). A noter que toutes les activités présentes dans la zone d'étude n'ont pas pu être prises en compte par manque de données, c'est le cas par exemple des actions de l'Etat et des sports nautiques. De plus, pour certaines activités, les données étant restreintes à quelques zones localisées, seules les données présentes sur l'ensemble de la zone d'étude ont été prises en compte, afin d'éviter les absences localisées de données qui peuvent biaiser les résultats. C'est le cas par exemple de la pêche à pied, dont l'activité n'a pu être approximée que par la présence de moulières intertidales (car la localisation des autres espèces pêchées n'a pu être trouvée à l'échelle de la Manche orientale).

Depuis plusieurs années, les facteurs climatiques (tels que l'acidification) font l'objet d'une attention particulière dans les mesures de conservation (IPCC, 2022), et sont importants à considérer lors des prises de décisions dans la planification des activités. Dans ce chapitre, les facteurs climatiques sont traités, au même titre que les activités (même s'ils en sont la résultante) comme des sources de

pressions anthropiques qui contribuent à la détérioration des SE. Par exemple, l'augmentation de la fréquence des événements extrêmes va engendrer la mortalité de certaines espèces intertidales (Seuront et al., 2019), et va détériorer les SE que ces communautés fournissent (Sara et al., 2014), comme par exemple la protection du trait de côte (Liquete, et al., 2013b). Tout comme dans certaines études à échelles régionales (Menegon et al., 2018) ou globales (Halpern et al., 2008), ce choix méthodologique permet d'étudier de façon commune l'augmentation des températures et les activités de pêche, alors que la première influence la seconde (Selim et al., 2016). De par l'accessibilité des données, les facteurs climatiques pris en compte dans cette étude sont au nombre de deux, et correspondent à : l'augmentation de la température de l'eau et l'érosion du trait de côte. Ce deuxième facteur climatique, est considéré en tant qu'indicateur (entre autres) de la fréquence des événements extrêmes (Slott et al., 2006)) et de l'augmentation du niveau de la mer, estimée dans certaines études comme l'une des menaces les plus importantes pour les environnements côtiers (par exemple, Doubleday et al., 2017; Teck et al., 2010).

Ceci m'a permis d'obtenir un ensemble de 19 activités et de caractériser leur intensité, nommée **Intensité brute (A)**, (Tableau 1 pour la liste et la définition des activités, Annexe 2 pour leurs données). Toutes ces données ne sont pas disponibles sur la même période de temps. J'ai donc fait l'hypothèse que la temporalité des activités est représentative de la situation actuelle. Il faut noter que les champs éoliens offshore ont été pris en compte dans cette étude alors que la mise en service est prévue pour 2024 au plus tôt (pour le site de Dieppe – Le Tréport) (Annexe 2). Les constructions sont en cours, mais cette phase n'est pas prise en compte dans l'étude.

Lorsque l'**intensité brute (A)** d'une activité est quantifiable, les valeurs sont transformées en $\text{Log}(x+1)$ puis bornées entre 0 et 1, de manière à ce que les intensités soient comparables entre elles. Lorsque l'intensité n'est pas quantifiable, seule la présence de l'activité est prise en compte et son intensité brute est égale à 1 par défaut. Par la suite, **(A)** sera associée à une intensité relative définie à dire d'experts pour obtenir une valeur d'intensité finale (cf. **Matrice 4 (A)**, section 2.5.1).

Tableau 1 : Liste et définition des 19 activités

Type	Activité anthropique & facteur climatique	Code	Composition
Secteur primaire	Aquaculture	A1	Sites de mytiliculture, conchyliculture
	Pêche professionnelle benthique	A2	Drague, chalut à perche, chalut de fond à panneaux
	Pêche à pied	A3	Sites de moulière intertidale, pour la présence de pêche à pied professionnelle et de loisir
	Extraction de granulats marins	A4	Comprend les extractions inorganiques, maerl, roches/minéraux, sable/gravier, sel
Energies	Centrale nucléaire	A5	Présence
	Parc éolien offshore	A6	Ne prend en compte que la phase d'exploitation
Aménagements	Installation industrialo-portuaire	A7	Activités des bases navales, marinas, rampes d'accès, quais
	Artificialisation du littoral	A8	Constructions littorales, gestion des inondations, poldérisation du trait de côte
Services	Transport maritime	A9	Axes de transport maritime
	Câble sous-marin	A10	Ne prend en compte que la phase d'exploitation
	Dragage sédimentaire	A11	Extraction de sédiment dans les ports
	Clapage sédimentaire	A12	Rejets de dragage
	STEP	A13	Présence de station d'épuration à proximité de la côte
Autre	Tourisme littoral	A14	Activités de baignade et de fréquentation des plages, rechargement des plages
	Munition immergées	A15	Explosifs, activités de déminage, déchets organiques industriels
	Epave	A16	Présence des épaves et activités associées (plongées, pêche au casier, captation des déchets)
	Apport côtier	A17	Déversements des fleuves, agriculture et eaux de ruissellement
Facteurs climatiques	Augmentation des températures	A18	Température de fond
	Erosion du trait de côte	A19	Evolution du trait de côte, érosion côtière

2.4.2 Définition des pressions

Chaque activité engendre potentiellement une ou plusieurs pressions sur les habitats benthiques. Certaines activités peuvent engendrer les mêmes pressions et un habitat donné peut subir plusieurs pressions. L'intensité du lien activité-pression et celle du lien pression-habitat seront définies par ailleurs à dire d'experts (cf. section 2.5.1).

Les pressions prises en compte ici sont à la fois les pressions directement engendrées par une activité (par exemple, l'activité d'extraction de granulats engendre, entre autre, directement une pression d'abrasion du substrat) et les pressions indirectement engendrées (l'activité d'extraction de granulats peut engendrer indirectement une pression « dépôt de matériel » par l'intermédiaire du panache turbide) sans qualifier le type de lien entre pressions et activités (lien direct ou indirect). Chaque pression est considérée comme indépendante des autres, bien qu'elles puissent agir en synergie (par exemple, l'abrasion du substrat et le dépôt de matériel sédimentaire).

Parmi 20 pressions identifiées dans la littérature, 15 pressions ont été sélectionnées pour être évaluées dans ce chapitre : 5 pressions de nature physique, 7 pressions correspondant à des substances, déchets et énergies, et 3 pressions de nature biologique (Tableau 2 pour la liste et la définition des pressions). Ces pressions ont été retenues pour la représentation de la diversité des pressions exercées sur les écosystèmes. La liste et l'organisation des pressions retenues proviennent majoritairement de la typologie de pressions de la DCSMM présente dans l'Annexe 3 de la liste de la Commission Directive EU 2017/845 (EC 2017). Pour éviter une trop grande précision pour les experts, quatre pressions ont été regroupées sous le terme de « dissémination d'espèces » (introduction de pathogènes microbiologiques, d'espèces génétiquement modifiées, d'espèces exotiques et pertes des communautés naturelles), tandis que la pression « apport d'eau douce » a été retirée de la liste, car jugée trop spécifique à certains types d'activités (par exemple, les centrales nucléaires). De même, les pressions physiques ont été précisées en s'inspirant de la typologie des pressions physiques, développée par La Rivière et al. (2016).

Tableau 2 : Liste et définition des 15 pressions

Nature	Pression	Définition
Physique (n = 5)	Extraction de substrats	Extractions sélective, non sélective, intentionnelle et non intentionnelle de substrat
	Abrasion	Frottement et/ou pénétration du fond et pression sur les espèces vivant dans le substrat (meuble) ou décapage pour les substrats durs. Perturbation pour laquelle la perte de substrat est limitée ou nulle
	Dépôt de matériel	Dépôt de matériel sur le fond (réversible) modifiant l'envasement. Inclut l'apport de matériel de même nature que le substrat d'origine ; ou l'apport de matériel de nature différente si les conditions hydrodynamiques permettent d'éliminer le dépôt dans un délai court
	Changement d'habitat	Changement (irréversible) d'habitat pour un autre type, par modification de l'étagement ou par addition/exposition/étouffement permanente de matériel de nature différente de celle qui compose le substrat d'origine, pouvant être artificiel
	Perte d'habitat	Perte (irréversible) d'un habitat marin existant au profit d'un habitat terrestre ou dulcicole, par colmatage ou poldérisation par exemple
Chimique et autres (n = 7)	Perturbation sonore sous-marine	Comprend les sons impulsifs, continus
	Modification d'énergie	Apport d'énergie (autre que sonore), comprenant la lumière, la chaleur et les champs électromagnétiques, peut-être dû à une modification de la turbidité
	Modification du courant	Modification des conditions hydrodynamiques (courant, régime de salinité)
	Déchet marin	Comprend l'introduction des déchets solides, y compris les micro-déchets
	Substance dangereuse	Comprend les composés synthétiques (pesticides), non synthétiques (métaux lourds, hydrocarbures), et autres substances (du fait de leur rejet systématique et/ou intentionnel dans le milieu marin)
	Apport en nutriment	Comprend les engrais, et autres substances riches en azote et en phosphore
	Apport en matière organique	Comprend le rejet de cadavres suite aux captures accidentelles, ou indirectement à une augmentation de la biomasse de la biocénose présente
Biologique (n = 3)	Dissémination d'espèces	Comprend l'aide à la dissémination d'espèces indigènes, ainsi que l'introduction et l'aide à la prolifération d'espèces non indigènes et d'espèces génétiquement modifiées
	Perturbation des espèces	Par la présence d'activités, perturbation de la fonctionnalité écologique des habitats marins, en tant qu'aires de reproduction, de repos, de nourricerie et d'alimentation, pour la mégafaune par exemple
	Extraction d'espèces	Extraction intentionnelle et non-intentionnelle d'espèces, comprend la mortalité/blessure et les captures accidentelles non ciblées des espèces sauvages

2.4.2.a Spatialisation des Pressions

Comme les pressions se diffusent depuis leurs sources, leurs impacts s'exercent au-delà des cellules où les activités sont présentes. Pour spatialiser une pression générée par une activité, j'ai appliqué une zone tampon autour de ladite activité (ou source). Cette zone tampon représente la zone d'influence de la pression. Toute cellule de la grille présente au sein de cette zone tampon se trouve exposée à la pression.

Il existe deux méthodes dans la littérature pour spatialiser la zone d'influence d'une pression sur l'environnement. La première méthode consiste à appliquer la même zone tampon à toutes les pressions d'une activité donnée, en posant l'hypothèse que l'ensemble des pressions exercées par une même activité présentent des propriétés de diffusion similaires (Caro et al., 2020). La deuxième méthode consiste à appliquer la même zone tampon à une pression donnée, quelle que soit l'activité générant cette pression, en posant l'hypothèse qu'une même pression présente des propriétés de diffusion similaires quelle qu'elle soit (Eastwood et al., 2007; Willaert et al., 2019). J'ai appliqué la deuxième méthode.

Pour certaines activités (telles que l'augmentation des températures, le transport maritime ou la pêche professionnelle benthique), la nature de la donnée correspond à des rasters, dont l'intensité de l'activité est déjà spatialisée. Dans ce cas, la zone d'influence des pressions générées correspond à la zone de l'activité. Pour ces activités, je n'ai pas eu besoin d'appliquer une zone tampon. Pour les autres pressions, j'ai fait le choix d'attribuer une taille de zone tampon spécifique, parmi trois rayons possibles qui correspondent à 3 échelles spatiales différentes, à savoir ponctuelle, moyenne et étendue, en fonction des propriétés de diffusion de la pression (Degraer et al., 2020) :

- une zone tampon ponctuelle de 2km (sans modèle de dissipation) qui correspond aux pressions ayant lieu là où est présente la source (exemple : l'abrasion, qui peut être générée par les activités de dragage sédimentaire ou d'extraction de granulats) ;
- une zone tampon moyenne de 5km (avec modèle de dissipation) (exemple : le dépôt de matériel, qui peut être généré par les activités de clapage) ;
- une zone tampon étendue de 10km (avec modèle de dissipation) qui correspond aux pressions à forte diffusion, généralement diffusées par le courant (exemple : les perturbations sonores, qui peuvent être générées par les activités d'extraction de granulats).

La catégorie de zone tampon associée à chaque pression est présentée dans le (Tableau 5). L'intensité de la pression pouvant décroître avec l'éloignement à la source (dissipation du bruit ou d'une pollution,

par exemple), j'ai appliqué un modèle de dissipation au sein des zones tampon, comme expliqué ci-dessous.

2.4.2.b Modèle de dissipation des pressions

Pour prendre en compte la variation de l'intensité de la pression selon la distance à la source, j'ai utilisé le **modèle de dissipation des pressions** développé par Willaert et al., (2019). Ce modèle caractérise l'**exposition** des habitats aux pressions selon la formule suivante :

$$(Eq.5) \quad b = e^{\frac{x \cdot \ln(0.01)}{B}}$$

Avec **b** la valeur d'exposition de la cellule à la pression P (**en %**), x la distance à la source, et B le rayon de la zone tampon.

Cette exposition sera maximale au niveau de la source et va diminuer exponentiellement jusqu'à atteindre 0 en bordure de la zone tampon choisie (Figure 15). En l'absence d'un modèle de dissipation (comme c'est le cas pour la première catégorie de zone tampon de 2km), la valeur b est considérée comme maximum : b=100%. Il est à noter que ce modèle de dissipation reste une simplification de la réalité puisqu'il ne tient pas compte de l'hydrodynamisme et de la circulation de masses d'eau (courants, courants de marée, vents...).

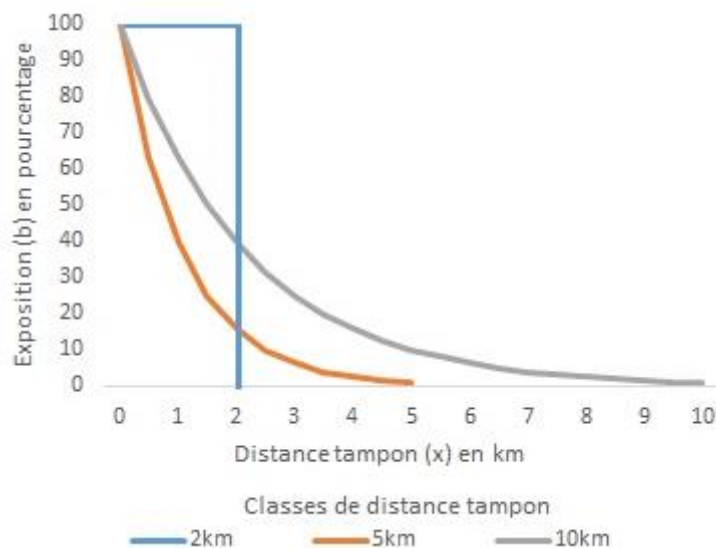


Figure 15 : Dissipation de l'exposition (b, en %) en fonction de la distance à la source (x), pour différentes classes de distance tampon (B) selon le modèle de (Willaert et al., 2019).

2.4.3 Cartographie des habitats benthiques en Manche orientale et identification des services écosystémiques associés

Pour cartographier les habitats benthiques de la Manche orientale, j'ai utilisé le niveau hiérarchique le plus précis (niveau 5) de la classification Eunis (V5.1) (Annexe 1). Cette cartographie a été reconstruite en couplant deux cartes : la cartographie de la nature sédimentaire du fond provenant du SHOM (2016), pour les zones intertidales et estuariennes, le long de la côte (accessible via : <https://diffusion.shom.fr/pro/ressources/sedimentologie/natures-de-fond.html>) et la cartographie issue du projet Carpediem pour les zones subtidales (Quemmerais-Amice, 2020b) (accessible via : <https://sextant.ifremer.fr/record/6a84a633-8ea3-4b65-bd52-6bf117ee7729/>).

Afin de limiter le nombre d'habitats peu représentés et les habitats fortement similaires (pouvant empêcher les experts d'identifier des services fournis), j'ai procédé à une sélection et des regroupements d'habitats ont été réalisés. Ainsi, 44 habitats présents initialement dans la zone ont été regroupés en 16 catégories d'habitats (Tableau 3 pour la liste et la classification des habitats). La sélection et le regroupement répondent aux critères suivants :

- Représentation de la diversité des habitats, suivant leurs substrats ou leur étagement (ou zone de profondeur) (Glémarec, 1973). Ces étages sont définis en fonction des conditions abiotiques locales (bathymétrie, hydrodynamisme, lumière) permettant la présence de communautés rencontrées ;
- Les habitats présentant un caractère remarquable (emblématique ou patrimonial) présentant une forte fonctionnalité sont gardés, tels que les des habitats rocheux à moules, ou à laminaires, ainsi que les herbiers ;
- Prise en compte des regroupements déjà présents dans d'autres RCE (Caro et al., 2020; Tempera et al., 2016; Willaert et al., 2019),
- Un manque de précision de la classification ou un manque de connaissance des experts sur certains habitats ont conduit à leur retrait de l'étude, ou leurs regroupements avec d'autres (exemple : habitats à sédiments hétérogènes).

Tableau 3 : Liste, étagement et surface des 16 habitats benthiques

Etagement			Substrat	Niveau Eunis	Code Eunis	Code	Libellé	Surface (km ²)			
Intertidal			Dur	1	A1	H1	Roche et autres substrats durs intertidaux	55,907			
				4	A1.111	H2	<i>Mytilus edulis</i> et balanes sur roche médiolittorale très exposée	1,654			
				3	A1.21	H3	Balanes et fucales sur rivages modérément exposés	0,996			
						Meuble	2	A2.2	H4	Sable et sable vaseux intertidaux	244,850
						Vaseux	2	A2.3	H5	Vases intertidale	19,435
							3	A2.61	H6	Herbiers de phanérogames marines sur sédiments intertidaux	0,491
Subtidal	Infralittoral	Circalittoral	Dur	1	A3-A4	H7	Roches et autres substrats durs (infralittoraux et circalittoraux)	806,554			
	Infralittoral			4	A3.122	H8	<i>Saccharina latissima</i> (anciennement <i>Laminaria saccharina</i>) et/ou <i>Saccorhiza polyschides</i> sur roche exposée infralittorale	0,247			
				3	A3.21	H9	Laminaires et algues rouges sur roche infralittorale sous hydrodynamisme modéré	4,684			
	Infralittoral	Circalittoral	Meuble	3	A5.13-14	H10	Sédiment grossier (infralittoral et circalittoral)	3950,598			
	Circalittoral			3	A5.15	H11	Sédiment grossier circalittoral profond	11966,219			
	Infralittoral			3	A5.23-24	H12	Sable infralittoral (sable fin et sable vaseux)	2798,616			
	Circalittoral			3	A5.25-26-27	H13	Sable circalittoral (sable fin, sable envasé et sable profond)	1365,565			
	Infralittoral	Circalittoral	Vaseux	3	A5.33-35-37	H14	Vase infralittorale et circalittoral (vase sableuse et vase profonde)	173,590			
	Infralittoral			4	A5.431	H15	<i>Crepidula fornicata</i> , ascidies et anémones sur sédiment grossier hétérogène infralittoral	0,270			
Intertidal	Infralittoral		5	A5.5331	H16	Herbiers de <i>Zostera marina</i> / <i>Z. marina</i> var. <i>angustifolia</i> (anciennement <i>Zostera angustifolia</i>) sur sable propre ou vaseux de la partie inférieure des rivages ou de l'infralittoral	0,001				

Dans chaque cellule de la grille de référence, j'ai calculé la surface relative occupée par chaque habitat. Puis, j'ai transformé cette surface en pourcentage de présence de chaque habitat H, noté **Présence (H)**. En résulte une **couche « présence d'habitat »** avec au sein de chaque cellule le pourcentage de présence des 16 habitats (Couche 4). La sensibilité de chaque habitat à chaque pression a été évaluée à dire d'experts (Matrice 2 (M2 H-P), cf. section 2.5.1).

Par ailleurs, j'ai établi une liste de 10 services écosystémiques pertinents pour mon étude et suivant la typologie CICES v5.1. La sélection des services s'est faite en fonction des services utilisés dans des études similaires (Cabral et al., 2015; Willaert et al., 2019), pour leur représentation de la diversité des services existants (avec 2 services d'approvisionnement, 6 services de régulation et maintien, et 2 services culturels ; mais aussi pour faciliter la compréhension des différents services par les experts, qui ne sont pas forcément initiés à cette notion (Tableau 4 pour la liste et les définitions des services).

La méthode d'estimation des services, et la cartographie de la FSE se base sur 2 aspects :

- L'évaluation des services repose sur le dire d'experts, via l'emploi d'une matrice de capacité, qui permet d'attribuer un score semi quantitatif à la fourniture en service de chaque habitat benthique (Matrice 3 (M3 H-S), cf. section 2.5.1).
- Pour obtenir une cartographie des services, l'utilisation d'indicateur spatial permet de lier chaque service aux surfaces des habitats qui les fournissent (à partir de la cartographie des habitats).

Tableau 4 : Liste et définitions des 10 services écosystémiques

Section	Groupe de Service	Service	Description
Approvisionnement	Nutrition		Biomasse d'animaux et de plantes sauvages utilisés à des fins nutritionnelles
	Matériel brut		Fibres et autres matières (biotique et abiotique) destinées à être utilisées directement ou transformées
Régulation et Maintien	Maintenance des conditions physique, chimique et biologique	Maintien du cycle de vie, protection de l'habitat et du pool génétique	
		Formation et composition du sol	Modification du sol par l'endo- et l'épi-faune
		Conditions de l'eau	Condition chimique de l'eau de mer
		Composition de l'atmosphère et régulation du climat	Régulation du climat mondial par la réduction des concentrations de gaz à effet de serre
	Régulation des flux et des évènements extrêmes		Régulation du cycle hydrologique et du débit de l'eau (y compris la lutte contre les inondations et la protection des côtes), amortissement et atténuation des mouvements de masse, contrôle des taux d'érosion
	Régulation des déchets, toxines et autres nuisances		Régulation par la biocénose et le biotope
Culturel	Interaction indirecte : Interactions spirituelles, symboliques, religieuses et historiques		Emblème ou symbole, héritage (passé et futur) et existence, esthétique
	Interaction directe : Interactions physiques et intellectuelles avec les écosystèmes et paysages		Activités récréatives, connaissance et éducation

2.4.4 Données cartographiques (Etape 1a)

Les données utilisées dans le cadre de ce chapitre étant à des résolutions spatiales variables, j'ai effectué une première étape de désagrégation ou d'agrégation, selon les cas, pour obtenir des cartes ayant la même résolution spatiale. Pour cela, j'ai créé une grille de référence d'une résolution de 4km² (comprenant 5749 cellules) couvrant l'ensemble de la zone d'étude (couche 1, Figure 16). Sur cette grille de référence, j'ai ensuite superposé les cartes des activités (couche 2), des pressions (couche 3), et des habitats benthiques (couche 4). La valeur d'activité, pression ou habitat de chaque cellule correspond à la valeur majoritaire de la couche initiale, à l'emplacement de la cellule.

Le centroïde d'une cellule de la grille de référence va déterminer si la cellule fait partie de l'aire d'influence d'une pression. L'analyse et les calculs se font individuellement pour chaque cellule de la grille de référence (Figure 16).

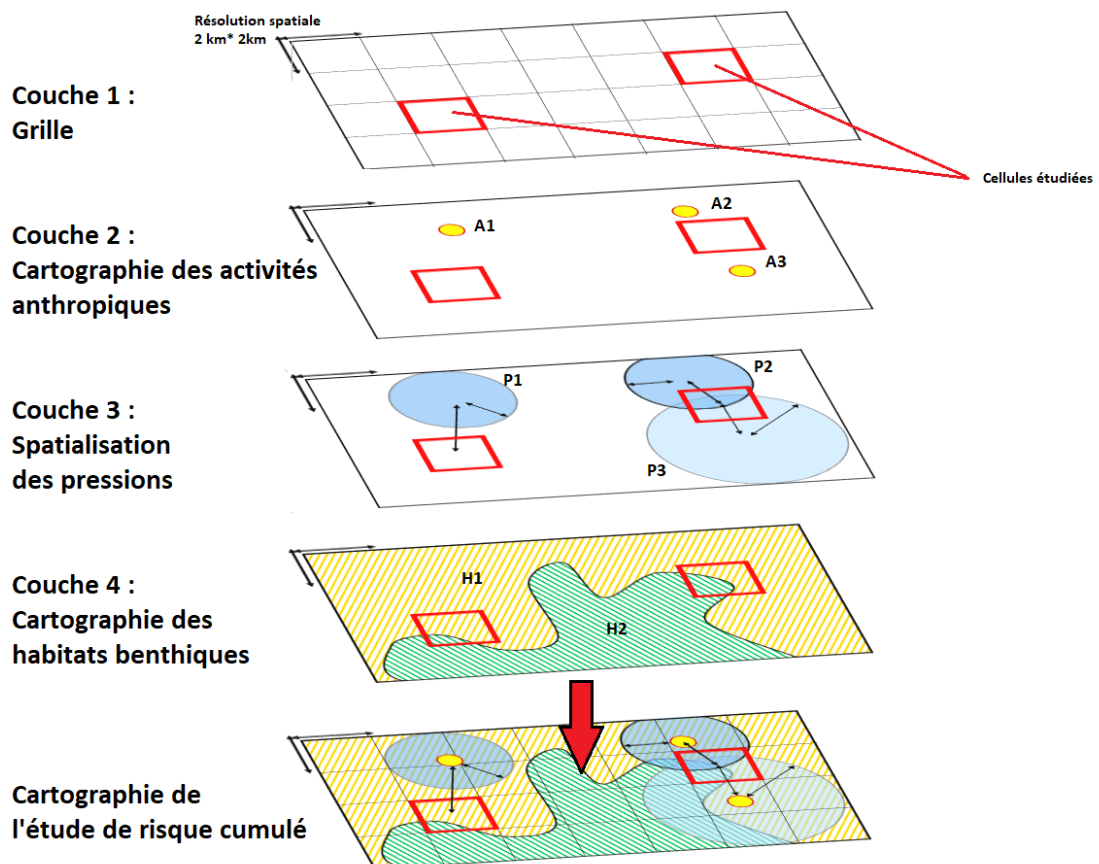


Figure 16 : Schéma des quatre couches nécessaires pour la mise en place du RCE, prenant en exemple différentes activités, pressions et habitats.

L'ensemble du traitement des données spatiales a été réalisé avec le logiciel QGIS (version 3.10), en utilisant le système de coordonnées de référence Lambert 93 (ou EPSG 2154).

2.5 Evaluation des relations entre activités, pressions, habitats et services par dire d'experts (Etape 1b)

Dans le cadre des RCE, obtenir des données sur la sensibilité écologique des écosystèmes aux pressions est une étape nécessaire pour pouvoir étudier les impacts des activités sur ces écosystèmes (La Rivière et al., 2016). Cependant, comme déjà évoqué, le manque de données et de connaissances rend sa quantification empirique impossible actuellement. C'est pourquoi, une enquête auprès d'experts, acteurs et professionnels du milieu marin impliqués dans la zone d'étude permet de pallier le manque de données et d'obtenir une évaluation qualitative et/ou semi-quantitative (souvent sous forme de scores). Cette méthode d'évaluation de la sensibilité des habitats permet d'obtenir des scores adaptés aux conditions (écologique, océanographique) de la zone d'étude, ainsi que des scores adaptés aux regroupements d'habitats effectués dans ce chapitre (ce qui n'est pas toujours le cas pour les valeurs présentes dans la littérature).

2.5.1 Préparation des entretiens

Pour recueillir des avis d'experts, il est possible de mettre en place des ateliers participatifs ou des entretiens individuels. L'avantage des entretiens individuels par rapport aux ateliers participatifs est qu'ils sont plus flexibles par rapport aux disponibilités des experts. Ceci permet d'augmenter les chances d'obtenir un entretien avec un expert. J'ai fait appel à deux panels d'experts afin d'établir l'intensité de la relation entre activités et pressions, habitats et pressions, habitats et services. Au préalable, j'ai préparé 3 matrices de relation à deux entrées et une à une entrée. Une matrice de relation est l'adaptation d'une matrice des capacités, qui est une méthode d'évaluation des services écosystémiques à « dire d'experts » (Campagne et al., 2016), permettant de différencier les habitats rendant des services potentiellement différents. Une matrice des capacités est une table croisant deux entrées : la liste des services écosystémiques (en ligne) et la typologie des habitats pouvant les rendre (en colonne) (comme c'est le cas pour la Matrice 3). Cette matrice est remplie par des experts qui attribuent un score, plus ou moins élevé, selon le niveau de fourniture de chaque service par chaque habitat. Ensuite, à partir de la cartographie des habitats, il est possible de cartographier la fourniture en services.

Les matrices développées sont les suivantes :

- **Matrice 1 (M1 A-P) : relations activité-pression**, permettant de déterminer l'intensité d'une pression (en colonne) générée par une activité (en ligne). Le remplissage de cette matrice est réalisé par les experts du panel 1, via l'attribution d'un score de génération « à dire d'experts ».
- **Matrice 2 (M2 H-P) : relations habitat-pression**, permettant de déterminer la sensibilité d'un habitat (en ligne) à une pression (en colonne). Cela peut être également compris comme l'intensité de l'impact d'une pression sur un habitat. Le remplissage de cette matrice est réalisé par les experts du panel 2, via l'attribution d'un score de sensibilité « à dire d'experts ».
- **Matrice 3 (M3 H-S) : relations habitat-service** (ou matrice de capacité), permettant de déterminer la fourniture potentielle d'un service (en colonne) par un habitat (en ligne). Le remplissage de cette matrice est effectué par les experts du panel 2, via l'attribution d'un score de fourniture « à dire d'experts ».
- **Matrice 4 (M4 A) : importances relatives des activités**, permettant de comparer l'importance des activités entre elles (en ligne) dans la zone d'étude. N'étant pas évaluée lors des entretiens, la forme et la notation de cette matrice diffère des 3 autres, et sera détaillée par la suite (cf. section 2.5.2).

Parmi un total de 76 experts de la Manche orientale qui ont été contactés dans le cadre de cette étude, 51 experts ont répondu positivement (la liste des experts est présentée Annexe 3). Ces experts ont été choisis spécifiquement pour leurs thématiques d'expertise, en lien avec les activités ou avec les habitats. Le nombre et la diversité des experts ont été établis dans l'optique d'obtenir au minimum trois réponses pour chaque case des matrices. Cependant, j'ai anticipé le fait que tous les experts ne seraient pas en mesure de se prononcer sur l'ensemble des matrices. Par conséquent, j'ai réparti les experts en deux panels. Le **premier panel** correspond aux experts interrogés sur les **Matrices 1 et 4**, ayant plutôt une expertise sur les activités. Ceux-ci sont principalement des usagers, professionnels, gestionnaires, responsables environnement et industriels. Le **deuxième panel** correspond aux experts interrogés sur les **Matrices 2, 3 et 4**, ayant une expertise sur les habitats. Ceux-ci sont principalement des chercheurs benthologues, généralement spécialistes d'un type d'habitat ou d'une communauté spécifique.

2.5.2 Déroulement des entretiens et système de notation

Un entretien individuel a été mené avec chaque expert (entre 40 min et 1h15), afin qu'il complète les matrices. Ces entretiens se sont généralement déroulés en visio-conférence en raison des restrictions liées à la pandémie Covid-19, entre les mois de février et de mai 2021. Afin de pouvoir exploiter les

résultats, il était nécessaire d'avoir des réponses qui pouvaient être comparées, un cadre strict a été adopté pour le déroulement des entretiens. L'emploi d'un document partagé en ligne a permis aux experts de compléter les matrices pendant l'entretien, me permettant de prendre la main sur le remplissage des matrices selon les orientations et informations qu'ils exprimaient.

Dans un premier temps, il est demandé aux experts de sélectionner plusieurs (deux au minimum) entrées (ou lignes), à savoir activités ou habitats, faisant partie de leurs champs d'expertise. Pendant l'entretien, chaque expert remplissait ensuite l'ensemble des cases associées aux lignes sélectionnées avec un score, qui permet d'évaluer la relation entre ligne et colonne (pression ou service).

Cette évaluation semi-quantitative repose sur un système de notation entre 0 et 3, sauf pour la matrice 4 que je détaillerai plus loin. Le système de notation est le suivant :

- 0 correspond à l'absence de relation entre la ligne et la colonne
- 1 correspond à une relation faible
- 2 correspond à une relation modérée
- 3 correspond à une relation forte

Afin de faciliter le remplissage des cases des matrices, il est demandé aux experts de noter chaque relation en la comparant aux autres relations sélectionnées, avec comme question par exemple « La pêche benthique génère-t-elle plus de perturbations sonores que le transport maritime ? ».

Dans le cadre de la Manche orientale, les activités sont difficilement comparables en termes de moyens, de développement ou encore de déploiement. Par exemple, 20% du trafic maritime mondial transite au large des eaux de la façade maritime (Annexe 1, dans DSF), et repose directement sur des dizaines de milliers d'emplois. La pêche à pied, en revanche, ne représente qu'une centaine de personnes temporairement présentes sur le littoral. L'ampleur et l'importance de chaque activité n'étant pas facilement estimable à partir de base de données ou de la littérature, j'ai sollicité les experts afin de déterminer quelles activités ayant lieu en Manche orientale ont relativement le plus d'impact sur les écosystèmes. Une deuxième phase d'enquête pour compléter l'ensemble de la **matrice 4** (composée d'une colonne et 19 lignes ou activités) a donc été réalisée. L'expert devait attribuer un score à chaque activité allant de 1 (risque minimal) à 3 (risque maximal). Il n'y a pas de score de 0 car, dans le contexte de ce travail, toute activité génère des pressions (mêmes faibles).

A l'issue des deux phases d'entretien, j'ai calculé la moyenne et l'écart-type des scores attribués à chaque cellule des quatre matrices. Cette note moyennée correspond à l'évaluation semi-quantitative « à dire d'experts » des relations entre les différentes composantes.

2.5.3 Fiabilité des avis d'experts

Il est reconnu que pour les études en milieu marin, les difficultés d'accès pour les échantillonnages, la variabilité temporelle et spatiale des processus limitent fortement l'acquisition de données (Caro et al., 2018). Dans le cadre des RCE, afin d'évaluer l'indice de confiance d'une évaluation « à dire d'experts », différentes méthodes existent dans la littérature : il est possible de demander aux experts de s'auto-attribuer une note de « confiance » (Menegon et al., 2018) ou de calculer un indice de confiance à partir de critères spécifiques (Quemmerais-Amice et al., 2020a). Ces méthodes n'ont pas été employées dans le cadre de cette étude, car le nombre de scores attribués par les experts est alors doublé, demandant de ce fait un temps d'entretien encore plus long. Il a été décidé, de suivre plusieurs méthodes référencées afin de réduire les biais :

- laisser les experts choisir eux-mêmes les lignes à remplir (ou entrées) suivant leurs champs d'expertises. Le nombre de réponse par ligne donne une indication sur la connaissance des habitats, ou des activités.
- La présence de 4 notes potentielles (sauf pour la matrice 4) permet d'éviter que les experts choisissent la note médiane, généralement sélectionnée par défaut.
- Un cadre systémique a été appliqué lors des enquêtes. Il passe systématiquement par la redéfinition des termes, et l'emploi des mêmes exemples de composantes.

Par la suite, à partir des mots clefs et enregistrements retenus des entretiens, une analyse qualitative des réponses des experts est effectuée pour pouvoir discuter des résultats et estimer la fiabilité des scores. Les manques de connaissances, les problématiques récurrentes abordées, et les processus écologiques sous-jacents aux scores sont retenus.

2.6 Calculs pour parvenir à la vulnérabilité de la fourniture en services (Etape 2)

2.6.1 Impact de la pression générée (Etape 2a)

Au sein d'une cellule de la grille de référence, l'impact d'une pression P générée par une activité A sur un habitat H va dépendre de :

- L'intensité de la pression P générée par une activité A, dépend de :
 - o l'intensité brute de l'activité A : **Intensité brute (A)**
 - o l'intensité de la pression P générée par l'activité A : **M1 (A-P)**
- La valeur d'exposition de l'habitat à la pression P : **(b)** (Eq.5)

Au final, l'impact de la pression P générée par l'activité A sur une cellule de la grille peut s'écrire :

$$\text{(Eq.7) Impact (A-P) = Intensité brute (A) x M1 (A-P) x (b)}$$

2.6.2 Calcul du risque individuel d'impact sur un habitat (Etape 2b)

Au sein d'une cellule de la grille de référence, le risque individuel d'impact (RII) d'une pression P engendré sur un habitat H au sein d'une cellule va dépendre de :

- l'impact de la pression P sur la cellule où est localisé l'habitat H : Impact (A-P) (Eq.7)
- la sensibilité spécifique de l'habitat H à la pression P : **M2 (P-H)**
- la surface relative occupée par chaque habitat H : **Présence (H)** (Eq.6)

Le risque qu'exerce une pression P sur l'habitat H peut s'écrire :

$$\text{(Eq.8) RII (P-H) = Impact (A-P) x M2 (P-H) x Présence (H)}$$

Ce calcul est appliqué à chaque cellule et une **carte de risque d'impact individuel (RII)** de la pression P sur l'habitat H est générée pour chaque combinaison d'habitat ($n = 16$) et de pression ($n = 15$), soit 260 cartes de RII. Ces RII sont additionnés par activité, ce qui permet d'obtenir **19 cartes de risque d'impact individuel (RII)** générées par activité.

Pour permettre la comparaison des RII générés par chaque activité, chaque vecteur de valeurs de RII subit une transformation logarithmique, $\text{Log}(x+1)$ puis bornée entre 0 et 1. Suite à cela, chaque RII est multiplié par l'intensité relative de l'activité A : **M4 (A)**. Au sein de chaque cellule, les RII et leurs intensités relatives sont additionnés pour obtenir une **carte du cumul de risques cumulés (RIC) sur les habitats**.

$$\text{(Eq.9) RIC (A-P-H) = } \sum (\text{log (RII (A-P-H) + 1) x M4 (A)})$$

2.6.3 Calcul de la fourniture en services (FSE) par les habitats (Etape 2c)

La FSE d'un habitat H va dépendre de :

- la surface relative occupée par chaque habitat H : **Présence (H)** (Eq.6)
- la **fourniture** potentielle en service S par un habitat P : **M3 (H-S)** est établie « à dire d'experts » lors d'entretiens individuels (cf. section 2.5.1).

Cette fourniture (FSE) du service S par l'habitat H peut s'écrire :

$$\text{(Eq.10) FSE (S) = Présence (H) x M3 (H-S)}$$

Ce calcul est appliqué à chaque cellule et une **carte de fourniture potentielle en service S** des habitats H est générée pour chaque combinaison de service (n = 10) et d'habitat (n= 16), soit 160 cartes. Elles sont ensuite additionnées pour obtenir une **carte de fourniture potentielle en services totale par les habitats**. Outre cette carte de fourniture totale, une carte de fourniture potentielle en service est produite pour chaque service (n = 10), et pour chaque groupement de services (n = 3), soit 14 cartes.

2.6.4 Calcul de la vulnérabilité de la fourniture en services (Etape 2d)

La vulnérabilité en fourniture du service, VFS, par l'habitat H suite à son exposition au risque individuel engendré par la pression P générée par l'activité A, noté Vulnérabilité (A-P-H-S) va dépendre :

- Du risque individuel d'impact exercé par une pression : RII (P-H) (Eq.8)
- De la **fourniture** potentielle en service S par un habitat H : **M3 (H-S)**

Comme la surface relative des habitats **Présence (H)** est à la fois présente dans le calcul du risque d'impact individuel, et dans le calcul de la fourniture en services, l'équation de la vulnérabilité (VES) (Eq.4) ne prend en compte qu'une fois cette variable.

VFS est donnée par la formule suivante :

$$\text{(Eq.11) Vulnérabilité (A-P-H-S) = RII (P-H) x M3 (H-S),}$$

qui correspond à l'équation présentée section 2.2 :

$$\text{(Eq.4) Vulnérabilité (A-P-H-S) = Intensité brute (A) x M4 (A) x M1 (A-P) x Présence (H) x b x M2 (P-H) x M3 (H-S)}$$

Où intervient la **fourniture** potentielle d'un service S par un habitat H, **M3 (H-S)**,

Et où le cumul de risques va dépendre de :

- L'**intensité** de la pression P générée, par une activité A, qui dépend de :
 - o L'intensité brute de l'activité A : **Intensité brute (A)**
 - o L'intensité relative de l'activité A : **M4 (A)**
 - o L'intensité de génération de la pression P par l'activité A : **M1 (A-P)**
- L'**exposition** de l'habitat H à la pression P, qui dépend de
 - o La valeur d'exposition de la cellule à la pression P : **(b)**
 - o La présence de l'habitat H dans la cellule : **Présence (H)**
- La **sensibilité** de l'habitat H à la pression P : **M2 (P-H)**

Ainsi, la vulnérabilité de fourniture d'un service S par un habitat H soumis à une pression P générée par une activité A notée **Vulnérabilité (A-P-H-S) (ou VFS)** peut donc s'écrire :

(Eq.1) Vulnérabilité (VFS) = Risque d'impact cumulé (RIC) x Fourniture en services (FSE)

Les cartes de vulnérabilité de fourniture en services par l'exposition au cumul de risques de chaque service (n = 10) sont ensuite additionnées pour obtenir une **carte (finale) de vulnérabilité cumulée en services (VFS)**. Cette carte finale correspond à la somme de toutes les combinaisons possibles entre les composantes, effectuées durant les étapes précédentes (21 Activités x 15 Pressions x 16 Habitats x 10 Services = 50400 possibilités au sein de chaque cellule).

3. Résultats

Les résultats de cette étude RCE se décomposent de trois façons :

- La spatialisation des indices de Risque d'Impacts Cumulés (RIC), de Fourniture en Services Ecosystemiques (FSE) et de Vulnérabilité de la Fourniture en Services (VFS),
- La déclinaison des indices de RIC et de FSE par composante (par exemple le RIC par activité, ou la FSE par habitat),
- Les 4 matrices de relations présentant les scores semi-quantifiés des relations entre les composantes, établies à dire d'experts.

La description des résultats se fera par types de composantes (Activité – Pression – Habitat – Services), avec pour chacune d’elles, la description des cartes d’indices, les statistiques associées, puis la description des résultats des matrices.

Pour évaluer l’impact de chaque Activité et/ou Pression sur les habitats, la valeur de Risque d’impact Individuel (RII) que chacun génère est utilisée. Pour rappel, la somme des RII générés par l’ensemble des activités, ou pressions permet d’obtenir le RIC « final ». Les indices (RII-RIC), FSE et VFS ont chacun leurs propres méthodes de calcul, avec des valeurs d’indices propres. Cependant, pour chaque carte et chaque figure, une transformation des valeurs en $\text{Log}(x+1)$ puis bornées entre 0 et 1 a été appliquée, afin de pouvoir les comparer.

3.1 Cartographie du Risque d’impact individuel (RII) par activité

3.1.1 Cartes des RII par activité

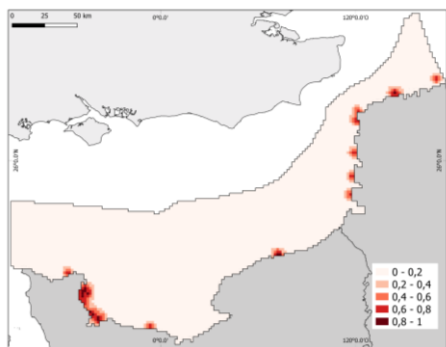
3.1.1.a Activités basées à terre

Sur les 19 activités prises en compte dans cette étude, plus de la moitié sont basées à terre (10 sur 19) (Figure 17). Certaines sont distribuées de façon homogène tout au long du littoral, il s’agit par exemple de l’érosion et de l’artificialisation du littoral. L’érosion n’affecte que le linéaire côtier, soumis aux courants, tempêtes et marées et n’affecte pas les zones abritées telles que les baies et estuaires. Les STEPs (stations d’épuration), les apports côtiers ou les ports sont présents de façon ponctuelle le long de l’ensemble du littoral. Le dragage et le clapage sont situés à proximité des ports, et sont principalement concentrés en baie de Seine ainsi que sur le littoral Nord, le clapage est quant à lui situé plus au large (Figure 17). La pêche à pied et les centrales nucléaires sont principalement présentes au nord de la Baie de Seine, ainsi qu’à l’extrême Nord de la zone d’étude. La Seine-Maritime présente une forte concentration de RII. L’aquaculture est quant à elle située sur l’ensemble du littoral, mais reste principalement concentrée sur le littoral des départements du Cotentin et du Pas-de-Calais Le tourisme littoral est réparti de manière homogène le long du littoral, sauf du littoral de la Seine Maritime où il est absent. Les valeurs nulles s’expliquent par la transformation $\text{Log}(x+1)$ centré 0-1, qui associent les plus faibles valeurs de tourisme de la zone d’étude à des valeurs nulles. Il est à noter que sur l’ensemble des activités, seuls les ports, l’artificialisation, les STEPs, le tourisme, les apports côtiers et l’augmentation des températures ont un impact important au sein des trois estuaires picards (la baie d’Authie, la baie de Canche et la baie de Somme). Pour les autres activités, leurs impacts sont

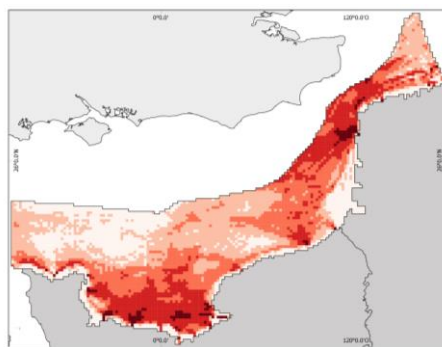
inexistants ou mineurs dans ces estuaires (Figure 17). De même, de fortes valeurs de RII sont régulièrement présentes sur le littoral, plus particulièrement à proximité du port d'Arromanches-les-Bains pour les épaves. A cet endroit, les données de l'activité « épaves » montrent que 42 épaves sont présentes sur un périmètre de 2 cellules de la grille (une surface de 4km²).

3.1.1.b Activités au large

Au large des côtes, les champs éoliens off-shore, prévus à court terme, présentent de forts risques localisés, ils sont situés entre 15 et 30 km de distance des côtes (Figure 17). Les extractions de granulats présentent de larges zones de risques localisés, avec différentes intensités de risque au sein des mêmes patches. Les risques engendrés par la pêche benthique sont répartis sur l'ensemble de la zone d'étude, les valeurs les plus faibles de RII sont à proximité de la côte, particulièrement à proximité des estuaires picards, ainsi qu'au large du sud de la zone d'étude. Les valeurs de risque les plus fortes sont à proximité des grands ports de pêche (Boulogne sur mer, Le Havre, Port-en-Bessin et Grandcamp-Maisy). Les munitions immergées sont distribuées au large de la côte, à une distance entre 5 et 15km du littoral, principalement au sud de la zone d'étude. Les épaves sont distribuées sur l'ensemble de la zone d'étude, mais restent plus concentrées à proximité du littoral, aux extrémités nord et sud de la zone d'étude, à proximité des villes de Dunkerque, Calais, Boulogne sur mer, Le Havre et Arromanches-les-Bains. En ce qui concerne le transport maritime et les câbles sous-marins, des patrons spatiaux rectilignes apparaissent, en longeant la limite au large de la zone d'étude, avec une concentration de risques particulière au large des villes de Cherbourg et de Calais (Figure 17). Les risques engendrés par ces deux activités sont moins forts près du littoral, particulièrement au large des estuaires picards. Enfin, l'augmentation des températures présente un gradient Nord-Sud et Est-Ouest, où le risque engendré est le plus faible à proximité de la Mer du Nord ainsi qu'en baie de Seine. Les valeurs les plus fortes sont trouvées au large et à proximité du Cotentin.



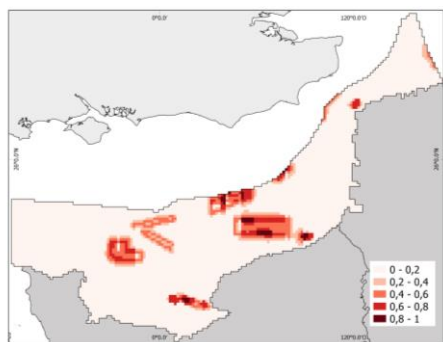
A1 : Aquaculture



A2 : Pêche benthique



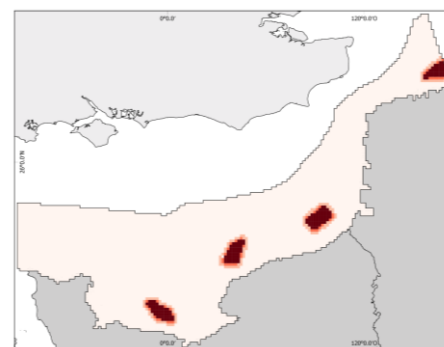
A3 Pêche à pied



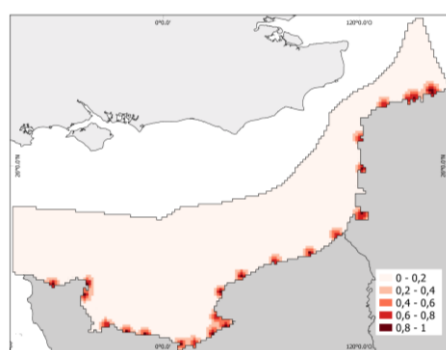
A4 : Extraction de granulats



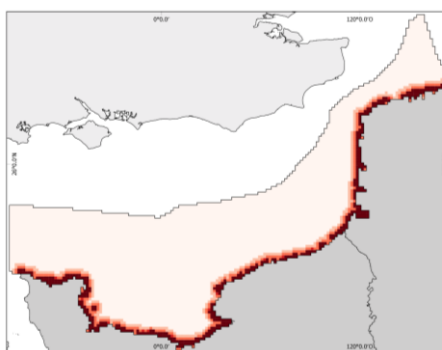
A5 : Centrales nucléaires



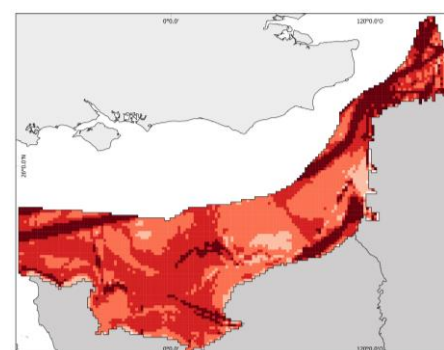
A6 : Parcs éoliens offshore



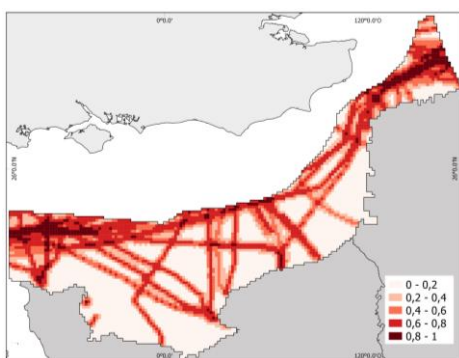
A7 : Ports



A8 : Artificialisation du littoral



A9 : Transport maritime



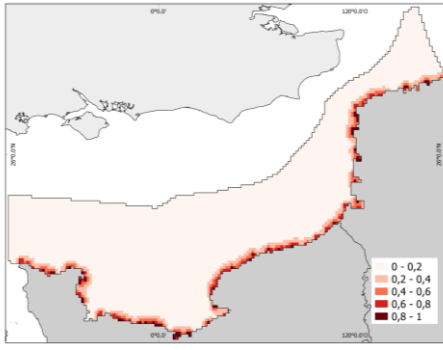
A10 : Câbles



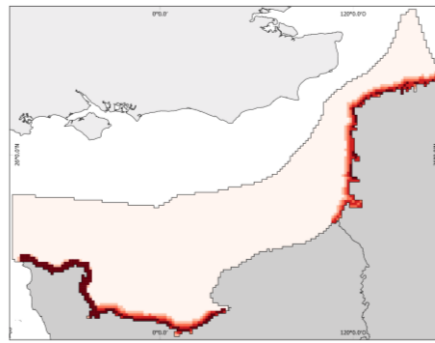
A11 : Dragage



A12 : Clapage



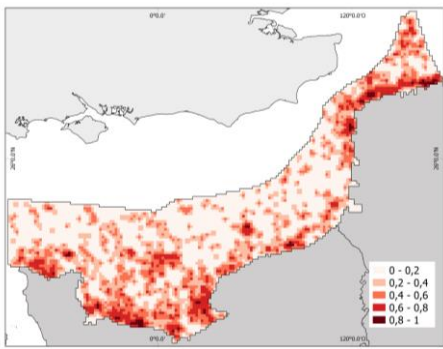
A13 : STEPs



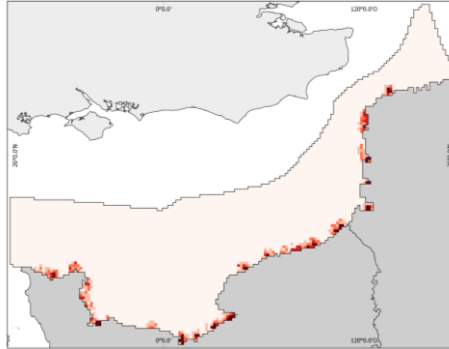
A14 : Tourisme



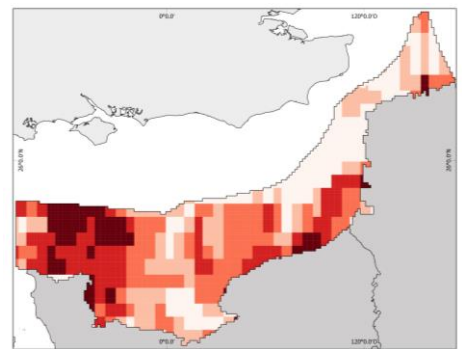
A15 : Munitions



A16 : Epaves



A17 : Apports côtiers



A18 : Augmentation des températures



A19 : Erosion

Figure 17 : Cartographie du Risque d'Impact Individuel (RII) généré par chaque activité. Les cartes des indices permettent de comparer la spatialisations des résultats obtenus à partir du modèle RCE. Ces cartes présentent les mêmes échelles de valeur et de couleur (transformation des valeurs en $\text{Log}(x+1)$ puis bornées entre 0 et 1). La gradation des couleurs va du jaune pour les fortes valeurs, au bleu foncé pour les valeurs faibles. Ce code couleur est appliqué pour toutes les cartographies de cette étude.

3.1.2 Analyse du RII par activité

3.1.2.a Activités générant un RII fort

Dans la zone d'étude, les épaves, le transport maritime, l'augmentation de la température et les câbles sont les activités les plus répandues, occupant respectivement 99, 99, 100 et 72% des cellules de la zone d'étude. La distribution spatiale étendue sur la zone d'étude de ces activités est à mettre en lien avec leurs fortes parts de contribution du Risque d'Impact Cumulé (RIC) total (Figure 18a), avec une contribution de chaque activité supérieure à 10%. Les épaves et l'augmentation des températures présentent une part importante des risques en contribuant chacune à plus de 24% du RIC total. En revanche, la pêche benthique, qui occupe 98% des cellules, ne contribue au RIC total que pour 5,21%, ce qui traduit des valeurs hétérogènes de RII, avec une majorité de zones où la pression exercée par l'activité est faible. A l'inverse, l'artificialisation contribue aussi à plus de 5% du RIC, mais n'est pas présente de façon répandue sur la zone d'étude, ce qui traduit des valeurs médianes de RII importantes (Figure 18b). Ces deux activités présentent des scores de risque relatif proches de la valeur maximum (score 2,71/3 ; M4, Tableau 6).

Les experts ont attribué des scores élevés de risque relatif à près de la moitié des activités (score >2,3 ; M4, Tableau 6). Ces scores élevés correspondent soit à des activités générant temporairement une pression physique intense (il s'agit de la pêche benthique, de l'extraction de granulats, du dragage, du clapage) soit ces activités correspondent à des perturbations permanentes du littoral comme c'est le cas des ports, des activités d'artificialisation du littoral, les apports côtiers et l'augmentation des températures.

3.1.2.b Activités générant un RII faible

A l'inverse, les activités très localisées telles que l'aquaculture, la pêche à pied, les centrales nucléaires, les ports, le clapage, les stations d'épuration (STEPS), le tourisme littoral, les munitions immergées et les apports côtiers sont celles qui contribuent le moins au RIC, elles ont une contribution inférieure à 1% (par activité). Ainsi, près de la moitié des activités (9/19) contribuent faiblement au RIC. Parmi ces activités, les centrales nucléaires sont l'activité contribuant le moins au RIC, et présentant une valeur de RII médiane la plus faible (Figure 18b). Les activités présentant les valeurs minimales de risque relatif (score <1,6 ; M4, Tableau 6) correspondent à des structures physiques implantées au large, telles que les câbles sous-marins, épaves, éolien off-shore et munitions immergées.

Lors des entretiens, la sélection des activités (i.e. une ligne de la matrice 1) était laissée au choix des experts. Ainsi, le nombre de réponses par ligne peut être interprété comme une indication de l'état de connaissance général des experts, mais d'autres facteurs tel que la sélection des experts peut biaiser cette interprétation. Les activités ayant reçu le moins de réponses de la part des experts sont l'artificialisation du littoral, le transport maritime et les munitions immergées, avec 2 réponses, tandis que les activités ayant reçu le plus de réponses sont le tourisme littoral et les épaves, avec 5 réponses (M1 ; Tableau 6).

Toute activité, même celle dont les valeurs sont globalement faibles, peut présenter des valeurs fortes de RII dans leur proximité, et peut exercer un impact sur l'environnement. Par exemple, la pêche à pied et les ports contribuent faiblement au RIC total, à hauteur de 0,8% et 0,68% respectivement. Cependant, les valeurs médianes de RII importante de ces deux activités traduisent un fort impact de cette activité dans des zones précises (Figure 18a).

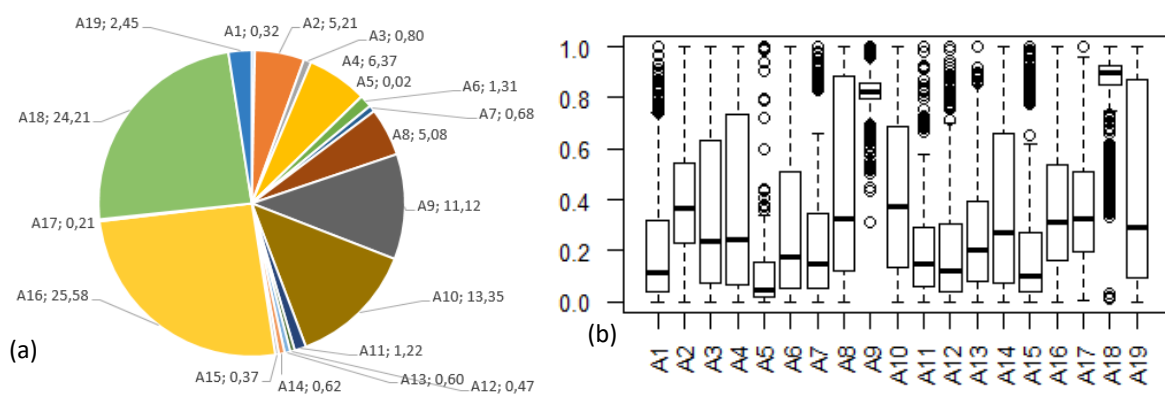


Figure 18 : Représentation graphique du Risque Individuel d'Impact (RII) généré par chacune des activités, avec (a) Graphique de secteurs de la contribution (en pourcentage) du RII généré par chacune des 19 activités à l'indice de Risque d'Impact Cumulé (RIC) final ; et (b), boxplot de la distribution du RII générée par activité. L'axe des abscisses correspond aux activités, tandis que l'axe des ordonnées correspond aux valeurs de RII. Chaque valeur correspond à une cellule de grille où une valeur de RII est générée par une activité. Ces valeurs ont été $\text{Log}(x+1)$ transformées puis bornées entre 0 et 1. Les valeurs 0 (i.e. : l'absence d'une pression sur une cellule) ont été retirées. Se référer à la description des Tableaux 6, 7 ou 8 pour la signification des codes. Les abscisses correspondent aux activités et les ordonnées aux valeurs de RII générées.

3.2 Estimation des relations activité-pression

Les activités qui génèrent le plus de pression dans leur proximité sont l'artificialisation du littoral, les épaves, les apports côtiers et l'érosion du trait de côte, avec un score moyen de génération de pression élevé (M1 ; Tableau 6). Il s'agit d'activités exerçant des pressions durables et constantes. Ce sont ces mêmes activités qui génèrent le plus de pressions physiques (Tableau 6). D'autres activités génèrent

de fortes pressions (score > 1,4 ; M1 ; Tableau 6), telles que l'artificialisation du littoral, le dragage sédimentaire et l'augmentation des températures. A l'inverse, les activités générant le moins de pressions sont l'aquaculture, les centrales nucléaires, le transport maritime et les STEPs (stations d'épuration). Ce sont les mêmes activités qui génèrent le moins de pressions physiques et qui présentent un score de risque relatif faible (M4). Le transport maritime ne génère aucune pression physique sur les fonds et présente une faible valeur de risque relatif pour les habitats benthiques (M4, Tableau 6). Cela malgré sa forte distribution spatiale (Figure 17 ; A9) et sa forte contribution à la RIC finale (Figure 18a). Les pressions de changement d'habitat et de perturbation des espèces présentent les plus forts scores (M1, Tableau 6), et sont donc globalement les pressions les plus fréquentes dans le milieu. Les deux pressions d'extraction de substrats et d'apport en nutriments présentent un score moyen faible (score < 0,8, M1 ; Tableau 6), mais présentent des scores maximaux pour des couples activité-pression spécifiques.

Tableau 6 : Matrice 1 (M1 A-P) : relations activité-pression & Matrice 4 (M4 A) : importances relative des activités. Les matrices de relations présentent les résultats semi-quantifiés des scores pour les relations entre les composantes, établies à travers le dire d'experts. Les matrices présentent généralement deux composantes différentes en ligne et en colonne à l'exception de la Matrice 4 qui n'a qu'une composante en abscisse. La valeur d'un score d'une cellule correspond à l'interaction entre la ligne et la colonne. La moyenne des valeurs de score par ligne et par colonne est présentée en bas et à droite des matrices, les plus fortes valeurs sont surlignées en rouge, et les moins fortes en bleu. « Nb » correspond au nombre d'experts ayant rempli la ligne en question (ou nombre de réplicas). Pour aider l'interprétation visuelle, un code couleur est appliqué aux scores, avec en bleu foncé les valeurs nulles, en bleu clair les valeurs faibles, en violet les valeurs médianes, en orange les valeurs fortes, et en rouge les valeurs maximales. Ce code couleur est appliqué pour toutes les matrices présentées dans les résultats.

		Pressions																
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15		
Activités	Nb	M4																Moyenne
			0,00	0,00	2,50	1,50	0,50	0,25	0,00	1,75	1,50	0,25	0,25	1,00	1,00	1,50	0,00	0,80
A1	4	1,86	0,50	2,25	1,25	2,00	0,50	1,50	0,25	0,00	1,75	0,00	0,00	0,50	0,75	2,00	3,00	1,08
A2	4	2,71	0,50	1,50	0,25	1,00	0,75	0,50	0,25	0,00	0,75	0,50	0,25	0,25	0,75	2,25	2,75	0,82
A3	4	1,64	3,00	2,25	1,25	2,50	0,75	2,25	1,00	0,50	0,00	0,75	0,25	0,75	0,00	2,00	1,75	1,27
A4	4	2,36	0,33	0,00	0,00	0,33	0,33	0,00	1,00	1,33	0,00	1,00	0,00	0,33	0,33	1,33	0,33	0,44
A5	3	1,71	0,33	2,00	1,00	2,67	1,33	1,67	2,00	2,00	0,33	1,33	0,33	0,33	2,33	1,67	1,33	1,38
A6	3	1,57	0,50	0,75	1,00	1,67	2,00	1,25	0,50	2,00	1,25	2,50	0,75	1,00	0,75	2,25	0,00	1,21
A7	4	2,43	1,50	1,50	1,50	2,00	2,50	0,50	0,00	2,00	2,00	0,50	1,00	1,50	1,00	3,00	1,00	1,43
A8	2	2,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	1,00	1,00	2,00	0,50	0,50	2,50	1,50	0,00	0,73
A9	2	1,43	0,00	0,67	0,67	1,33	0,67	0,33	1,33	1,00	0,67	1,00	0,33	0,33	1,00	0,67	0,33	0,69
A10	3	1,14	2,75	2,50	1,25	2,50	0,75	2,00	0,75	2,25	0,25	2,00	0,25	0,25	0,25	2,25	1,25	1,42
A11	4	2,50	0,00	0,50	3,00	2,50	1,00	1,00	1,50	1,50	1,00	2,00	0,50	2,00	0,50	2,00	0,50	1,30
A12	3	2,50	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	2,00	3,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,73
A13	2	2,00	0,20	1,20	0,60	0,60	0,60	1,80	1,00	1,00	2,20	1,00	1,20	1,20	0,80	2,00	1,60	1,13
A14	5	1,43	0,00	1,00	2,00	1,00	0,00	0,50	1,00	2,00	1,33	3,00	0,50	1,50	1,00	1,50	1,00	1,16
A15	2	1,57	0,00	1,75	2,50	2,80	0,50	1,00	1,50	2,25	2,00	2,00	0,60	1,40	1,00	2,50	2,25	1,60
A16	5	1,21	0,50	1,00	1,33	2,50	2,00	0,00	1,50	3,00	2,33	3,00	3,00	2,67	1,00	2,33	1,00	1,81
A17	3	2,46	0,00	0,50	0,75	1,75	1,75	0,25	2,50	1,25	0,75	1,25	1,50	1,50	2,50	2,50	2,25	1,40
A18	4	2,43	2,33	2,67	2,67	2,33	1,33	1,00	1,33	2,00	0,67	1,33	1,00	1,33	1,67	2,33	2,00	1,73
A19	3	1,86	0,66	1,16	1,24	1,74	0,91	0,94	0,92	1,46	1,04	1,44	0,80	1,02	1,06	1,93	1,18	
Moyenne			0,66	1,16	1,24	1,74	0,91	0,94	0,92	1,46	1,04	1,44	0,80	1,02	1,06	1,93	1,18	

Liste des composantes :

Activités - A1 : Aquaculture ; A2 : Pêche benthique embarquée ; A3 : Pêche à pied; A4 : Extraction de granulats; A5 : Centrales nucléaires; A6 : Parc éolien offshore ; A7 : Ports; A8 : Artificialisation du littoral; A9 : Transport maritime; A10 : Câbles sous-marins; A11 : Dragage sédimentaire; A12 : Clapage sédimentaire; A13 : Stations d'épuration (STEP); A14 : Tourisme littoral; A15 : Munitions immergées; A16 : Epaves; A17 : Apports côtiers; A18 : Augmentation des températures; A19 : Erosion du trait de côte

Pressions - P1 Extraction de substrat; P2 : Abrasion; P3 : Dépôt de matériel; P4 : Changement d'habitat; P5 : Perte d'habitat; P6 : Perturbation sonore; P7 : Modification d'énergie; P8 : Modification des conditions

hydrodynamiques; P9 : Déchets marins; P10 : Substances dangereuses; P11 : Apport en nutriments; P12 : Apport en matière organique; P13 : Dissémination d'espèces; P14 : Perturbation des espèces ; P15 Extraction d'espèces

Habitats - H1 : Roches intertidales; H2 : Moules et balanes sur roches intertidales; H3 : balanes et fucales; H4 : sables intertidaux; H5 : Vases intertidales; H6 : Herbiers de phanérogames; H7 : Roches subtidales; H8 : Laminaires sur roche exposée; H9 : Laminaires sur roche sous hydrodynamisme modéré; H10 : Sédiment grossier; H11 : Sédiment grossier circalittoral profond; H12 : Sable infralittoral; H13 : Sable circalittoral; H14 : Vase subtidale; H15 : Habitat à crépidules; H16 : Herbiers de zoostères

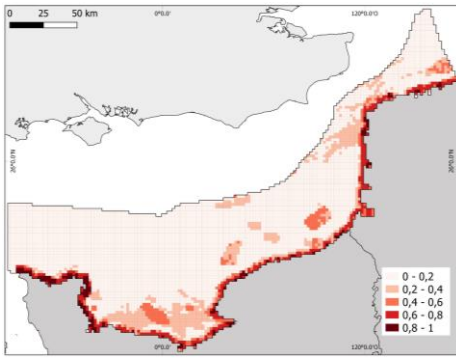
Services - S1 : approvisionnement en nutrition; S2 : approvisionnement en matériel brut; S3 : maintenance du cycle de vie; S4 : régulation de la composition du sol; S5 : régulation de la condition de l'eau; S6 : régulation du climat; S7 : régulation des événements extrêmes; S8 : régulation des déchets; S9 : interactions indirectes culturelles ; S10 : interactions directes culturelles.

3.3 Cartographie du Risque d'impact individuel (RII) par pression

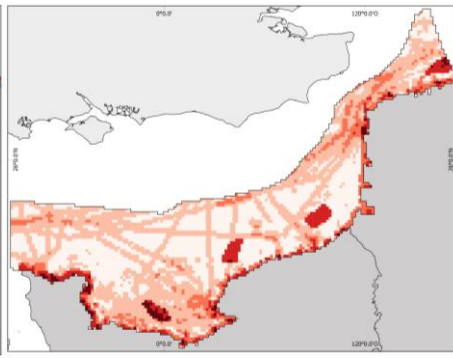
3.3.1 Cartes du RII par pression

Sur la plupart des cartes de RII par pression, une zone de forte pression est observée sur la côte, principalement au nord de la zone d'étude, à proximité des ports de Boulogne-sur-Mer, Calais dans une moindre mesure, Dunkerque. Ces ports présentent des valeurs maximales de RII (0,8-1) pour la majorité des pressions. Les valeurs fortes de RII (0,6-0,8) sont généralement présentes à proximité de la côte. Au sud de la zone d'étude, le port du Havre ainsi que sa zone étendue présentent aussi des fortes valeurs (>0,6) de RII pour la totalité des pressions. Les fortes valeurs de RII sont plus particulièrement concentrées le long du littoral pour les pressions d'extraction de substrat, de changement d'habitat, de perte d'habitat, d'apport en nutriment et en matière organique (Figure 19). Ceci est plus particulièrement le cas pour les pressions de perturbation et d'extraction d'espèces. Les fortes valeurs de RII générées par les pressions d'abrasion, de changement d'habitat, de perte d'habitat et de modification d'énergie sont présentes sous des formes linéaires au large, qui se superposent avec la présence de câbles. Les valeurs de RII générées par la pression de substances dangereuses et de perturbation des espèces apparaissent réparties de façon homogène au large. De fortes valeurs de RII apparaissent au large du port de Fécamp et à l'est de la pointe du Cotentin. C'est ce qui apparaît de manière claire pour les pressions d'extraction de substrat, de changement d'habitat, de perte d'habitat, de modification d'énergie et d'extraction d'espèce. Des zones présentant des faibles valeurs de RII par pressions sont observables pour plusieurs pressions au large des trois estuaires picards (la baie de Somme, la baie d'Authie, et la baie de Canche), au sud de la zone d'étude et à l'extrême nord du littoral français (côte belge). Les faibles valeurs de RII par pressions se retrouvent au large des estuaires picards (la baie d'Authie, la baie de Canche et la baie de Somme), et ce pour toutes les pressions (Figure 19). Les fortes valeurs de RII sont concentrées au large à divers endroits

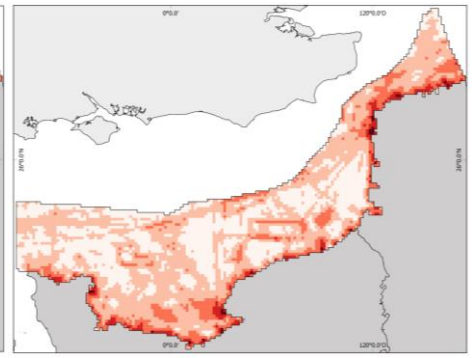
pour les pressions d'abrasion, de changement et de perte d'habitat, de modification d'énergie et d'extraction d'espèces.



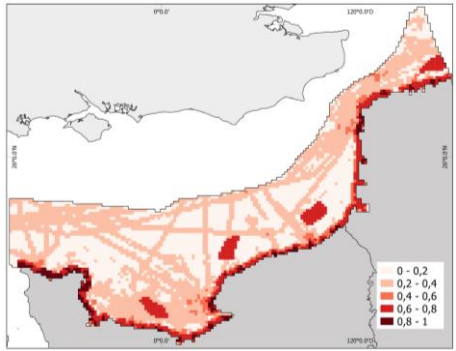
P1 : Extraction de substrats



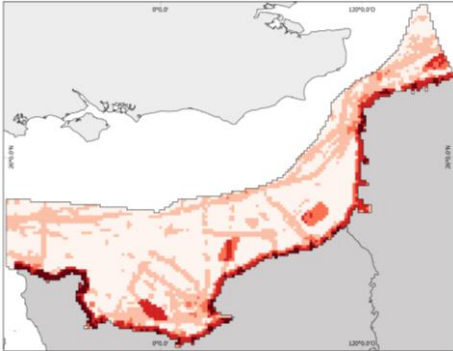
P2 : Abrasion



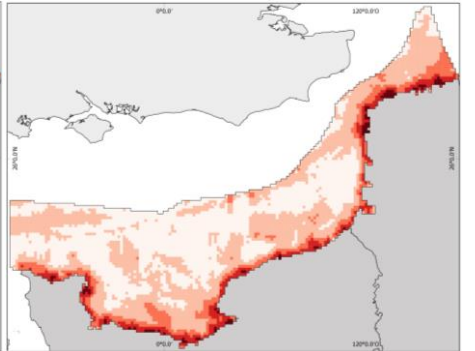
P3 : Dépôt de matériel



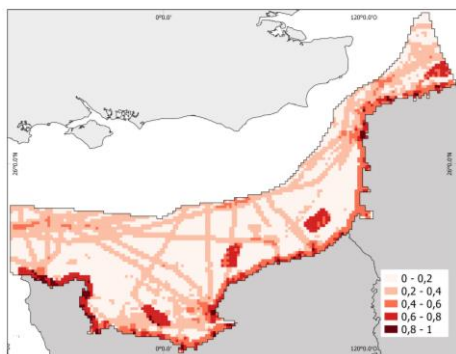
P4 : Changement d'habitat



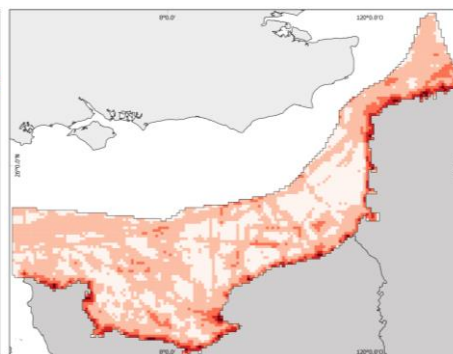
P5 : Perte d'habitat



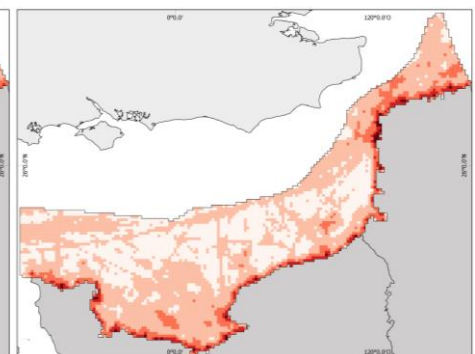
P6 : Perturbation sonore



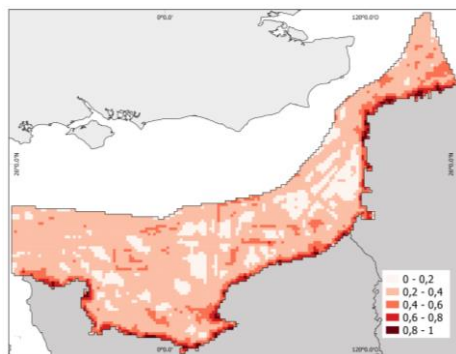
P7 : Modification d'énergie



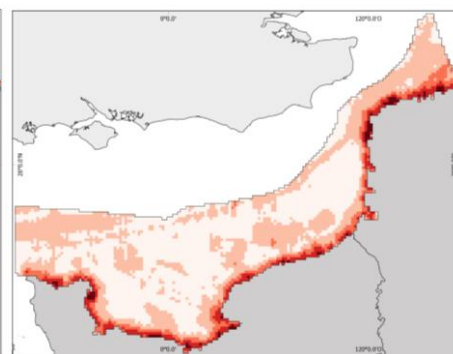
P8 : Modification des courants



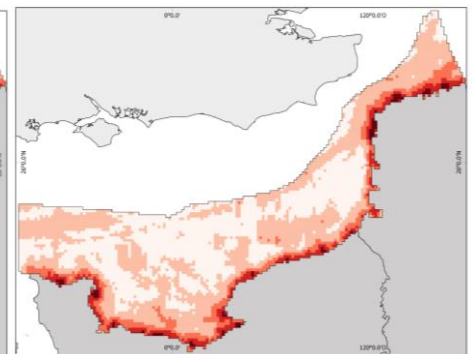
P9 : Introduction de déchets



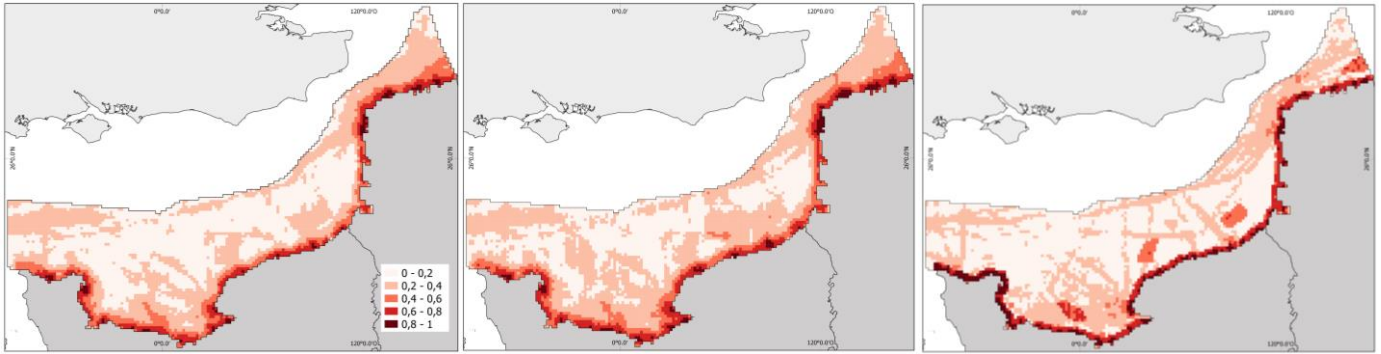
P10 : Substances dangereuses



P11 : Apport en nutriments



P12 : Apport en matière organique



P13 : Dissémination d'espèces

P14 : Perturbation des espèces

P15 : Extraction d'espèces

Figure 19 : Cartographie du Risque d'Impact Individuel (RII) généré par chaque pression.

3.3.2 Analyse du RII par pression

La contribution des pressions au RIC est plus homogène en fonction des pressions qu'en fonction des activités (Figure 18, Figure 20). Chaque pression génère un risque dont l'intensité est relativement similaire quelle que soit la pression.

Les pressions de changement d'habitat, de substances dangereuses et de perturbations des espèces sont les pressions les plus importantes à l'échelle de la zone d'étude, avec une contribution au RIC supérieure à 10% (Figure 20a). Les pressions de changement d'habitat et de modification des courants génèrent les plus fortes valeurs de RII médianes (Figure 20b).

Les pressions d'extraction de substrat et de déchets marins sont les pressions les moins présentes à l'échelle de la zone d'étude, avec une contribution inférieure à 3% du RIC total (Figure 20a). Toute pression, même celles dont les valeurs de RII générées sont globalement faibles, peuvent présenter des valeurs fortes de RII dans leur proximité, et exercent un impact sur l'environnement. Par exemple, les pressions d'extraction de substrat et de dépôt de matériel contribuent faiblement au RIC total, à hauteur de 2,61% et 3,27% respectivement, et présentent une valeur médiane de RII faible (figure 20).

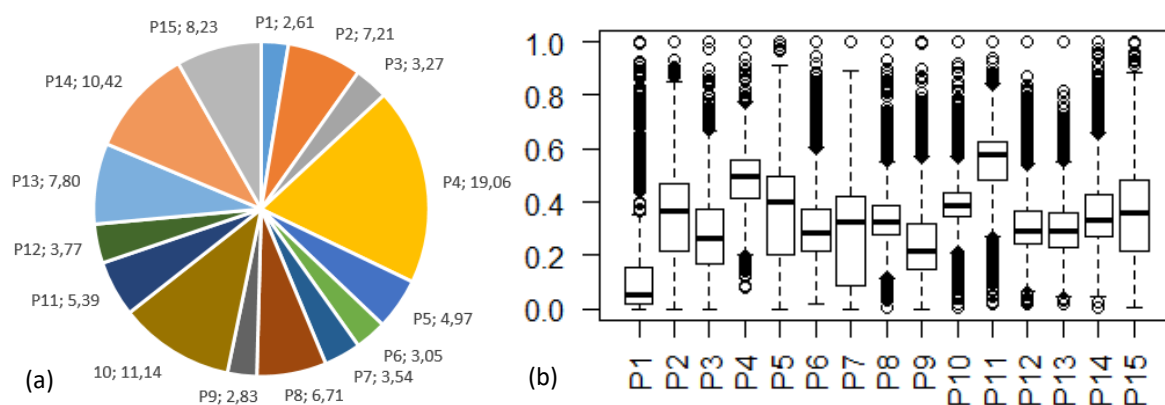


Figure 20 : Représentations graphiques du Risque Individuel d'Impact (RII) généré par chacune des pressions, avec (a) la contribution du RII généré par chaque pression à l'indice de Risque d'Impact Cumulé (RIC) final (en pourcentage), et (b) boxplot de la distribution du RII par pression. L'axe des abscisses correspond aux pressions, tandis que l'axe des ordonnées correspond aux valeurs de RII générées. Chaque valeur correspond à une cellule de grille où une valeur de RII est générée par une pression. Ces valeurs ont été Log (x+1) transformées puis bornées entre 0 et 1. Les valeurs de 0 (ie : l'absence d'une pression sur une cellule) ont été retirées. Se référer à la description des Tableaux 6, 7 ou 8 pour la signification des codes

3.4 Estimation des relations Pression-Habitat

Selon les experts, aucun habitat n'est exempt de pression. La sensibilité des habitats est le plus souvent moyenne à forte (Tableau 7).

Les pressions physiques d'extraction de substrats, d'abrasion, de changement d'habitat et de perte d'habitat ainsi que les substances dangereuses présentent de forts scores de sensibilité des habitats (score moyen >2,2 ; Tableau 7) Cependant, les pressions physiques n'exercent pas un RIC plus important (Figure 20b). Au contraire, les pressions auxquelles les habitats sont le moins sensibles sont les perturbations sonores, et la présence de déchets marins. Pour ces deux pressions, les entretiens ont révélé un manque de connaissance sur l'impact de ces pressions sur les habitats.

Les habitats les plus sensibles à l'ensemble des pressions sont les deux habitats à laminaires, les deux habitats à zostères, ainsi que l'habitat à moules (score moyen >2,05 ; Tableau 7). A l'inverse, les sédiments grossiers profonds, ainsi que deux habitats caractérisés par leurs communautés, tels que l'habitat à crépidules sur sédiment meuble et les balanes sur roches intertidales, sont les habitats les moins sensibles aux pressions (score moyen <1,7 ; Tableau 7). Les habitats rocheux, qu'ils soient intertidaux ou subtidaux, apparaissent comme globalement faiblement sensibles aux pressions.

Tableau 7 : Matrice 2 (M2 H-P) : relations habitat-pression. Matrice de relations présentant les résultats semi-quantifiés des scores de sensibilité, établis à travers le dire d'experts.

Habitat Nb		Pression	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	Moyenne
H1	5		2,00	2,20	1,80	2,60	3,00	1,00	2,25	1,60	1,00	2,20	1,40	1,20	1,50	1,50	2,00	1,82
H2	6		2,60	2,17	2,67	2,67	2,67	2,00	2,20	2,00	2,00	2,33	1,67	1,83	2,00	1,40	2,40	2,17
H3	4		1,75	1,75	1,33	2,75	2,50	0,33	2,00	2,00	1,00	2,25	1,50	0,75	1,33	1,00	1,00	1,55
H4	7		2,00	1,71	1,00	2,00	2,43	1,40	1,50	1,86	1,17	2,29	1,71	2,00	1,50	2,00	2,00	1,77
H5	4		2,50	2,00	1,50	2,25	2,75	1,00	1,33	2,00	1,33	3,00	1,00	1,75	1,67	2,33	1,33	1,85
H6	4		3,00	2,75	2,00	2,00	2,75	1,67	2,33	2,00	0,67	2,33	2,67	2,33	1,00	2,00	1,33	2,06
H7	3		2,33	2,00	2,67	2,33	2,67	0,50	1,50	1,67	2,00	2,33	1,67	1,33	1,50	1,50	1,50	1,83
H8	3		3,00	2,67	2,00	2,67	2,67	1,00	2,00	2,00	2,50	2,67	2,67	2,00	2,50	2,50	2,00	2,32
H9	7		2,33	2,29	2,43	2,43	2,29	0,83	2,50	2,43	1,67	2,50	2,14	2,00	1,83	2,33	1,67	2,11
H10	5		1,80	2,20	1,60	2,60	2,60	1,00	1,33	1,80	1,00	1,60	0,60	1,20	1,75	1,25	1,50	1,59
H11	3		2,33	2,00	1,67	2,33	2,33	1,00	1,00	2,00	1,00	2,00	1,00	1,00	1,50	2,00	2,50	1,71
H12	4		2,75	1,75	2,00	2,25	2,25	1,50	1,00	1,25	1,33	2,50	1,25	1,33	2,00	2,00	2,00	1,81
H13	3		2,00	2,33	1,33	2,33	2,33	1,00	1,00	2,00	2,00	2,33	1,67	2,00	2,00	2,00	2,00	1,89
H14	4		2,75	2,25	2,00	2,75	2,25	1,00	1,33	1,50	2,00	2,75	1,75	2,00	2,33	2,33	1,67	2,04
H15	2		2,00	2,50	0,50	2,50	3,00	1,00	1,00	1,50	1,00	2,50	1,00	1,00	1,00	2,00	2,00	1,63
H16	5		3,00	2,80	2,60	1,80	2,80	1,75	2,50	2,20	0,75	2,60	2,60	2,20	1,50	1,75	2,00	2,19
Moyenne			2,38	2,21	1,82	2,39	2,58	1,12	1,67	1,86	1,40	2,39	1,64	1,62	1,68	1,87	1,81	

Liste des composantes :

Pressions - P1 Extraction de substrat; P2 : Abrasion; P3 : Dépôt de matériel; P4 : Changement d'habitat; P5 : Perte d'habitat; P6 : Perturbation sonore; P7 : Modification d'énergie; P8 : Modification des conditions hydrodynamiques; P9 : Déchets marins; P10 : Substances dangereuses; P11 : Apport en nutriments; P12 : Apport en matière organique; P13 : Dissémination d'espèces; P14 : Perturbation des espèces ; P15 Extraction d'espèces

Habitats - H1 : Roches intertidales; H2 : Moules et balanes sur roches intertidales; H3 : balanes et fucales; H4 : sables intertidaux; H5 : Vases intertidales; H6 : Herbiers de phanérogames; H7 : Roches subtidales; H8 : Laminaires sur roche exposée; H9 : Laminaires sur roche sous hydrodynamisme modéré; H10 : Sédiment grossier; H11 : Sédiment grossier circalittoral profond; H12 : Sable infralittoral; H13 : Sable circalittoral; H14 : Vase subtidale; H15 : Habitat à crépidules; H16 : Herbiers de zoostères

3.5 Estimation du Risque d'Impact Cumulé (RIC) par habitat

3.5.1 Carte d'habitat

3.5.1.a Habitats subtidaux

La cartographie des habitats benthiques produite pour cette étude est composée de 16 habitats, présentant des niveaux de précision et de classification différents, allant du niveau 1 (le moins précis, où seul le substrat, la profondeur et l'immersion sont détaillés) pour les roches et autres substrats durs intertidaux, au niveau 6 (le plus précis, où les informations vont jusqu'à détailler l'espèce caractéristique de l'habitat) pour les herbiers de *Zostera marina* et *Zostera notii* sur sable vaseux (Annexe 1)

L'habitat à sédiment grossier circalittoral profond est présent sur une zone grossière au sud de la zone d'étude, et constitue l'entièreté du domaine hauturier, au large des départements de la Seine maritime, du Calvados et de la Manche. Avec les autres habitats à sables et sédiments grossiers subtidaux, ces 4 habitats représentent 93,8% de la surface totale de la zone d'étude. Ce sont principalement des sédiments grossiers qui composent le large au sud de la zone d'étude, tandis qu'au large et au nord, ce sont principalement des alternances d'habitats à sables fins et à sables envasés. Ces habitats ont récolté globalement peu de réponses lors des entretiens, ce qui traduit leur faible sélection par les experts ; ce qui peut traduire également de faibles connaissances de la part des experts, malgré leur forte représentativité des fonds de la zone d'étude (Figure 21). Ces habitats, classés comme subtidaux, sont à proximité immédiate du littoral à de nombreux endroits. Parmi l'ensemble des habitats meubles constituant les fonds subtidaux de la zone d'étude, seule une courte zone au large du département du Pas-de-Calais est constituée d'habitats considérés par les données comme rocheux, où sont situés les Ridens, qui représentent 5% de la surface de la zone d'étude.

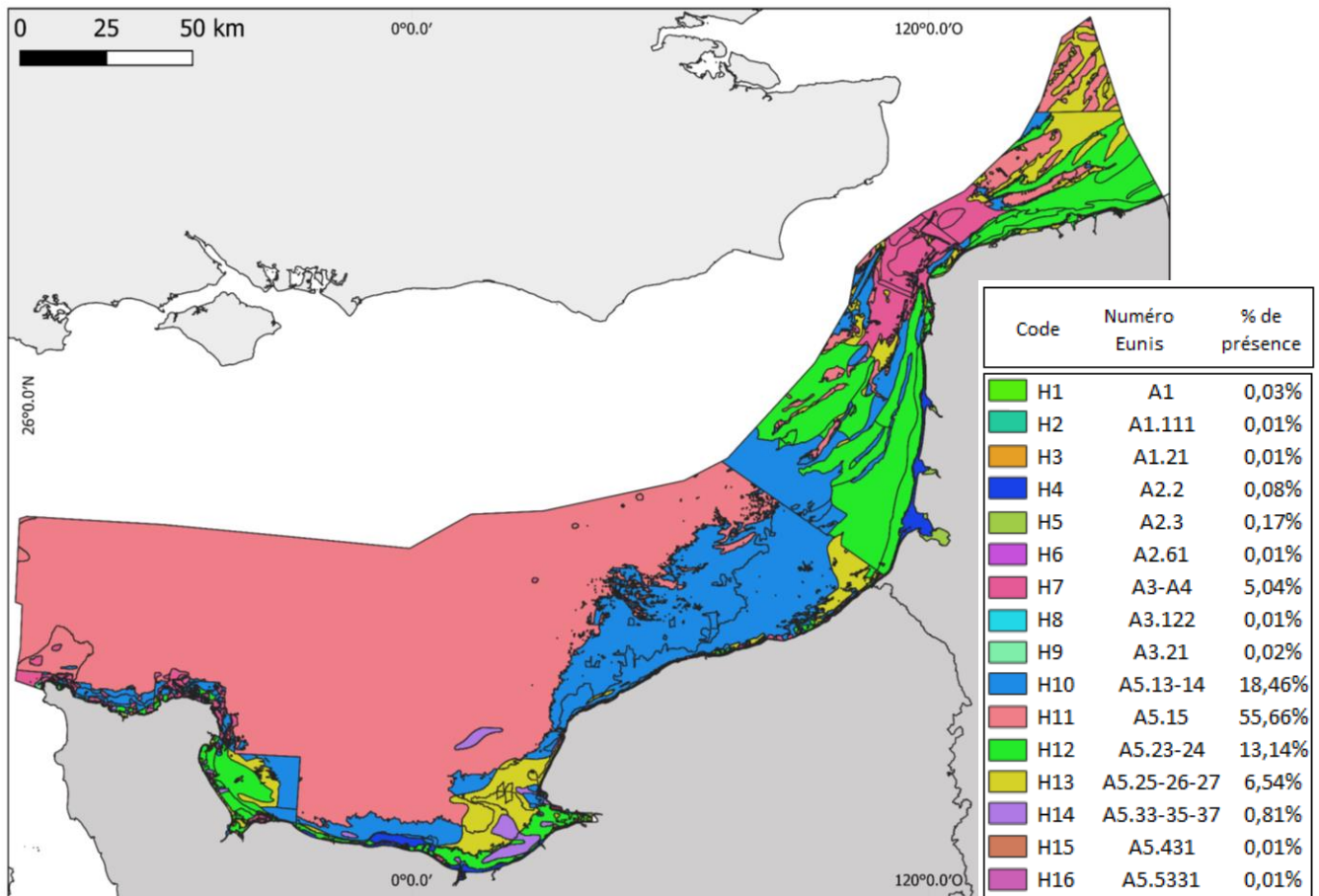


Figure 21 : Cartographie des habitats benthiques de la zone d'étude. La légende présente les codes Eunis des 16 habitats présents dans la zone d'étude, et leurs pourcentages d'occupation de la zone totale. La signification des codes d'habitats est la suivante : - H1 : Roches intertidales; H2 : Moules et balanes sur roches intertidales; H3 : balanes et fucales; H4 : sables intertidaux; H5 : Vases intertidales; H6 : Herbiers de phanérogames; H7 : Roches subtidales; H8 : Laminaires sur roche exposée; H9 : Laminaires sur roche sous hydrodynamisme modéré; H10 : Sédiment grossier; H11 : Sédiment grossier circalittoral profond; H12 : Sable infralittoral; H13 : Sable circalittoral; H14 : Vase subtidale; H15 : Habitat à crépidules; H16 : Herbiers de zoostères

3.5.1.b Habitats côtiers et remarquables

En ce qui concerne la cartographie des habitats, la bande côtière est constituée d'habitats intertidaux qui recouvrent le trait de côte sur des distances maximales de 3km. Comme elle est limitée par la zone de balancement des marées, cette bande qui accueille des habitats intertidaux ne mesure parfois que quelques centaines de mètres, voire elle peut être absente. Les habitats côtiers ont recueilli un plus grand nombre de réponses de la part des experts (Tableau 7). Les habitats côtiers regroupent la majorité des habitats sélectionnés (9 classes sur 16 : H1, H2, H3, H4, H5, H6, H8, H9, H16), mais ne représentent que 0,35% de la surface totale de l'étude (Figure 21). Ainsi, la précision de la classification et la cartographie des habitats côtiers sont plus détaillées que celles des habitats subtidales. Parmi les

habitats côtiers, les habitats dits « remarquables » sont au nombre de cinq, caractérisés par leurs communautés biotiques et présentant des valeurs patrimoniales. Parmi ceux-ci, quatre habitats tels que les habitats rocheux à laminaires ou les herbiers sur substrats meubles, sont tous présents au sud de la zone d'étude, à proximité de Cherbourg. Le dernier habitat remarquable (parmi les cinq présents dans cette étude), qu'est les moulières intertidales, est, quant à lui, situé entre Boulogne-sur-Mer et Calais, au nord de la zone d'étude. Ces 5 habitats remarquables ne couvrent que 0,06% de la surface totale de la zone d'étude. Les vases intertidales recouvrent majoritairement les fond de baie des trois estuaires picards (L'Authie, la Canche et la Somme). De plus, 23% de la surface de l'habitat à vases intertidales est présent dans les ports de Cherbourg, Ouistreham, Le Havre et Boulogne-sur-Mer.

3.5.2 Analyse du RIC par habitat

Dans l'ensemble, les habitats côtiers remarquables subissent une valeur de RIC médiane plus importante que les habitats subtidaux (Figure 22), ce qui s'explique par la forte concentration des activités au niveau du trait de côte, ainsi que par la forte sensibilité de ces habitats. Par contre, même s'ils sont exposés aux fortes activités, les autres habitats côtiers, tels que les habitats rocheux, les habitats à balanes et fucales ainsi que les sables intertidaux, présentent une faible valeur de RIC moyenne en raison d'une faible sensibilité aux pressions (Tableau 7). Par ailleurs, les valeurs de RIC des habitats à herbiers de zostères et à laminaires (*Saccharina latissima*) sont moins variables que les autres habitats, cela s'explique par le fait que ces habitats côtiers sont présents sur une faible surface de la zone d'étude, donc ils sont présents au sein de peu de cellules (une seule cellule dans le cas de l'habitat à herbier de *Zostera marina*), ils subissent donc moins de valeurs de RIC. Hormis l'habitat à crépidules, les habitats subtidaux subissent un fort RIC médian. Comparativement à ce qui se passe dans les autres habitats, les habitats à sédiment grossier infralittoraux provoquent de fortes valeurs de RIC médianes. Elles traduisent un impact important subi par ces habitats dans l'ensemble de la zone d'étude, ce qui indique qu'un cumul de pressions et des activités est fort au large.

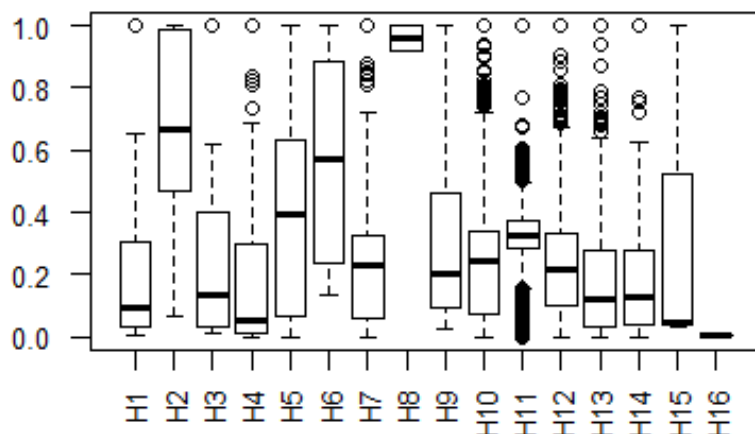


Figure 22 : Boxplot de la distribution du Risque d'impacts cumulés (RIC) subi par type d'habitat. L'axe des abscisses correspond aux habitats, tandis que l'axe des ordonnées correspond aux valeurs de RIC. Chaque valeur correspond à une cellule de la grille, où un habitat donné subit une valeur de RIC. Ces valeurs ont été $\log(x+1)$ transformées puis bornées entre 0 et 1. Les valeurs de 0 (ie : l'absence d'une pression sur une cellule) ont été retirées. Se référer à la description des Tableaux 6, 7 ou 8 pour la signification des codes

3.6 Cartographie de la fourniture en service (FSE) par les habitats

Les cartes de FSE (Figure 23) correspondent à la spatialisation de la matrice habitat-service (Tableau 8).

3.6.1 Description de la FSE totale

Les habitats présentant la FSE la plus importante dans l'ensemble sont les deux herbiers à zostères (Tableau 8). Les autres habitats fournissant beaucoup de services sont les vases intertidales, les sables intertidaux (H) ainsi que les autres habitats remarquables, tels que les laminaires et moules sur roche. Parmi les 4 habitats subtidaux meubles majoritaires de la zone d'étude (93,8% de la zone d'étude), l'habitat à sable circalittoral fournit plus de SE que les 3 autres habitats subtidaux meubles. Cet habitat se différencie par une FSE d'approvisionnement en nutrition et en SE d'interaction directe.

Les plus fortes valeurs de FSE sont localisées près des côtes (Figure 23a), certaines autres zones de forte FSE au large sont présentes en Baie de Seine, au large des estuaires, au large du littoral du département du Nord. Ces zones correspondent toutes aux emplacements de l'habitat à sable circalittoral. Les zones des estuaires et quelques zones pixellisées situées au niveau des ports ressortent comme fournissant beaucoup de services, ce sont les emplacements des vases intertidales. Quelques zones pixellisées sur la côte du Cotentin présentent de fortes valeurs de FSE, et

correspondent aux différents habitats remarquables présents dans cette zone, tels que les laminaires et herbiers.

L'ensemble de la zone d'étude au large et au sud-est apparaît comme fournissant peu de SE. Cette zone large correspond aux deux habitats subtidaux à sédiment grossier, qui font partie des habitats présentant les scores de fourniture les plus faibles (Tableau 8). Trois autres habitats fournissent peu de services, ce sont les habitats à balanes et fucales intertidales, les habitats à crépidules sur substrat meuble, et les roches subtidales. Seul ce dernier habitat présente une surface suffisamment grande (>5% de la surface de la zone d'étude) pour pouvoir être visible sur les cartes (Figure 21). Il est à rappeler que ces habitats sont aussi ceux qui présentent la plus faible sensibilité globale aux pressions (Tableau 7). Une faible valeur de FSE apparaît au large de Boulogne-sur-Mer, là où les roches subtidales sont présentes.

Il faut noter que la FSE totale étant la somme de la fourniture des 10 services, elle est très influencée par la fourniture en services de maintien et régulation qui sont majoritaires dans mon étude. En effet, je n'ai pas pondéré la somme des FSE par catégorie de services. La variabilité spatiale des FSE par catégorie de services est détaillée dans la section suivante.

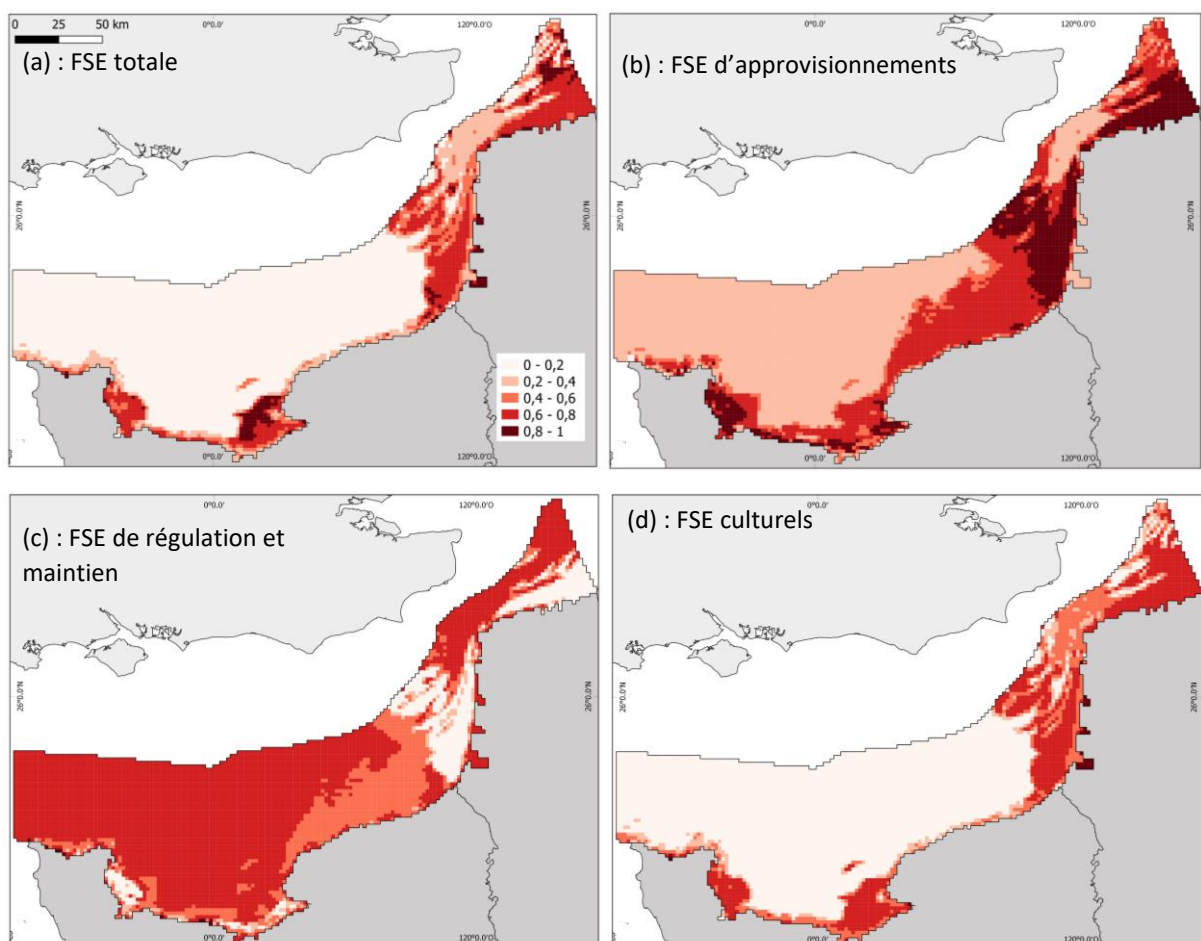


Figure 23 : Résultat cartographique de la Fourniture En Service (FSE) (7a), et suivant les groupements de services. 7b) Cartographie de la FSE pour les services d’approvisionnement (qui comprennent : S1 : approvisionnement en nutrition ; S2 : approvisionnement en matériel brut). 7c) Cartographie de la FSE pour les services de régulation et maintien (qui comprennent : S3 : maintenance du cycle de vie ; S4 : composition du sol ; S5 condition de l’eau ; S6 : régulation du climat ; S7 : régulation des événements extrêmes ; S8 régulation des déchets). 7d) Cartographie de la FSE pour les services culturels (qui comprennent : S9 : interaction indirecte ; S10 : interaction directe). Ces cartes correspondent à la spatialisation de la matrice de capacité habitat-service (Tableau 8).

3.6.2 Description de la FSE par catégorie de service

Les SE d’approvisionnement sont fortement fournis à proximité de la côte (figure 23b). Le long des départements du Cotentin, du Pas-de-Calais et du Nord. Deux habitats ressortent comme fournissant une valeur maximum pour cette catégorie de SE. Ces habitats correspondent aux sédiments grossiers et sables infralittoraux et sont les deux seuls habitats fournissant fortement les deux SE d’approvisionnement : l’approvisionnement pour la nutrition et en matériel brut (Tableau 8). Les faibles valeurs en FSE des services d’approvisionnement sont situées au large, là où sont présentes les roches subtidales, et les sédiments grossiers profonds. Les valeurs minimales de FSE d’approvisionnement sont situées au niveau des estuaires, où l’habitat à vase intertidale fournit peu de ces SE (Tableau 8). Seule une cellule à proximité de la côte, à l’extrême ouest de la zone d’étude présente une valeur faible de FSE (0-0,2).

Tableau 8 : **Matrice 3 (M3 H-S)** : relations habitat-service. Matrices de relations présentant les résultats semi-quantifiés des scores de fourniture, établis à travers le dire d’experts.

		Service										
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	
Habitat	Nb											Moyenne
H1	5	1,40	0,40	1,60	0,75	1,20	1,60	1,40	1,00	2,20	1,80	1,34
H2	6	2,67	0,17	1,33	1,80	2,00	1,40	1,17	2,20	2,50	2,17	1,74
H3	4	0,75	1,00	1,50	0,33	1,25	1,75	1,00	1,67	1,25	1,00	1,15
H4	6	2,50	1,17	2,33	1,20	1,67	1,50	1,00	1,20	1,67	2,17	1,64
H5	4	1,50	1,00	2,50	2,67	2,50	1,67	1,00	3,00	1,25	1,50	1,86
H6	4	2,25	0,25	2,75	3,00	2,75	3,00	2,25	2,00	2,00	2,75	2,30
H7	3	2,00	0,33	1,67	0,50	2,00	1,00	1,00	2,00	1,33	1,33	1,32
H8	3	2,33	1,00	2,33	0,00	2,33	2,33	2,00	1,50	1,00	1,33	1,62
H9	7	1,57	1,29	2,86	0,33	1,86	2,43	1,57	1,67	1,71	1,43	1,67
H10	4	1,75	1,75	1,75	1,00	1,25	1,00	0,25	0,33	1,00	1,50	1,16
H11	3	1,67	1,00	1,67	1,00	0,67	0,67	0,00	0,50	1,00	2,00	1,02
H12	4	2,50	1,75	1,50	2,00	2,00	1,67	0,67	1,50	0,50	0,75	1,48
H13	3	2,67	1,00	2,00	2,00	2,00	1,67	0,00	1,50	1,00	2,00	1,58
H14	4	2,25	0,50	1,75	2,00	2,00	1,50	0,00	2,00	0,75	1,50	1,43
H15	2	0,50	0,50	1,00	3,00	2,50	1,50	0,50	2,00	1,00	1,00	1,35
H16	5	2,60	0,40	2,60	2,75	2,80	2,80	2,00	2,00	1,80	2,40	2,22
Moyenne		1,93	0,84	1,95	1,52	1,92	1,72	0,99	1,63	1,37	1,66	

Liste des composantes :

Habitats - H1 : Roches intertidales; H2 : Moules et balanes sur roches intertidales; H3 : balanes et fuciales; H4 : sables intertidaux; H5 : Vases intertidales; H6 : Herbiers de phanérogames; H7 : Roches subtidales; H8 : Laminaires sur roche exposée; H9 : Laminaires sur roche sous hydrodynamisme modéré; H10 : Sédiment grossier; H11 : Sédiment grossier circalittoral profond; H12 : Sable infralittoral; H13 : Sable circalittoral; H14 : Vase subtidale; H15 : Habitat à crépidules; H16 : Herbiers de zoostères

Services - S1 : approvisionnement en nutrition; S2 : approvisionnement en matériel brut; S3 : maintenance du cycle de vie; S4 : régulation de la composition du sol; S5 : régulation de la condition de l'eau; S6 : régulation du climat; S7 : régulation des événements extrêmes; S8 : régulation des déchets; S9 : interactions indirectes culturelles ; S10 : interactions directes culturelles.

Les valeurs fortes (0,6-0,8) de FSE de régulation et de maintien sont majoritaires dans la zone d'étude, avec notamment leurs présences au large, au sud, pour les habitats subtidaux à sédiments grossiers, également au sein des estuaires, et enfin au large, face au département du Nord. Contrairement aux autres SE, les fortes valeurs FSE en service de régulation et maintien sont plus présentes au large, et peu présentes à proximité de la côte. Cependant de fortes valeurs de FSE en service de régulation et maintien demeurent importantes au niveau des ports de Boulogne-sur-Mer et Cherbourg, sur le département du Nord et à l'Est du Cotentin, et au sein des estuaires picards, ce qui correspond à la localisation des vases intertidales (figure 23c). Cet habitat est, avec celui des herbiers de phanérogames, les deux habitats fournissant de forts services de régulation et de maintien (Tableau 8). L'ensemble des habitats sur la côte ou au large, au nord de la zone d'étude fournissent des services de valeur intermédiaire en régulation et maintien. On observe une zone étendue au sud de la zone d'étude comme fournissant peu de services de ce groupement. En effet, les habitats présents tels que les sédiments grossiers subtidaux fournissent peu de services de régulation et de maintien, hormis le service de maintenance du cycle de vie. Ces deux habitats font partie des seuls à fournir peu de services de régulation des conditions de l'eau et de régulation des déchets (Figure 24). Ce graphique en radar permet de visualiser les bouquets de services produits par les habitats, afin de différencier les groupes d'habitats (au nombre de quatre) suivant les types de fourniture en service.

Les habitats côtiers et les habitats remarquables tels que les roches, moules sur roches, les sables et les deux habitats à herbiers fournissent le plus de services culturels (Tableau 8). A leurs emplacements (sauf pour les habitats à moules), sur la côte du Cotentin, au sud de la zone d'étude se trouvent les valeurs maximales de FSE en service culturel (Figure 23d). De plus, les valeurs fortes (0,6-0,8) de FSE culturels sont majoritairement à proximité de la côte et au Nord de la zone d'étude, avec les habitats à sable infra- et circalittoraux. Dans la zone côtière, les plus fortes valeurs en FSE culturels sont à proximité de la côte, sur le département du Nord, au large des estuaires picards, au sein de la baie de

Seine, et à l'est du Cotentin. Les valeurs maximales de FSE culturels sont situées au sein des estuaires picards, ce qui correspond à la localisation des vases intertidales.

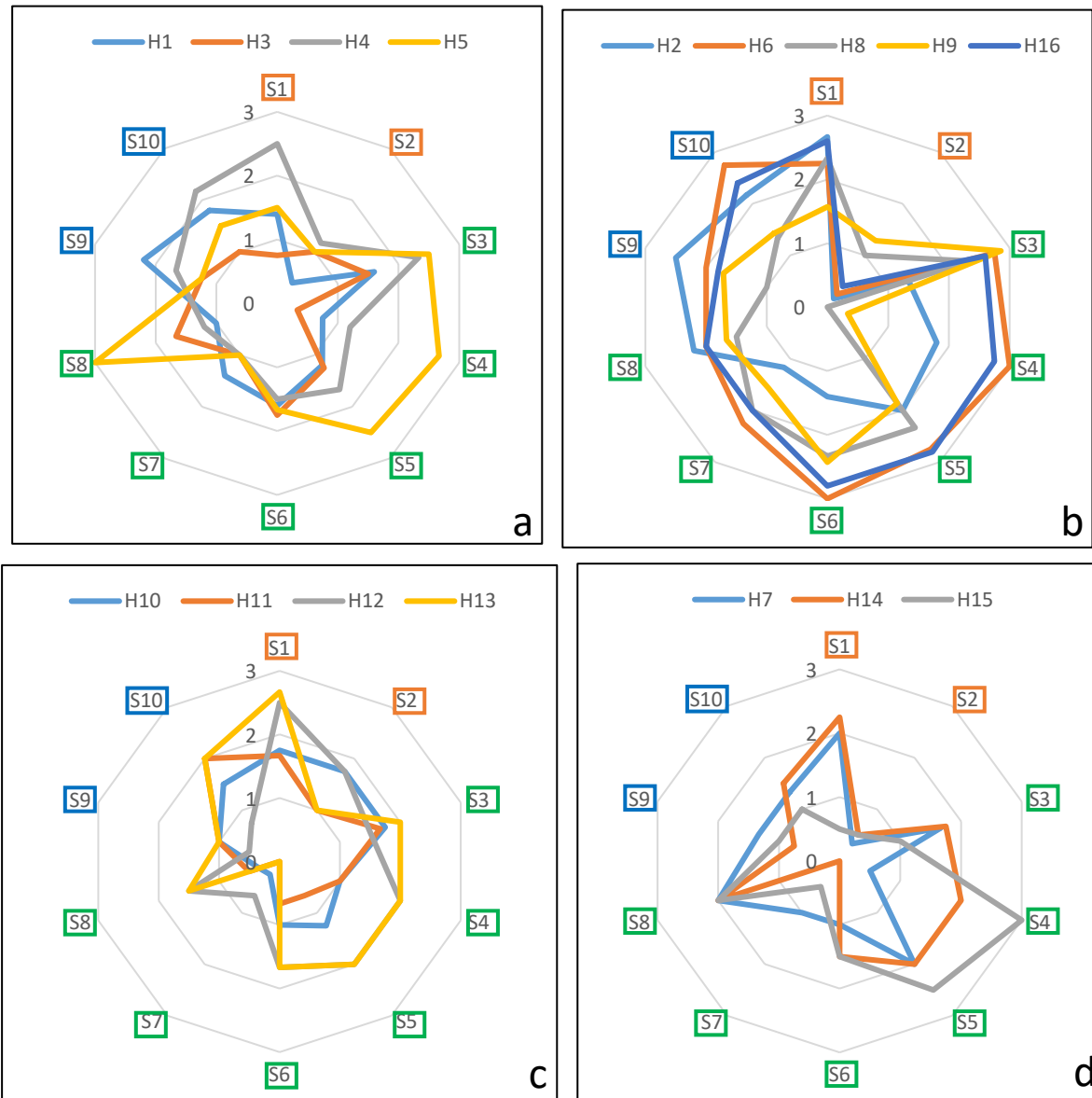


Figure 24 : Graphiques en radar du score de fourniture des dix services écosystémiques par chacun des quinze habitats benthiques. Les habitats ont été regroupés, avec (a) les habitats côtiers, (b) les habitats remarquables côtiers, (c) les habitats meubles subtidaux et (d) les habitats subtidaux autres. Les couleurs encadrant les services présentent les trois catégories, avec en orange, les SE d’approvisionnement, en vert les SE de régulation et de maintien, et en bleu, les SE culturels.

3.6.3 Description de la FSE par service

Les SE les plus fournis dans l’ensemble par les habitats sont les services d’approvisionnement pour la nutrition, de maintenance du cycle de vie et de la régulation de la condition de l’eau. Les services les moins fournis dans l’ensemble par les habitats sont l’approvisionnement en matériel brut et la

régulation des évènements extrêmes. Ils sont cependant fortement fournis par quelques habitats spécifiques. Ainsi, le SE d'approvisionnement en matériel brut n'est fortement fourni que par les habitats à sédiments grossiers infralittoraux et circalittoraux et par les sables infralittoraux (Figure 24). Selon les dire d'experts, le SE de régulation des évènements extrêmes n'est fortement fourni que par les deux habitats meubles à herbiers, et par les deux habitats rocheux à laminaires (Tableau 8).

3.7 Cartographie de la vulnérabilité (VFS) et du risque cumulé (RIC)

3.7.1 Analyse de la distribution spatiale de VFS

La totalité des cellules de la zone d'étude présente une valeur non nulle de Vulnérabilité en Fourniture de Services (VFS). La VFS présente globalement un gradient côte-large (Figure 25b). Les valeurs maximales de VFS se concentrent sur la côte du département du Nord, ainsi que de la Baie de Seine, à proximité de l'emplacement des ports de Dunkerque, Boulogne-sur-Mer, Dieppe, Fécamp et le Havre, qui concentrent une grosse partie des activités en mer. Les valeurs fortes de VFS (entre 0,6 et 0,8) sont situées à proximité de ces espaces, le long de la côte, mais sont irrégulièrement distribuées. A l'inverse, aucune forte valeur n'est présente le long du département de la Somme, mis à part au niveau de l'estuaire de l'Authie. Une concentration de fortes valeurs est observée au large, à une distance de 20km de Paluel. Les valeurs intermédiaires (entre 0,2 et 0,6) recouvrent la majorité de la zone d'étude. Les valeurs les plus faibles sont quant à elles situées au large, le long de la délimitation de la zone d'étude et à l'extrême nord de la zone d'étude (limite sud de la Manche-Mer du Nord). Enfin, deux derniers regroupements des valeurs minimum de VFS sont présents au large de la pointe du Cotentin, et situés entre 4 et 15km des côtes au large des trois estuaires picards (la baie d'Authie, la baie de Canche et la baie de Somme).

3.7.2 Comparaison des cartes de VFS et de RIC

Les zones de valeurs faibles, intermédiaires et fortes de RIC et VFS sont globalement distribuées de la même façon, peu de différences sont observées dans la spatialisation des indices de VFS et de RIC (Figure 25).

Comme pour la VFS, les plus fortes valeurs de RIC (0,8-1) sont situées à l'emplacement des ports. Associé à des valeurs maximales de VFS, le port de Fécamp ne présente pas de valeur maximale de RIC. De même, il y a davantage de valeurs maximales de VFS que de valeurs maximales de RIC. Les fortes

valeurs (0,6-0,8) de RIC sont plus concentrées sur la côte que les fortes valeurs de VFS. L'estuaire de la Canche ne présente que des valeurs moyennes de RIC (0,4-0,6). Les espaces correspondant aux plus faibles valeurs de VFS sont les mêmes que les espaces présentant les plus faibles valeurs de RIC. Il y a cependant plus de valeurs faibles de RIC au large. A noter cependant, qu'il y a au large du port de Cherbourg, plus de cellules présentant une faible valeur de RIC.

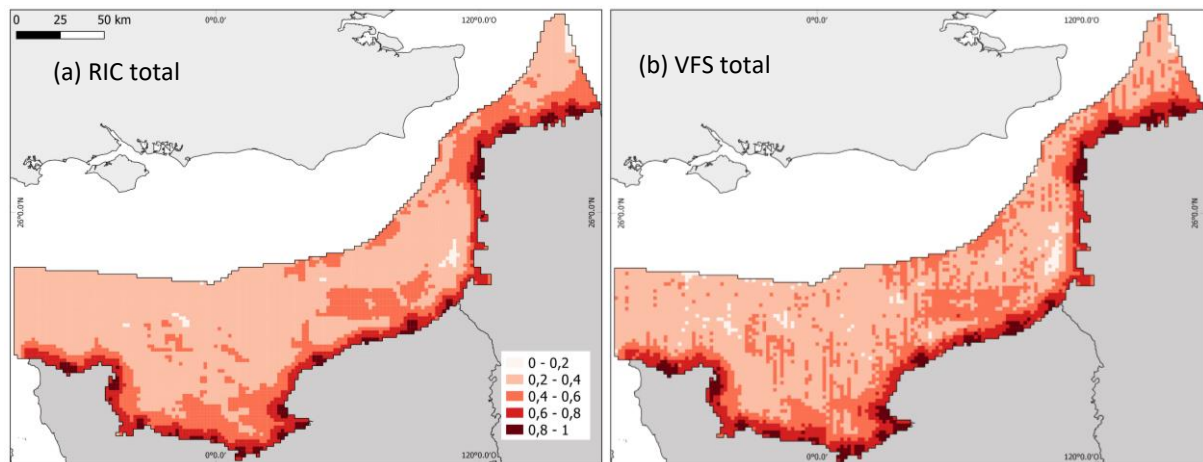


Figure 25: Résultats cartographiques des indices déterminés à l'issue de l'Étude de Risques Cumulés (RCE) dans la zone d'étude. a) Cartographie du Risque d'Impacts Cumulés (RIC) ; b) Cartographie de la Vulnérabilité en Fourniture de Services (VFS).

4. Discussion

A travers une étude de risques cumulés (RCE) intégrant 19 activités anthropiques qui génèrent 15 pressions, j'ai pu établir la vulnérabilité de la fourniture de 10 services écosystémiques par 16 habitats benthiques en Manche orientale.

Dans cette section, je discuterai d'abord des résultats obtenus sur les indices de vulnérabilité en fourniture de service (VFS), de risque d'impact cumulé (RIC) et de fourniture en service (FSE). Ensuite, la notion de vulnérabilité en fourniture de service sera examinée, ainsi que la méthode employée pour conduire le RCE. Enfin, les limites de l'approche et les améliorations possibles seront abordées.

4.1 Risque d'impact cumulé (RIC) et vulnérabilité en services (VFS) exercés sur les habitats benthiques en Manche orientale

4.1.1 Répartition spatiale de la VFS en Manche orientale

Cette étude révèle une vulnérabilité de la fourniture en services bien plus forte à proximité des côtes qu'au large, ce qui est cohérent avec d'autres RCE situées dans d'autres zones géographiques comme en Mer Adriatique (Depellegrin et al., 2020), et en Mer Baltique (Depellegrin et al., 2017). Cela s'explique par la forte densité des activités terrestres côtières dont l'impact se ressent sur terre comme en mer. Les zones côtières sont le lieu de nombreuses activités, d'usages et d'enjeux qui les rendent plus complexes à gérer que les espaces maritimes situés au large.

Les habitats subtidaux ont récolté globalement peu de réponses lors des entretiens, traduisant leurs faibles sélections par les experts ; ce qui peut traduire de faibles connaissances de la part des experts, malgré leur forte représentativité de ces habitats dans la zone d'étude. Ces habitats, classés comme subtidaux sont à proximité immédiate du littoral à de nombreux endroits (Figure 21). Parmi l'ensemble des habitats meubles constituant les fonds subtidaux de la zone d'étude, seule une petite zone au large du département du Pas-de-Calais est constituée d'habitats rocheux, nommés « les Ridens », qui représentent 5% de la surface de la zone d'étude.

Au niveau de la cartographie des habitats benthiques, la faible surface que représentent les habitats intertidaux par rapport à la zone d'étude s'explique par la classification de certains habitats à proximité immédiate du littoral comme subtidaux (i.e. l'absence d'un étage intertidal sur la bande littorale). L'habitat à sable fin et vaseux infralittoral couvre une importante partie du littoral au Nord (entre Dunkerque et Le Tréport) et au Sud (entre Le Havre et Barfleur). En Seine Maritime, ce sont plutôt les habitats subtidaux à sédiment grossier qui bordent le trait de côte.

La forte VFS à proximité de la côte peut aussi s'expliquer par la présence globale de nombreux SE, fournis par des habitats tels que les habitats côtiers remarquables, qui sont, de plus, sensibles aux pressions mais couvrent de faibles surfaces. Les tendances peuvent aussi s'expliquer par la présence le long du littoral au Nord et au Sud de la zone d'étude, d'habitats subtidaux sableux, fournissant plus de services que les autres habitats subtidaux. Ces habitats meubles sont les lieux de nombreuses activités, telles que l'extraction de granulats, le chalutage de fond ou l'implantation d'éoliennes.

Cependant, la vulnérabilité de la fourniture en service n'est pas homogène sur ce littoral. Elle est plus forte à proximité des ports. Cette forte vulnérabilité est accentuée sur la partie nord de la zone d'étude en raison de la proximité de grands ports – Boulogne-sur Mer (pêche), Calais et Dunkerque

(marchandises, fret) - qui concentrent une partie des activités, et de la forte densité urbaine, supérieure à celle des autres départements. Le port du Havre, même s'il est éloigné des autres ports présente lui aussi de fortes valeurs de vulnérabilité, de par la présence stratégique du fleuve de la Seine, donnant un accès fluvial aux villes de Rouen, Paris, et Troyes, ce qui peut expliquer la présence de fort risque due notamment, à la présence de clapage, d'apports côtiers et de pêche benthique à proximité. Ceci était attendu car ces ports concentrent une partie des activités basées à terre, telles que les stations d'épuration, l'artificialisation du littoral, l'érosion, et les apports côtiers, en raison de l'emplacement historique des ports sur les embouchures des fleuves. Ces emplacements sont stratégiques pour les transports de marchandises et d'échanges, à la fois entre les pays via les voies maritimes, mais aussi à l'intérieur des terres, via les voies fluviales. Par ailleurs, certaines activités sont inféodées aux ports comme le dragage et le clapage qui permettent leur entretien. De plus, certaines activités opérant au large, telles que le transport maritime ou la pêche génèrent de forts risques à proximité des ports, qui sont des points de passage obligatoires pour ces activités. Le fort risque généré à proximité des ports s'explique aussi par la présence d'habitats fournissant de nombreux services, avec notamment, la présence de vases intertidales dans les ports de Cherbourg, Ouistreham, Le Havre et Boulogne-sur-Mer. L'habitat à vase intertidale présente des valeurs élevées de fourniture en services, selon les experts. Cet habitat se distingue des autres par de fortes fournitures en services de régulation et maintien, plus particulièrement en maintenance du cycle de vie, de la composition du fond, de la condition de l'eau et de la régulation des déchets. La présence de cet habitat dans les ports explique le fort risque subi. La présence de digues pour la protection des ports va modifier les processus de transport sédimentaires et de courants, accentuant les dépôts au sein des ports des particules les plus fines (i.e. les vases intertidales.), induisant un envasement constant et régulier d'une majorité de ports (van Maren et al., 2009). Ainsi, les quatre services de régulation et de maintien fournis de manière importante par cet habitat à vase intertidale (cités plus haut) sont particulièrement exposés et leur fourniture est rendue vulnérable par les pressions générées par les activités présentes dans les ports.

L'espace urbanisé côtier d'Arromanches-les-Bains ressort également dans les analyses car cet espace subit un fort risque et donc une forte vulnérabilité. Ce résultat n'était pas attendu pour cette commune car elle n'est peuplée que de 473 habitants, ne possède pas de bateau de pêche professionnelle ni d'activité associée à de forts risques. En revanche, on trouve des éléments d'explication par la présence de nombreuses épaves de bateaux sur la côte d'Arromanches-les-Bains. On ne référence pas moins de 42 épaves dans un périmètre de 8 km² sur ce lieu historique des « plages du débarquement », où de nombreux navires de guerre et barges ont été coulés le 6 juin 1944. Une partie des autres épaves référencées correspond à des chalutiers intentionnellement immergés en 1991, dans le cadre du plan

national de réduction du nombre de bateau de pêche français appelé « plan Mellick » (Dunrand et al., 1992).

Paradoxalement, la fourniture en services dans les estuaires, bien que forte en raison de la dominance de l'habitat à vases intertidales, présente une faible vulnérabilité. Cela peut s'expliquer par la faible présence d'activités au sein des estuaires, le statut de protection dont ils font l'objet impose une forte régulation des activités locales.

Tout comme pour la VFS, les risques les plus forts sont situés majoritairement sur la côte Nord et en Baie de Seine, à proximité des grands ports. Ces deux zones apparaissent également à échelle nationale comme présentant les plus forts risques de la Manche (Quemmerais-Amice et al., 2020a).

Dans cette étude, les activités de pêche et d'augmentation des températures sont les activités générant le plus de risque et de vulnérabilité. Leur forte documentation peut induire un biais dans leur évaluation à dire d'experts, et de ce fait peut entraîner une sous estimation des risques générés par les autres activités. Néanmoins, ces deux activités sont également repérées comme générant un fort risque dans d'autres études (mer Adriatique, Menegon et al., 2018 ; mer Méditerranée, Micheli et al., 2013 ; Monde, Halpern et al., 2008), tout comme d'autres facteurs climatiques (augmentation des UV, acidification, ...) non pris en compte dans cette étude. Il faut toutefois noter que les facteurs climatiques restent rarement pris en compte dans les RCE à échelle locale et régionale.

Pour obtenir une plus grande distinction entre la distribution spatiale du RIC et celle de la VFS, il aurait été nécessaire que certains habitats fournissant de nombreux SE soient faiblement sensibles, ou à l'inverse, que des habitats fournissant peu de SE soient fortement sensibles, ce qui n'est pas le cas.

4.1.2 Caractéristiques des habitats de la Manche orientale

Contrairement aux larges champs de posidonies en Méditerranée ou aux forêts de laminaires sur les côtes bretonnes, la façade Manche-mer du Nord est caractérisée par une faible présence d'habitats subtidaux remarquables. Les principaux habitats remarquables caractéristiques de la Manche orientale sont situées sur la bande littorale et ont été identifiés comme les prés salés et dunes maritimes par les différents documents de synthèse de la façade Nord-Atlantique Manche Ouest. Ils n'entrent donc pas dans le cadre de cette étude. Les quelques habitats remarquables identifiés de la zone d'étude sont définis par rapport à leur biocénose, il s'agit des moulières, des laminaires et des zostères qui sont considérés comme des hotspots de biodiversité, en abritant une forte diversité spécifique. Ces biocénoses présentent une forte fonctionnalité, en terme de zones de nourricerie et de zone de recrutement pour les autres espèces. Ces habitats (hormis les moulières intertidales) sont,

de plus, considérés comme des puits de carbone côtiers (dans le cas des herbiers et des laminaires (Laffoley et al., 2009)), ce qui concorde avec les scores des experts. Ces habitats ressortent des enquêtes, avec un nombre important de réponses d'experts, en raison de la forte fourniture de services d'approvisionnement en nutrition, associé à la pêche à la moule sur les moulières, ou la chasse sous-marine au niveau des herbiers et des laminaires. Ces habitats sont associés à une forte sensibilité aux pressions, dont la distribution spatiale est dépendante de conditions environnementales strictes, notamment, en terme de température (Seuront et al., 2019; Smale, 2020). Etant dépendants de conditions de luminosité minimum dans un milieu aussi turbide que la Manche orientale, ces habitats sont strictement restreints à la bande côtière, sur de faibles surfaces (0,35% de la zone d'étude). Parce que ces habitats sont peu nombreux, présentent de faibles superficies, sont facilement accessibles, ils sont plus facilement et plus largement étudiés et ils concentrent une partie importante des connaissances et des financements (de recherche, de conservation, de suivi). Ceci explique le nombre important de réponses d'experts apportées sur ces habitats. Cette concentration de l'information peut induire une surestimation de la sensibilité aux pressions et de la fourniture en services des habitats côtiers remarquables. Ici encore, la zone hauturière est moins documentée.

L'accessibilité d'un habitat et l'intérêt associé à cet habitat modifient la perception que l'on en a, ainsi que le niveau de connaissance. Par exemple, les habitats à crépidules, encore considérées comme une espèce invasive, ont reçu peu de réponses d'experts et présentent une faible fourniture et une faible sensibilité. Une faible résolution spatiale de la cartographie, ainsi qu'une attribution de score faible (de sensibilité et de fourniture) est observée pour les habitats dynamiques, et méconnus tels que les habitats subtidaux meubles et rocheux. Les fonds meubles de milieu ouvert sont sous l'influence d'un fort hydrodynamisme (courants de marée et houles du large). Ces habitats, quoi que présentant de faibles diversités spécifiques, offrent des fonctionnalités importantes (et donc de services) pour l'ensemble de la zone d'étude. Ces habitats benthiques ont été historiquement étudiés au travers d'activités anthropiques spécifiques. Cela a été le cas de la pêche benthique, pour l'exploitation d'espèces à forte valeur commerciale se servant des fonds meubles comme habitat (comme la sole ou la coquille Saint Jacques). Cela a été également le cas des activités d'extraction de granulats, habitats longtemps vus comme des stocks sédimentaires. Ces connaissances se retrouvent dans les évaluations des experts, qui mettent en avant que les sédiments grossiers et les sables (H10 et H12) sont les seuls habitats ayant une forte valeur de fourniture en service d'approvisionnement de matériel brut. Les connaissances concernant la sensibilité aux pressions de ces habitats sont caractérisées par ces deux activités, et ces connaissances se concentrent sur les pressions physiques, dont les impacts sont multiples. En effet, les engins (de pêche ou d'extraction) déstructurent les sédiments, dégradent les communautés benthiques en faisant disparaître certaines espèces de grande taille (parfois

structurantes, elles aussi) (Grall & Cornubert, 2012), entraînant une baisse de la diversité, une altération du fonctionnement écologique et des flux de matières entre le fond et la colonne d'eau.

Pourtant la cartographie des habitats subtidaux meubles et rocheux peut contenir des habitats présentant un statut « d'habitats à intérêt communautaire » (ou remarquables), tels que les dunes hydrauliques (considérées comme sables infralittoraux) ou les Ridens (considérés comme roches subtidales) situés au large du Pas-de-Calais. Ces deux habitats spécifiques sont apparus comme peu sensibles et fournissant peu de services, alors qu'ils hébergent une forte diversité spécifique et ont un statut de protection Natura 2000 en raison d'un état dégradé (que cela soit à cause d'un ensablement naturel progressif ou d'une activité de chalutage intensif).

A noter que des regroupements d'habitats ont été effectués sur les habitats subtidaux en raison du manque de connaissance repéré chez les experts, (en effet, ils font rarement la distinction entre les sables envasés, les sables fins...), le nombre d'habitats a donc été réduit dans cette étude. Les regroupements d'habitats de faible précision cartographique creusent encore l'écart entre l'apport de connaissances sur les habitats remarquables et la sous-estimation de l'apport des habitats subtidaux, notamment en raison de biais d'intérêt et de leur manque d'accessibilité.

Pour éviter une surestimation des habitats fortement connus (en termes de cartographie ou de dire d'experts) et une sous-estimation des habitats méconnus, il serait possible de détailler la cartographie Eunis des habitats benthiques suivant plusieurs axes :

- Superposer à la cartographie Eunis des couches de réglementations des activités, telles que les différents statuts de protection (par exemple Natura 2000). Cela permet de distinguer certains habitats remarquables des autres, plus ordinaires. Par exemple, cela permettrait de distinguer les Ridens des habitats rocheux subtidaux, ou les dunes hydrauliques des habitats sableux subtidaux dans lesquels ils sont actuellement classés. D'autres couches sont possibles comme les zones de planification des activités en mer, différents indicateurs spatialisés écologiques, ou socio-économiques (Foley et al., 2014; Tam et al., 2019). L'ajout de couches liées aux réglementations permettraient de prédire et de tester des scénarios d'évolution futurs de mesure de gestion des habitats et des SE (Cabral et al., 2015).
- Renseigner la localisation des différents patches d'un même habitat permettrait de contextualiser ses caractéristiques spécifiques. Par exemple, les vases intertidales sont à la fois situées dans les ports et dans les estuaires. Ce travail permettrait de renseigner les différences de sensibilité, de fourniture en service et d'exposition aux activités subies par ce même habitat localisé dans deux zones différentes. A plus grande échelle (par exemple, nationale), une

distinction par façade permettrait de renseigner sur les spécificités des conditions locales (par exemple, distinguer les habitats rocheux subtidiaux de la Méditerranée et ceux de la Manche orientale, qui présentent des caractéristiques propres), avec des évaluations d'experts locaux pour chaque distinction. Dans ce sens, un premier travail a été réalisé avec le référentiel de sensibilité des habitats aux pressions physiques, qui a permis de réaliser une déclinaison par façade (La Riviere et al., 2016; 2017) mais elle nécessiterait d'être élargie à d'autres pressions, habitats, services...

- L'intégration de la composante biotique aux classifications Eunis, permettrait de détailler les cartographies préexistantes et de renseigner les fonctionnalités fournies par ces habitats majoritaires. Les grandes biocénoses (déterminées généralement à partir d'une espèce majoritaire des communautés) et les communautés macrobenthiques des habitats meubles ont déjà été identifiées (Rolet et al., 2015), mises à jour par des données de réseaux cartographiques (Natura 2000, Cartham) et de suivi (REBENT, Resomar, DCE). Mais elles n'ont pas été intégrées aux cartographies Eunis.

La méthode de quantification de la fourniture en services est dépendante de la cartographie des habitats. Améliorer cette cartographie permettrait d'améliorer la qualité de l'évaluation de la fourniture en services et de la sensibilité des habitats. Ces pistes correspondent néanmoins à une multiplication des habitats pris en compte dans l'étude, ce qui implique d'insérer davantage de lignes dans les matrices de relation. Pour les remplir, il serait alors nécessaire de multiplier le nombre d'entretiens destinés à l'évaluation de la sensibilité et de la fourniture des habitats ou de rallonger la durée des entretiens pour demander à chaque expert de remplir plus de lignes. Ceci demande d'accorder un plus grand effort (durées et nombre d'entretiens) aux évaluations aux dire d'experts, alors que le nombre de spécialistes de la zone d'étude reste le même. Une partie de ces pistes étaient déjà envisagées lors de la construction de la méthodologie, mais n'ont pas été suivies par manque de temps et de données dans le cadre de cette thèse. Intégrer une méthodologie similaire dans un projet commun, à plus large échelle semble pertinent, car cela permettrait de s'affranchir des limites de temps, données et d'experts consultables afin d'explorer les axes précédemment exposés, permettant de détailler la cartographie des habitats benthiques (et de ce fait, la qualité de l'évaluation de la fourniture en service et de la sensibilité des habitats).

4.2 Approches de la Vulnérabilité de la Fourniture en Services (VFS)

L'intégration récente du concept de service écosystémique dans les RCE a permis d'étudier, en plus des notions de risque et de vulnérabilité des écosystèmes, la notion de vulnérabilité de la fourniture en services. Deux approches de la vulnérabilité de la fourniture en services ont été détaillées dans la littérature.

4.2.1 Présentation des approches

Une première approche proposée par Culhane et al., (2019) et Willaert et al., (2019), postule que la VFS augmente avec la quantité et la diversité en fourniture de services écosystémiques car "les activités multiples (exploitant de multiples services) introduisent des pressions multiples" (Culhane et al., 2019). Cette première approche s'exprime de la façon suivante : $VFS = RIC \times FSE$.

Certains services nécessitent d'être activement exploités (ou extraits) pour être perçus (par exemple, les produits de la pêche, les granulats) (Fisher et al., 2009). La mise en place d'usages pour accéder à ces services répond aux demandes en SE de la société. Certains autres services profitent directement à la société mais ne sont pas exploitables (c'est le cas, par exemple de la séquestration de carbone). Il faut cependant noter que ces services peuvent être exposés et rendus vulnérables par les pressions générées par des activités anthropiques à proximité, visant d'autres services ou tout simplement présentes sur site. Par exemple, même si elles exploitent l'énergie du vent, les éoliennes en mer vont modifier la fourniture des autres services localement. Par exemple, l'apparition de substrat rocheux peut augmenter le service de purification de l'eau en raison de sa colonisation par des bancs de moules, et parallèlement, il peut réduire le service de stabilité du fond marin en créant de zones d'affouillements (Busch et al., 2010). Ainsi, on peut s'attendre à ce qu'un habitat avec une forte FSE présente également un fort RIC du fait des nombreuses activités anthropiques qui visent à exploiter activement au moins certains de ses services (Culhane et al., 2019).

Le milieu côtier concentre de fortes valeurs de VFS, une relation positive y est observée entre le potentiel de FSE des habitats benthiques et le RIC des activités anthropiques (qui sont à mettre en lien avec l'accessibilité de ce milieu). Cette relation suggère que les habitats dont nous sommes les plus dépendants pour leurs FSE sont aussi ceux les plus exposés aux risques liés à la présence d'activités. Les habitats bien fonctionnels sont certainement plus productifs et attirent de nombreuses activités humaines, notamment pour exploiter leurs ressources.

Cependant ce n'est pas toujours vrai. Bien qu'un écosystème fournisse potentiellement un SE, cela ne signifie pas que celui-ci est effectivement et totalement exploité, mais il pourrait l'être à l'avenir, ou continuer à n'être exploité qu'en partie.

D'un autre côté, la diminution de fourniture en services en raison d'un risque d'impact sera d'autant plus importante que la fourniture est forte. La VFS sera donc d'autant plus grande. Cette approche s'accorde avec l'hypothèse que plus un habitat est exposé à des impacts, plus sa fourniture est grande. Les habitats présentant une forte biodiversité sont supposés fournir plus de SE (en quantité et en qualité) et sont plus sensibles aux pressions (Hooper et al., 2017). Cette approche se confirme par les dire d'experts, qui révèlent que dans l'ensemble, les habitats fortement sensibles aux pressions sont ceux qui fournissent beaucoup de SE. A l'inverse, les habitats faiblement sensibles aux pressions dans l'ensemble sont aussi ceux qui fournissent peu de services (même si des exceptions existent pour certaines pressions ou certains services). La capacité des écosystèmes marins à fournir des services (en terme de quantité et de qualité) est plus élevée dans les zones côtières, car en plus d'une forte accessibilité, leurs conditions abiotiques multiples permettent d'abriter une plus grande diversité de taxons (Culhane et al., 2018). Cette première approche est celle que j'ai utilisée et adaptée dans le cadre de ma thèse.

La seconde approche, proposée par Cabral et al (2015), estime que la VFS est inversement proportionnelle à la fonctionnalité de l'habitat. Cette deuxième approche repose sur l'hypothèse que la vulnérabilité est plus faible lorsque les habitats fournissent de nombreux services écosystémiques. Cette deuxième approche de la façon suivante : $VFS = RIC / FSE$. Une diversité de services traduirait une forte diversité de fonctions écologiques (Brock et al., 2018; Arnan et al., 2019). Ainsi, un écosystème avec une plus grande fourniture en services serait théoriquement moins vulnérable car il serait le lieu d'un plus grand nombre de processus ce qui assurerait une plus grande stabilité dans un environnement changeant (Biggs et al., 2012).

4.2.2 Points de comparaison des deux approches

Les deux approches de VFS se basent sur les mêmes types de données, le risque cumulé (RIC) et la fourniture totale en services écosystémique (FSE). La différence entre les deux approches repose sur la méthode de calcul de la VFS. Dans la première approche, $VFS = RIC \times FSE$. La vulnérabilité de la fourniture en services est proportionnelle au risque cumulé et à la fourniture en services. Dans la deuxième approche, la formule $VFS = RIC / FSE$ est utilisée. Lorsque des faibles valeurs de VFS sont obtenues, elles traduisent une fourniture en services plus élevée que le risque cumulé. Au contraire,

plus le risque cumulé est important par rapport à la fourniture, plus les valeurs de vulnérabilité sont élevées.

Dans la première approche, une forte VFS associée à de nombreux services d'approvisionnement traduirait des activités moins durables, tandis que dans la deuxième approche, la même situation traduit un habitat fortement menacé. La première approche est relative à la durabilité des services fournis, et donc à la gestion des activités exploitant activement les services. La deuxième approche se rapporte plutôt à la gestion (ou conservation) des habitats, dont la vulnérabilité (des habitats, indépendamment de leurs fournitures aux services) est inversement proportionnelle à la VFS. La première approche de VFS renseigne sur le risque dû à la présence d'activités, et donc sur la sensibilité et la vulnérabilité des habitats aux activités, tandis que la deuxième approche renseigne sur la stabilité/ résilience des écosystèmes

Pour les deux approches, une même valeur de VFS peut donc correspondre à des situations de RIC et de FSE contrastées (Annexe 4). Par exemple, dans la première approche, une situation de fort risque d'impact associé avec une faible fourniture aura le même score qu'une situation avec un faible risque d'impact mais une forte fourniture. Dans la seconde approche, un fort risque associé à une forte fourniture aura le même score qu'un risque faible associé à une faible fourniture. Il s'agit donc de bien interpréter les valeurs de vulnérabilité au regard du niveau de risques cumulés et de fourniture totale. La VFS peut être mieux interprétée grâce à l'utilisation conjointe des deux approches (Caro et al., 2020). Une autre piste est de décomposer l'indice de VFS en réalisant des groupements de services ou d'activités spécifiques, en leur attribuant des poids différents suivant l'exploitation des services, et en différenciant par exemple les services d'approvisionnement et les services culturels d'un côté, et les SE de régulation et de maintien de l'autre.

Quelle que soit l'approche choisie, une situation dans laquelle il y aurait une faible fourniture en services d'approvisionnement et une forte fourniture en services de maintien et de régulation ou culturels traduirait peu d'activités. Dans ce cas, si on constate en plus une forte VFS, cela signifierait un impact collatéral des activités sur l'ensemble des services. Dans ce cas, un exercice de planification spatiale intégrant à la fois les activités et l'ensemble des services pourrait aboutir à la mise en place de solutions d'évitement. Par exemple, il s'agirait de modifier les couloirs de navigation afin de limiter les passages au niveau d'herbiers ou encore y interdire l'ancrage. Cependant, là encore, la réduction du risque d'impact des activités reste pertinente pour réduire la VFS, et améliorer la durabilité des activités.

4.3 Limites de l'approche

4.3.1 Limitations liées aux données

4.3.1.a Données à dire d'experts

Dans cette étude, j'ai opté pour des scores semi-quantitatifs obtenus par l'analyse d'entretiens individuels d'experts. L'objectif de ces entretiens était d'établir les matrices de relations entre services, habitats, activités et pressions. La littérature scientifique fait état d'une large application des méthodes à dire d'experts pour de nombreuses études d'évaluation des services écosystémiques en milieux terrestres et marins (Campagne et al., 2020) et d'autres domaines de l'écologie dès lors que l'acquisition de données classiques (*in situ*, *ex situ* ou modélisation) n'est pas possible (Drescher et al., 2013).

Les principales limites de la méthode d'évaluation des services à dire d'experts sont l'absence d'indicateurs appropriés pour définir l'incertitude des scores et la faible transparence de la méthode d'enquête (contexte, motivation des experts, vérifications statistiques...) empêchant sa reproductibilité (Jacobs et al., 2015). Cette méthode d'évaluation fondée sur l'expertise comporte d'autres biais bien connus (subjectivité, interprétations, etc.) qui peuvent être réduits par l'emploi d'une procédure rigoureuse pour chaque étape de l'évaluation (Martin et al., 2012), de sorte à ce qu'elle puisse être utilisée de manière systématique et reproductible (Mukherjee et al., 2018). Dans le cadre de ma thèse, j'ai réduit les erreurs d'interprétation par la prise de notes sur le raisonnement des experts, auxquels j'ai demandé de préciser leurs réponses avec des éléments concrets (preuves) et de relire les entrées de matrice. Pour réduire encore les biais, il est possible de demander aux experts de s'auto-attribuer une note de « confiance » (par matrice, par score, ou par ligne) (Menegon et al., 2018). Cependant j'ai aussi remarqué qu'au cours des entretiens, certains experts spécialistes dans leurs domaines et pointus dans leurs réponses apparaissaient moins sûrs d'eux, tandis que d'autres non spécialistes avaient tendance à être plus confiants. Nous avons envisagé de mettre en place cette auto-évaluation mais ne l'avons finalement pas appliquée pour la raison suivante. La durée des entretiens devait être relativement courte, un temps pris au détriment du renseignement des matrices aurait été nécessaire pour cette évaluation. Une auto-évaluation aurait donc pu être biaisée par la propre perception des experts sur leur expertise.

Si l'incertitude des connaissances des experts est souvent citée comme une limite, peu d'études ont été faites sur cette incertitude ou sur les mesures pour les intégrer aux évaluations des services écosystémiques (Seppelt et al., 2011; Vihervaara et al., 2012). Néanmoins, les méthodes basées sur le jugement d'experts sont largement utilisées et s'avèrent être une option efficace pour aborder les

compromis simplicité/complexité et précision/incertitude (Jacobs et al., 2015), notamment dans le milieu marin, où le manque de données spatialisées est la principale limite des études (Caro et al., 2018).

4.3.1.b Données liées aux activités

Pour pouvoir évaluer un maximum d'activités de la zone d'étude, un travail de collecte de données a été nécessaire. Ces données ont des sources d'origines diverses et cela pose trois limites : l'absence de certaines données (données manquantes ou non actualisées), la résolution variable entre les activités et des recueils dans des fenêtres spatiales et temporelles différentes. Le recueil de données sur l'activité de pêche illustre tout à fait le problème de données manquantes. Cette activité est gérée par plusieurs structures locales de gestion du littoral ce qui induit l'agrégation de données provenant de différentes sources, des zones fortement étudiées et suivies et d'autres pas, ce qui influe sur les résultats. Nous avons également observé une absence totale de données de pêche à pied au sud et à l'ouest de la zone d'étude. Plusieurs hypothèses ont émergé : l'absence de données est due à l'absence de l'activité, l'activité existe mais n'a pas été observée (et conduit donc à l'absence de données), ou bien la donnée existe mais n'est pas disponible/accessible. Dans ces situations, une étape de vérification in-situ reste nécessaire pour comprendre les choix de zonage.

En ce qui concerne la variabilité dans la qualité des données, les activités économiquement plus importantes, jugées comme plus essentielles ou plus présentes dans la zone (la pêche benthique par exemple) présentent des données de plus grande qualité (quantité, résolutions spatiale et temporelle) car elles sont gérées par des organismes de collecte de données conséquents (par exemple la DPMA, Direction des pêches maritimes et de l'aquaculture). Enfin, quand la donnée est disponible, même si les différentes intensités d'une même activité ont été prises en compte, différentes catégories d'usages existent, et peuvent engendrer différentes pressions. Par exemple, la pression d'extraction générée par la pêche benthique peut varier en fonction de la taille du bateau, de l'outil utilisé, ou des espèces recherchées. Pour pallier ce biais, seul l'accès à des données d'activités permettent de prendre en compte cette variabilité d'usage au sein d'une même activité (Quemmerais-Amice et al., 2020a).

A l'inverse, il est difficile de trouver des données sur les activités dites moins importantes ou à moindre impact ; par exemple, les activités nautiques. Même si cette activité a été évaluée à dire d'experts dans ce chapitre, elle a été retirée de l'étude, faute de données spatialisées à l'échelle de la zone d'étude.

Par ailleurs, il n'était pas possible d'obtenir des données strictement représentatives des mêmes années, ou couvrant les mêmes périodes. Par exemple, là où l'augmentation de la température correspond aux différences observées entre 2012 et 2021, le transport correspond à la moyenne du trafic de l'année 2020, tandis que les éoliennes évoquées dans les entretiens sont en cours de construction et potentiellement opérationnelles aux alentours de 2026 (Annexe 2). La résolution temporelle des activités est rarement mesurée dans les études RCE (Korpinen & Andersen, 2016). Comme les sources des données d'activités sont souvent imprécises sur la période et la durée d'observation, la plupart des études font l'hypothèse que ces données sont représentatives de la période actuelle. Les études RCE font l'hypothèse que les activités et les pressions sont constantes dans l'année (moyenne par année) et se superposent dans le temps (c'est le cas de l'abrasion et de l'introduction de substances dangereuses). L'acquisition et données et de connaissances sur des pressions méconnues demeure nécessaire. En particulier, l'introduction des perturbations sonores à été lors des entretiens un sujet à part (au même titre que les pressions substances déchets et énergies), bien moins connus que les autres types de pressions (i.e. physique, biologiques). Cette thématique est étudiée dans des cadres spécifiques, par certains experts, et demeure principalement évaluée sur certains compartiments (e.g. mammifères marins), ou pour certaines activités (e.g. l'éolien en mer). Cependant, il est connu que cette pression est générée par de nombreuses activités, à des seuils méconnus, tandis que de nombreux compartiments sont connus pour y être sensibles (Cox et al., 2018 ; Wang et al., 2022).

Cependant, de nombreuses activités et pressions ont une faible persistance dans le milieu (perturbations sonores, des pressions liées au passage d'un bateau...), alors que d'autres vont modifier les habitats de manière permanente (c'est le cas de la présence d'épaves ou de l'artificialisation du littoral qui modifieront les habitats benthiques de façon permanente). L'addition des pressions sans prendre en compte leur variation temporelle peut, par ailleurs, conduire à une surestimation du risque cumulé. Cette accumulation est bien plus documentée pour les pressions physiques que pour les autres types de pressions (La Rivière et al., 2016).

L'amélioration de la résolution des données, autant spatiale que temporelle, reste un enjeu fort pour les études écologiques, les RCE et autres études d'impacts. Pour cela, prioriser la recherche et l'acquisition de données sur les pressions et activités exerçant un risque maximal demeure nécessaire et a toujours été le centre d'attention des études écologiques. Cependant, l'absence d'une recherche systémique en milieu marin conduit à des données et connaissances inégales. Pour combler cette disparité dans les données et connaissances, deux pistes d'acquisition de données me semblent intéressantes : i) l'acquisition de données pour estimer la saisonnalité des activités et des pressions pour réduire la surestimation des pressions et d'estimer la variabilité temporelle de la sensibilité des

habitats (De Vries et al., 2011) et ii) la récolte de données ciblant les activités faiblement étudiées dans la littérature, comme les activités nautiques.

4.3.2 Limitations liées aux méthodes

4.3.2.a Additivité des pressions

Les modèles RCE reposent généralement sur un effet additif des impacts, mais cet aspect reste fortement débattu dans la littérature (Menegon et al., 2018; Stelzenmüller et al., 2010). En effet, les pressions générées par les activités sont rarement additives et vont souvent interagir du fait de l'interdépendance des processus biologiques et physiologiques au sein des espèces et de l'interdépendance des interactions écologiques au sein des communautés et des écosystèmes (Crain et al., 2008; Shears & Ross, 2010). Les pressions peuvent alors avoir un effet synergique ou antagoniste (Murray et al., 2015; Stelzenmüller et al., 2010), qui peut générer un effet décuplé (ou réduit) sur les habitats. De plus, les études RCE admettent généralement un effet linéaire dans la réponse des écosystèmes aux pressions (Micheli et al., 2013), ce qui est rarement le cas. Plusieurs exemples présentent des points de basculement (i.e. seuil qui, lorsqu'il est franchi, entraîne de grands changements, souvent irréversibles (point de non-retour)) dans les écosystèmes lorsque les pressions cumulées dépassent une certaine valeur, que cela soit à échelle globale (Kraberg et al., 2011), ou sur des habitats côtiers multiples (Kermagoret et al., 2019). Ces seuils ont tendance à varier selon le type d'habitat, le type de pression, l'emplacement, le moment et la durée d'exposition de l'habitat à la pression (Deyoung et al. 2008), ce qui rend la généralisation difficile. La dissociation de ces interactions est un défi car de nombreux facteurs de stress peuvent coexister et leur manipulation directe n'est pas toujours possible (Parravicini et al., 2012) et la communauté scientifique n'a toujours pas statué sur l'additivité des pressions et la non-linéarité de la réponse des habitats aux pressions (Menegon et al., 2018). Des études empiriques ont cependant montré que les impacts cumulatifs additifs se produisent dans une minorité de situations (Crain et al., 2008). Les impacts synergiques se produisent souvent, en particulier lorsque plus de deux impacts coexistent (Halpern et al., 2008). Les impacts antagonistes sont également fréquents et ont été mis en évidence lorsque des impacts globaux interagissent avec des impacts locaux (Brown et al., 2013). L'intégration simultanée des effets additifs, antagonistes et synergiques devient possible avec le développement de nouveaux outils de modélisation dans lesquels les effets dominants sont testés, par exemple en conditionnant le score de risque d'une cellule aux effets ayant l'impact le plus important sur l'habitat (Menegon et al., 2018).

4.3.2.b Variabilité des relations entre composantes

A ce jour, une minorité d'études RCE prennent en compte la gamme complète des pressions et des activités dans leurs évaluations (Korpinen & Andersen, 2016). Quand de nombreuses pressions et services sont évalués, seules quelques relations activité-habitat sont prises en compte (par exemple Willaert et al., 2019 considèrent que les ports ne génèrent que de l'abrasion et des déchets, sans prendre en compte des pressions générées telles que l'introduction de substances dangereuses ou de bruit, qui sont, quant à elles, des pressions associées à d'autres activités). Pour permettre une vision globale d'une zone d'étude, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble des activités, pressions et habitats s'y situant. Si elle est effectuée correctement, l'intégration de toutes ces composantes dans une RCE est une tâche fastidieuse, que cela soit en terme de temps, de données, ou de méthodologie, comme décrit par (Tillin et al., 2010).

Dans cette étude, du fait des limitations (en termes de temps et de moyens), les relations entre les composantes ont été établies de façon théorique à l'aide de matrices de relations. En découpant la chaîne de relation Activité-Pression-Habitat-Service en trois (par Activité-Pression ; Pression-Habitat et Habitat-Service), il a été possible d'estimer l'ensemble des relations potentielles entre composantes, qui sont au nombre de 45 600 possibilités (au sein de chaque cellule de la grille). Les scores semi-quantitatifs obtenus des experts pour chaque matrice de relation ont permis d'approximer ces relations, où l'absence d'interactions correspond à un 0. Ensuite, c'est la modélisation et la spatialisation des pressions qui permet de déterminer « si », « où » et « comment » un service fourni par un habitat, est impacté par une pression générée par une activité. Cependant cette méthode d'évaluation des risques cumulés ne permet pas de prendre en compte les relations complexes entre les composantes.

En plus de l'additivité des pressions, généralement admise dans les études RCE (voir Section 4.3.2.a), des interactions autres qu'additives (i.e. dominantes, synergiques, antagonistes) peuvent exister entre les composantes. De façon globale, ces interactions spécifiques peuvent avoir lieu au sein du même type de composante, où les fournitures de SE sont rarement indépendantes, mais vont généralement réagir de façon commune (on parle de « bouquets de SE ») (Raudsepp-Hearne et al., 2010) aux perturbations. Par exemple, la dégradation du service de maintien du cycle de vie d'un habitat à crustacés va généralement s'accompagner de la dégradation de son service d'approvisionnement en produits de la mer (Cowan et al., 2014) (i.e. effet spécifique d'un SE sur un autre SE) ; une autre illustration pourrait être le fait que la présence d'éoliennes en mer impacte négativement la présence

d'activités de pêche pour des questions réglementaires. (i.e. effet spécifique d'une Activité sur une autre Activité). Ces interactions peuvent également avoir lieu entre des composantes de différents types. Un exemple est celui des activités touristiques qui sont impactées par la présence de macro-déchets (i.e. effet spécifique d'une Pression sur une Activité), tandis que le service d'interaction indirect (tel que l'esthétique ou les symboles) est sensible à la présence d'éoliennes en mer (i.e. effet spécifique d'une Activité sur un SE), même si cette relation reste complexe (Gee, 2010). Les interactions entre composantes (autres que additives) étant complexes à statuer car spécifiques à un contexte et/ou dépendantes de contextes socio-culturels (réglementation, culture...), elles n'ont pas été prises en compte dans cette étude.

Il est possible d'identifier quelle activité génère quelle pression sur quelle composante de l'écosystème, et ce pour chaque relation potentiellement existante, grâce à la caractérisation de triplets A-P-H ("Activité - Pression - Habitat") (Annexe 5). Comme les composantes de l'habitat pris en compte dans les triplets peuvent être rattachées aux processus ou aux fonctions des habitats, il est possible de rattacher ces triplets aux SE fournis. Cette méthode permet d'évaluer individuellement chacun des triplets existants. Cependant, le format d'entretiens individuels (et l'absence d'ateliers participatifs), ainsi que le nombre de composantes prises en compte dans cette étude ne permettent pas l'adoption d'une telle méthodologie. Cette méthodologie reste adaptée pour des études à échelle plus locale, ou sur des thématiques aux dimensions plus spécifiques (par exemple, centrées sur l'impact de l'éolien (Willsted et al., 2018)).

4.3.2.c Estimation de la fourniture en services

Actuellement, aucune méthodologie n'existe pour quantifier de manière empirique la vulnérabilité des écosystèmes, leurs fonctionnalités ou leur fourniture en services face aux pressions qu'ils subissent. La majorité des études RCE utilisent l'acquisition de données à dire d'experts (Korpinen & Andersen, 2016), notamment pour la flexibilité d'utilisation de cette méthode (Campagne, 2018), tout particulièrement quand les notions employées sont pluridisciplinaires. La matrice étant créée localement, elle est adaptée au territoire, aux types d'habitats ainsi qu'aux services qu'ils rendent. Cette méthode d'évaluation des services reste largement adoptée dans les études RCE dans un contexte d'absence de données.

Pour remplacer les données recueillies dans la méthode à « dire d'experts », le moyen le plus précis de quantifier les SE correspond à des mesures directes, mais elles sont peu pratiques et coûteuses en plus de soucis d'accessibilité au site, ou elles ne sont tout simplement pas disponibles pour tous les SE.

Une minorité de RCE mobilisent des valeurs référencées dans la littérature (par exemple, Coll et al., 2016). Pour pouvoir employer des indicateurs de SE, l'utilisation de valeurs de référence reste difficilement applicable par manque de points de comparaison entre ces études. En effet, chaque étude effectue des sélections et des regroupements de composantes (de pressions, d'habitats, d'activités, de SE) qui lui sont propres, tandis que les relations entre les composantes sont dépendantes du contexte local.

La méthode d'évaluation des services écosystémiques utilisée dans cette étude associe des matrices de relations complétées à dire d'experts à des indicateurs spatiaux, ce qui permet de relier des types d'habitats, aux SE. Cette méthode d'évaluation des SE ne permet d'obtenir qu'une valeur unique de FSE par habitat et par service, et ce, même si l'habitat est fragmenté sur différentes zones, et présente des paramètres environnementaux (chimiques, physiques ou biologiques), ou des communautés associées différentes. Cette méthode reste une simplification de l'estimation des SE, dont la quantité fournie par un écosystème est dépendante des processus et des fonctions biophysiques de l'habitat, tous liés à son état écologique.

Il est possible d'estimer les SE en se basant sur les caractéristiques de l'habitat par l'utilisation d'indicateurs quantitatifs, qui nécessitent la présence de données ainsi qu'une documentation/connaissance approfondie de l'habitat. Les indicateurs de SE sont des informations qui communiquent efficacement les caractéristiques et les tendances des SE, permettant de comprendre l'état, les tendances et les changements de la fourniture de SE.

La documentation et les données sont rarement disponibles pour les habitats subtidiaux ordinaires, et la réalisation d'une estimation quantitative des SE reste difficile à l'échelle de l'ensemble des habitats pris en compte dans cette étude. Pour pouvoir réaliser cette estimation quantitative, il est nécessaire de se restreindre à des habitats emblématiques, bien documentés, tels que les habitats côtiers remarquables comme les herbiers, les moulières intertidales ou les laminaires (voir Chapitre 3). Pour ces habitats, la présence d'une forte littérature et de campagnes de suivi permettraient de lier les SE fournis aux fonctions et aux processus écologiques de l'habitat.

Dans les RCE, l'évaluation de la vulnérabilité de fourniture en services correspond majoritairement à la superposition d'une couche de risque d'impacts due aux activités, avec une couche de la fourniture en services. Cette méthode correspond à une représentation statique des impacts et un effet linéaire/simple des risques sur les habitats lors de leur exposition (Murray et al., 2015), ainsi que de la FSE qui en résulte. Suivant son intensité, une pression va avoir un impact différent sur un écosystème et les SE associés. La dégradation de ces derniers peut n'apparaître qu'à partir d'un certain seuil de

pression et/ou un certain temps d'exposition. Par exemple, les apports de nutriments et de matières organiques dans les fleuves côtiers ont des conséquences variables suivant l'intensité de ces apports. De faibles apports peuvent augmenter les processus photosynthétiques des organismes végétaux présents, et augmenter de ce fait les SE fournis qui en découlent (séquestration du carbone, recyclage des nutriments...), tandis que des apports trop importants peuvent créer un phénomène d'eutrophisation (i.e. une prolifération végétale, qui induit un appauvrissement en oxygène du milieu), conduisant à une perte globale des SE fournis par les écosystèmes en embouchure de fleuve (Kermagoret et al., 2019). Pour, d'une part comprendre les impacts spécifiques des pressions sur les services, et d'autre part discerner les points de basculement des écosystèmes suite à leurs expositions aux pressions, l'utilisation de modèles conceptuels, tels que le modèle d'état et de transition (MET) permet d'aborder les changements non linéaires dans les écosystèmes en réponse à des perturbations environnementales ou anthropiques externes (Kermagoret et al., 2019). Pour mettre en place ce modèle, des schémas d'états connus d'un écosystème et des facteurs qui déterminent les transitions entre ces états sont renseignés par avis d'experts (Burkhard & Maes, 2017).

Comme dans la majorité des RCE, dans cette étude, la fourniture de SE est approximée par le potentiel de fourniture biophysiques des habitats. D'autres études approximent la fourniture de SE en l'évaluant à la quantité de SE (ou les bénéfices) perçue par la société (Singh et al., 2020). En effet, dans certains cas, il est nécessaire de mettre en place des usages et des pratiques pour pouvoir accéder à un SE, qui correspond à une partie de ce qui est potentiellement fourni par les écosystèmes. Par exemple, la quantité de SE d'approvisionnement en produits de la mer peut être approximée par des données économiques sur les quantités débarquées (Willaert et al., 2019). L'évaluation des bénéfices des SE permet l'utilisation d'autres types de données pour pouvoir cartographier les services, telles que des données sociales sur l'utilisation humaine de l'environnement côtier, ou les caractéristiques du paysage (Guerry et al., 2012).

Néanmoins, l'évaluation des SE à travers les bénéfices (réels) est moins complète et présente des cartes de SE plus limitée dans l'espace (Burkhard & Maes, 2017) que l'évaluation de la fourniture (potentielle) des SE. De plus, une approximation des SE à travers leurs bénéfices est restreinte pour les SE qui nécessitent la mise en place d'usages pour pouvoir être perçus, comme c'est le cas que pour les services d'approvisionnement, ou pour les services culturels d'interaction directe.

L'évaluation conjointe de la fourniture (potentielle) en SE des écosystèmes et des bénéfices (réels) produits par la fourniture à la société permettrait d'étudier la consommation des SE qu'effectue l'humain à travers ses activités ou ses infrastructures (Tallis et al., 2012). Un exemple parlant est le milieu de la pêche, où les évaluations des stocks de poissons et la mise en place de quotas de pêche

permettent de déterminer si une espèce est durablement exploitée ou sur-exploitée. Cependant, le lien entre les impacts sur la fourniture en SE et leur consommation reste encore largement inexploré dans la littérature.

Chapitre 3 :

**Combinaison de modèles de niche écologique
et d'indicateurs de services écosystémiques
pour évaluer les impacts du changement
climatique sur les laminaires : application aux
côtes françaises**

Article accepté dans la revue *Ecosystems and People* et le 03/04/2022

Ce chapitre a fait l'objet d'une présentation orale (en anglais) lors de la conférence internationale

« 52nd International Liège Colloquium on Ocean Dynamics » (20/05/2021)

Résumé étendu du Chapitre 3

Les écosystèmes sensibles du domaine marin sont exposés à un risque élevé voire très élevé d'impacts négatifs (Edgar et al., 2000). C'est le cas de la végétation marine côtière qui abrite une vaste diversité de vie marine et fournissent d'importants services écosystémiques tels que la pêche et la séquestration du carbone. L'un des écosystèmes de végétation marine côtière les plus importants est constitué par les forêts de laminaires qui dominent les récifs rocheux dans toutes les mers tempérées du monde (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018). Ces forêts fournissent un large éventail de services écosystémiques de grande valeur sociale, économique et écologique (Bennett et al., 2016). En effet, les laminaires soutiennent une grande biodiversité (O'Brien & Scheibling, 2016), et sont considérés comme l'un des écosystèmes les plus productifs de la planète (Wernberg et al., 2019), ils atténuent les conditions environnementales locales (telles que la dynamique des nutriments (Schmitz et al., 2010), l'écoulement de l'eau (Arkema et al., 2013) et les perturbations physiques (Wernberg et al., 2013)), et constituent une source majeure de carbone organique produite par la dégradation des vieilles frondes qui soutient un flux continu de matériel organique à grande échelle (Krause-Jensen & Duarte, 2016).

La littérature scientifique fait état de pertes généralisées des populations de laminaires, en raison de la dégradation de l'état de santé des écosystèmes côtiers au cours des dernières décennies (Araújo et al., 2016; Assis et al., 2018; Voerman et al., 2013). Ces pertes sont liées à de multiples facteurs de stress, tels que le réchauffement climatique (Smale, 2020; Krumhansl et al., 2016), l'augmentation de la fréquence des tempêtes (Smale & Vance, 2016), l'augmentation de la pression des herbivores (Steneck et al., 2013), et la récolte excessive (Lorentsen et al., 2010). La perte des forêts de laminaires à grande échelle aura des implications majeures pour la biodiversité et le bien-être humain (Voerman et al., 2013). Cette perte rapide alerte sur la nécessité de mettre en place des mesures de conservation des laminaires. Plusieurs auteurs appellent à prioriser et à acquérir rapidement des connaissances sur les processus qui sous-tendent l'approvisionnement des services écosystémiques fournis par ces espèces (Smale et al., 2013) et sur la réponse des laminaires au changement climatique (Smale, 2020). Un des maillons de cette acquisition de connaissance serait de projeter la perte potentielle future des services écosystémiques fournis par les laminaires en réponse à la pression anthropique et climatique. Cette projection permettrait de souligner l'importance de ces écosystèmes, ainsi que de quantifier et cartographier les futures réponses des laminaires aux changements futurs. Ce travail peut être un moyen efficace de mieux gérer cet écosystème en apportant des outils et connaissances auprès des décideurs.

En écologie marine, la projection de la répartition future des espèces en réponse au changement climatique à l'aide de modèles de niches écologiques est devenue une routine. Les modèles de niches écologiques utilisent diverses méthodes statistiques pour combiner les données d'occurrence des espèces et les données environnementales spatiales afin de prédire l'adéquation des sites pour une espèce donnée. Les changements futurs dans la répartition des espèces peuvent ainsi être prédits selon différents scénarios de changement climatique (Thuiller et al., 2009). Cependant, il est encore rare de pouvoir prévoir les pertes ou les gains potentiels de services écosystémiques associés à un changement de distribution spatiale ou de biomasse. La combinaison d'indicateurs biophysiques de services écosystémiques et de modèles de niches écologiques pourrait aider à évaluer la fourniture potentielle future de services écosystémiques par les forêts de laminaires. Des études existantes ont projeté les futures aires de répartition des forêts de laminaires en réponse au changement climatique (Bekkby et al., 2009; Gregr et al., 2019; Raybaud et al., 2013) mais elles ont utilisé d'anciens cadres de modélisation reposant sur certaines approximations et limites largement pratiquées et rarement traitées ensemble dans la littérature de la modélisation des niches. Dans cette étude, nous proposons d'utiliser un nouveau cadre de modélisation des niches écologiques (Ben Rais Lasram et al., 2020) qui aborde ces limites, afin de projeter la distribution spatiale future des laminaires.

Les résultats des modèles de niches écologiques ont une dimension spatiale puisqu'ils consistent en des cartes de distribution (occurrences binaires ou probabilité de présence), cependant, les indicateurs de services écosystémiques n'ont pas nécessairement une dimension spatiale. Ainsi, seuls les indicateurs de services écosystémiques liés à la dimension spatiale peuvent être projetés en utilisant des modèles de niches écologiques. De plus, de nombreux indicateurs de services sont liés à la biomasse des laminaires (par exemple, la quantité d'alginate extraite) mais les modèles de niches ne projettent pas les biomasses futures. Il est donc nécessaire d'évaluer la biomasse future des laminaires en fonction du déplacement et de la perte de leur aire de répartition prévue par les modèles de niches.

Cette étude porte sur l'espèce de laminaire la plus documentée, la plus présente et la plus extraite sur les côtes françaises, en se focalisant sur la côte ouest-atlantique (la zone d'extraction la plus importante en Europe avec la Norvège avec environ 40 000 t de l'espèce collectées chaque année, Bianic et al., (2021)), ainsi que la façade Manche Est-mer du Nord. L'objectif de ce chapitre est de proposer un cadre méthodologique combinant des sorties de modèles de niches écologiques et des

indicateurs de services écosystémiques afin de projeter l'approvisionnement potentiel futur en services en réponse au changement climatique.

Pour cela, j'ai d'abord réalisé un inventaire exhaustif des services fournis par *Laminaria digitata*, sur la base d'une revue de la littérature, puis identifié ceux qui pouvaient être reliés à une dimension spatiale par leurs occurrences ou leur biomasse. J'ai ensuite, lorsque cela était possible, développé mes propres indicateurs quantitatifs et spatialisés pour les services rapportés dans la littérature mais alors non quantifiés ni spatialisés. De cette façon, 20 SE ont été identifiés avec pour chacun, un indicateur associé. Parmi ces 20 indicateurs de SE fournis par les laminaires, 6 sont non-quantitatifs et 14 sont quantitatifs. Parmi ces indicateurs quantitatifs, 6 sont liés à une biomasse ou une dimension spatiale, et peuvent être projetés. Pour pouvoir étudier les autres indicateurs de SE ne pouvant être projetés, il serait nécessaire de mettre en place des études et/ou acquérir des données spécifiquement dédiées. Ensuite, j'ai utilisé les modèles de niches pour projeter à l'horizon 2050, la distribution future de *Laminaria digitata* en utilisant deux scénarios climatiques RCP (Representative Concentration Pathway), RCP2.6 et RCP8.5. Afin de calibrer la niche écologique prédite des laminaires, des occurrences d'espèces sont utilisées, ainsi que six variables (environnementales et d'habitat), que sont la température, la salinité, la profondeur, le type d'habitat benthique, la pente et son orientation. Cette modélisation à échelle nationale exploratoire de l'espèce aurait dû également prendre en compte la turbidité de l'eau qui est une variable importante dans la distribution de l'espèce, mais elle n'a pu être considérée faute de données disponibles à échelles et résolutions satisfaisantes.

A partir de la distribution spatiale des laminaires et de précédentes études estimant leur biomasse localement en Région Bretagne, j'ai développé un proxy qui m'a permis d'estimer la biomasse actuelle et future de laminaires. Enfin, j'ai alimenté les indicateurs quantitatifs et spatialisés de services avec les occurrences ou la biomasse future de *Laminaria digitata* afin d'évaluer la perte ou gain d'approvisionnement futur.

Les résultats obtenus concordent avec des études précédentes (pour d'autres échelles ; d'autres espèces (Raybaud et al., 2013; Robuchon et al., 2014). Ils montrent une migration vers le Nord de l'aire de distribution de l'espèce, avec la présence d'extinctions locales au sud de son aire de répartition. La migration vers le nord étant limitée par des barrières biogéographiques, nous faisons l'hypothèse que la poursuite du réchauffement des eaux de la Manche orientale entraînera l'extinction de l'espèce des côtes françaises, la Bretagne et la Normandie deviendraient progressivement leur dernier refuge. De façon similaire, les modèles ont prédit une diminution de la biomasse de l'espèce de deux tiers d'ici 2050 (-61% et -66% pour les RCP 2.6 et 8.5).

Les résultats ont également révélé une diminution de tous les services fournis par *Laminaria digitata*, allant d'une faible diminution pour les services de séquestration de carbone et d'oxygénation de l'eau (-43% et -24% pour les RCP 2.6 et 8.5), à la quasi-disparition d'autres, tels que la protection des côtes urbanisées (-86% et -98% pour les RCP 2.6 et 8.5). La diminution des services rendus par les laminaires est même majoritairement plus importante que la diminution de la biomasse des laminaires. Cependant, la projection de l'érosion de l'espèce et des SE associés peut être sous-estimée, de par des modes de dispersion méconnus (Robuchon, 2014) ou par l'absence de considération des compétitions trophiques avec les autres laminaires. Les résultats obtenus mettent en lumière l'importance des SE fournis par les laminaires et les conséquences qu'aura le changement climatique sur leur évolution. Ce travail souligne le besoin d'une gestion pour la durabilité de cet écosystème, qui passera à la fois par une gestion des activités d'extraction et de l'industrie qui s'est construite autour, ainsi que par une sensibilisation accrue à leurs états et à leur importance, comme le montre l'intégration récente des forêts de laminaires au statut OSPAR. Le cadre méthodologique proposé permettra d'inspirer d'autres travaux de même nature et/ou servir de points de départ à des études plus complexes.

Combining Ecological Niche Models and Ecosystem Services indicators to assess impacts of climate change on kelp: application to French coasts

Corresponding autor:

Jules Pecquet

E-mail: jules.pecquet@univ-littoral.fr

Postal address: Université du Littoral Côte d'Opale ; Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences, UMR LOG 8187 ; 32 avenue Foch, 62930 Wimereux.

Phone number: (+33)3 21 99 64 31 – (+33)6 25 77 46 71

Autors list, emails and ORCID's ID:

Jules Pecquet¹ (jules.pecquet@univ-littoral.fr), [0000-0002-8392-5249](https://orcid.org/0000-0002-8392-5249)

Maud Mouchet² (maud.mouchet@mnhn.fr), [0000-0001-5939-6802](https://orcid.org/0000-0001-5939-6802)

Sylvie Campagne³ (sylviecampagne@gmail.com), [0000-0002-2566-7827](https://orcid.org/0000-0002-2566-7827)

Virginie Raybaud⁴ (virginie.raybaud@univ-cotedazur.fr), [0000-0001-6426-3326](https://orcid.org/0000-0001-6426-3326)

Yoann Baulaz^{1,5} (yoann.baulaz@univ-littoral.fr), [0000-0002-6676-5079](https://orcid.org/0000-0002-6676-5079)

François Gevaert¹ (francois.gevaert@univ-lille.fr), [0000-0002-5078-1154](https://orcid.org/0000-0002-5078-1154)

Frida Ben Rais Lasram¹ (frida.lasram@univ-littoral.fr), [0000-0003-3327-908X](https://orcid.org/0000-0003-3327-908X)

Autors affiliations:

¹ Univ. Littoral Côte d'Opale, Univ. Lille, CNRS, IRD, UMR 8187, LOG, Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences, F 62930 Wimereux, France

² Museum National d'Histoire Naturelle, UMR MNHN-CNRS-SU 7204 CESCO, Centre of Ecology and Conservation Sciences, CP135, 57 rue Cuvier, 75005 Paris, France

³ Sorbonne Université, CNRS, Station Biologique de Roscoff, UMR7144, Adaptation et Diversité en Milieu Marin, Place Georges Teissier, F-29680 Roscoff, France

⁴ Univ. Côte d'Azur, CNRS, UMR 7035 ECOSEAS, 06108 Nice, France

⁵ France Energies Marines, 525 avenue Alexis de Rochon, 29280 Plouzané, France.

Abstract

Kelp forests, primarily *Laminaria digitata*, provide a broad range of ecosystem services of high social, economic, and ecological value and are considered one of the most productive ecosystems on the planet. Several studies have shown that kelp ecosystems are regressing in response to multiple stressors, especially climate change, which could lead to local extinctions. This may induce a decrease in the ecosystem services provided. Many studies use ecological niche models (ENM) to project potential future species distributions under climate change scenarios; however, no study has projected the future supply of ecosystem services resulting from shifts in species ranges and changes in biomass. In this study, using French coasts as a case study, we developed a new and reproducible methodological framework that combines ENM and ecosystem services indicators to assess impacts of climate change on ecosystem services supplied by kelp. To this end, we first identified ecosystem services currently provided by kelp and then used ENM to project future kelp distribution from 2041-2050 under climate scenarios RCP2.6 and RCP8.5. Finally, by estimating the biomass of kelp, we assessed the current and future ecosystem services provided by kelp.

Keywords: *Laminaria digitata*, Climate change, Ecosystem services indicators, Ecological niche models, Projections

1. Introduction

Impacts of climate change on terrestrial and marine biodiversity have been documented extensively in the literature over the past two decades (Lenoir et al., 2020; Trisos et al., 2020). A large amount of evidence indicates that changes in climate over the next several decades will shift future species ranges towards the poles (e.g. Morley et al., 2018) and, for marine species, deeper depths (e.g. Duffy & Chown, 2017), cause local extinctions (e.g. McLean et al., 2021), habitat fragmentation (e.g. Jonsson et al., 2018), species invasions, and impacts on life history traits (e.g. Byrne et al., 2020), abundances (e.g. Stuart-Smith., 2021), and trophic networks (e.g. Vinagre et al., 2019).

Biodiversity loss associated to an impaired integrity of ecosystems as a consequence of climate change may have negative effects on the delivery of ecosystem services. Ecosystem services (ES) is a concept popularised by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) and evolved to the concept of Nature's Contributions to People (NCP) that includes a wide range of descriptions of human dependence on nature (Pascual et al., 2017). Ecosystem services and Nature's Contributions to People

refer to all the contributions that nature makes to human welfare but led to some confusion about the characteristics between ES and NCP that have been addressed in the literature (Kadykalo et al., 2019). The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) argues that healthier ecosystems provide, quantitatively and qualitatively, more ES than unhealthy ecosystems and that climate change is the first driver of ecosystem services loss (Pörtner et al., 2021). The Ecosystem services concept was developed to support ecosystem and biodiversity conservation by providing decision-makers and stakeholders with comprehensive arguments for managing biodiversity. Understanding the services provided by an ecosystem should encourage management measures targeting the sustainability of socio-ecological systems. The IPBES recently warned again on the urgent need to understand and assess services, or Nature's Contributions to People (NCP), and their underlying mechanisms to be able to reach Aichi Biodiversity targets (Pörtner et al., 2021).

In the marine realm, sensitive ecosystems like coastal marine vegetation that support a vast diversity of marine life and important ecosystem services such as fisheries and carbon sequestration are at a high to very high risk of climate negative impacts (Edgar et al., 2000; Li et al., 2018; Sanderman et al., 2018). One of the most important coastal marine vegetation ecosystems are kelp forests, large brown seaweed of the Laminariales order. Kelp forests, dominating rocky reefs throughout the world's temperate seas (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018), provide a broad range of ES of high social, economic, and ecological value (Bennett et al., 2016; Vásquez et al., 2014). Indeed, they support a high biodiversity (O'Brien & Scheibling, 2016), are considered as one of the most productive ecosystems on the planet (Wernberg et al., 2019) and function as "foundation species" (Teagle et al., 2017), mitigate local environmental conditions (such as nutrient dynamics (Schmitz et al., 2010)), water flow (Arkema et al., 2013) and physical disturbance (Wernberg et al., 2013), and are a major source of organic carbon due to the shedding of old fronds, which supports a continuous flow of export material at large scales (Krause-Jensen & Duarte, 2016). Kelp forests provide a wide range of essential ES (Wernberg et al., 2019): ES of direct-use benefits for human well-being (e.g. kelp harvesting for alginate extraction, providing habitats for commercial and recreational fish species, tourism; these are ES that contribute most to the high economic value of kelp (Blamey & Bolton, 2018)) and of indirect-use benefits from the underpinning ecological processes (e.g. climate regulation, carbon sequestration, coastline protection, nutrient cycling; Krause-Jensen et al., 2018) or from their non-use value (e.g. scientific or cultural importance, Smale et al., 2013).

Due to the decrease in coastal ecosystem health in recent decades, the scientific literature reports widespread losses in kelp populations (Araújo et al., 2016; Assis et al., 2018; Voerman et al., 2013) as a consequence of multiple stressors, such as global warming (Smale, 2020; Krumhansl et al., 2016),

increase in storm frequency (Smale & Vance, 2016), increase in herbivore pressure (Steneck et al., 2013), and excessive harvesting (Lorentsen et al., 2010). Loss of kelp forests at a large spatial scale will have major implications for biodiversity and human well-being (Voerman et al., 2013). This rapid loss raises global awareness, and to conserve kelp populations, several authors call for prioritising and rapidly acquiring knowledge of the processes that underlie the supply of kelp ES (Smale et al., 2013) and kelp's response to climate change (Smale, 2020). However, in the European Union, kelp forests are not specifically targeted in the Habitats Directive as a marine habitat in themselves (Teagle et al., 2017). Instead, they are considered components of "reef" habitats (Beck & Airoldi, 2007), for which conservation measures are not a priority. Besides, projecting potential future loss of ES provided by kelps as a response to anthropogenic pressure, could be an efficient way to better manage this ecosystem by providing decision-makers and stakeholders with an order of magnitude of the loss of benefits for human populations.

In marine ecology, projecting future species distributions as a response to climate change using Ecological Niche Models (ENM) has become a routine (e.g. Feng et al., 2019, Melo-Merino et al., 2020). ENM use a variety of statistical methods to combine species occurrence data and spatial environmental data to predict the suitability of sites for a specific species. Future shifts in species distribution can thus be predicted under different climate-change scenarios (Thuiller et al., 2009). However, projecting potential loss or gain of ES associated to a changing spatial distribution or biomass are still rare. Combining biophysical indicators of ES and ENM could help to assess potential future supply of ES by kelp forests. Existing studies have projected future ranges of kelp forests as a response to climate change (Bekkby et al., 2009; Gregr et al., 2019; Raybaud et al., 2013) but they used old modelling frameworks relying on some misuses and proxies that are widely practiced and rarely addressed together in the ENM literature (see Ben Rais Lasram et al., 2020 for details). In this study, we propose to use a new ENM framework (Ben Rais Lasram et al., 2020) that addresses these limits in order to project future kelp spatial distribution.

ENM outputs have a spatial dimension since they consist on distribution maps (binary occurrences or probability of presence), however, ES indicators do not necessarily have a spatial dimension. Thus, only ES indicators related to spatial dimension can be projected using ENM. Moreover, many ES indicators are related to kelp biomass (for e.g. the quantity of alginate extracted, nutrient cycling) but ENM doesn't project any biomass. Thus, there is a need to assess future kelp biomass according to their range shift and loss projected by ENM.

Besides, since the emergence of the concept of ES, much research has put the focus on the monetary value dimension (e.g. Barbier et al., 2009; Costanza et al., 1997) (TEEB., 2010) but recent literature revealed the limits of pure economic assessments and argued that ES and NCP should clearly not be

restricted to monetary value (Gómez-Baggethun et al., 2014). This led to the concept of plural values of nature and the development of methods related to integrated valuation of ES (Dendoncker et al., 2018; Rincón-Ruiz et al., 2019). Integrated valuation of ES has become a frontier in ecosystem services science and IPBES has adopted the plural value of nature as perspective (Pörtner et al., 2021). The integrated valuation of ES requires the development of accurate and reliable ES indicators which is not an easy task given the absence of a formalized methodology and the context specificity of each ecosystem.

For kelps for example, economic valuation of ES is widely practiced (e.g. US\$1,000,000 per km of coastline per year in Bennett et al., 2016) and ES have been clearly stated in various studies often related to direct-use benefits (e.g. alginate extraction) and indirect-use benefits (e.g. carbon sequestration) but indicators are not systematically proposed. This absence of quantification of ES in general and their spatial dimension related or not to biomass in particular, prevent the combination of ENM and ES indicators in order to project potential future supply in a context of climate change.

Taking northern France as a case study (the most important extraction zone in Europe along with Norway with approximately 50,000 t of kelps collected each year, Davoult et al., (2011)), the aim of this paper is to propose a methodological framework combining ENM and ES indicators in order to project potential future ES supply as a response to climate change. To that aim, we first made an exhaustive inventory of ES provided by kelps based on a literature review and identified those that could be related to a spatial dimension through their occurrences or biomass. We then, when possible, developed our own quantitative and spatialized indicators for ES reported in the literature but not quantified nor spatialized. After that, we used ENM to project future kelp distribution using two Representative Concentration Pathway (RCP) scenarios (i.e. RCP2.6 and RCP8.5) and developed a proxy in order to assess future biomass since several ES indicators are related to kelp biomass (for e.g. the quantity of alginate extracted, nutrient cycling). Finally we fed quantitative and spatialized ES indicators with future kelps occurrences or biomass in order to assess their future supply loss or gain. To our knowledge, only a few studies have used ENM to predict or project ES provided by biodiversity (for e.g. Civantos et al., (2012) linked future spatial distribution of terrestrial vertebrates obtained from ENM to the invertebrate and rodent pests-control service they provide, and Liqueste et al., (2016) linked ENM to the lifecycle maintenance service of two fish species in the Mediterranean Sea) and none of them included kelp forest ecosystems.

Our methodological framework could help to implement appropriate conservation measures by given insights into the future trends of ES supply.

2. Materials and methods

Our methodological framework is summarized in the workflow diagram (Fig. 26) and consists of four main steps that are detailed later in this section.

First of all, we performed a review of the literature on kelps in order to set an exhaustive inventory of the related ES. A part of the inventoried ES is quantitative and can be assessed by indicators directly available in the literature as equations. Some of them have a spatial dimension because including explicitly the kelp distribution or because they include kelp biomass that can be related to spatial distribution. Another part of the inventoried ES hasn't been quantified yet in the literature and we had to develop our own indicators (quantified using equations we have implemented) related to a spatial dimension. These indicators can be qualified as "projectable" because they can be quantified according to the projected future distribution or biomass resulting from ENM.

Second, we used the new ENM framework proposed by Ben Rais Lasram et al., (2020) in order to project future kelp distribution under two climate scenarios RCP2.6 and RCP8.5. ENM outputs consist on binary occurrences or probabilities of presence but some ES indicators include biomass. We thus need to translate probabilities of presence into biomass. To do that, we assigned a biomass to each class of probability of presence by overlapping the map of probability of presence of kelp obtained from ENM to two biomass maps found in the literature and reporting *L. digitata* biomass in two local sites considered as references in France (Morlaix and Molène archipelago). We highlight here that the relationship between species probabilities of occurrences and biomass and between biomass and the provided ES might not be linear.

Finally, we fed the "projectable" ES indicators with current and future kelps occurrences or biomass in order to assess the future trend of the supply.

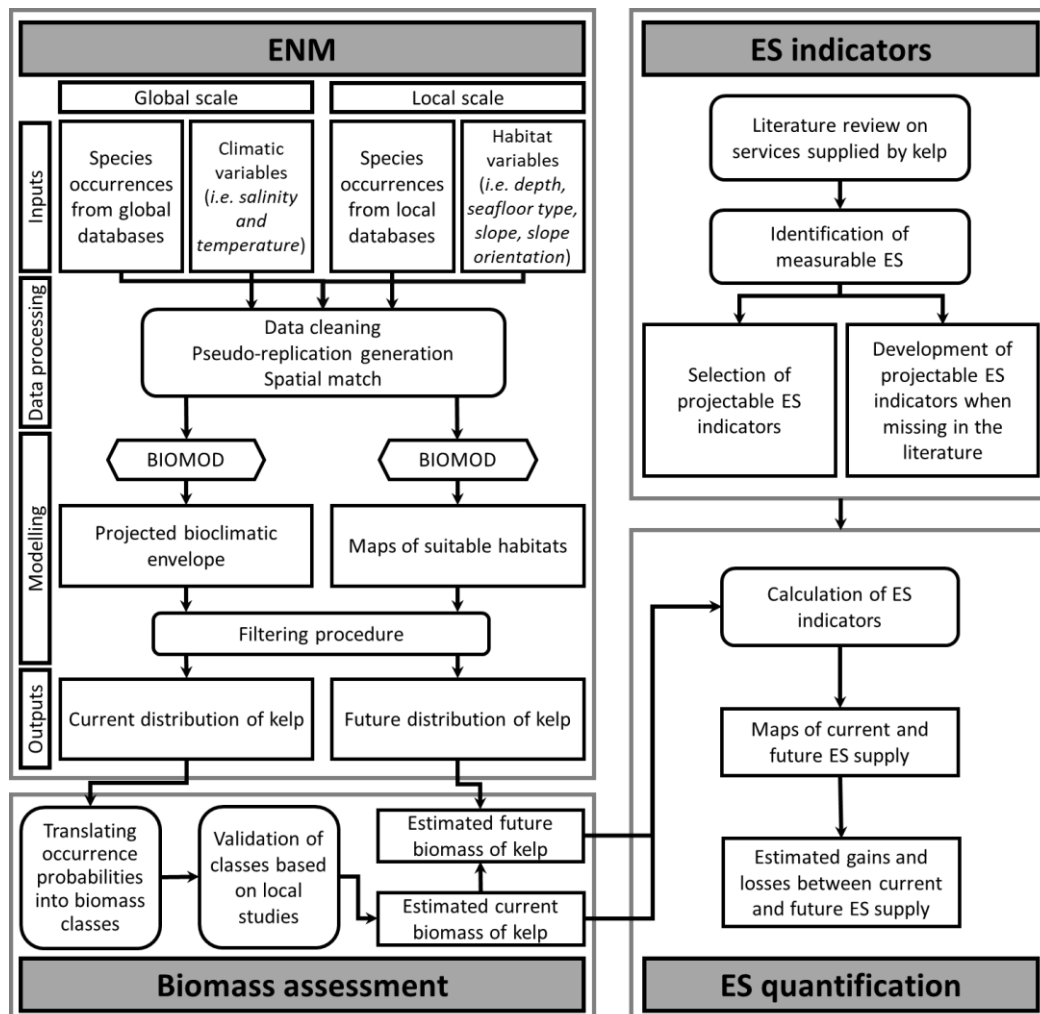


Figure 26 : Methodological framework and processing steps. Four main steps were performed: Inventorying ecosystem services (ES) indicators (see section 2.2), running Ecological Niche Models (ENM) (see section 2.3) ; estimating biomass, and quantifying ES (see section 2.4). Rounded rectangles correspond to actions performed like preparing data or running models (only BIOMOD model is depicted by a hexagon). Pointed rectangles symbolize data and maps (used or produced).

2.1 Description of the kelp species and study area

2.1.1 Species presentation

The common term “kelp” is used in the broadest sense to indicate most large brown seaweed (Fraser., 2012) which dominates rocky reefs throughout the world’s temperate seas (Steneck et al., 2002). We considered the order Laminariales, which many authors (Bertocci et al., 2015) consider to be the “true” (e.g. Steneck et al., 2002) and “technical” (e.g. Dayton, 1985) definition of “kelp”. We focused specifically on *Laminaria digitata*, which belongs to the dominant kelp genus in the North Atlantic (Smale et al., 2013). *L. digitata* is one of the most abundant, studied, and commercially important European kelp species (Bartsch et al., 2008).

Global distribution of kelp is eco-physiologically restricted by multiple biophysical factors (Hawkins & Hartnoll, 1985): at high latitudes, kelp presence is determined mainly by light availability, while at low latitudes, it depends on nutrients, the presence of other macrophytes, and temperature (Steneck et al., 2002). Temperature is one of the main drivers of the spatial distribution of kelp (Steneck et al., 2002). For *L. digitata*, the thermal optimum ranges from 10-15°C, reproduction is impaired beyond 18°C (Arzel, 1998), and death can occur due to cell damage at 22°C (Bolton & Lüning, 1982). Salinity also has an influence (Karsten, 2007), although *L. digitata* can be exposed to substantial changes in salinity during tides (Lüning, 1990).

Kelp beds are found from the shoreline down to depths of 30-40 m (Dayton, 1985), mainly in the shallow upper sub-littoral fringe in sheltered or moderately exposed sites and exclusively on subtidal rocky shores. Because kelp have difficulty attaching to steep seabeds, the probability of dense kelp beds decreases as the slope and curvature of the habitat increase (Bekkby et al., 2019).

2.1.2 Study area

The distribution of *L. digitata* along European coasts ranges from the southern coast of Brittany, France (Quiberon Bay), to the northern coast of Norway (45.0°N to 71.5°N; 11.5°W to 27.0°E) (Davoult et al., 2011) (Fig. 27). In France, kelp are found mainly in Brittany, especially at the Molène archipelago, where extraction of Laminariales represents 60-70% of national production (Vanhoutte-Brunier et al., 2016) and on which an economic sector depends. Most studies and quantitative estimates of kelp biomass were performed at two sites in Brittany – Morlaix and the Molène archipelago – which we considered as references (Bajjouk et al., 2015; Gorman et al., 2013) (section 2.4). Our study area includes the French side of the English Channel and the Brittany peninsula (Fig. 27).

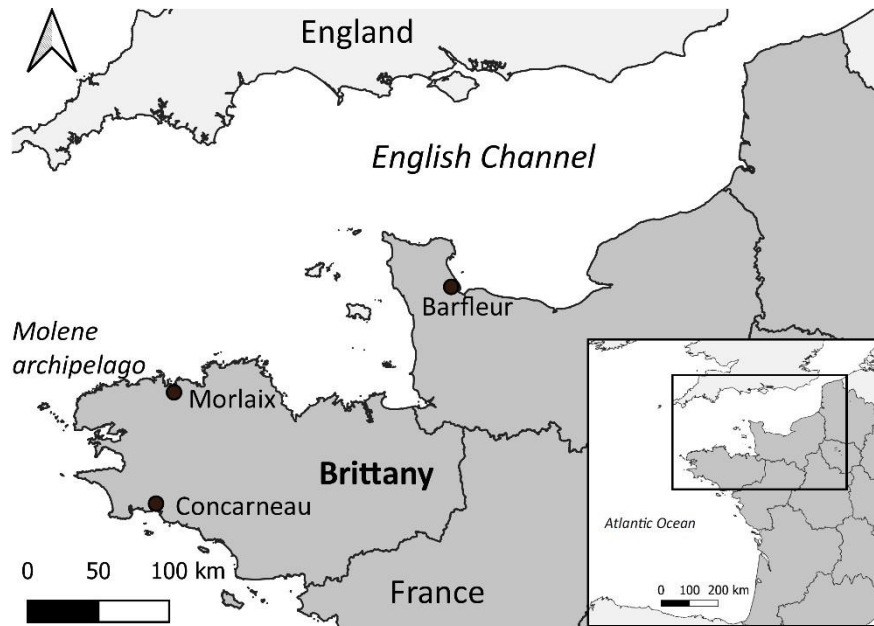


Figure 27 : Study area location

2.2 Kelp ES assessment

2.2.1 Literature review and classification of ES provided by kelp

An ES indicator is a parameter used to reflect the quality or quantity of an ES supply in order to monitor or communicate it (Hackbart et al., 2017). Its design and calculation will depend on the objectives, subject and scale of the study (Van Oudenhoven et al., 2018). A single indicator may not be sufficient to assess the different aspects of an ES. For instance, both carbon stocks and fluxes contribute to climate regulation which, as a consequence, could require using several indicators. To build a list of ES provided by kelps, we first performed a literature review with the keywords “kelp ecosystem services” in scientific literature databases (ISI web of Science, Google scholar). Among the 18,600 search results, 139 publications were selected because they qualify or quantify an ES. The concept and typology of ES have evolved over time, along with an extensive debate about their adequacy (Haines-Young, 2009). The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) has developed a general classification of ES, applicable to all ecosystems worldwide, to improve the comparison of results and methods among ES studies. Each kelp ES identified was classified according to the CICES latest version of ES classification (V5.1) (see Table 9). Finally, for each ES, we looked for whether a corresponding indicator already existed in the literature. If so, we included it directly in our study. Otherwise, we developed a new indicator (detailed below).

2.2.2. Quantification and mapping of ES indicators

We then classified the indicators into three classes of ES:

- (i) Non-quantitative: the ES can be identified, but no quantitative operational indicator can be developed due to no or few available data, or to a lack of knowledge of ecological processes
- (ii) Quantitative: the ES can be quantified using several indicators
- (iii) Spatial: the ES indicator is related to biomass and/or spatial dimension, and can be projected using ENM

We identified 20 ES provided by kelp (6 non-quantitative and 14 quantitative, among which 6 have spatial dimension) (Table 9).

Hereafter, we present the ES having a spatial dimension and retained to be projected by ENM as well as the related indicators. Indicators are calculated over a year.

2.2.2.1 Provisioning services

S1: Kelp harvested for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals

Because of the absence of data on the different uses (e.g. cosmetics, pharmaceuticals) of kelp, we considered the kelp biomass extracted (in tons of fresh weight) as an indicator of all the potential uses of kelp. This proxy is similar to what is practiced in fisheries (amount of biomass fished) or agriculture (amounts of crops extracted). To estimate this ES, we considered the current extraction quota of 20% of total kelp biomass, as recommended by Bajjouk et al., (2015). This quota was established in the Molène archipelago in Brittany, the country's main area of kelp extraction. The indicator (in tons) was calculated at the national scale to quantify the potential supply of the ES, independent of the customs and uses specific to Brittany (Garineaud, 2017). We assumed that kelp is extracted at sites that have at least a minimum threshold of abundance due to extraction limits (i.e. time, money, and profitability).

$$\text{Kelp biomass extracted (in tons per year)} = \text{kelp biomass} \times \text{extraction quota (Eq. 1)}$$

S2: Alginate extracted for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals

Kelp are harvested mainly for the high concentration of alginic acid in their tissues. This polysaccharide is precipitated to obtain alginate powder, which is used in agri-food, medical, and cosmetic sectors as thickeners or as homogenising and gelling agents. We considered that the quantity of alginic acid (in

tons) that can be extracted from kelp is an indicator of the alginate extracted for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals service-

The literature indicates that the alginic acid concentration ranges from 24-30% of kelp dry weight (DW) (Perez et al., 1992). The concentration varies among parts of the algae (i.e. stipe, blade and holdfast) by season and location (Goujon, 2004). Therefore, we used a mean concentration of 27% of kelp DW to estimate the quantity of alginate that can be potentially extracted according to the quota (Eq. 2.1).

As kelp is harvested as fresh weight (FW), we transformed FW into DW. Based on the literature, we used a mean of 13% of DW in FW (Chung et al., 2013; Gevaert et al., 2008; Laffoley & Grimsditch, 2009)(Eq. 2.2).

$$\text{Quantity of alginic acid (in tons per year)} = DW \times \frac{27}{100} \text{ (Eq. 2.1)}$$

$$\text{where } DW = FW \times \frac{13}{100} \text{ (Eq. 2.2)}$$

and FW = kelp biomass extracted according to Eq. 1

2.2.2.2 Regulation and maintenance services

S3_N and S3_P: Nutrient cycling

Impacts of domestic and industrial wastewater discharge and diffuse pollution from agriculture are a particular concern for the health of marine biota (Fabricius et al., 2005). The quality of coastal water, monitored by multiple networks, depends on how wastewater is treated. The remaining untreated discharge is naturally buffered in the marine environment, within the limits of its ability, by specific organisms such as kelp, which can remove some contaminants (Camia et al., 2017). Filtration and sequestration of nitrogen (N) and phosphorus (P) can play an important role in mitigating eutrophication in coastal areas (Holdt & Edwards, 2014). We estimated this ES by using an indicator that takes into account the quantities of N and P (in tons), which are critical nutrients in ecosystems (De Groot et al., 2002), potentially sequestered in kelp tissues.

To estimate these quantities, we assumed median values of 2.82% of DW for N concentration (Gevaert et al., 2008) and 0.32% of DW for P concentration of the entire kelp (Huang et al., 2005). We then used the conversion from FW to DW (Eq. 2.2) to estimate the total quantity of N and P absorbed by kelp:

$$\text{Nitrogen sequestered (in tons per year)} = \text{kelp biomass} \times \frac{13}{100} \text{ (Eq. 2.2)} \times \frac{2.82}{100} \text{ (Eq.3.1)}$$

$$\text{Phosphorus sequestered (in tons per year)} = \text{kelp biomass} \times \frac{13}{100} \text{ (Eq. 2.2)} \times \frac{0.32}{100} \text{ (Eq.3.2)}$$

S4: Climate regulation

Kelp beds are considered one of the most productive ecosystems on Earth, with a high turnover of biomass (Laffoley & Grimsditch, 2009). They do not contribute to long-term carbon storage or mitigate against climate change, however, because they cannot store carbon below ground, and their turnover is extremely rapid, with most of their productivity being remineralised (Blamey & Bolton, 2018), consumed, or decomposed (Krumhansl & Scheibling, 2012). Nonetheless, kelp may play an indirect but significant role in carbon sequestration through photosynthesis by acting as carbon donors to recipient “blue carbon” habitats (e.g. seagrass meadows, deep sea, sediments), some of whose carbon may be stored in marine ecosystems over timescales relevant for sequestration (Fourqurean et al., 2012; Legge et al., 2020). Despite these uncertainties, carbon storage in kelp-dominated ecosystems is likely to be a function mainly of the standing biomass of kelp and associated understory algae; thus, we also considered short-term carbon sequestration. Thus the ES indicator calculated is the amount of carbon sequestered by kelp (in tons).

It is difficult to compare the wide range of estimates of kelp net primary production and standing crop as the methods used vary greatly among species and studies (Laffoley & Grimsditch, 2009). We used 3 kg C.m⁻².y⁻¹ for the quantity of carbon retained (i.e. the difference between carbon fixed and exuded) in dominant kelp ecosystems (Abdullah & Fredriksen, 2004):

$$\text{Carbon sequestered (in tons per year)} = \text{kelp distribution area} \times 3 (\text{Carbon}_{\text{fixed per unit area}}) \quad (\text{Eq. 4})$$

The kelp distribution area is obtained from the outputs of the ENM detailed in section 2.3.3.

S5: Regulation of salt water conditions

Due to high photosynthetic activity, kelp and macroalgae ecosystems release a massive quantity of dissolved oxygen (O₂) into the system. Water oxygenation is an essential function in marine ecosystems (Chen et al., 2012). Several items of the CICES classification can be related to this ecological process: breathing by animals, promoting the local presence of larval and juvenile fish (Smale et al., 2013), reinforcing lifecycle maintenance (Tempera et al., 2016), and providing a nursery service. The water oxygenation service also plays an indirect role in enhancing local fisheries (Campagne et al., 2015) and biodiversity of heritage interest for recreational activities and wildlife watching (Beaumont et al., 2008) such as snorkelling. Moreover, O₂ must be released to avoid eutrophication (Rabalais et al., 2009) by mediating waste, toxins, and other nuisances (Tempera et al., 2016). Water oxygenation also acts as

an environmental buffer by modifying the chemical composition of the atmosphere and the ocean (Vásquez et al., 2014).

We classified “water oxygenation” as an indicator of “regulation of the chemical condition of salt water by living processes” ES (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018), which encompasses all the associated impacts, and whose indicator corresponds to the quantity of O₂ (in tons) released by the kelp. As O₂ (in tons) is released through photosynthesis at the same time that carbon is fixed, we considered the rate of associated O₂ = carbon fixed $\times \frac{36}{12}$ (Vassallo et al., 2013) and multiplied it by the quantity of carbon fixed by kelp:

$$O_2 \text{ released (in tons per year)} = Carbon_{fixed} \times \frac{36}{12} \quad (\text{Eq. 5})$$

S6₁ and S6₂: Coastal protection

Kelp beds are known for their role in attenuating waves (Blamey & Bolton, 2018; Løvås & Tørum, 2001) and are assumed to protect the coastal shoreline from erosion and storms by changing the flow, sediment, and energy that pass through the system. However, the degree of ecosystem protection is non-linear (increasing as plant density increases), multifactorial and context-dependent (Pinsky et al., 2013). We estimated this ES from the presence of kelp at medium and high abundance classes (section 2.4) near the coastline. We used a geographical information system to measure the length of coastline along which a kelp seabed was located at a maximum distance of 1.5 km, using the “transect” function of QGIS software (QGIS.org, 2021). For this first indicator, we considered the total length of coastline (in km) located within 1.5 km of kelp areas.

As the benefit of an ES depends on how local actors perceive it, two complementary approaches were used to assess this ES. The first indicator (S6₁) quantifies the biophysical provision of coastal protection provided naturally by kelp, regardless of the actual demand for it (Sousa et al., 2016). The second indicator (S6₂), which was limited to urbanised coastlines (e.g. houses, towns, roads), is highly relevant for local residents and actors who perceive the spatial extent of this ES (i.e. protecting the coastline and buildings against erosion). For this second indicator, we considered only the length of urbanised coastline (in km) located within 1.5 km of kelp areas. The nature of the coastline (artificial or natural) was uploaded from the French GéoLittoral (<http://www.geolittoral.developpement-durable.gouv.fr/telechargement-en-ligne-donnees-geolittoral-a802.html>). We assumed that the number of urban areas would not increase on the French coast of the North Atlantic due to the French “Coastline law” (articles L321 of the French Environmental Code).

2.3 Ecological niche models

We predicted future potential kelp species distribution in the context of climate change to explore its impacts on the delivery of ES under RCP2.6 (i.e. rapid mitigation of anthropogenic climate change, optimistic) and RCP8.5 (i.e. business-as-usual, high carbon emission scenario, pessimistic) scenarios of the Intergovernmental Panel on Climate Change for 2041-2050 (IPCC, 2018). To this end, we used a modelling framework dedicated to marine species distributions at the local scale (Ben Rais Lasram et al., 2020). The modelling procedure has two main steps: (i) a bioclimatic envelope model (BEM) applied at the global scale and calibrated with coarse-resolution climatic grids and (ii) a habitat model applied at the local scale and calibrated with fine-grained habitat variables.

2.3.1 Species data

We collected *L. digitata* data at two spatial extents: global scale (to run BEMs as an initial filter; section 2.3.3) and local scale (to run habitat models as a second filter; section 2.3.3). *L. digitata* occurrences at the global scale were uploaded from the Ocean Biogeographic Information System (<https://obis.org/>) and Global Biodiversity Information Facility (<https://www.gbif.org/>). For the local scale, occurrences obtained from Raybaud et al., (2013) were added to the global data.

Data was not processed at this stage since the ENM framework we used (Ben Rais Lasram et al., 2020) includes a procedure for homogenizing occurrences to reduce the influence of sampling bias and correcting erroneous records.

2.3.2 Environmental data

Global environmental data for the BEM

To calibrate the BEM, we used decadal means of temperature and salinity downloaded from the World Ocean Database (WOD) 2013 V2, from 1955-2012 (1955-1964, 1965-1974, 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 and 2005-2012), with a spatial resolution of 0.25°. The data were then interpolated to a 5 arcmin resolution (1/12°) using bilinear interpolation.

Most studies using ENM to predict species ranges consider two periods, usually the middle and end of the 21st century. We used the two scenarios RCP2.6 and RCP8.5, but for only one period (2041-2050),

due to large uncertainties in changes in the socio-economic system that could occur (e.g. societal customs, uses of kelp ES).

Climate projections for the RCP2.6 and RCP8.5 scenarios for 2041-2050 were downloaded from three global circulation models from the Coupled Model Intercomparison Project Phase 5. We considered the 2005-2012 decade as the current baseline period and calculated projected anomalies between it and 2041-2050. These anomalies were then added to the observed mean temperatures and salinities for the same period of the WOD 2013 data.

Local environmental data for habitat models

We used five local habitat structure variables: depth, seafloor type, slope and slope orientations (eastwardness and northwardness). Data are available at EMODnet-bathymetry and EMODnet-seabedhabitats (<http://www.emodnet-seabedhabitats.eu/>) and have a 250 m spatial resolution. The seafloor type was aggregated into eight EUNIS categories: rock, coarse sediment, sand, sandy mud, muddy sand, fine sand, mud, and fine mud. We did not consider turbidity, as no reliable future prediction of it was available. As light is a function of both depth and water turbidity, we used depth as a proxy for light, which decreases as depth increases (Van Son et al., 2020).

2.3.3 Modelling procedure

After processing data to reduce sampling effort bias and to generate pseudo-absences (see Ben Rais Lasram et al., 2020; Hattab et al., 2014; Marchand et al., 2020 for a complete overview of the underlying assumptions), we ran BEMs at the global scale using global temperature and salinity variables as a first climatic filter. To this end, eight algorithms were run individually with the “BIOMOD2” package (Thuiller et al., 2009) of R software (RC Team, 2020): a generalized linear model, generalised additive model, multiple adaptive regression spline, boosted regression tree, random forest, classification tree analysis, flexible discriminant analysis, and artificial neural network. Each model was evaluated with a 3-fold cross-validation procedure by using a random sample of 75% of the initial data for calibration and the remaining 25% for validation. We used the true skill statistic (TSS) and continuous Boyce index (CBI) to assess the models’ predictive performance. Only algorithms that had CBI > 0.5 for all three permutations (i.e. were resilient to occurrence permutations) were retained. A threshold that maximises the TSS score of the eight algorithms was used to generate current and predicted binary outputs (presence/absence) (Thuiller et al., 2009).

We then applied the second habitat filter using the procedure as for the first filter, but with habitat variables. A species was considered present when both filters predicted its presence. Finally, we used the projected temperatures and salinity for 2041-2050 according to the RCP2.6 and RCP8.5 scenarios to predict the potential future habitat for *L. digitata* according to each of the eight algorithms. To reduce uncertainties, rather than retaining the algorithm with the best TSS, we used the weighted average consensus method to generate final projections (Thuiller et al., 2009).

2.4 Relating ENM outputs to ES indicators

2.4.1 Biomass estimation

All the ES indicators used in this study have a spatial dimension related to the spatial distribution of kelps, i.e. maps of probabilities of occurrence given by ENM outputs (probabilities that can be translated into binary occurrences by applying a threshold). Some of these ES indicators also required kelp biomass. To date, there is no data on the spatial distribution of kelp biomass available at the national level. Moreover, ENM project only distribution areas without considering biomass. Therefore, we estimated kelp biomass from maps of the probabilities of occurrence obtained by ENM. We assumed that higher probabilities of occurrence would imply environmental conditions strongly favourable for the species which could result in higher amounts of biomass produced. We also assumed that this relationship might not be linear and monotonous so we decided to build semi-quantitative indicator of biomass, i.e. probabilities of occurrence were grouped into classes, to which we then assigned biomass values.

We classified pixels (of the maps of the probabilities of occurrence obtained by ENM) into four abundance classes based on their position in the distribution of the probability of occurrence (greater than zero probability), as follows:

- i) Absent: pixels whose probability of occurrence lay below the 1st quartile (i.e. 1-42%), the related biomass is null.
- ii) Low: pixels whose probability of occurrence lay between the 1st and 2nd quartiles (i.e. 42-59%), the related biomass is B_{low}
- iii) Medium: pixels whose probability of occurrence lay between the 2nd and 3rd quartiles (i.e. 59-83%), the related biomass is B_{medium}
- iv) High: pixels whose probability of occurrence lay above the 3rd quartile (i.e. 83-92%), the related biomass is B_{high}

We then assumed that the total biomass in an area (B_{tot}) could be assessed as:

$$B_{\text{tot}} = r \times (P_{\text{high}} \times B_{\text{high}} + P_{\text{medium}} \times B_{\text{medium}} + P_{\text{low}} \times B_{\text{low}}) \text{ (Eq. 6)}$$

where B_{tot} is the total biomass in an area, P is the number of pixels of the given abundance class, and r is the spatial resolution (here 0.09 km²).

We assigned a biomass to each class of probability of occurrence by overlapping the map of probability of occurrence of *L. digitata* obtained from ENM to two maps obtained from (Gorman et al., 2013) and (Bajjouk et al., 2015). (Gorman et al., 2013) and (Bajjouk et al., 2015) are two main references in the ecology of kelps and provide biomass in two sites that are respectively Morlaix and Molène archipelago. Gorman et al., (2013) estimated 56,634 t of *L. digitata* in an area of 130 km² at Morlaix, while (Bajjouk et al., 2015) estimated 98,401 t of *L. digitata* in an area of 214 km² at the Molène archipelago. At the Morlaix reference site, only medium and low abundance classes were present, with 321 and 5 pixels, respectively. The kelp biomass in the area of Morlaix could be assessed as:

$$B_{\text{Morlaix}} = r \times (321 \times B_{\text{medium}} + 5 \times B_{\text{low}}) = 56,634 \text{ t (Eq. 7)}$$

We proceeded similarly with the biomass map of Gorman et al., (2013) at the Molène archipelago where the three abundance classes (high, medium and low) were present in 183, 456 and 798 pixels, respectively. The kelp biomass in the area of Molène could be assessed as:

$$B_{\text{Molène}} = r \times (183 \times B_{\text{high}} + 456 \times B_{\text{medium}} + 798 \times B_{\text{low}}) = 98,401 \text{ t (Eq. 8)}$$

By overlapping the map of probability of occurrence of *L. digitata* obtained from ENM (for the current period) and the biomass map of Bajjouk et al., (2015) and Gorman et al., (2013), we affected an average biomass to the classes B_{high} , B_{medium} and B_{low} . Then, we averaged the values obtained for each biomass class and manually calibrated them in order to reach the correct values of equations 7 and 8. The values retained are 2.0, 1.5, and 0.5 kg.m⁻² respectively for the high, medium, and low abundance classes. Then we replaced these values in equations 7 and 8 to check the correctness of our estimation. Our predictions have overestimated of 11.7% of the Morlaix results (Eq. 7), and underestimated of 23.1% of the Molène archipelago (Eq. 8). Applying equation 6 gives a total biomass in the whole study area of 2,159,235 tons for the current period.

Finally, in order to validate this assessed biomass, we compared it to a biomass value found in Garineaud, (2017) . Indeed, Garineaud, (2017) estimated that ca. 45,000 t of *L. digitata* are extracted each year in France (<https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/lieux-de-peche-de-peche-de-laminaires-du-finistere/>). As this quantity corresponds to 20% of the available total biomass (20% is the extraction quota according to Bajjouk et al., (2015)), we assumed that kelp biomass would equal five times the

biomass extracted i.e. 225,000,000 t. Our assessed biomass overestimated the published values (Bajjouk et al., 2015; Garineaud, 2017; Gorman et al., 2013) by 7%.

Once each biomass class is quantified for the current period, we used them to assess the future potential biomass by affecting each biomass class to the projected probabilities of occurrence under RCP2.6 and RCP8.5 scenarios for 2041-2050 and resulting from ENM. Finally, we estimated the average change in kelp biomass (expressed as a percentage) by subtracting the projected values under each RCP scenario from the current values (Table 10).

2.4.2 ES quantification

Using ENM outputs, i.e. species distribution (current and projected by 2041-2050 according to the RCP2.6 and RCP8.5 scenarios) and the related biomass, we calculated the ES current and future supply according to the 8 equations of the indicators (sections 2.2.2.1 and 2.2.2.2) that we found in the literature or we developed in this work and that have a spatial dimension (Tables 5 and 6). To do that, we first replaced the “kelp biomass” or the “kelp distribution area” variables in each equation by the current biomass or the current distribution area in order to quantify the current supply of each ES. After that, we did similarly with the projected biomass or the projected distribution area, obtained from EMN, under both scenarios in order to quantify the future supply of each ES.

By subtracting the projected and current values, we assessed the potential loss or gain of ES supply (under RCP2.6 and RCP8.5 scenarios) as a response to climate change.

3. Results

3.1 Current and future variation of kelp biomass

Current total *L. digitata* biomass was estimated at 2,159,235 t along the French coast (Table 10). Abundance was high from Concarneau to Barfleur, where 83% of the current estimated biomass was concentrated. This aggregation of kelp increased for 2041-2050 to 87% and 93% of the total predicted biomass from Barfleur to Concarneau for RCP2.6 and RCP8.5, respectively. Predictions for 2041-2050 revealed a global northward shift of *L. digitata* along the French coast. We predicted local extinction on the southern limit of its distribution (i.e. nearly complete disappearance south of Concarneau) and lower abundance along the northern limit (Fig. 28, see Annexe 6. for true spatial resolution). Overall, *L. digitata* had a similar range for the current period and both scenarios for 2041-2050. In contrast,

biomass decreased greatly: by 62% under RCP2.6 and 66% under RCP8.5. The medium abundance class dominated under RCP2.6, while the low abundance class dominated under RCP8.5.

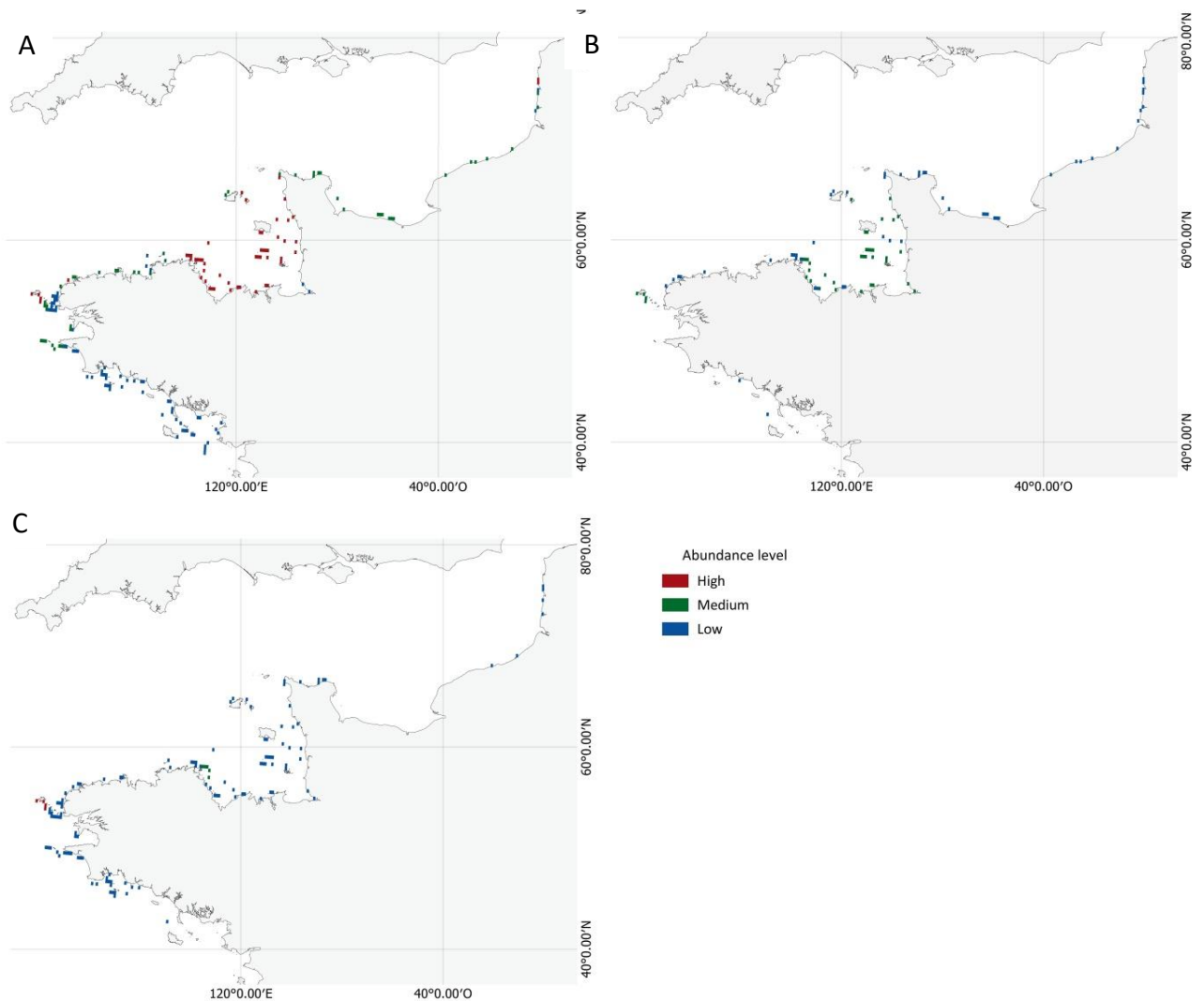


Figure 28 : (A) Current and predicted distribution of *Laminaria digitata* grouped into abundance classes for 2041-2050 under (B) RCP2.6 and (C) RCP8.5 scenarios. Pixel resolution is magnified ten times. See Annexe 6 for maps in true resolution).

3.2. Inventory of ecosystem services provided by kelp and indicators

From the literature review, we identified 20 ES provided by kelp along the French coast (Table 9), of which six ES could be projected by ENM (Table 10).

In the provisioning section, among the three classes of ES identified, two *indicandum* "Kelp harvested for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals" and "Alginates extracted for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals" have been estimated by respectively the indicators "Quantity of kelp biomass extracted" and "Quantity of alginic acid" and projected.

In the regulation and maintenance section, among the eleven classes of ES identified, four *indicandum* "Nutrient cycling" (estimated by two indicators "Quantity of nitrogen sequestered in kelp biomass" and "Quantity of phosphorus sequestered in kelp biomass"), "Climate regulation" (estimated by one indicator "Quantity of carbon sequestered in kelp biomass"), "Coastal protection" (estimated by two indicators "Biophysical provision of coastal protection provided naturally by kelp" and "Biophysical provision of protection coasts of urbanized provided naturally by kelp"), and "Regulation of salt water conditions" (estimated by one indicator "Quantity of O₂ released via kelp photosynthesis") have been projected.

All the ES indicators estimated in this study express flows of ES ecological supply (i.e. amount per unit time), at the exception of the indicators related to "Coastal protection" that express an ES capacity (i.e. the potential of the coastal ecosystems to buffer extreme events and protect the coastline).

Finally, among the six classes of ES of the cultural section, none could be quantified and linked to a spatial dimension.

Table 9 : Summary of the ecosystem services (ES) provided by kelp and examples of associated quantitative (Q) and non-quantitative (NQ) indicators. The ES are classified based on CICES v5.1. Bold text identifies the ES estimated and projected in this study. * indicates that the indicator is documented in the literature.

Section	Division	Group	Class of ES	CICES Code	Indicandum	Indicator and references	State
Provisioning	Biomass	Wild plants	Wild plants used for nutrition, material or energy	1.1.5	Kelp harvested for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals	S1: Quantity of kelp biomass extracted (in tons per year) (Eq.1)	Q
			Wild plants used for nutrition, material or energy	1.1.5.1	Alginate extracted for nutrition, cosmetics and pharmaceuticals	S2: Quantity of alginic acid (in tons per year) (Eq.2.1)*	Q
		Wild animals	Wild animals used for nutrition, material or energy	1.1.6.1	Increase in fisheries	Increase in the local abundance of commercially valuable species (Vásquez et al., 2014)	Q
Regulation & Maintenance (biotic)	Transformation of biochemical or physical inputs to ecosystems	Mediation of wastes or toxic substances	Filtration/sequestration/storage/accumulation by organisms	2.1.1.1	Nutrient cycling	S3_N: Quantity of nitrogen sequestered in kelp biomass (in tons per year) (Eq.3.1)* S3_P: Quantity of phosphorus sequestered in kelp biomass (in tons per year) (Eq.3.2)*	Q
			Regulation of the chemical composition of atmosphere and oceans	2.2.6.1	Climate regulation	S4: Quantity of carbon sequestered in kelp biomass (in tons per year) (Eq.4)*	Q
	Regulation of biochemical or physical inputs to ecosystems	Regulation of baseline flows	Control of erosion rates	2.2.1.1	Reduction of coastal erosion	Loss of sediment movement income (Arroyo et al., 2004)	Q
			Buffering and attenuation of mass movement	2.2.1.2	Wave damping and water velocity profile	Currents can be reduced by three time when kelp is present (Jackson & Winant, 1983)	Q
			Hydrological cycle and water flow regulation	2.2.1.3	Coastal protection	S6₁: biophysical provision of coastal protection provided naturally by kelp (total length of the coastline, in km) S6₂: biophysical provision of protection coasts of urbanized provided naturally by kelp (total length of the coastline, in km)	Q

		Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Gamete dispersal	2.2.2.1	Dispersal via kelp rafts	Kelp-exported detritus is used as long-distance dispersal by some species (Krumhansl & Scheibling, 2012)	NQ
			Seed dispersal	2.2.2.2			
			Maintaining nursery populations and habitats	2.2.2.3	Provide space, food and protection for biota	Increase in abundance of adult fish associated with kelp (Bertocci et al., 2015)	Q
		Pest and disease control	Pest & invasive species control	2.2.3.1	Protection of endemic species	Reduction in kelp was associated with an increase in invasive species (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018)	NQ
			Disease control	2.2.3.2	Balance and complexity of the trophic chain	Kelp maintain a balanced health condition of the system (Campbell et al., 2014)	NQ
		Water conditions	Regulation of the chemical condition of salt water by living processes	2.2.5.2	Regulation of salt water conditions	S5: Quantity of O₂ released via kelp photosynthesis <i>(in tons per year) (Eq.5)*</i>	Q
					Acidification regulation	Kelp can increase aragonite saturation by 0.1 over 24 km ² (Mongin et al., 2016)	NQ
		Cultural	Direct and in-situ interactions (depend on presence in the environmental setting)	Physical and experiential interactions	Active or immersive interactions, activities	3.1.1.1	Ecotourism
Passive or observational interactions, activities	3.1.1.2				Artistic inspiration	Number of artworks that represent kelp	NQ
Intellectual and representative interactions	Scientific investigation, creation of traditional ecological knowledge			3.1.2.1	Research subject	Public investment in research funding (Bennett et al., 2016)	Q
	Education and training			3.1.2.2	Public awareness	Number of “kelp” news hits, Number of books on kelp sold (Duarte et al., 2008)	Q
	Culture, heritage			3.1.2.3	Cultural legacy of “goémoniers” (kelp harvesters)	Historical harvesting of kelp for agricultural land amendment and production of soda and iodine (Garineaud, 2017)	NQ
Indirect and remote interactions	Spiritual, symbolic interactions			Symbolic meaning	3.2.1.1	Local identity	Number of registered heritage species near kelp beds (Vanhoutte-Brunier et al., 2016)

3.3 Current and projected potential values of kelp ES

Kelp ES are projected to decrease by 2041-2050, and more so under the RCP8.5 scenario, except for the carbon sequestration (S4) and water oxygenation (S5) indicators, both of which had the lowest projected decrease (24.53% and 43.85% under RCP8.5 and RCP2.6, respectively) (Table 10). The largest decrease in ES was protection of the urbanised coastline by kelp (S6₂) (98% and 86% under RCP8.5 and RCP2.6, respectively). The potential quantities of kelp extracted (S1) and alginic acid extracted (S2) both decreased by 70% under RCP2.6 and 91% under RCP8.5. The potential quantities of N (S3_N) and P (S3_P) recycled both decreased by 61% under RCP2.6 and 66% under RCP8.5. Several indicators were related to abundance and biomass, and thus to the spatial distribution of kelp. Thus, the locations where kelp were most affected were those with the greatest decrease in ES (except for indicator S6₁ and S6₂).

Table 10 : Potential ES indicator values for the current period and projections for 2041-2050 under the RCP2.6 and RCP8.5 scenarios.

Ecosystem service indicator	Code	Unit	Current Value	Predictions for 2041-2050			
				RCP2.6		RCP8.5	
				Value	Loss or gain	Value	Loss or gain
<i>Total biomass of kelp</i>		<i>t fresh weight</i>	2,159,235	829,890	-61.56%	729,540	-66.21%
Kelp biomass extraction	S1	t	377,793	112,491	-70.22%	34,011	-90.99%
Alginate extraction	S2	t	13,260	3,948	-70.22%	1,193	-90.99%
Nutrient cycling	S3 _N	t nitrogen	6,414	2,465	-61.56%	2,167	-66.21%
	S3 _P	t phosphorus	903.85	347.39	-61.56%	305.38	-66.21%
Carbon sequestration	S4	t	48,590	2,728	-43.85%	3,667	-24.53%
Water oxygenation	S5	t	14,577	8,185	-43.85%	11,001	-24.53%
Coastal protection (total vs. urbanised)	S6 ₁	km	930.65	259.85	-72.08%	36.83	-96.04%
	S6 ₂	km	76.64	10.17	-86.73%	0.77	-98.99%

4. Discussion

Assessing species range shifts on global, regional or local scales as a response to climate change using ENM has been largely practiced the last two decades and IPBES together with IPCC warned on the urgent need to assess the impacts of climate change on ES. By combining ENM and Ecosystem Services indicators, our work offers an original methodological framework to deal with this issue.

To our knowledge, studies using ENM to predict or project ES provided by biodiversity are still rare. For example, Civantos et al., (2012) used ENM to project future spatial distribution of terrestrial vertebrates that control invertebrate and rodent pests in agricultural ecosystems. The substantial reduction of these “pest-control providers” spatial distributions as a response to climate change is expected to reduce the pest-control service they provide. In this paper, authors considered several species but only one ES. In the marine realm, Lique et al., (2016) linked several biophysical and ecosystem modelling approaches to assess a set of ES in the Mediterranean Sea. Among these models, authors linked ENM to the lifecycle maintenance service of two fish species, the European hake *Merluccius merluccius* and the Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus*, by identifying their spawning and nursery habitats but without any future projection.

Kelps, that have been revealed as increasingly threatened by climate change while providing numerous ecosystem services to humans, appear as a relevant example to apply our approach that consider several ES and projections under two climate scenarios for the middle of the century.

As it is difficult to assess all ES provided by kelp, our work doesn't aim to estimate the whole bundle of ES but to demonstrate the relevance of the proposed methodological framework. We focused on six ES, among the 20 reviewed in the literature. These ES contribute directly to human well-being (i.e. provisioning and regulating services) and are projectable by ENM.

4.1 Projected kelp distribution

In response to climate change, many taxa are expected to shift their ranges towards higher latitudes to remain in environments around their optimum temperature (Lenoir et al., 2020). Our results revealed that kelp would follow this trend in part, shifting their southern limit northward due to local extinctions by 2041-2050 for both RCP scenarios 2.6 and 8.5. Overall, our results agree with the trends observed by Raybaud et al., (2013) and Wilson et al., (2019), even though our results are related more to a decrease in biomass than to changes in spatial distribution. The expected absence of a northward shift of kelp populations due to increasing temperatures may be caused by the low availability of subtidal rocky shores along the northern coast of France. Brittany would progressively become the last refuge for kelp in France (Fig. 28). This northern limit might decrease gene flow and adaptation to climate change, and possibly result in the disappearance of these populations and their ES, which could have strong impacts on human well-being and the overall functioning of coastal ecosystems.

Moreover, local loss of kelp biomass could occur more rapidly than projected by our models because we made the assumptions that kelp may disperse rapidly enough to keep pace with climate change. But kelp have a complex life cycle and, to date, little is known about their dispersal ability. Some

authors postulate that kelp disperse rarely more than a few kilometres (Kinlan et al., 2005) while others suggest they may disperse over a longer distance (i.e. hundreds of km) under particular current conditions (Gutow & Thiel, 2005).

4.2 Impacts of climate change on kelp ES supply

Current evidence indicates that increasing pressure on ecosystems is likely to decrease the supply of ES (Metzger et al., 2006; Schroter, 2005). For example, a decrease in the density and height of kelp canopies may hinder kelp's contribution to reducing erosion on sandy coastlines (Jackson & Winant, 1983). Our results showed that the decrease in kelp services is greater than the decrease in kelp biomass. As kelp form habitats, a shift in their distribution will disturb the coastal ecosystem's biotic and abiotic components at multiple spatial extents. All species directly or indirectly related to kelp are likely to be impacted due to cascading effects (Lorentsen et al., 2010), including ES that have not been estimated here. As expected, the decrease is greater for the RCP8.5 pessimistic scenario, despite a similar projected kelp range between the current period and 2041-2050, but with decreasing biomass.

The weakening of kelp species and the resulting loss of biotic competitiveness could change the community composition to alternative and transitional ecosystem states (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018). This change could shift the dominant species on the bed of the ecosystem from *L. digitata* to another kelp species, such as *Unidaria pinnatifida* (considered invasive; (Véto-Leclerc, 2019)) or *Sacchoriza polyschides* (the main competitor of *L. digitata*; (Engelen et al., 2011)), or to turf-dominated reefs (Gibson & Atkinson, 2003). However, these transitional states will change the type of ecological functioning, which will support biophysical services that differ substantially in characteristics and quantity (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018). Even though *L. digitata* would no longer provide the ES, replacing them with other ecosystems could limit the loss of the ES provided.

In particular, we predicted a substantial decrease in kelp and alginate extraction services in 2041-2050, which agrees with the decrease in extractions that has been observed in Brittany for several decades (Davoult et al., 2011). The supply of these two ES requires only harvesting activity, which is possible only with a minimum density of kelp, in order to ensure the economic viability of this activity. In France, the current *L. digitata* extraction service is located exclusively in Brittany, which has the highest abundance of kelp. Thus, a 70-90% reduction in potentially extractable biomass would challenge the extraction service and the industry that has been built around it (as well as the resulting cultural services, such as heritage, identity, and scientific research). Our estimate of kelp and alginate extraction services at the scale of France was thus a potential estimate based on the current quota and

practices. Thus, Brittany's current supply of ES corresponds to 13% of the potential supply (S1 & S2) calculated at the national scale for the current period. This can be explained in part because no industry currently exploit kelp outside Brittany, despite its presence along other French coasts.

Despite a projected decrease in potential extraction of kelp of 70.22% and 90.99% under RCP2.6 and RCP8.5 scenarios, respectively, we projected that the supply of the extraction service will be 22% and 35% of the potential supply in Brittany and on a national scale, respectively. Thus, the potential to provide the extraction service will decrease less in the currently regulated areas than elsewhere. We can expect a disappearance of the kelp industry which will have major socio-cultural consequences in coastal regions. This requires increasing awareness of the importance of this ecosystem, as well as appropriate conservation measures.

4.3 Potential shortcomings of the study

The shortcomings of ENM are often discussed in the literature (Yalcin & Leroux, 2017), which holds true for the biomass that we estimated. Translating a probability of occurrence into abundance or biomass is a major issue in ENM when the current georeferenced biomass is not available. Methods to estimate macroalgal standing crops in wild assemblages include *in situ* and remote sensing analyses. More recently, allometric equations have been developed to estimate kelp biomass (Stagnol et al., 2016; Van Son et al., 2020). At the local scale, previous studies have estimated standing kelp biomass at the Molène archipelago (Arzel, 1998; Bajjouk et al., 2015; Piriou et al., 1987). However, differences in the methods used resulted in large differences in estimated stocks and distributions (Bajjouk et al., 2015; Gevaert et al., 2008). The method of translating quartiles of occurrence probability into biomass classes, calibrated using estimates from previous studies is obviously perfectible but it allows at least to assess the biomass where data is not available.

Although global georeferenced data have become more available recently for species occurrence data and environmental variables, sampling bias due to diverse and/or non-standardised monitoring surveys could increase the risk of oversampling (e.g. in accessible areas or areas with a long history of monitoring). Many regions lack reliable information on the structure and spatial extent of kelp beds, in part because shallow rocky reef habitats are logistically difficult to sample at large spatial scales (Teagle et al., 2017). Consequently, occurrence data often represent a biased sample of species populations, which can influence ENM calibration (Guillera-Arroita et al., 2015). We addressed these issues by combining referenced large-scale occurrences with independent local estimates of kelp biomass and by using a modelling framework that eliminates the influence of sampling bias (Ben Rais Lasram et al., 2020) while controlling the occurrences manually.

Ranges of many species may contract faster than models have predicted, as ENM are likely to be too conservative. For example, ENM do not consider changes in the distribution of favourable habitats caused by forcing factors such as increased sea level, water-column stratification, and sand displacement. Moreover, climate change can intensify the influence of other forcing factors, such as heatwaves (Wernberg et al., 2019), storms, invasive species, and water acidification (Harvey et al., 2013; Valero et al., 2011). Furthermore, an increase in temperature decreases O₂ and CO₂ solubility and influences photosynthesis (Raven et al., 2017). This could influence kelp's growth, ability to reproduce and, more generally, physiology (Laffoley & Grimsditch, 2009). Some studies argue that along with an increase in CO₂ concentrations, ocean warming may benefit kelp species. Kelp could adapt to increased atmospheric CO₂ by increasing growth rates (Harvey et al., 2013) and to increased temperature by increasing thermal optima for key physiological processes (Koch et al., 2013).

Multiple concurrent stressors (e.g. climate, anthropogenic and non-climate related) act synergistically rather than in isolation, so that the total impact is far greater than the sum of individual stressors (Harvey et al., 2013). Our models are thus likely to underestimate the impact of climate change on future dynamics of kelp, and kelp could lose distribution more rapidly than expected. As this study shows, the predicted decrease in kelp will also impact the associated food web, the structure and functioning of the dominant kelp ecosystem, and the ES provided that depend on it.

In this study, we considered a limited set of ES because of the limitations related to the quantification and mapping of ES. Moreover, considering the lack of available empirical or modelled data, and the difficulty to assess ES demand, our ES assessment was limited to the potential supply. Besides, we made strong assumptions that a decrease in biomass would lead to a decrease in ES supply although the relationship is not linear (Koch et al., 2009).

Finally, we didn't consider social aspects related to ES supplied by kelps though they are important to address policy and societal issues.

4.4 Management implications

This study provides an assessment of the loss of ES provided by kelp as a consequence of climate change. Climate change along with kelp harvesting are considered as the most critical stressor of kelp beds (Araújo et al., 2016).

Indeed, kelp harvesting may fragment populations, and associated assemblages may not have time to recover (Christie et al., 1998). Kelp harvesting has been regulated for a long time (Frangoudes, 2011),

and despite tightly regulated practices, direct removal of kelp has considerable implications for population structure and ecosystem functioning, and the practices of extraction could accelerate the local extinction of kelp (Christie et al., 1998; Krumhansl & Scheibling, 2012). Thus, climate change and harvesting act in synergy and could bring kelp beds to high biomass reduction or local extinction.

Unless we can counter the climate warming, that despite reductions in greenhouse gas emissions will reach at least 1.5° in the next decades (IPCC, 2018), there is an urgent need to sustainably manage kelp harvesting in order to mitigate the effects of climate change. Indeed, dense kelp beds where the harvesting pressure is limited could be more resilient to climate change.

To that aim, it would be necessary to update the current practiced quota harvesting (that is of 20% of total kelp biomass in France, Bajjouk et al., (2015)) and to allocate harvesting effort in a way that explicitly incorporate the influence of climate change based on future distribution areas and biomass. This requires more knowledge on the life history traits and physiology of the specie and its plasticity and adaptation to climate change as well as on its dispersal capacities. This could help to explore whether kelp would disperse rapidly enough to keep pace with climate and to identify future hotspot areas where harvesting effort could be allocated. This could avoid bringing the specie to local extinction in areas where biomass is expected to decrease or populations to be isolated.

Another option that could reduce the harvesting pressure on kelp could be aquaculture. Kelp aquaculture is a promising solution to maintain the provisioning services (Peteiro, 2018), but it remains in its infancy in Europe and will have to overcome several constraints to become a reliable alternative to the biomass supplied by wild harvesting (Gentry et al., 2020). In addition, kelp aquaculture could reduce the extraction pressure on wild populations and provide certain ES to fulfil several strategies for adapting to climate change (Chung et al., 2017), such as nutrient absorption (Gentry et al., 2020). On the other hand, kelp cultivation could negatively impact local ES, however, as they could change local patterns of water flow and cause organic enrichment of sediments (Krumhansl & Scheibling, 2012). Impact assessments are required to explore the sustainability of such an activity.

Finally, by integrating explicitly kelp forests as a vulnerable habitat in the European Habitats Directive (instead of considering them as simply components of “reef” habitats (Beck & Airoldi, 2007; Teagle et al., 2017)), they could benefit from conservation measures as a priority. Conservation measures include harvesting control and also design of marine protected areas that take into account current and future kelp distribution areas.

Overall, using ENM to project future ES supply will help to manage kelps by opting for alternative uses combined with conservation measures.

5. Conclusion and perspective

While conservative ecosystem-based management is required to harvest marine resources sustainably, baseline knowledge of the structure and functioning of kelp ecosystems at the regional scale is currently lacking (Smale et al., 2013). This creates an urgent need to develop rapid and effective methodological frameworks that can guide and monitor management strategies under the European Union's Marine Strategy Framework Directive by taking into account the effects of climate change. In this context, our approach combines Ecological Niche Models and ecosystem services indicators to assess the potential loss of ES supplied by kelps that humans would undergo as a response to climate change. This loss assessment could help to convince decision makers to better manage kelp beds in order to mitigate the effects of climate change.

Perspectives for future studies include additional simulations based on general social-economic trends (e.g. "sustainable well-being" vs. "fossil-fuelled development") that will result in changing the path of the use and supply of marine ES (Cabral et al., 2015). Aiming for sustainable use of ES challenges the ability to relate biodiversity to ecosystem functions and services in integrated mechanistic models. Trait-based models, based on quantitative relationships between trait-based metrics and ES provided by an ecosystem, are a promising tool for adjusting our methodological framework (Lavorel et al., 2017). Using the ecological features of kelp, such as plant density, the length of the thallus (Van Son et al., 2020) and how kelp interact with other species (Thuiller, 2004) and/or respond to pressures, could provide insights into how the species provides ES and thus reduce uncertainty in ES projections.

Conclusion générale et perspectives

1. Rappel des objectifs et contexte

De façon directe et indirecte, l'être humain est à l'origine de changements rapides et généralisés du fonctionnement des écosystèmes, notamment marins et côtiers, depuis plusieurs décennies. Ces perturbations dépassent déjà les seuils de tolérance des espèces et des habitats marins, entraînant des extinctions locales, des migrations, et une réduction globale de l'état de santé des écosystèmes. Sachant que les masses aquatiques mondiales, et celles de la Manche en particulier, vont continuer de se réchauffer au cours du XXI^e siècle (IPCC, 2022), cette érosion de la biodiversité est l'un des défis majeurs auxquels l'Humanité sera confrontée.

En effet, la durabilité de nos sociétés et de nos activités est conditionnée par les services rendus par des écosystèmes en bon état écologique. Pour limiter l'érosion de la biodiversité et des services écosystémiques (SE) qui en résultent, des actions adaptées et durables sont nécessaires. Evaluer les effets des perturbations anthropiques sur la fourniture en services écosystémiques permet notamment, par la compréhension du fonctionnement des relations Humain – Nature, de mieux comprendre les changements s'opérant au sein des écosystèmes. Le travail présenté dans ce manuscrit s'inscrit dans ce contexte et tente de répondre aux objectifs en proposant une méthodologie et les résultats d'une évaluation des effets du changement global (e.g. les activités anthropiques et le changement climatique) sur la fourniture en SE des habitats benthiques de la Manche orientale, une zone particulièrement perturbée.

La notion de SE est un concept scientifique qui a émergé il y a une vingtaine d'années et qui est encore peu développé aujourd'hui pour le milieu marin. La synthèse présentée dans le premier chapitre « Etat de l'art du concept » a mis en avant quelques lacunes importantes dans les connaissances scientifiques dans ce domaine, notamment lorsqu'il s'agit de réaliser des évaluations pragmatiques de SE, avec : (i) une forte hétérogénéité des connaissances et de l'application du concept au sein des écosystèmes marins, avec des milieux côtiers et des habitats benthiques remarquables plus étudiés que d'autres (éléments ressortis des entretiens et de la bibliographie) ; (ii) des connaissances incomplètes sur les liens existant entre SE, fonctions écosystémiques et biodiversité ; ainsi (iii) qu'un manque de comparabilité entre les études en raison de la diversité des sujets étudiés, du vocabulaire et des méthodes employées. L'hétérogénéité des connaissances est à ce jour, un problème universel en science, mais apparaît comme d'autant plus important avec la notion de SE en milieu marin. Si le nombre d'évaluations temporelles des SE reste faible ces dernières années, des changements des usages (Cabral et al., 2015), des évolutions de stocks (Selim et al., 2016) ou des modifications d'états des écosystèmes (Kermagoret et al., 2019) mettent en évidence des modifications sur la fourniture

biophysique des écosystèmes. Les activités anthropiques sont d'origines multiples et interconnectées, leurs effets sur les SE ont été évalués en dissociant différents aspects et en proposant plusieurs approches. La première approche a permis d'explorer les conséquences de l'impact cumulé exercé par les activités anthropiques sur les SE fournis par une multitude d'habitats benthiques de la Manche orientale ; la seconde a permis d'identifier les évolutions futures des SE d'un habitat remarquable, les laminaires, sous l'influence du changement climatique. Dans les deux cas, j'ai adapté des cadres méthodologiques : une étude de Risques Cumulés (RCE) dans la première approche (Chapitre 2) et une combinaison de modèles de niches écologiques/indicateurs de services écosystémiques dans la deuxième (Chapitre 3).

2. Synthèse des principaux résultats

2.1 Vulnérabilité de la bande côtière et synergie entre les pressions

Les activités anthropiques, quelles qu'elles soient, de par leur présence, génèrent des pressions qui induisent des risques d'impacts sur les écosystèmes, localement exposés. Les résultats présentés dans le chapitre 2 montrent que ces risques se concentrent à proximité de la bande côtière, notamment en raison de la présence démultipliée d'activités (dont celles basées à terre) et ce, quels que soient les habitats benthiques à proximité. Ce risque d'impact génère une vulnérabilité de la fourniture en services. La vulnérabilité de la fourniture en SE est également concentrée sur la côte, et coïncide avec les zones de fort risque, notamment en raison de la forte fourniture en SE des habitats benthiques intertidaux. Si on s'attache à la localisation de la fourniture en SE, ceux de régulation et maintien sont par contre majoritairement fournis au large et dans les estuaires. La fourniture en SE de régulation et de maintien apparaît donc comme spatialement et négativement corrélée à la fourniture en SE d'approvisionnement (ce qui est concordant avec d'autres situations, selon Kenward et al., (2011)), et ce qui est vrai dans une moindre mesure pour les SE culturels, dont la fourniture est concentrée sur la côte. Une partie des SE culturels et d'approvisionnement nécessitent la présence d'usages pour pouvoir être perçus, la perception est donc fortement liée à l'accessibilité (i.e. la distance à la côte). Il apparaît que l'accessibilité influence la façon dont les SE sont perçus, évalués et conservés (Fisher et al., 2009)

2.2 La vulnérabilité des SE et le cas emblématique des SE d’approvisionnement

La littérature est majoritairement concentrée sur les SE d’approvisionnement et les activités d’extraction associées, ce qui a rendu l’évaluation des autres activités et SE plus complexes. Pourtant, ce ne sont pas ces SE qui apparaissent comme les plus vulnérables, cela souligne un besoin d’évaluation de SE plus diversifié, dans un contexte de changement climatique.

Une attention particulière est apportée dans la littérature aux SE d’approvisionnement et à leurs usages d’extraction, dont les activités sont historiquement liées à des facteurs et des enjeux économiques forts dans la Manche (i.e. la pêche benthique, l’extraction de granulat). En effet, la mise en place d’usages implique un effort (en terme de temps et de rendement économique), qui nécessite une quantité minimum de SE fourni pour pouvoir être rentable. Ceci fait que les activités extractives étudiées sont principalement celles associées à un fort intérêt économique, au détriment des autres. Par exemple, la pêche récréative s’ajoute à la pêche commerciale en ce qui concerne la pression exercée sur les stocks d’espèces, mais les volumes prélevés dans le cadre de la pêche récréative restent rarement évalués et difficilement chiffrables, elle représenterait environ 5% du volume de la pêche professionnelle en 2011 (Levrel et al., 2013). Une estimation qui semble aujourd’hui largement sous-estimée pour des espèces dont la pêche et la consommation sont inscrites dans la culture des populations côtières (e.g. le bar ou la moule dans le cas de la Manche orientale).

De par leur nature extractive, ces activités exercent des pressions sur les processus de l’environnement (stocks, habitats et biodiversité) dont elles sont dépendantes. Parce qu’elles génèrent des pressions physiques (dans la majorité des cas), ces activités sont celles générant localement le plus de risques d’impacts sur les écosystèmes et modifiant le plus les communautés benthiques (e.g. l’extraction de laminaires étant considérée comme l’une des causes majeures de la régression locale de ces espèces (Vásquez et al., 2008)), auxquelles s’ajoutent des pressions plus locales (e.g. les polluants) dans les zones exploitées. Les activités d’extraction sont les plus dépendantes de l’état de santé des écosystèmes et sont, dans le même temps, les activités dont la durabilité est la plus compromise.

Ces deux facteurs économiques et écologiques, font que les SE d’approvisionnement sont les plus étudiés dans la littérature, au détriment des autres SE.

Les activités extractives sont par définition, les activités dont la durabilité est la plus compromise. Cependant, dans le cas des laminaires, les résultats de l’étude montrent que ce ne sont pas les services les plus en diminution du fait du changement climatique. Dans le cas amené dans le deuxième chapitre, les habitats fournissant le plus de SE d’approvisionnement n’apparaissent pas comme les plus exposés, malgré la présence nécessaire d’activités d’extraction. Concernant les SE culturels ; ils apparaissent

comme les SE les plus vulnérables, car les zones de forte vulnérabilité en SE coïncident le plus avec les zones de fourniture en SE culturel. Ces résultats s'accordent avec ceux de l'IPBES qui considère que nombre de ces services (d'approvisionnement) sont stables ou en augmentation (IPBES, 2019). Et lorsque l'IPBES observe la pression de surpêche, il met en évidence que cette pression est la seule des cinq facteurs de pression principaux en voie de diminution dans la Manche (IPBES, 2018a).

Il en est ressorti, la nécessité de porter notre attention sur les autres types de SE, moins évalués à l'heure actuelle, par rapport aux SE d'approvisionnement en nutrition. Malgré le fait qu'ils ne sont pas associés à de fortes activités économiques, les SE de régulation et de maintien sont intéressants à évaluer à travers leurs estimations biophysiques. D'ailleurs, la fourniture en SE de régulation et maintien est positivement corrélée aux mesures de conservation de la biodiversité (Kenward et al., 2011). Cette importance se renforce par le fait que ces SE s'inscrivent dans les politiques actuelles de gestion du climat via la réduction des gaz à effet de serre, afin de réduire les effets du changement climatique.

2.3 Habitats remarquables et problématiques de conservation

Les habitats intertidaux remarquables apparaissent comme ceux fournissant le plus de SE en raison de leur forte accessibilité, mais demeurent les plus sensibles aux pressions. De par les nombreux services fournis par ces habitats et le fait qu'ils abritent une biodiversité généralement élevée (sauf dans le cas de certains habitats, tel que les plages intertidales), ces habitats sont sujets de multiples attentions (perception, protection, suivi) qui vont tendre à leur patrimonialisation (i.e. processus socio-culturel transformant une espèce en patrimoine naturel, digne de conservation et de restauration), ce qui va induire une meilleure connaissance et nombreux recueils de données. Un lien positif existe entre la biodiversité d'un habitat, ses fonctions écologiques et les services fournis. Ce lien reste encore mal compris et est contexte dépendant (Duarte et al., 2000 ; Duncan et al., 2015). Il apparaît dans les résultats produits dans le cadre de cette thèse que plus un habitat est important (i.e. en termes de fonction écologique), plus il est essentiel pour la société. De ce fait, plus cet habitat sera susceptible d'être exposé à un risque d'impact par la présence locale d'activités (extractives, culturelles, ...), et plus son étude semblera importante à mener, dans l'objectif d'agir contre son érosion. Ces deux critères (i.e. l'importance pour le fonctionnement des écosystèmes marins et l'exposition aux facteurs de changement) font d'ailleurs partie de la démarche de priorisation menée par l'EFESE-mer pour identifier les habitats à enjeux, dans l'objectif de leur gestion durable et intégrée (EFESE, 2018). Un troisième critère participant à cette démarche de priorisation est l'influence que les mesures de gestion envisageables peuvent avoir sur les changements écologiques subis par l'habitat. Ce troisième

critère apparaît comme intéressant à intégrer dans la planification des activités (i.e. le deuxième chapitre), car il permettra, par avis d'experts, de pouvoir prioriser des mesures de gestion lors d'une potentielle scénarisation des activités anthropiques en Manche orientale. Ces critères de priorisation tendent à la valorisation des recherches et la réhabilitation des habitats remarquables (i.e. les salines dans le cas de Caro, (2020)), conformément aux objectifs des autorités locales pour de multiples raisons socio-culturelles (Texeira et al., 2018 ; Irvine & Herrett, 2018).

Dans le deuxième chapitre, ces habitats remarquables n'apparaissent pas comme les habitats les plus exposés aux risques cumulés. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait qu'une partie de ces habitats soient protégés par des statuts de conservation qui régulent la présence d'activités dans leur proximité. La patrimonialisation de la nature participe à la prise de conscience des enjeux de conservation. Toutefois, en milieu marin, comme dans les autres écosystèmes, la patrimonialisation d'espèces emblématiques a parfois tendance à dissimuler des problématiques de conservation plus ordinaires ou plus difficiles à appréhender. C'est le cas, par exemple lorsque les gestionnaires délaissent les moyens qui ont pu être mis en place à un moment donné pour d'autres habitats, considérés comme plus « communs ». Si les objectifs surfaciques de la protection du milieu marin sont réalisés, il faut noter qu'une part importante des zones à enjeux fort échappe à ces protections par la mise en place de moyens hétérogènes, ce qui limite parfois fortement leur capacité d'action et l'efficacité globale du dispositif (EFESE, 2018). Les nombreuses valeurs sociales associées aux écosystèmes marins et à leur patrimonialité rendent compliquée l'évaluation des écosystèmes (Kenter et al., 2015). Ces valeurs sociales peuvent à la fois être considérées comme un processus global qui tend vers l'universalité et peut être approché comme un stock à gérer, et à la fois être considérées comme un processus personnel, fondé sur la perception individuelle de tout à chacun (EFESE, 2018).

La patrimonialisation de l'espace marin est ainsi considérée comme un processus impliquant la perception de la société (et non seulement des politiques et gestionnaires). Ainsi, pour étudier les valeurs culturelles associées au patrimoine marin, il convient d'employer des méthodes participatives afin d'en obtenir une représentation correcte (EFESE, 2017).

2.4 Conséquences du changement climatique et des déplacements d'espèces sur la fourniture en SE

Du fait du changement climatique, la modification de la distribution des espèces vers les eaux plus froides (vers les pôles ou les profondeurs) est un phénomène bien documenté chez les espèces

marines (Langan et al., 2021). Si ce phénomène est observé de façon importante pour les espèces présentant de fortes capacités motrices et migratoires, telles que les poissons (Wiens, 2016), la modification des aires de distribution reste moins importante pour les espèces faiblement mobiles, telles que les espèces macrobenthiques (Dauvin, 1997). Dans le cas des laminaires, en ne prenant en compte que le changement climatique comme source de variation des conditions environnementales (cf chapitre 3), les effets de ce changement se traduisent par une extension géographique des régions où les conditions sont devenues défavorables aux laminaires, et à l'inverse, une diminution des régions où les conditions leur sont favorables. Ce schéma semble à la fois s'opérer de façon similaire pour d'autres espèces d'algues benthiques (Raybaud et al., 2013; Gallon et al., 2014), ainsi que pour de nombreuses espèces macro-benthiques d'eaux froides de la Manche (Gaudin, 2017). Ces dernières se voient remplacées de leurs aires de distribution initiales par des espèces d'eaux chaudes. Toutefois, ces espèces faiblement mobiles peuvent être limitées dans leurs capacités de migration lorsqu'elles rencontrent des barrières géographiques ou se retrouvent dans des zones d'habitats benthiques incompatibles (i.e. respectivement, la pointe du Cotentin (Jolly, 2005) et l'estran sableux des côtes au nord de la zone d'étude dans le cas des laminaires). En plus de ne pas prendre en compte les barrières bio-géographiques, les ENM (Modèles de Niche Ecologique) ne projettent que les habitats favorables à l'espèce et ne prennent pas en compte les capacités de migration, qui demeurent faiblement connues chez ces espèces (Robuchon, 2014). De ce fait, la réduction prédite des habitats et des espèces benthiques par ces modèles peut être sous-estimée. Il en va de même pour les services qu'ils fournissent, alors même que nos résultats montrent que tous les SE fournis par cet écosystème sont amenés à diminuer. Dans le cas des laminaires, la perte future de SE est globalement plus importante que l'érosion des fonctions écologiques (i.e. de l'écosystème lui-même). Cependant, ce n'est pas pour autant que ces SE vont disparaître : les SE peuvent toujours être fournis en quantité ou en qualité différente par d'autres organismes, suite à la modification de l'état des écosystèmes, ou aux remplacements de communautés (par d'autres). Dans le chapitre 3, comme l'emploi d'un ENM est centré sur une espèce, les évolutions de SE suite aux modifications des relations trophiques n'ont pas pu être étudiées. Pourtant, les effets du changement climatique se traduisent également par une modification des communautés et des réseaux trophiques liée au déplacement des espèces et des communautés, qui viennent altérer le fonctionnement des écosystèmes et de leurs fournitures en SE (Anderson et al., 2011). Pour aborder cela, il serait d'abord nécessaire de projeter la distribution de plusieurs espèces à l'aide des ENM (Le Marchand., et al., 2020). Ensuite, une deuxième étape serait de modéliser les relations trophiques actuelles et futures, cette modélisation peut être réalisée avec le logiciel Ecopath with Ecosim (EwE) (Serpenti et al., 2021). Cet outil projette les flux d'énergie entre différents groupes fonctionnels, du plancton aux mammifères marins (Christensen & Walters, 2004). Dans un premier temps, cette modélisation serait à effectuer pour les communautés d'algues

benthiques, pour ensuite potentiellement modéliser et intégrer l'ensemble des groupes fonctionnels composant le réseau trophique (Siya et al., 2020). Enfin, ces groupes fonctionnels pourraient être associés à des indicateurs de SE issus de la littérature.

Néanmoins, avec le déplacement des espèces vers les pôles, les flux de matière et d'énergie auxquels sont associés les SE peuvent aussi bouger, et présenter des aires de fourniture différentes (Costanza et al., 2008). Ainsi on peut s'attendre à un déplacement des aires de fourniture des SE vers les pôles, tandis que les aires de demande en services pourront ne pas bouger. Les implications de ces déplacements d'aires de fourniture de SE restent faiblement étudiées, tandis que les mesures de gestion en réponse aux déplacements d'espèces et SE sont encore moins étudiées, dans un contexte de changement climatique (Madin et al., 2012). Cela peut avoir des implications socio-économiques importantes pour les communautés côtières, avec par exemple la perte d'espèces culturellement importantes localement. Cela impactera plus particulièrement les services d'approvisionnement ou culturels, liés aux usages. Cependant les effets socio-culturels sont très variables suivant les espèces et lieux (Madin et al., 2012), mais il peut en résulter une perte locale de SE (Battaglene et al., 2008). Dans ce sens, l'étude de l'impact du changement climatique sur la fourniture en SE est importante car elle fournit des indications qui permettront de mettre en place des stratégies et des réponses adaptatives et de proposer des outils de gestion face à la poursuite des déplacements des aires de répartition liés au climat.

3. Complémentarité et limites des approches méthodologiques

Dans les deux approches utilisées dans cette thèse, la même méthodologie d'évaluation des SE n'a pu être appliquée en raison de différentes données accessibles et d'objectifs différents. Cela restreint les points de comparaison entre les deux études et leurs résultats, toutefois, ces deux méthodologies offrent une complémentarité dans leurs approches et dans les résultats apportés.

Les composantes principales de l'évaluation des SE, telles que les modèles biologiques (fournissant les SE), les approximations de SE et les perturbations anthropiques, ont été abordées de différentes manières. Le Tableau 11 apporte un rappel synthétique des différentes entrées choisies pour les deux études et apporte de ce fait une vue d'ensemble globale des points communs / points de divergence et donc des éléments de comparaison qui seront développés ci-dessous.

Tableau 11 : Récapitulatif des deux approches adoptées dans cette thèse

		Chapitre 2	Chapitre 3
Objectifs	Dimension du sujet/Objet d'étude	Vulnérabilité de la fourniture en SE	Evolution de la fourniture en SE
	Sources de pressions anthropiques	Activités anthropiques + forçages climatiques	Forçages climatique
Modèle d'étude	Modèle biologique	16 habitats benthiques	Une espèce : <i>Laminaria digitata</i>
	SE considérés	10 SE (2 approvisionnement, 6 de régulation et maintien et 2 culturels)	6 SE (2 approvisionnement, 4 de régulation et maintien et 0 culturels)
Méthodes d'évaluation	Outils	Etude de Risque Cumulé (RCE)	Modèle de Niche Ecologique (ENM)
	Approche	Cartographique et descriptive	Cartographique et prédictive
	Source de service	Description d'habitat	Attribut de l'écosystème/Facteurs biologique (biomasse, distribution)
	Evaluation de service	Semi-quantification	Quantification
Activité/Pression	Activité/pression considérées	15 pressions générées par 19 activités	2 variables climatiques et 4 variables d'habitat
	forçages climatiques	Augmentation des températures et érosion	Augmentation des températures et salinité
Données	Modèle biologique	Cartographie d'habitat (Eunis)	Occurrence d'espèces (Obis & Gbif)
	Activité/pression anthropique	Donnée d'activité géoréférencée	Variables d'habitat et climatiques
	Sensibilité des habitats	Matrices + dire d'experts	Niche écologique/ gamme de tolérance
	Fourniture en service	Matrices + dire d'experts	Indicateurs provenant de la littérature

3.1 Les modèles biologiques

En écologie marine, l'évaluation du compartiment benthique s'effectue à travers différents modèles biologiques et la modalité d'évaluation dépend généralement de la disponibilité des données. Le compartiment benthique de la Manche est l'un des mieux connus. Des travaux ont précédemment cartographié la distribution spatiale de plusieurs espèces (majoritairement celles à intérêt commercial), ainsi que les principaux grands types de communautés benthiques à différents endroits de la Manche (Cabioch & Gentil, 1975; Cabioch & Glaçon, 1975, 1977). Plus récemment, la distribution spatiale des espèces représentatives des communautés du compartiment benthique, ou leur composition, a été évaluée à l'échelle de la Manche orientale (Foveau, 2009). Les échelles et résolutions de chaque étude étant spécifique, ces données n'ont pu être intégrées dans le cadre de cette thèse.

Dans l'étude présentée dans le deuxième chapitre, les entités fournissant les SE ont été approximées par l'utilisation des cartographies d'habitat Eunis existantes, en adoptant une approche cartographique et descriptive. Nous nous sommes notamment intéressés à un habitat sensible au changement climatique et fournissant de nombreux services, l'espèce de laminaire *Laminaria digitata* (Smale et al., 2013). Dans le chapitre 2, j'ai utilisé les matrices de relation pour évaluer la fourniture de cet habitat « A3.21 : Laminaires et algues rouges sur roche sous hydrodynamisme modéré » dans sa capacité de fourniture en SE à dire d'experts. Dans cette étude, les laminaires étaient un habitat parmi d'autres habitats qui ont été choisis et évalués. Néanmoins, il est important de noter que cette espèce, décrite comme ingénieure, est considérée dans la littérature parfois comme une espèce, comme un habitat et/ou comme un écosystème. Dans le Chapitre 3, en choisissant de la considérer en tant qu'espèce et en centrant mon étude sur cette espèce, il a été possible de modéliser et prédire sa présence, spatialement ou temporellement (sous différents scénarios), à partir de données d'occurrences observées.

Dans l'étude présentée dans le chapitre 2, la variabilité spatiale et temporelle des habitats n'a pu être abordée, en raison de l'utilisation d'une méthode matricielle (ou méthode par substitution (cf. chapitre 1 section 3.2)), où chaque classe d'habitat est uniforme et correspond à une seule valeur (de sensibilité, de fourniture en SE) (Hou et al., 2012). A l'inverse, dans le chapitre 3, la variabilité spatiale des fonctions écologiques de l'habitat a pu être évaluée par la distribution spatiale et la biomasse de laminaires présentes, estimées à partir des conditions plus ou moins favorables de l'habitat. De cette façon, il a été possible d'estimer plus précisément dans l'évaluation de la fourniture en SE, en prenant en compte l'influence qu'a la variation des fonctions écologiques, même si cette relation demeure simple et linéaire (Biggs et al., 2012). Pour pouvoir évaluer le lien entre les fonctions écologiques et la fourniture de SE de façon plus pragmatique, il aurait été nécessaire d'intégrer dans le chapitre 3 d'autres paramètres spatialisés, tels que des variables biophysiques (i.e. par l'accès à un suivi temporel d'une station d'échantillonnage afin d'évaluer les variations des espèces présentes) ou des variables socio-économiques (pour pouvoir déterminer l'accessibilité du site, la perception des locaux à l'habitat, ...).

3.2 Les approximations de SE

Dans la littérature, l'évaluation de la fourniture en services est approximée suivant des méthodes dont la complexité va dépendre de la disponibilité des données et des connaissances des processus sous-jacents à la fourniture. Dans l'étude présentée dans le deuxième chapitre, les SE ont été estimés par le remplissage de matrices de relation selon une méthode « à dire d'experts ». Une « note globale »

de fourniture en service a été obtenue, pour chaque service fourni par chaque habitat, elle est sans unité et semi-quantitative. Cette note (ou valeur) de fourniture en SE correspond au cumul de connaissances des experts sur les processus et fonctions supposés, attribués à la description Eunis de l'habitat. Pour les habitats décrits de manière faiblement précise, les valeurs de fourniture de SE correspondent aux processus écologiques attribués à l'habitat (l'hydrodynamisme, les processus biogéochimiques associés au type de substrat, profondeur, les espèces supposées...), auxquels s'ajoutent, pour les habitats présentant une description précise, les fonctions biologiques (biomasse, espèces représentatives...). Grâce à cette méthode, les SE fournis par les habitats remarquables ont pu être pris en compte au même titre que ceux fournis par les habitats ordinaires (moins accessibles, moins documentés, ayant une description moins précise). Avec cette méthode, les SE sont directement assimilés aux avantages fournis par l'écosystème.

Pour compenser l'absence de données disponibles sur chaque habitat de la zone d'étude, j'ai choisi de réaliser une évaluation des SE à l'aide de matrices de relation. Cette méthode, bien que critiquée pour les limitations associées aux dire d'experts (subjectivité, interprétations, etc. ; Jacobs et al., 2015), permet d'obtenir des résultats d'évaluation de SE spatialement comparables à ceux obtenus à l'aide d'indicateurs biophysiques quantitatifs de SE (Roche & Campagne, 2019). Pour réduire les biais observés avec cette méthode, il est possible de pondérer les scores selon les caractéristiques des participants (i.e. l'indice de confiance). L'étude, pour rappel, aborde une diversité des thématiques, ces thèmes sont explorés lors d'entretiens qui permettent de renseigner trois matrices de relation. Dans un autre cadre et contexte, (ici entretiens en visioconférence en contexte COVID) une auto-évaluation des experts sur les appréciations qu'ils portaient pour chaque cellule de la matrice aurait apporté une plus-value. (e.g. Les experts étaient beaucoup plus à l'aise sur la sensibilité des habitats à l'abrasion qu'aux perturbations sonores).

Dans la seconde étude ([chapitre 3](#)), les SE sont approximés par des indicateurs quantitatifs, issus d'une revue bibliographique exhaustive. La valeur des SE fournis présente une unité et est reliée aux fonctions écologiques sous-jacentes de l'écosystème (i.e. la biomasse ; la distribution et l'étendue spatiale de laminaires) qui conditionnent la fourniture de SE et permet les bénéfices. Parmi les indicateurs utilisés, certains sont relatifs à des indicateurs de SE de nature entièrement écologique et donc reliés au potentiel de fourniture de SE de l'écosystème (i.e. la séquestration de carbone, le recyclage de nutriments)), et d'autres sont relatifs à des indicateurs des processus écologiques (i.e. la protection de la côte), et d'autres encore relatifs à des indicateurs de bénéfices relatifs à l'utilisation réalisée d'un SE (i.e. l'extraction de biomasse) (Hattam et al., 2015; Olander et al., 2018).

L'évaluation des SE reste un exercice difficile à déployer pour plusieurs SE, notamment en milieu marin, quand les liens entre SE et biodiversité sont mal connus. Nombre d'études se sont concentrées sur les aspects quantifiables des SE (fourniture, valeur, espèces commerciales), plutôt que d'appréhender la nature multidimensionnelle de ces aspects. La compréhension des mécanismes sous-jacents a moins été étudiée que l'observation des corrélations ou des relations, effectuée à échelle globale, que cela soit le lien entre SE et biodiversité, ou entre SE et bien-être (i.e. dans le cas de la pauvreté, Roe et al., (2014)).

3.3 Les perturbations anthropiques

Pour atteindre les objectifs de l'étude présentée dans le deuxième chapitre, un état des lieux descriptif de la fourniture en SE et de leur vulnérabilité a été effectué en prenant en compte l'exposition des habitats aux différentes perturbations anthropiques présentes en Manche orientale. J'ai souhaité mener une étude exhaustive qui prenait en compte tous les facteurs (ou sources) de pressions existantes sur la zone, dès lors que les données étaient spatialisées et accessibles. Ce choix est apparu pertinent car chaque facteur de pressions, qu'il soit directement ou indirectement lié à l'Homme, est à prendre en compte dans la planification des activités humaines même si elles restent conditionnées prioritairement par les enjeux sociaux et économiques sous-jacents. Ces activités humaines sont à distinguer des forçages climatiques car ces derniers ne peuvent être gérés, donc planifiés. La prise en compte de tous les facteurs de pressions, à large échelle a permis d'obtenir un état descriptif des écosystèmes, ce qui reste rarement effectué (i.e. à échelle mondiale (Halpern et al., 2008)). Dans ce second chapitre, les forçages climatiques ont été considérés au même titre que les activités anthropiques comme des sources de pressions anthropiques. Ce choix n'est pas unanime dans la littérature (Korpinen & Andersen, 2016). En effet, si les activités anthropiques génèrent des pressions, celles-ci sont circonscrites au domaine d'activité, ce qui n'est pas le cas des forçages climatiques. Prenons l'exemple du forçage climatique d'augmentation des températures, il génère non seulement une pression de modification de la température, mais induit aussi indirectement de fortes pressions biologiques (i.e. déplacement des espèces, perturbation et extirpation d'espèces). De telles pressions générées par ce forçage climatique sont actuellement fortement référencées dans la littérature (Rosenzweig et al., 2008), mais n'ont été décrites et évaluées que de façon semi-quantitative.

A contrario, lorsque je me suis limité, dans la seconde étude (Chapitre 3) à l'analyse des forçages climatiques (i.e. l'augmentation des températures et la salinité), cela m'a permis d'établir un lien causal entre les changements de distribution de l'espèce de laminaires, le changement climatique, et la modification de la fourniture en SE. Les impacts du changement climatique sur les SE fournis par l'habitat ont pu être isolés par l'identification de la sensibilité spécifique de l'habitat aux forçages

climatiques, en tenant compte de ses gammes de tolérance (ou niches écologiques). Dans cette seconde étude, les forçages climatiques sont considérés comme des variables environnementales, au même titre que les variables d'habitat (i.e. profondeur, type de sol, inclinaison et orientation de la pente). Ils sont amenés à évoluer dans le temps, en fonction des différents scénarios climatiques.

3.4 Evaluation des apports extérieurs au compartiment benthique pour mieux comprendre les modifications de SE

Dans cette thèse, les constats concernant les effets du changement climatique et des activités anthropiques sont volontairement limités à une observation des modifications des paramètres environnementaux et des pressions anthropiques s'exerçant directement sur le compartiment benthique. Ces constats ne peuvent être étendus sur les autres compartiments du milieu marin tels que le compartiment pélagique. Les méthodes d'approches et les thématiques d'étude, de ces deux compartiments sont très différentes. C'est aussi le cas pour les objectifs écologiques qui leur sont assignés, pour les statuts écologiques qui sont les leurs, les mesures de gestion qui leur sont appliquées (Griffith et al., 2017) ou pour les méthodes évaluations de SE qui peuvent être envisagées (Caro et al., 2020). On observe peu de tentatives de combiner des évaluations et la détermination d'indicateurs communs entre ces deux compartiments benthique et pélagique (Dimitriou et al., 2015).

Pourtant, de nombreux échanges interviennent à l'interface de ces deux compartiments. Il s'agit par exemple du recyclage de nutriments et de la matière organique, ou du transfert d'énergie dans le réseau trophique (Snelgrove et al., 2014), ces échanges conditionnent les SE fournis. Ces échanges, nommés couplage benthopélagique, jouent un rôle important dans les écosystèmes aquatiques. Au niveau de la reproduction des organismes marins, ce couplage reste essentiel, de nombreuses espèces (parmi lesquelles celles à intérêt commercial) alternent des phases de leurs cycles de vie (durant leur ontogénèse) entre les compartiments benthiques et pélagiques. La continuité biogéochimique du benthopélagique influence les SE fournis par les deux compartiments. Malheureusement les processus biologiques de ce couplage benthique-pélagique ainsi que leur variabilité sont rarement pris en compte et évalués, même s'ils peuvent être quantifiés et mesurés (Griffiths et al., 2017).

Prendre en compte le couplage benthopélagique apparaît important dans un contexte de changement climatique, où la nature et la quantité des échanges entre ces deux milieux seront amenés à être modifiés, amenant des répercussions sur les SE fournis par les deux compartiments. Par exemple, il a été observé en Manche-Mer du Nord que des changements de communautés benthiques modifient la

dynamique trophique du compartiment pélagique (Kirby et al., 2007), et donc des espèces pêchées. A l'inverse, l'augmentation des températures, la stratification des eaux et l'augmentation du rythme des tempêtes (associées au changement climatique) sont amenés à modifier la production primaire pélagique ainsi que les blooms phytoplanctoniques (Trombetta et al., 2019). Le phytoplancton étant la composante principale du réseau trophique de la Manche (Féral et al., 2012), sa modification aura un impact sur le régime alimentaire des mollusques benthiques (coquilles Saint Jacques, moules), qui par répercussion aura une influence sur les SE fournis par ces espèces et ces communautés (Rullens et al., 2021). L'étude de l'influence des variations futures de la production primaire pélagique sur le couplage (Griffiths et al., 2017), et par conséquent sur les modifications des communautés benthiques ainsi que les SE associés. En ce qui concerne les moyens et méthodologies pour développer une telle étude, l'utilisation de traceurs trophiques, tels que les isotopes stables des tissus et des acides gras, sont par exemple de bons outils pour pouvoir étudier les voies d'échanges benthiques et pélagiques (Duffill Telsnig et al., 2019). Pour cela il serait intéressant, en plus des descripteurs trophiques, d'inclure la biomasse pour décrire précisément le fonctionnement des communautés, notamment parce que la biomasse est liée à la production secondaire et donc adaptée pour capter les flux d'énergie et de matière (Cresson et al., 2019). Ces études seraient d'autant plus intéressantes dans un premier temps pour des espèces déjà étudiées à haut niveau trophique, telle que le merlan, considéré comme une espèce structurante de la Manche (Girardin et al., 2018). En effet, pour cette espèce la production de biomasse est alimentée à la fois par les voies pélagiques et benthiques (Rooney et al., 2006), comme le démontrent les analyses d'isotopes stables (Duffill Telsnig et al., 2018).

Ainsi, il apparaît intéressant dans un premier temps de caractériser les flux de SE associés au couplage, puis de projeter les modifications futures du couplage (à l'aide des scénarios bioclimatiques), afin de pouvoir prédire les modifications futures de SE.

L'étude de ces échanges sur les SE semblent d'autant plus pertinent en Manche orientale, où un important couplage benthopélagique a été mis en évidence (Kopp et al., 2015), du fait de la faible profondeur et du fort hydrodynamisme de cette zone, où les substrats meubles majoritaires sont brassés sous la forme de panaches.

L'étude conjointe de l'interaction entre les SE des deux compartiments, permet une vision écosystémique des processus et fonctions écologiques à l'origine des SE fournis par une espèce ou une communauté, permet d'avoir une vision globale. Par exemple, un SE de régulation de cycle de vie (SE de régulation et maintien) est apporté par le compartiment benthique au travers des zones fonctionnelles de nourricerie, qui sont en lien avec les zones du compartiment pélagique où sont présents les stocks, ainsi que les lieux de pêche fournissent un SE d'approvisionnement en poisson. De

la même façon, il est possible de lier l'état phytosanitaire (SE de régulation de la qualité de l'eau) du compartiment pélagique avec l'état des populations des mollusques intertidaux, et des SE culturels et d'approvisionnement qui s'y rapportent. L'étude du couplage benthopélagique permettrait une autre approche des SE pélagiques. En effet, les SE fournis par le domaine pélagique marin demeurent faiblement étudiés, de par une cartographie de la fourniture en SE complexifiée par la mobilité des espèces et des dynamiques temporelles et spatiales des masses d'eau. Ces études du compartiment pélagique concernent majoritairement les services d'approvisionnement associés à la pêche pélagique (Schuhmann et al., 2015), en se concentrant majoritairement sur la présence des espèces ou des populations (les tortues, les oiseaux marins, les espèces de poissons (Depellegrim et al., 2017)). Or, le compartiment pélagique fournit de nombreux autres SE, tels que l'écotourisme pour les observations de baleines (pour les services culturels), ou la régulation du climat par la séquestration du carbone des organismes phytoplanctoniques (Naselli-Flores et al., 2021)).

4. Conclusion et perspectives

Les résultats présentés dans ce manuscrit de thèse montrent qu'il reste beaucoup de perspectives de recherche pour comprendre les interactions complexes opérant au sein des différents écosystèmes, et la façon dont elles sont liées aux sociétés et aux activités humaines.

Cette thèse met en évidence l'intérêt de l'approche par les services écosystémiques pour l'évaluation et l'identification des changements opérant sur le socio-écosystème. Pour reprendre, ce travail démontre l'intérêt d'aborder la thématique des SE pour plusieurs raisons :

- Les effets du changement global sur le bien-être humain sont montrés, en apportant une vision écosystémique sur une problématique donnée ;
- Le concept de SE présente la flexibilité d'être couplé avec des outils et méthodologies (comme ici, écologiques) afin de combler un manque de données ;
- Ce travail permet la réutilisation/revalorisation de données et de connaissances multidisciplinaires, pour leur intégration autour d'une problématique commune,
- Le concept de SE permet la communication qui facilite l'intégration et la concertation de différents acteurs et scientifiques et politiques.

L'évaluation à échelle régionale a permis la mise en place d'une méthodologie et une sélection d'indicateurs de SE génériques, pouvant faciliter, de par leur réutilisation, la réalisation d'autres études, pour d'autres zones, pour d'autres échelles.

Cette approche est apparue comme pertinente à mettre en place sur la zone géographique de la Manche pour deux raisons. La première est que cette zone présente de forts enjeux socio-économiques en raison de la multiplicité des activités qui s’y déroulent, mais aussi de forts enjeux écologiques liés aux nombreuses pressions et risques exercés sur l’environnement marin qui en découlent. La deuxième raison est que cette zone apparaît comme fortement surveillée et expertisée (i.e. disponibilité des données et des connaissances). En effet, il a été répété que l’accessibilité de la donnée était la première limitation rencontrée, de nombreuses données d’activités restent disponibles dans la zone d’étude, et les habitats benthiques y sont connus et déjà cartographiés. Un travail de réutilisation et de valorisation de données et de connaissances de multiples sources a été réalisé au cours de cette thèse, notamment lorsque la méthode à dire d’experts a été mobilisée, ou l’inventaire cartographique. Les méthodologies employées se sont basées sur des données écologiques correspondant, soit à des données d’occurrences d’espèces, soit à la cartographie des habitats benthiques, qui demeurent des données facilement accessibles. L’obtention de ces données écologiques a été réalisée sans recourir à des campagnes d’échantillonnage sur le terrain ou d’expérimentations en laboratoire, généralement longs et coûteux. Ainsi, de par l’accessibilité de la méthodologie et des données nécessaires à la mise en place de ce projet, ce dernier se veut répétable pour d’autres zones d’études, ou encore pour d’autres compartiments biologiques (par exemple, la colonne d’eau). L’application de ce type d’étude pour des zones beaucoup moins connues et documentées, par exemple dans les zones tropicales apparaîtrait toutefois comme un exercice difficile. En revanche, d’autres types de milieux, tels que les lacs de montagne ou les milieux insulaires pourraient être des zones propices à ces études, de par les fortes relations Humain-Nature existant de manière générale dans ces milieux. De plus, ces écosystèmes sont particulièrement soumis au réchauffement climatique (Jacquemin, 2019) aux problèmes d’extinction d’espèces de par leurs barrières biogéographiques (Miller, 1989), comme cela a été présenté (cf. Figure 1). Enfin, dans ces zones, la spatialisation des fonctions écologiques et des flux de matière et d’énergie, à l’origine des SE, sont facilités par la présence d’un milieu semi-fermé, limités par les bassins versants (ou par la zone géographique de l’île).

Plus localement, en Manche, l’application de ce type d’étude aux interfaces estuariennes semble pertinent, alors même que leurs fonctionnements à déjà été comparé à celui de la Manche orientale (Griffiths et al., 2017), en raison de sa faible profondeur. Ces écosystèmes présentent de nombreuses fonctionnalités et fournissent de nombreux services (Barbier et al., 2011). De plus, les écosystèmes estuariens permettraient d’évaluer un ensemble de bouquets de services, car ils présentent un prisme culturel important, afin de mieux lier les différentes disciplines (e.g. biophysiques, sociales et économiques, due à un fort attrait touristique).

Par l'aspect biophysique, par exemple, les estuaires sont connus pour leur fort potentiel de production de matière organique primaire (MOP) (Gattuso et al. 1998), provenant, en partie des environnements adjacents, introduite par les marées et rivières. De manière à mieux comprendre l'origine de la MOP dans les estuaires, il est nécessaire d'identifier les principales sources de MOP apportée aux sédiments estuariens et de les quantifier les échanges entre ces différents compartiments (Voltz, 2020), pour lesquels, la notion de service écosystémique peut être un levier de compréhension, de par la diversité et la complexité des processus écologiques imbriqués.

Ces écosystèmes peuvent aussi être évalués avec un regard de géographe (ou d'anthropologue), en intégrant la notion de paysages. Le paysage est alors appréhendé comme un concept qui, tout en intégrant des dimensions biophysiques comme l'occupation des sols, l'agencement spatial et les interactions, permet de mieux intégrer des dimensions sociales comme les perceptions, la compréhension et les représentations des différents acteurs sociaux, dans leur diversité : il permet de dépasser une approche strictement fonctionnelle, pour prendre en compte de façon plus fine la valeur d'existence de ces services.

Les résultats apportés par les évaluations des effets des perturbations anthropiques sur la fourniture en services permettront de contextualiser les informations, les valeurs de SE générées et les méthodes employées depuis les échelles nationales jusqu'aux échelles locales (et vice-versa), elles sont utiles pour la communication entre les différentes parties prenantes. Il reste à appliquer ces outils et méthodes développées à échelle locale pour apporter des informations et connaissances aux gestionnaires et aux décideurs afin qu'ils puissent répondre aux défis locaux. Apporter des clefs de lecture facilitera la priorisation des actions, et de conservation, et de réduction des pressions. Cet apport de connaissances constitue une aide aux processus décisionnels pour la mise en place de stratégies d'un développement durable et adapté.

En plus d'apporter des éléments de compréhension des changements s'opérant au sein des écosystèmes, l'évaluation des effets des perturbations anthropiques sur la fourniture en services permet d'améliorer la communication auprès des politiques et des gestionnaires quant aux conséquences de ces changements. Intégrer la notion de SE dans les études sur le changement climatique permet de mettre en commun, de façon complémentaire, différentes disciplines par l'adoption d'un vocabulaire commun et le partage de données, de connaissances et de méthodologies biophysiques, sociales, ou économiques communes. Le regroupement des gestionnaires et acteurs de différents milieux/disciplines lors d'ateliers participatifs, ou d'entretiens permet de favoriser les interactions et de permettre des rencontres autour d'une problématique commune, qui sans cela, sont rarement en interaction. La notion de SE permet d'étudier de façon commune différents écosystèmes,

sous différents aspects complémentaires, pour tenter d'en appréhender la globalité. Néanmoins, des problèmes d'organisation et de communication entre les parties prenantes demeurent un facteur limitant pour l'application des études de SE au sein des sphères politiques et des milieux de gestion (Beaumont et al., 2017). Enfin, un travail reste à mener pour accroître le degré d'opérationnalité et d'utilité des études de SE dans un contexte de politique et de gestion.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdullah, M. I., & Fredriksen, S. (2004). Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(5), 887–894.
<https://doi.org/10.1017/S002531540401015Xh>
- Abson, D. J., Von Wehrden, H., Baumgärtner, S., Fischer, J., Hanspach, J., Härdtle, W., Heinrichs, H., Klein, A. M., Lang, D. J., & Martens, P. (2014). Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics*, 103, 29–37.
- Aernouts, D., & Héquette, A. (2006). L'évolution du rivage et des petits-fonds en baie de Wissant pendant le XXe siècle (Pas-de-Calais, France). *Géomorphologie: Relief, Processus, Environnement*, 12(1), 49–64.
- Amara, R. (2010). Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins: Exemple de la Manche-Mer du Nord. *VertigO : La Revue Électronique En Sciences de l'environnement*, 8.
- Anderson, E. P., Marengo, J., Villalba, R., Halloy, S., Young, B., Cordero, D., & Herzog, S. K. (2011). Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*, 1, 1-18.
- Allen, E. J. (1899). On the fauna and bottom-deposits near the thirty-fathom line from the Eddystone Grounds to Start Point. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 5(4), 365–542.
- Alzieu, C. (1999). Dragages et environnement marin: État des connaissances. Dredging and marine environment: state of the art.
- Amigues, J.-P., & Chevassus-au-Louis, B. (2011). Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques: Enjeux scientifiques, politiques et opérationnels. *Onema*.
- Andersson, E., McPhearson, T., Kremer, P., Gomez-Baggethun, E., Haase, D., Tuvendal, M., & Wurster, D. (2015). Scale and context dependence of ecosystem service providing units. *Ecosystem Services*, 12, 157–164.
- Araújo, R. M., Assis, J., Aguillar, R., Airoidi, L., Bárbara, I., Bartsch, I., Bekkby, T., Christie, H., Davoult, D., Derrien-Courtel, S., Fernandez, C., Fredriksen, S., Gevaert, F., Gundersen, H., Le Gal, A., Lévêque, L., Mieszowska, N., Norderhaug, K. M., Oliveira, P., ... Sousa-Pinto, I. (2016). Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: An expert assessment. *Biodiversity and Conservation*, 25(7), 1319–1348. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1141-7>
- Arkema, K. K., Guannel, G., Verutes, G., Wood, S. A., Guerry, A., Ruckelshaus, M., Kareiva, P., Lacayo, M., & Silver, J. M. (2013). Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. *Nature Climate Change*, 3(10), 913–918.
- Arkema, K. K., Verutes, G. M., Wood, S. A., Clarke-Samuels, C., Rosado, S., Canto, M., Rosenthal, A., Ruckelshaus, M., Guannel, G., & Toft, J. (2015). Embedding ecosystem services in coastal planning

leads to better outcomes for people and nature. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24), 7390–7395.

Arnan, X., Molowny-Horas, R., Blüthgen, N., (2019). Food resource exploitation and functional resilience in ant communities found in common Mediterranean habitats. *Sci. Total Environ.* 684, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.260>

Arroyo, N. L., Maldonado, M., Pérez-Portela, R., & Benito, J. (2004). Distribution patterns of meiofauna associated with a sublittoral *Laminaria* bed in the Cantabrian Sea (north-eastern Atlantic). *Marine Biology*, 144(2), 231–242. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1191-8>

Arzel, P. (1998). Les laminaires sur les côtes bretonnes: Évolution de l'exploitation et de la flottille de pêche, état actuel et perspectives. *Editions Quae*.

Assis, J., Araújo, M. B., & Serrão, E. A. (2018). Projected climate changes threaten ancient refugia of kelp forests in the North Atlantic. *Global Change Biology*, 24(1), e55–e66. <https://doi.org/10.1111/gcb.13818>

Atlas Transmanche. Traffic Marchandise. <https://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr/fr/>. Consulté le 25/03/2022

Avezard, C., Lavarde, P. Pichon, A. Legait, B. Wallard, I. (2017). Impact environnemental et économique des activités d'exportation ou d'exploitation des ressources minérales marines. Rapport CGEDD n° 011447-01, CGE n° 2017/12/CGE/SG. <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/194000477.pdf>. 70p.

Aznar-Sánchez, J. A., Velasco-Muñoz, J. F., Belmonte-Ureña, L. J., & Manzano-Agugliaro, F. (2019). The worldwide research trends on water ecosystem services. *Ecological Indicators*, 99, 310–323. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.045>

Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27–39.

Bagstad, K. J., Villa, F., Batker, D., Harrison-Cox, J., Voigt, B., & Johnson, G. W. (2014). From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. *Ecology and Society*, 19(2).

Balvanera, P., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Ricketts, T. H., Bailey, S.-A., Kark, S., Kremen, C., & Pereira, H. (2001). Conserving biodiversity and ecosystem services. In *Science, American Association for the Advancement of Science.*, 291 (5511), 2047–2047.

Bajjouk, T., Rochette, S., Laurans, M., Ehrhold, A., Hamdi, A., & Le Niliot, P. (2015). Multi-approach mapping to help spatial planning and management of the kelp species *L. digitata* and *L. hyperborea*: Case study of the Molène Archipelago, Brittany. *Journal of Sea Research*, 100, 2–21. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.04.004>

Barbier, E. B., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners.

Barbier, E. B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., Kinzig, A., Lehman, M., Pascual, U., & Polasky, S. (2009). The valuation of ecosystem services. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*, 248–262.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193.

Barbier, E. B. (2017). Marine ecosystem services. *Current Biology*, 27(11), 507–510.

Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., & Frascaria-Lacoste, N. (2017). Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 99, 486–495.

Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C. M., Buck, B. H., Eggert, A., Feuerpfeil, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M. Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F., & Wiese, J. (2008). The genus *Laminaria* sensu lato: Recent insights and developments. *European Journal of Phycology*, 43(1), 1–86.

<https://doi.org/10.1080/09670260701711376>

Bateman, I. J., Harwood, A. R., Mace, G. M., Watson, R. T., Abson, D. J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B. H., & Dugdale, S. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science*, 341(6141), 45–50.

Battaglione, S., Carter, C., Hobday, A.J., Lyne, V., Nowak, B., (2008). Scoping Study into Adaptation of the Tasmanian Salmonid Aquaculture Industry to Potential Impacts of Climate Change. National Agriculture & Climate Change Action Plan: Implementation Programme Report, Hobart, Tasmania.

Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E., & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27(4), 313–323.

Bayley, D., Brickle, P., Brewin, P., Golding, N., & Pelembe, T. (2021). Valuation of kelp forest ecosystem services in the Falkland Islands: A case study integrating blue carbon sequestration potential. *One Ecosystem*, 6, e62811.

Beaumont, N. J., Austen, M. C., Mangi, S. C., & Townsend, M. (2008). Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 56(3), 386–396.

Beaumont, N. J., Mongruel, R., & Hooper, T. (2017). Practical application of the Ecosystem Service Approach (ESA): lessons learned and recommendations for the future. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(3), 68–78.

Beck, M., & Airoldi, L. (2007). Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. In R. *Oceanography and Marine Biology*. Vol. 20074975, pp. 345–405. CRC Press.

<https://doi.org/10.1201/9781420050943.ch7>

Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., & Bakkestuen, V. (2009). Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science*, 66(10), 2106–2115.

Bekkby, T., Smit, C., Gundersen, H., Rinde, E., Steen, H., Tveiten, L., Gitmark, J. K., Fredriksen, S., Albretsen, J., & Christie, H. (2019). The Abundance of Kelp Is Modified by the Combined Impact of

Depth, Waves and Currents. *Frontiers in Marine Science*, 6, 475.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00475>

Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), 1394–1404.

Bennett, S., Wernberg, T., Connell, S. D., Hobday, A. J., Johnson, C. R., & Poloczanska, E. S. (2016). The 'Great Southern Reef': Social, ecological and economic value of Australia's neglected kelp forests. *Marine and Freshwater Research*, 67(1), 47–56.

Ben Rais Lasram, F., Hattab, T., Nogues, Q., Beaugrand, G., Dauvin, J. C., Halouani, G., Le Loc'h, F., Niquil, N., & Leroy, B. (2020). An open-source framework to model present and future marine species distributions at local scale. *Ecological Informatics*, 59, 101130.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101130>

Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Capetillo, N. Å., & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife—A generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*, 9(3), 034012.

Bertasi, F., Colangelo, M. A., Abbiati, M., & Ceccherelli, V. U. (2007). Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: The special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia*, 586(1), 277–290.

Bestelmeyer, B. T., Moseley, K., Shaver, P. L., Sanchez, H., Briske, D. D., & Fernandez-Gimenez, M. E. (2010). Practical Guidance for Developing State-and-Transition Models. *Rangelands*, 32(6), 23–30.
<https://doi.org/10.2111/Rangelands-D-10-00077.1>

Bertocci, I., Araújo, R., Oliveira, P., & Sousa-Pinto, I. (2015). Potential effects of kelp species on local fisheries. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1216–1226.

Bianic, L., Le Pellec, F., & Rivoal, F. (2021). Poids socio-économique de la filière algues en Pays de Brest. *ADEUPA / Cluster algues Pays de Brest*. Rapport, 20p.

Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T. M., Evans, L. S., & Kotschy, K. (2012). Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 421–448.

Binder, C. R., Hinkel, J., Bots, P. W., & Pahl-Wostl, C. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4).

Birchenough, S. N. R., Reiss, H., Degraer, S., Mieszkowska, N., Borja, Á., Buhl-Mortensen, L., Braeckman, U., Craeymeersch, J., De Mesel, I., Kerckhof, F., Kröncke, I., Parra, S., Rabaut, M., Schröder, A., Van Colen, C., Van Hoey, G., Vincx, M., & Wätjen, K. (2015). Climate change and marine benthos: A review of existing research and future directions in the North Atlantic. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 6(2), 203–223. <https://doi.org/10.1002/wcc.330>

Blamey, L. K., & Bolton, J. J. (2018). The economic value of South African kelp forests and temperate reefs: Past, present and future. *Journal of Marine Systems*, 188, 172–181.

- Blandon, A., & Zu Ermgassen, P. S. (2014). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *141*, 1–8.
- Boerema, A., Geerts, L., Oosterlee, L., Temmerman, S., & Meire, P. (2016). Ecosystem service delivery in restoration projects: The effect of ecological succession on the benefits of tidal marsh restoration. *Ecology and Society*, *21*(2).
- Boerema, A., & Meire, P. (2017). Management for estuarine ecosystem services: A review. *Ecological Engineering*, *98*, 172–182. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.051>
- Bolton, J. J., & Lüning, K. (1982). Optimal growth and maximal survival temperatures of Atlantic Laminaria species (Phaeophyta) in culture. *Marine Biology*, *66*(1), 89–94.
- Bordt, M., & Saner, M. (2018). A critical review of ecosystem accounting and services frameworks. *One Ecosystem*, *3*, e29306. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e29306>
- Boumans, R., Roman, J., Altman, I., & Kaufman, L. (2015). The Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services (MIMES): Simulating the interactions of coupled human and natural systems. *Ecosystem Services*, *12*, 30–41.
- Braat, L. C. (2012). Ecosystem services-science, policy and practice: Introduction to the journal and the inaugural issue. *Ecosystem Services*, *1*(1), 1–3.
- Braat, L. C., & De Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: Bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, *1*(1), 4–15.
- Brock, T., Bigler, F., Frampton, G., Hogstrand, C., Luttik, R., Martin-Laurent, F., Topping, C.J., van der Werf, W., Rortais, A., 2018. Ecological recovery and resilience in environmental risk assessments at the European Food Safety Authority. *Integr. Environ. Assess. Manage.* *14*, 586–591. <https://doi.org/10.1002/ieam.4079>.
- Brown, A. C., & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: Some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, *29*(1), 62–77.
- Brown, C. J., Saunders, M. I., Possingham, H. P., & Richardson, A. J. (2013). Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. *PLOS ONE*, *8*(6), e65765. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065765>
- Burkhard, B., & Gee, K. (2012). Establishing the resilience of a coastal-marine social-ecological system to the installation of offshore wind farms. *Ecology and Society*, *17*(4).
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, *34*, 1–32.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, *21*, 17–29.
- Burkhard, B., & Maes, J. (2017). Mapping ecosystem services. *Advanced Books*, *1*, e12837.

- 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. *Analyzing Coastal and Marine Changes: Offshore Wind Farming as a Case Study. LOICZ Research & Studies*, 36, 121–160.
- Byrne, M., Foo, S. A., Ross, P. M., & Putnam, H. M. (2020). Limitations of cross-and multigenerational plasticity for marine invertebrates faced with global climate change. *Global Change Biology*, 26(1), 80–102.
- Cabioch, L., & Gentil, R. (1975). Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la Baie de Seine. *CR Acad Sci*, 280, 571-574.
- Cabioch, L., & Glaçon, R. (1975). Distribution des peuplements benthiques en Manche Orientale, de la Baie de Somme au Pas-de-Calais. *CR Acad Sci*, 280, 491-494.
- Cabioch, L., & Glaçon, R. (1977). Distribution des peuplements benthiques en Manche Orientale, du Cap d'Antifer à la Baie de Somme. *CR Acad Sci*, 285, 209-213.
- Cabral, P., Levrel, H., Schoenn, J., Thiébaud, E., Le Mao, P., Mongruel, R., Rollet, C., Dedieu, K., Carrier, S., & Morisseau, F. (2015). Marine habitats ecosystem service potential: A vulnerability approach in the Normand-Breton (Saint Malo) Gulf, France. *Ecosystem Services*, 16, 306–318.
- Cabral, H., Fonseca, V., Sousa, T., & Costa Leal, M. (2019). Synergistic effects of climate change and marine pollution: An overlooked interaction in coastal and estuarine areas. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(15), 2737.
- Camia, A., Robert, N., Pilli, R., Mubareka, S., Blujdea, V., Araujo, R., Merino, N. M., Hoepffner, N., Casey, J., & Doerner, H. (2017). Report on current biomass supply and technical potential with a focus on Europe.
- Campagne, C. S., Salles, J.-M., Boissery, P., & Deter, J. (2015). The seagrass *Posidonia oceanica*: Ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine Pollution Bulletin*, 97(1–2), 391–400.
- Campagne, C. S., Tschanz, L., & Tatoni, T. (2016). Outil d'évaluation et de concertation sur les services écosystémiques: La matrice des capacités. *Sciences Eaux & Territoires, Hors série 23*, 6p.
- Campagne, C. S., Roche, P., Müller, F., & Burkhard, B. (2020). Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r) evolution. *One Ecosystem*, 5, e51103.
- Campagne, C. S., Langridge, J., Claudet, J., Mongruel, R., & Thiébaud, E. (2021). What evidence exists on how changes in marine ecosystem structure and functioning affect ecosystem services delivery? A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 10(1), 1–11.
- Campbell, A. H., Vergés, A., & Steinberg, P. D. (2014). Demographic consequences of disease in a habitat-forming seaweed and impacts on interactions between natural enemies. *Ecology*, 95(1), 142–152.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67.

- Caro, C. (2020). Analysis and spatial mapping of marine coastal ecosystem services: integrating biophysical and socioeconomic data at different spatial resolution levels. PhD Thesis, *Universidade de Coimbra*. 279p.
- Caro, C., Cunha, P. P., Marques, J. C., & Teixeira, Z. (2020). Identifying ecosystem services research hotspots to illustrate the importance of site-specific research: An Atlantic coastal region case study. *Environmental and Sustainability Indicators*, 100031.
- Caro, C., Pinto, R., & Marques, J. C. (2018). Use and usefulness of open source spatial databases for the assessment and management of European coastal and marine ecosystem services. *Ecological Indicators*, 95, 41–52.
- Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J. M., & Abel, N. (2001). From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems*, 4(8), 765–781.
- Carpentier, A., Martin, C.S., & Vaz, S. (2009). Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, rapport final (CHARM phase II). INTERREG 3a Programme, *IFREMER, Boulogne-sur-mer, France*. 626 p.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Raven, P. H. (2020). Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(24), 13596–13602.
- Chamberlain, S. A., Bronstein, J. L., & Rudgers, J. A. (2014). How context dependent are species interactions? *Ecology Letters*, 17(7), 881–890.
- Chen, B., He, G., Yang, J., Zhang, J., Su, M., & Qi, J. (2012). Evaluating ecological and economic benefits of a low-carbon industrial park based on millennium ecosystem assessment framework. *The Scientific World Journal*, 2012.
- Cheng, X., Van Damme, S., Li, L., & Uyttenhove, P. (2019). Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods. *Ecosystem services*, 37, 100925.
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.M., Pujol, J.L., Bielsa, S., Martin, G., & Richard, D. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes: Contribution à la décision publique. *Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche*.
- Christensen, V., & Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, 172(2-4), 109-139.
- Christie, H., Fredriksen, S., & Rinde, E. (1998). Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Recruitment, Colonization and Physical-Chemical Forcing in Marine Biological Systems*, 49–58. Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-2864-5_4
- Chung, I. K., Oak, J. H., Lee, J. A., Shin, J. A., Kim, J. G., & Park, K.-S. (2013). Installing kelp forests/seaweed beds for mitigation and adaptation against global warming: Korean Project Overview. *ICES Journal of Marine Science*, 70(5), 1038–1044.

Chung, I. K., Sondak, C. F. A., & Beardall, J. (2017). The future of seaweed aquaculture in a rapidly changing world. *European Journal of Phycology*, *52*(4), 495–505.
<https://doi.org/10.1080/09670262.2017.1359678>

Civantos, E., Thuiller, W., Maiorano, L., Guisan, A., & Araújo, M. B. (2012). Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: The case of pest control by vertebrates. *BioScience*, *62*(7), 658–666.

Claudet, J., & Fraschetti, S. (2010). Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, *143*(9), 2195–2206.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.004>

Cleuziou, Y. R. du. (2008). De la résistance à la subversion. Les chasseurs de la baie de Somme et le développement durable. *Études Rurales*, *181*, 133–148.

Coggan, R., & Diesing, M. (2011). The seabed habitats of the central English Channel: A generation on from Holme and Cabioch, how do their interpretations match-up to modern mapping techniques? *Continental Shelf Research*, *31*(2), S132–S150.

Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., & Pranovi, F. (2008). Ecosystem overfishing in the ocean. *PLoS One*, *3*(12), e3881.

Coll, M., Steenbeek, J., Sole, J., Palomera, I., & Christensen, V. (2016). Modelling the cumulative spatial–temporal effects of environmental drivers and fishing in a NW Mediterranean marine ecosystem. *Ecological Modelling*, *331*, 100–114.

Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biol Conservat*, *141*, 350–352.

Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*(6630), 253–260.
<https://doi.org/10.1038/387253a0>

Costanza, R., Pérez-Maqueo, O., Martinez, M. L., Sutton, P., Anderson, S. J., & Mulder, K. (2008). The value of coastal wetlands for hurricane protection. *Ambio*, 241–248.

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, *26*, 152–158.

Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, *28*, 1–16.

Cowan Jr, J. H., Deegan, L. A., & Day, J. W. (2014). Fisheries in a changing delta. In *Perspectives on the Restoration of the Mississippi Delta*. Springer, Dordrecht, 99–109.

Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: Fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*.

- Cox, K., Brennan, L. P., Gerwing, T. G., Dudas, S. E., & Juanes, F. (2018). Sound the alarm: A meta-analysis on the effect of aquatic noise on fish behavior and physiology. *Global Change Biology*, *24*(7), 3105-3116.
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, *11*(12), 1304–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>
- Cresson, P., Le Direach, L., Rouanet, E., Goberville, E., Astruch, P., Ourgaud, M., & Harmelin-Vivien, M. (2019). Functional traits unravel temporal changes in fish biomass production on artificial reefs. *Marine Environmental Research*, *145*, 137-146.
- Crouzat, E., Martín-López, B., Turkelboom, F., & Lavorel, S. (2016). Disentangling trade-offs and synergies around ecosystem services with the influence network framework: Illustration from a consultative process over the French Alps. *Ecology and Society*, *21*(2).
- Culhane, F. E., Frid, C. L., Royo Gelabert, E., White, L., & Robinson, L. A. (2018). Linking marine ecosystems with the services they supply: what are the relevant service providing units? *Ecological Applications*, *28*(7), 1740-1751.
- Culhane, F., Teixeira, H., Nogueira, A. J., Borgwardt, F., Trauner, D., Lillebø, A., Piet, G., Kuemmerlen, M., McDonald, H., & O'higgins, T. (2019). Risk to the supply of ecosystem services across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, *660*, 611–621.
- Czajkowski, M., Ahtiainen, H., Artell, J., Budziński, W., Hasler, B., Hasselström, L., Meyerhoff, J., Nömmann, T., Semeniene, D., & Söderqvist, T. (2015). Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea. *Journal of Environmental Management*, *156*, 209–217.
- Czúcz, B., Kalóczkai, Á., Arany, I., Kelemen, K., Papp, J., & Vári, Á. (2018). How to design a transdisciplinary regional ecosystem service assessment: A case study from Romania, Eastern Europe. *One Ecosystem*, *3*, e26363.
- Daily, G. C. (1997). Introduction: What are ecosystem services. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, *1*(1).
- Danley, B., & Widmark, C. (2016). Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecological Economics*, *126*, 132–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.003>
- Dauvin, J. C. (1993). Le benthos: Témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, *19*(6), 25–53.
- Dauvin, J. C. (1997). Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord: synthèse, menaces et perspectives.
- Dauvin, J.-C. (2012). Are the eastern and western basins of the English Channel two separate ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, *64*(3), 463–471.
- Dauvin, J. C. (2015). History of benthic research in the English Channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description. *Journal of Sea Research*, *100*, 32-45.

- Dauvin, J.-C., & Ruellet, T. (2008). Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English Channel). *Journal of Sea Research*, 59(4), 320–326.
- David, B., & Saucède, T. (2015). Biodiversité de l'océan Austral: Laboratoire naturel pour l'évolution. *ISTE Group*.
- Davis, A. J. S., & Darling, J. A. (2017). Recreational freshwater fishing drives non-native aquatic species richness patterns at a continental scale. *Diversity and Distributions*, 23(6), 692–702.
- Davault, D., Engel, C. R., Arzel, P., Knoch, D., & Laurans, M. (2011). Environmental factors and commercial harvesting: Exploring possible links behind the decline of the kelp *Laminaria digitata* in Brittany, France. *CBM-Cahiers de Biologie Marine*, 52(4), 429.
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., & Mace, G. M. (2011). Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332(6025), 53–58.
- Dayton, P. K. (1985). Ecology of kelp communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16(1), 215–245.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408.
- 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. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272.
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., & Hein, L. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61.
- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning. *Oceanography*, 33(4), 48–57.
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M., & Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment—A review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408(18), 3871–3879.
- Delavenne, J., Marchal, P., & Vaz, S. (2013). Defining a pelagic typology of the eastern English Channel. *Continental Shelf Research*, 52, 87–96.
- Dendoncker, N., Boeraeve, F., Crouzat, E., Dufrière, M., König, A., & Barnaud, C. (2018). How can integrated valuation of ecosystem services help understanding and steering agroecological transitions? *Ecology and Society*, 23(1).
- Deniel, D. (2014). Munitions en mer. Des bombes à retardement. *Le Télégramme*, 20 novembre 2014. <https://www.letelegramme.fr/bretagne/munitions-en-mer-des-bombes-a-retardement-20-11-2014-10430966.php>. Consulté le 19/08/2021
- Depellegrin, D., Menegon, S., Farella, G., Ghezzi, M., Gissi, E., Sarretta, A., Venier, C., & Barbanti, A. (2017). Multi-objective spatial tools to inform maritime spatial planning in the Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, 609, 1627–1639.

- Depellegrin, D., Menegon, S., Gusatu, L., Roy, S., & Misiunè, I. (2020). Assessing marine ecosystem services richness and exposure to anthropogenic threats in small sea areas: A case study for the Lithuanian sea space. *Ecological Indicators*, *108*, 105730.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J. M., & Dauvin, J. C. (2003). Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, *60*(1), 120–131. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1333>.
- De Vries, P., Tamis, J. E., Van der Wal, J. T., Jak, R. G., Slijkerman, D. M. E., & Schobben, J. H. M. (2011). Scaling human-induced pressures to population level impacts in the marine environment: Implementation of the prototype CUMULEO-RAM model. *Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu*.
- Dewarumez, J.-M. (1990) Benthos subtidal. *Rapport ifremer pour EDF Ifremer*, 75-120 p.
- Deyoung, B., Barange, M., Beaugrand, G., Harris, R., Perry, R. I., Scheffer, M., & Werner, F. (2008). Regime shifts in marine ecosystems: detection, prediction and management. *Trends in Ecology & Evolution*, *23*(7), 402-409.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., & Báldi, A. (2015). The IPBES Conceptual Framework—Connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *14*, 1–16.
- Díaz, S., Fargione, J., Iii, F. S. C., & Tilman, D. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLOS Biology*, *4*(8), e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M., Baste, I. A., & Brauman, K. A. (2018). Assessing nature’s contributions to people. *Science*, *359*(6373), 270–272.
- Dimitriou, P. D., Papageorgiou, N., Arvanitidis, C., Assimakopoulou, G., Pagou, K., Papadopoulou, K. N., ... & Karakassis, I. (2015). One step forward: benthic pelagic coupling and indicators for environmental status. *PLoS One*, *10*(10), e0141071.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & Talley, L. D. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, *4*(1), 11–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>.
- Doubleday, Z. A., Jones, A. R., Deveney, M. R., Ward, T. M., & Gillanders, B. M. (2017). Eight habitats, 38 threats and 55 experts: Assessing ecological risk in a multi-use marine region. *PLoS One*, *12*(5), e0177393.
- Drakou, E. G., Virdin, J., & Pendleton, L. (2018). Mapping the global distribution of locally-generated marine ecosystem services: The case of the West and Central Pacific Ocean tuna fisheries. *Ecosystem Services*, *31*, 278–288.
- Drescher, M., Perera, A. H., Johnson, C. J., Buse, L. J., Drew, C. A., & Burgman, M. A. (2013). Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. *Ecosphere*, *4*(7), art83. <https://doi.org/10.1890/ES12-00415.1>

DSF, Document Stratégique de Façade.(.). Stratégie de façade maritime. Document stratégique de la Façade Manche Est-Mer du Nord. Annexe 1 : description détaillée des activités. Rapport 330p. https://geolittoral.din.developpement-durable.gouv.fr/telechargement/dsf/docs_2019_adoptes/Annexe_1_memn_vf.pdf

DSF, Document Stratégique de Façade. (2012). Plan d'action pour le milieu marin. Evaluation initiale des eaux marines. Sous-région marine Manche-mer du Nord. Rapport. 863p. http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Evaluation_initiale_Manche_-_mer_du_Nord_cle72511e.pdf.

DSF, Document Stratégique de Façade. (2019). Stratégie de façade maritime. Document stratégique de la façade Manche Est-Mer du Nord. *Ministère de la Transition écologique et solidaire*. Rapport. 58p. https://www.dirm.memn.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/straegie_de_facade_maritime_memnor_synthese.pdf.

Duarte, C. M. (2000). Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of experimental marine Biology and Ecology*, 250(1-2), 117-131.

Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J., & Carruthers, T. J. (2008). The charisma of coastal ecosystems: Addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts*, 31(2), 233–238.

Duffill Telsnig, J. I., Jennings, S., Mill, A. C., Walker, N. D., Parnell, A. C., & Polunin, N. V. (2019). Estimating contributions of pelagic and benthic pathways to consumer production in coupled marine food webs. *Journal of Animal Ecology*, 88(3), 405-415.

Duffy, E. J., Richardson, P. J., & France, K. E. (2005). Ecosystem consequences of diversity depend on food chain length in estuarine vegetation. *Ecology Letters*, 8(3), 301–309. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00725.x>

Duffy, G. A., & Chown, S. L. (2017). Explicitly integrating a third dimension in marine species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series*, 564, 1–8.

Duncan, C., Thompson, J. R., & Pettorelli, N. (2015). The quest for a mechanistic understanding of biodiversity–ecosystem services relationships. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1817), 20151348.

Dunford, R., Harrison, P., Smith, A., Dick, J., Barton, D. N., Martin-Lopez, B., Kelemen, E., Jacobs, S., Saarikoski, H., & Turkelboom, F. (2018). Integrating methods for ecosystem service assessment: Experiences from real world situations. *Ecosystem Services*, 29, 499–514.

Durand, J. L., Gueguen, J., & Catanzano, J. (1992). Efficacité d'un outil de politique structurelle dans le secteur des pêches: le plan Mellick.

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 Journal of Marine Science*, 64(3), 453–463.

EC. (2008). Directive 2008/56, *Journal officiel de l'Union Européenne*. Rapport. 22p. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=FR>

EC. (2017). Directive 2017/845, *Journal officiel de l'Union Européenne*. Rapport. 7p. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017L0845&from=BG>

Edgar, G. J., Barrett, N. S., Graddon, D. J., & Last, P. R. (2000). The conservation significance of estuaries: A classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. *Biological Conservation*, 92(3), 383–397.

Edwards, M., & Richardson, A. J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430(7002), 881–884.

EFESE, Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. (2015). Volume 1: Objectifs, Cadre conceptuel et Glossaire analytique. *Théma, FRB, MEDDE, Commissariat général au développement durable*, juin 2015, 96p

EFESE, Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. (2016). Rapport intermédiaire. *Théma, FRB, MEDDE, Commissariat général au développement durable*, Décembre 2016. 162p.

EFESE, Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. (2017). Cadre conceptuel. *Théma, FRB, MEDDE*, Avril 2017. 88p. <https://doi.org/10.1787/9789264006478-3-fr>

EFESE, Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. (2018). Milieux marins et littoraux : évaluation des écosystèmes et des services rendus. Mongruel R., Kermagoret C., Carlier A., Scemama P., Le Mao P., Levain A., Ballé-Béganton J., Vaschalde D. & Bailly D., Rapport de l'étude réalisée pour le compte du programme EFESE, IFREMER – UBO – AFB. 492p.

Ehrlich, P., & Ehrlich, A. (1981). Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species.

Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57.

Elkin, C., Gutiérrez, A. G., Leuzinger, S., Manusch, C., Temperli, C., Rasche, L., & Bugmann, H. (2013). A 2° C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. *Global Change Biology*, 19(6), 1827–1840.

Engelen, A. H., Lévêque, L., Destombe, C., & Valero, M. (2011). Spatial and temporal patterns of recovery of low intertidal *Laminaria digitata* after experimental spring and autumn removal. *CBM-Cahiers de Biologie Marine*, 52(4), 441.

Fabricius, K., De'ath, G., McCook, L., Turak, E., & Williams, D. McB. (2005). Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1–4), 384–398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.041>

Farella, G., Menegon, S., Fadini, A., Depellegrin, D., Manea, E., Perini, L., & Barbanti, A. (2020). Incorporating ecosystem services conservation into a scenario-based MSP framework: An Adriatic case study. *Ocean & Coastal Management*, 193, 105230.

- Feld, C. K., Martins da Silva, P., Paulo Sousa, J., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., & Harrison, P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, *118*(12), 1862-1871.
- Feng, X., Park, D. S., Walker, C., Peterson, A. T., Merow, C., & Papeş, M. (2019). A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. *Nature Ecology & Evolution*, *3*(10), 1382-1395.
- Ferdouse, F. (2004). World markets and trade flows of sea cucumber/beche-de-mer. *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*, *463*, 101–117.
- Filbee-Dexter, K., & Wernberg, T. (2018). Rise of turfs: A new battlefront for globally declining kelp forests. *BioScience*, *68*(2), 64–76.
- Fisher, A. C., & Krutilla, J. V. (1975). Resource conservation, environmental preservation, and the rate of discount. *The Quarterly Journal of Economics*, 358–370.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., De Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., & Harlow, J. (2008). Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, *18*(8), 2050–2067.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). A systems approach to definitions and principles for ecosystem services. *Ecological Economics*, *18*, 2050–2067.
- Foden, J., Rogers, S. I., & Jones, A. P. (2010). Recovery of UK seabed habitats from benthic fishing and aggregate extraction—Towards a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series*, *411*, 259–270.
- Foley, N. S., Corless, R., Escapa, M., Fahy, F., Fernandez-Macho, J., Gabriel, S., Gonzalez, P., Hynes, S., Kalaydjian, R., Moreira, S., Moylan, K., Murillas, A., O'Brien, M., Simpson, K., & Tinch, D. (2014). Developing a comparative marine socio-economic framework for the European Atlantic Area. *Journal of Ocean and Coastal Economics*, *2014*(1), Article 1. <https://eprints.gla.ac.uk/169656/>.
- Foley, M. M., Mease, L. A., Martone, R. G., Prahler, E. E., Morrison, T. H., Murray, C. C., & Wojcik, D. (2017). The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, *62*, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.06.008>
- Folke, C. (2007). Social–ecological systems and adaptive governance of the commons. *Ecological Research*, *22*(1), 14–15.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., & McGlathery, K. J. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, *5*(7), 505–509.
- Foveau, A. (2009). Habitats et communautés benthiques du bassin oriental de la Manche : état des lieux au début du XXI^e siècle. PhD Thesis, *Université Lille 1*. 308p.
- FranceAgrimer. (2021). Marché des céréales. Rapport. 133p. <https://www.franceagrimer.fr/fam/content/download/68316/document/SYN-CER-revueMDC-C20-21-M2.pdf?version=1>.

- Frangoudes, K. (2011). Seaweeds fisheries management in France, Japan, Chile and Norway. *CBM-Cahiers de Biologie Marine*, 52(4), 517.
- Fraser, C. I. (2012). Is bull-kelp kelp? The role of common names in science. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 46(2), 279–284.
- Frederiksen, M. (2010). Appendix 1: Seabirds in the North East Atlantic. A review of status, trends and anthropogenic impact. *TemaNord*, 587, 47–122.
- Froese, R., & Pauly, D. (2016). FishBase (wwwDatabase). *World Wide Web Electronic Publication*.
- Funk, A., Tschikof, M., Grüner, B., Böck, K., Hein, T., & Bondar-Kunze, E. (2021). Analysing the potential to restore the multi-functionality of floodplain systems by considering ecosystem service quality, quantity and trade-offs. *River Research and Applications*, 37(2), 221-232.
- Gallon, R. K., Robuchon, M., Leroy, B., Le Gall, L., Valero, M., & Feunteun, E. (2014). Twenty years of observed and predicted changes in subtidal red seaweed assemblages along a biogeographical transition zone: inferring potential causes from environmental data. *Journal of biogeography*, 41(12), 2293-2306.
- Galparsoro, I., Borja, A., & Uyarra, M. C. (2014). Mapping ecosystem services provided by benthic habitats in the European North Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 1, 23.
- Garcia, S. M., & Cochrane, K. L. (2005). Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 311-318.
- Garineaud, C. (2017). Récolter la mer: Des savoirs et des pratiques des collecteurs d'algues à la gestion durable des ressources côtières dans le Finistère (Bretagne). Museum national d'histoire naturelle-MNHN PARIS.
- Gattuso, J. P., Frankignoulle, M., & Wollast, R. (1998). Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 405-434.
- Gaudin, F. (2017). Effets du changement climatique sur la distribution de la macrofaune benthique en Manche. PhD Thesis. Océanographie. *Université Pierre et Marie Curie - Paris VI*. 327p.
- Gee, K., & Burkhard, B. (2010). Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecological Complexity*, 7(3), 349-358.
- Gentry, R. R., Alleway, H. K., Bishop, M. J., Gillies, C. L., Waters, T., & Jones, R. (2020). Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services. *Reviews in Aquaculture*, 12(2), 499–512. <https://doi.org/10.1111/raq.12328>
- Gevaert, F., Janquin, M.-A., & Davoult, D. (2008). Biometrics in *Laminaria digitata*: A useful tool to assess biomass, carbon and nitrogen contents. *Journal of Sea Research*, 60(3), 215–219.
- Gibson, R., & Atkinson, R. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41, 161–236.

- Gibson, R., Atkinson, R., & Gordon, J. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45, 345–405.
- Girardin, R., Fulton, E. A., Lehuta, S., Rolland, M., Thébaud, O., Travers-Trolet, M., ... & Marchal, P. (2018). Identification of the main processes underlying ecosystem functioning in the Eastern English Channel, with a focus on flatfish species, as revealed through the application of the Atlantis end-to-end model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201, 208-222.
- Glémarec, M. (1973). The benthic communities of the European North Atlantic continental shelf. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 11, 263–289.
- Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Barton, D., Braat, L., Saarikoski, H., Kelemen, E., García-Llorente, M., van den Bergh, J., Arias, P., & Berry, P. (2014). State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. *EU FP7 OpenNESS Project Deliverable*, 4, 1–33.
- Gorman, D., Bajjouk, T., Populus, J., Vasquez, M., & Ehrhold, A. (2013). Modeling kelp forest distribution and biomass along temperate rocky coastlines. *Marine Biology*, 160(2), 309–325. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-2089-0>
- Goujon, I. (2004). Les alginates, excipients d'origine marine utilisés dans l'industrie pharmaceutique: applications à la synthèse d'un gel chimique. UHP-Université Henri Poincaré.
- Grall, J., & Cornubert, O. (2012). Biocénoses des fonds meubles de l'infralittoral. *Sous-région marine Manche-Mer du Nord. Evaluation initiale DCSMM*.
- Greene, C. H., & Pershing, A. J. (2007). Climate drives sea change. *Science*, 315(5815), 1084–1085.
- Gregr, E. J., Palacios, D. M., Thompson, A., & Chan, K. M. A. (2019). Why less complexity produces better forecasts: An independent data evaluation of kelp habitat models. *Ecography*, 42(3), 428–443. <https://doi.org/10.1111/ecog.03470>
- Grêt-regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S., Zulian, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 13, 16–27. <https://doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.008>
- Griffiths, J. R., Kadin, M., Nascimento, F. J., Tamelander, T., Törnroos, A., Bonaglia, S., ... & Winder, M. (2017). The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global change biology*, 23(6), 2179-2196.
- Groot, D. D., Costanza, R., Van den Broeck, D., & Aronson, J. (2011). A global partnership for ecosystem services. *Solutions: For A Sustainable & Desirable Future*.
- Gubbay, S., Sanders, N., Haynes, T., Janssen, J. A. M., Rodwell, J. R., Nieto, A., García-Criado, M., Beal, S., Borg, J., & Kennedy, M. (2016). European Red List of Habitats—Part 1. *Marine Habitats. Luxembourg: Publications Office of the European Union*.
- Guerry, A. D., Ruckelshaus, M. H., Arkema, K. K., Bernhardt, J. R., Guannel, G., Kim, C.K., Marsik, M., Papenfus, M., Toft, J. E., & Verutes, G. (2012). Modeling benefits from nature: Using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1–2), 107–121.

Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., Elith, J., Gordon, A., Kujala, H., Lentini, P. E., McCarthy, M. A., Tingley, R., & Wintle, B. A. (2015). Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography*, *24*(3), 276–292.

Gutow, L., & Thiel, M. (2005). The ecology of rafting in marine crustaceans.

Hackbart, V. C. S., de Lima, G. T. N. P., & dos Santos, R. F. (2017). Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going? *Ecosystem Services*, *23*(C), 218–227.

Haines-Young, R. (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, *26*.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.009>

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, *1*, 110-139.

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2012). Common International Classification of Ecosystem Services. *Centre for Environmental Management, University of Nottingham, Nottingham*.

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. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, *319*(5865), 948–952.

Halpern, B. S., & Fujita, R. (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, *4*(10), 1–11.

Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, *6*(1), 7615.
<https://doi.org/10.1038/ncomms8615>

Harley, C. D., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, *9*(2), 228–241.

Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., & Geamănă, N. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, *9*, 191–203.

Harrison, P.A., Dunford, R., Barton, D.N., Kelemen, E., Martin-Lopez, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gomez-Baggethun, E., Czúcz, B., Garcia-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., Eupen, M. van, Verweij, P., Smith, R., Tuomasjukka, D., & Zulian, G. (2018). Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. *Ecosystem services*, *29*, 481-498.

Harvey, B. P., Gwynn-Jones, D., & Moore, P. J. (2013). Meta-analysis reveals complex marine biological responses to the interactive effects of ocean acidification and warming. *Ecology and Evolution*, *3*(4), 1016–1030.

Hattab, T., Albouy, C., Lasram, F. B. R., Somot, S., Le Loc'h, F., & Leprieur, F. (2014). Towards a better understanding of potential impacts of climate change on marine species distribution: A multiscale modelling approach. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(12), 1417–1429.

Hattam, C., Atkins, J. P., Beaumont, N., Börger, T., Böhnke-Henrichs, A., Burdon, D., ... & Austen, M. C. (2015). Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. *Ecological Indicators*, 49, 61-75.

Hawkins, S. J., & Hartnoll, R. G. (1985). Factors determining the upper limits of intertidal canopy-forming algae. *Marine Ecology Progress Series*, 20(3), 265–271.

Herbert, R. J., Humphreys, J., Davies, C., Roberts, C., Fletcher, S., & Crowe, T. (2016). Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 25(14), 2835–2865.

Hermann, A., Kuttner, M., Hainz-Renetzeder, C., Konkoly-Gyuró, É., Tirászi, Á., Brandenburg, C., ... & Wrška, T. (2014). Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. *Ecological Indicators*, 37, 229-240.

Hiddink, J. G., Burrows, M. T., & García Molinos, J. (2015). Temperature tracking by North Sea benthic invertebrates in response to climate change. *Global Change Biology*, 21(1), 117–129.

Holdt, S. L., & Edwards, M. D. (2014). Cost-effective IMTA: A comparison of the production efficiencies of mussels and seaweed. *Journal of Applied Phycology*, 26(2), 933–945.
<https://doi.org/10.1007/s10811-014-0273-y>

Holme, N. A. (1983). Fluctuations in the benthos of the western English Channel. *Oceanologica Acta, Special Issue*.

Hooper, T., Beaumont, N., Griffiths, C., Langmead, O., & Somerfield, P. J. (2017). Assessing the sensitivity of ecosystem services to changing pressures. *Ecosystem Services*, 24, 160–169.

Hooper, T., Langmead, O., & Ashley, M. (2016). Ecosystem Services in Marine Environmental Impact Assessment: Tools to support marine planning at project and strategic scales. In *Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment*. Edward Elgar Publishing.

Hou, Y., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *Journal of environmental management*, 127, S117-S131.

Contents of TN, TP in macroalgae and its significance for remediation of coastal environment. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 24(3), 316.
Ifremer. (2021). Rapport. Diagnostic 2020 sur les ressources halieutiques débarquées par la pêche française (métropolitaine). Bilan 2020 – Janvier 2021. 38p.

Ifremer. (2022). Rapport. Synthèse des flottilles de pêche - Flotte de la façade Mer du Nord-Manche 2020. 15p.

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2013). Cadre conceptuel pour la Plate-forme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques ; Décision IPBES-2/4. Rapport 10 p.

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Rounsevell, Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. and Mader, A. (2018a). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. *Secretariat of the*

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892p.

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marin Rando, A. Mader, A. Church, M. Elbakidze, V. Elias, T. Hahn, P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. Sandström, I. Sousa Pinto, P. Visconti, N.E. Zimmermann and M. Christie. (2018b). Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn, Germany. 48.

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn, Germany. 56p.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. O. Hoegh-Guldberg, D. Jacob, M. Taylor, M. Bindi, S. Brown, I. Camilloni, A. Diedhiou, R. Djalante, K.L. Ebi, F. Engelbrecht, J. Guiot, Y. Hijioka, S. Mehrotra, A. Payne, S.I. Seneviratne, A. Thomas, R. Warren, and G. Zhou. (2018). Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*; Cambridge University Press. 138p.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou. (2021) Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 40p.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem. (2022). Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 40p.

Irvine, K. N., & Herrett, S. (2018). Does ecosystem quality matter for cultural ecosystem services?. *Journal for Nature Conservation*, 46, 1-5.

Islam, M. S., & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7–8), 624–649.

IUCN, International Union for Conservation of Nature. (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>. Consulté le 3/01/2022.

Jackson, G. A., & Winant, C. D. (1983). Effect of a kelp forest on coastal currents. *Continental Shelf Research*, 2(1), 75–80.

Jacquemin, C. (2019). Vulnérabilité des lacs de haute altitude au changement climatique., Aix-Marseille. PhD Thesis. 222p.

Jackson, E. L., Rees, S., Siân E., Wilding, C., & Attrill, M. J. (2015). Use of a seagrass residency index to apportion commercial fishery landing values and recreation fisheries expenditure to seagrass habitat service. *Conservation Biology*, 29(3), 899–909. <https://doi.org/10.1111/cobi.12436>

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., & Schneiders, A. (2015). 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295, 21–30.

Jacobs, S., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D. N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., McGrath, F. L., Vierikko, K., Geneletti, D., & Sevecke, K. J. (2016). A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosystem Services*, 22, 213–220.

Jacobs, S., & Burkhard, B. (2017). 4.6. Applying expert knowledge for ecosystem services-quantification. *Mapping Ecosystem Services*, 142.

Jax, K., Barton, D. N., Chan, K. M. A., de Groot, R., Doyle, U., Eser, U., Görg, C., Gómez-Baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-Young, R., Heink, U., Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, G. W., Matzdorf, B., Muraca, B., ... Wichmann, S. (2013). Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*, 93, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>

Jobstvøgt, N., Hanley, N., Hynes, S., Kenter, J., & Witte, U. (2014). Twenty thousand sterling under the sea: Estimating the value of protecting deep-sea biodiversity. *Ecological Economics*, 97, 10–19.

Jolly, M. T., Jollivet, D., Gentil, F., Thiébaud, É., & Viard, F. (2005). Sharp genetic break between Atlantic and English Channel populations of the polychaete *Pectinaria koreni*, along the North coast of France. *Heredity*, 94(1), 23–32.

Jonsson, P. R., Kotta, J., Andersson, H. C., Herkül, K., Virtanen, E., Sandman, A. N., & Johannesson, K. (2018). High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former *Fucus vesiculosus*. *Diversity and Distributions*, 24(7), 892–905.

Jucker, T., Bouriaud, O., Avacaritei, D., & Coomes, D. A. (2014). Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: Linking patterns and processes. *Ecology Letters*, 17(12), 1560–1569.

Judd, A. D., Backhaus, T., & Goodsir, F. (2015). An effective set of principles for practical implementation of marine cumulative effects assessment. *Environmental Science & Policy*, 54, 254–262.

Jutterström, S., Andersson, H. C., Omstedt, A., & Malmaeus, J. M. (2014). Multiple stressors threatening the future of the Baltic Sea–Kattegat marine ecosystem: Implications for policy and

management actions. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1), 468–480.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.027>

Kadykalo, A. N., López-Rodríguez, M. D., Ainscough, J., Droste, N., Ryu, H., Ávila-Flores, G., Le Clec'h, S., Muñoz, M. C., Nilsson, L., Rana, S., Sarkar, P., Sevecke, K. J., & Harmáčková, Z. V. (2019). Disentangling 'ecosystem services' and 'nature's contributions to people'. *Ecosystems and People*, 15(1), 269-287.

Kalaydjian, R. (2012). Extraction de matériaux marins. Sous-région marine Manche-Mer du Nord. *Evaluation initiale DCSMM*. Rapport. 12p.

Karsten, U. (2007). Research note: Salinity tolerance of Arctic kelps from Spitsbergen. *Phycological Research*, 55(4), 257–262.

Kenter, J. O., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K. N., ... & Williams, S. (2015). What are shared and social values of ecosystems?. *Ecological economics*, 111, 86-99.

Kenward, R. E., Whittingham, M. J., Arampatzis, S., Manos, B. D., Hahn, T., Terry, A., Simoncini, R., Alcorn, J., Bastian, O., Donlan, M., Elowe, K., Franzén, F., Karacsonyi, Z., Larsson, M., Manou, D., Navodaru, I., Papadopoulou, O., Papathanasiou, J., von Raggamby, A., Sharp, R. J. A., Söderqvist, T., Soutukorva, A., Vavrova, L., Aebischer, N. J., Leader-Williams, N. & Rutz, C. (2011). Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability, and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(13), 5308-5312.

Kermagoret, C., Claudet, J., Derolez, V., Nugues, M. M., Ouisse, V., Quillien, N., Baulaz, Y., Le Mao, P., Scemama, P., Vaschalde, D., Bailly, D., & Mongruel, R. (2019). How does eutrophication impact bundles of ecosystem services in multiple coastal habitats using state-and-transition models. *Ocean & Coastal Management*, 174, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.028>

Kinlan, B. P., Gaines, S. D., & Lester, S. E. (2005). Propagule dispersal and the scales of marine community process. *Diversity and Distributions*, 11(2), 139–148.

Kirby, R. R., & Beaugrand, G. (2009). Trophic amplification of climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1676), 4095–4103.

Knights, A. M., Piet, G. J., Jongbloed, R. H., Tamis, J. E., White, L., Akoglu, E., Boicenco, L., Churilova, T., Kryvenko, O., & Fleming-Lehtinen, V. (2015). An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 1105–1115.

Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., Granek, E. F., Primavera, J. H., Muthiga, N., & Polasky, S. (2009). Non-linearity in ecosystem services: Temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 29–37.

Koch, M., Bowes, G., Ross, C., & Zhang, X.-H. (2013). Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. *Global Change Biology*, 19(1), 103–132.

Kopp, 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. *Progress in Oceanography*, 130, 157-171.

- Korpinen, S., Meidinger, M., & Laamanen, M. (2013). Cumulative impacts on seabed habitats: An indicator for assessments of good environmental status. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 311–319.
- Korpinen, S., & Andersen, J. H. (2016). A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments. *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00153>
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., & Makeschin, F. (2012). A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological indicators*, 21, 54-66.
- Kraberg, A. C., Wasmund, N., Vanaverbeke, J., Schiedek, D., Wiltshire, K. H., & Mieszkowska, N. (2011). Regime shifts in the marine environment: The scientific basis and political context. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 7–20.
- Krause-Jensen, D., & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9(10), 737–742. <https://doi.org/10.1038/ngeo2790>
- Krause-Jensen, D., Lavery, P., Serrano, O., Marbà, N., Masque, P., & Duarte, C. M. (2018). Sequestration of macroalgal carbon: The elephant in the Blue Carbon room. *Biology Letters*, 14(6), 20180236. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0236>
- Krumhansl, K. A., Okamoto, D. K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J. J., Cavanaugh, K. C., Connell, S. D., Johnson, C. R., Konar, B., & Ling, S. D. (2016). Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13785–13790.
- Krumhansl, K., & Scheibling, R. (2012). Production and fate of kelp detritus. *Marine Ecology Progress Series*, 467, 281–302. <https://doi.org/10.3354/meps09940>
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., & Sutton, P. (2020). The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. In *Environmental Assessments*. Edward Elgar Publishing.
- Kulmala, S., Haapasaari, P., Karjalainen, T. P., Kuikka, S., Pakarinen, T., Parkkila, K., Romakkaniemi, A., & Vuorinen, P. J. (2012). Ecosystem services provided by Baltic salmon—a regional perspective to the socio-economic benefits associated with a keystone migratory species. *Synthesis in the Context of the Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*, 2.
- Laffoley, D. D., Grimsditch, G. D., Great Britain, & IUCN World Commission on Protected Areas. (2009). The management of natural coastal carbon sinks. *IUCN*.
- Lagadeuc, Y., & Chenorkian, R. (2009). Les systèmes socio-écologiques: vers une approche spatiale et temporelle. *Natures Sciences Sociétés*, 17(2), 194-196.
- Langan, J. A., Puggioni, G., Oviatt, C. A., Henderson, M. E., & Collie, J. S. (2021). Climate alters the migration phenology of coastal marine species. *Marine Ecology Progress Series*, 660, 1-18.
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392–402.

Lamarque, P., Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies*, 334(5), 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.11.007>

La Rivière, M., Aish, A., Gauthier, O., Grall, J., Guérin, L., Janson, A.-L., Labrune, C., Thibaut, T., & Thiébaud, E. (2016). Assessing benthic habitats' sensitivity to human pressures: A methodological framework. *Summary Report. Rapport SPN*, 87.

La Rivière, M., Aish, A., Auby, I., Ar Gall, E., Dauvin, J.-C., de Bettignies, T., Derrien-Courtel, S., Dubois, S., Gauthier, O., & Grall, J. (2017). Evaluation de la sensibilité des habitats élémentaires (DHFF) d'Atlantique, de Manche et de Mer du Nord aux pressions physiques.

Larsonneur, C., Vaslet, D. & Auffret, J.P., (1979). Les sédiments superficiels de la Manche, Carte géologique de la Marge continentale française. *Bureau des recherches géologiques et Minières, Ministère de l'Industrie, Service Géologique National, Orléans*.

Larsonneur, C., Bouysse, P., & Auffret, J.P. (1982). The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology*, 29(6), 851–864.

Lavorel, S., Bayer, A., Bondeau, A., Lautenbach, S., Ruiz-Frau, A., Schulp, N., Seppelt, R., Verburg, P., van Teeffelen, A., & Vannier, C. (2017). Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecological Indicators*, 74, 241–260.

Le Boyer, A., Cambon, G., Daniault, N., Herbette, S., Le Cann, B., Marie, L., & Morin, P. (2009). Observations of the Ushant tidal front in September 2007. *Continental Shelf Research*, 29(8), 1026–1037.

Le Clec'h, S., Dufour, S., Oszwald, J., Grimaldi, M., & Jégou, N. (2014). Spatialiser des services écosystémiques, un enjeu méthodologique et plus encore. *Political Ecology des services écosystémiques, Bruxelles, Peter Lang, coll.Ecopolis*, 205-223.

Legge, O., Johnson, M., Hicks, N., Jickells, T., Diesing, M., Aldridge, J., Andrews, J., Artioli, Y., Bakker, D. C., & Burrows, M. T. (2020). Carbon on the Northwest European shelf: Contemporary budget and future influences. *Frontiers in Marine Science*, 7, 143.

Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., & Dash, P. (2013). Ecosystem services: Origins, contributions, pitfalls, and alternatives. *Conservation and Society*, 11(4), 343–358.

Le Marchand, M., Hattab, T., Niquil, N., Albouy, C., & Lasram, F. B. R. (2020). Climate change in the Bay of Biscay: Changes in spatial biodiversity patterns could be driven by the arrivals of southern species. *Marine Ecology Progress Series*, 647, 17-31.

Lenoir, J., Bertrand, R., Comte, L., Bourgeaud, L., Hattab, T., Murienne, J., & Grenouillet, G. (2020). Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution*, 1–16.

Lévêque, C. (2013). L'écologie est-elle encore scientifique? *Quae*.

Levrel H., Bellanger M., Le Goff R. et Drogou M., (2013). La pêche récréative en mer en France métropolitaine (Atlantique, Manche, Mer du Nord, Méditerranée). Résultats de l'enquête 2011-2013.

- Levrel, H., Jacob, C., Bailly, D., Charles, M., Guyader, O., Aoubid, S., Bas, A., Cujus, A., Frésard, M., & Girard, S. (2014). The maintenance costs of marine natural capital: A case study from the initial assessment of the Marine Strategy Framework Directive in France. *Marine Policy*, *49*, 37–47.
- Li, S. B., Chen, P. H., Huang, J. S., Hsueh, M. L., Hsieh, L. Y., Lee, C. L., & Lin, H. J. (2018). Factors regulating carbon sinks in mangrove ecosystems. *Global Change Biology*, *24*(9), 4195–4210.
- Link, J. S., Huse, G., Gaichas, S., & Marshak, A. R. (2020). Changing how we approach fisheries: A first attempt at an operational framework for ecosystem approaches to fisheries management. *Fish and Fisheries*, *21*(2), 393–434.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E. G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., & Egoh, B. (2013a). Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: A systematic review. *PloS One*, *8*(7), e67737.
- Liquete, C., Zulian, G., Delgado, I., Stips, A., & Maes, J. (2013b). Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe. *Ecological Indicators*, *30*, 205–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.013>
- Liquete, C., Cid, N., Lanzanova, D., Grizzetti, B., & Reynaud, A. (2016). Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function. *Ecological Indicators*, *63*, 249–257.
- Logsdon, R. A., & Chaubey, I. (2013). A quantitative approach to evaluating ecosystem services. *Ecological Modelling*, *257*, 57–65.
- Lorentsen, S. H., Sjøtun, K., & Grémillet, D. (2010). Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation*, *143*(9), 2054–2062. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.013>
- Løvås, S. M., & Tørum, A. (2001). Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coastal Engineering*, *44*(1), 37–63. [https://doi.org/10.1016/S0378-3839\(01\)00021-7](https://doi.org/10.1016/S0378-3839(01)00021-7)
- Lü, D., & Lü, Y. (2021). Spatiotemporal variability of water ecosystem services can be effectively quantified by a composite indicator approach. *Ecological Indicators*, *130*, 108061.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., ... & Taylor, W. W. (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *science*, *317*(5844), 1513-1516.
- Lüning, K. (1990). Seaweeds: Their environment, biogeography, and ecophysiology. *John Wiley & Sons*.
- Lyytimäki, J., Petersen, L. K., Normander, B., & Bezák, P. (2008). Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences*, *5*(3), 161–172.
- Madin, E. M., Ban, N. C., Doubleday, Z. A., Holmes, T. H., Pecl, G. T., & Smith, F. (2012). Socio-economic and management implications of range-shifting species in marine systems. *Global Environmental Change*, *22*(1), 137-146.

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., La Notte, A., & Zulian, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, *1*(1), 31–39.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., & Santos, F. (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. *An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5*, 1–58.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M. L., Barredo, J. I. & Lavallo, C. (2014). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020.

Magurran, A. E., Dornelas, M., Moyes, F., Gotelli, N. J., & McGill, B. (2015). Rapid biotic homogenization of marine fish assemblages. *Nature Communications*, *6*(1), 1–5.

Mangi, S. C., Davis, C. E., Payne, L. A., Austen, M. C., Simmonds, D., Beaumont, N. J., & Smyth, T. (2011). Valuing the regulatory services provided by marine ecosystems. *Environmetrics*, *22*(5), 686–698.

Marchand, M. L., Hattab, T., Niquil, N., Albouy, C., Loc'h, F. L., & Lasram, F. B. R. (2020). Climate change in the Bay of Biscay: Changes in spatial biodiversity patterns could be driven by the arrivals of southern species. *Marine Ecology Progress Series*, *647*, 17–31. <https://doi.org/10.3354/meps13401>

Maris, V. (2014). Nature à vendre: Les limites des services écosystémiques. *Nature à Vendre*, 1–96.

Martin, T. G., Burgman, M. A., Fidler, F., Kuhnert, P. M., Low-Choy, S., McBride, M., & Mengersen, K. (2012). Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology*, *26*(1), 29–38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x>

Martínez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *8*(1–2), 17–25.

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., & Montes, C. (2014). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, *37*, 220–228.

Masood, E., & Garwin, L. (1998). Audacious bid to value the planet whips up a storm. *Nature*, *395*(6701), 430.

Mayer, L. A. (2006). Frontiers in seafloor mapping and visualization. *Marine Geophysical Researches*, *27*(1), 7-17.

McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, *347*(6219), 1255641.

McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A. A., Hattab, T., MacNeil, M. A., Goberville, E., Lindegren, M., Engelhard, G., Pinsky, M., & Auber, A. (2021). Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology*, *31*(21), 4817–4823.

- McQuatters-Gollop, A., Raitsos, D. E., Edwards, M., & Attrill, M. J. (2007). Spatial patterns of diatom and dinoflagellate seasonal cycles in the NE Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 339, 301–306.
- Mehvar, S., Filatova, T., Dastgheib, A., De Ruyter van Steveninck, E., & Ranasinghe, R. (2018). Quantifying economic value of coastal ecosystem services: A review. *Journal of Marine Science and Engineering*, 6(1), 5.
- Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, 415, 108837
- Menéndez, P., Losada, I. J., Beck, M. W., Torres-Ortega, S., Espejo, A., Narayan, S., Díaz-Simal, P., & Lange, G.-M. (2018). Valuing the protection services of mangroves at national scale: The Philippines. *Ecosystem Services*, 34, 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.09.005>
- Menegon, S., Depellegrin, D., Farella, G., Sarretta, A., Venier, C., & Barbanti, A. (2018a). Addressing cumulative effects, maritime conflicts and ecosystem services threats through MSP-oriented geospatial webtools. *Ocean & Coastal Management*, 163, 417–436.
- Merceron, M. (1999). Pollutions diffuses: Du bassin versant au littoral: actes de colloques, Ploufragan (Saint-Brieuc). *Editions Quae*. 24, 23-24
- Metzger, M., Rounsevell, M. D. A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., & Schröter, D. (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 69–85.
- Metzger, M. J., Schröter, D., Leemans, R., & Cramer, W. (2008). A spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of ecosystem service change in Europe. *Regional Environmental Change*, 8(3), 91–107.
- Micheli, F., Halpern, B. S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., & Rosenberg, A. A. (2013). Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: Assessing current pressures and opportunities. *PloS One*, 8(12), e79889.
- Milcu, A., Hanspach, J., Abson, D., & Fischer, J. (2013). Cultural Ecosystem Services: A Literature Review and Prospects for Future Research. *Ecology and Society*, 18(3). <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Millennium ecosystem assessment, M. E. A. (2005). Ecosystems and human well-being. *Island press Washington, DC*, 5.
- Miller, D. J. (1989). Introductions and extinction of fish in the African great lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 4(2), 56-59.
- Milon, J. W., & Alvarez, S. (2019). The elusive quest for valuation of coastal and marine ecosystem services. *Water*, 11(7), 1518.
- Mongin, M., Baird, M. E., Hadley, S., & Lenton, A. (2016). Optimising reef-scale CO₂ removal by seaweed to buffer ocean acidification. *Environmental Research Letters*, 11(3), 034023.

- Mongruel, R., Kermagoret, C., Carlier, A., Scemama, P., Le Mao, P., Levain, A., Balle-Beganton, J., Vaschalde, D., & Bailly, D. (2019). Milieux marins et littoraux: Évaluation des écosystèmes et des services rendus.
- Moore, Chris, Guignet, Dennis, Maguire, Kelly B., Dockins, Chris & Simon, Nathalie B. (2015). A stated preference study of the Chesapeake Bay and Watershed lakes. *US EPA National Center for Environmental Economics Working Paper 2015-06*. Washington, DC. November.
- Morley, J. W., Selden, R. L., Latour, R. J., Frölicher, T. L., Seagraves, R. J., & Pinsky, M. L. (2018). Projecting shifts in thermal habitat for 686 species on the North American continental shelf. *PLoS One*, *13*(5), e0196127.
- Mouchet, M. A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., & Lavorel, S. (2014). An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, *28*, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>
- Mukherjee, N., Zabala, A., Hüge, J., Nyumba, T. O., Adem Esmail, B., & Sutherland, W. J. (2018). Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. *Methods in Ecology and Evolution*, *9*(1), 54–63.
- Murray, C. C., Agbayani, S., & Ban, N. C. (2015). Cumulative effects of planned industrial development and climate change on marine ecosystems. *Global Ecology and Conservation*, *4*, 110–116.
- Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S., & Landers, D. H. (2012). Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, *77*, 27–35.
- Naselli-Flores, L., & Padisák, J. (2022). Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 1-16.
- Niiranen, S., Yletyinen, J., Tomczak, M. T., Blenckner, T., Hjerne, O., MacKenzie, B. R., Müller-Karulis, B., Neumann, T., & Meier, H. E. M. (2013). Combined effects of global climate change and regional ecosystem drivers on an exploited marine food web. *Global Change Biology*, *19*(11), 3327–3342. <https://doi.org/10.1111/gcb.12309>
- Ninan, K. N. (2012). Conserving and valuing ecosystem services and biodiversity: economic, institutional and social challenges. *Routledge*.
- O'Brien, J. M., & Scheibling, R. E. (2016). Nipped in the bud: Mesograzer feeding preference contributes to kelp decline. *Ecology*, *97*(7), 1873–1886.
- Odum, H. T., & Odum, E. P. (2000). The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 21–23.
- Olander, L., Polasky, S., Kagan, J. S., Johnston, R. J., Wainger, L., Saah, D., Maguire, L., Boyd, J., & Yoskowitz, D. (2017). So you want your research to be relevant? Building the bridge between ecosystem services research and practice. *Ecosystem Services*, *26*, 170–182.

- Olander, L. P., Johnston, R. J., Tallis, H., Kagan, J., Maguire, L. A., Polasky, S., ... & Palmer, M. (2018). Benefit relevant indicators: Ecosystem services measures that link ecological and social outcomes. *Ecological Indicators*, *85*, 1262-1272.
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., & Joos, F. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, *437*(7059), 681–686.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, *325*(5939), 419–422.
- Palomares, M.-L. D., & Pauly, D. (2019). Coastal fisheries: The past, present, and possible futures. In *Coasts and Estuaries*, Elsevier, 569–576.
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., & Montes, C. (2013). National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services*, *4*, 104-116.
- Parravicini, V., Rovere, A., Vassallo, P., Micheli, F., Montefalcone, M., Morri, C., Paoli, C., Albertelli, G., Fabiano, M., & Bianchi, C. N. (2012). Understanding relationships between conflicting human uses and coastal ecosystems status: A geospatial modeling approach. *Ecological Indicators*, *19*, 253–263.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y. S., Amankwah, E., Asah, S. T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S. J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C. D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P. H., Mead, A., O'Farrell, P., Pandit, R., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B. B., Van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., & Yagi, N. (2017). Valuing nature's contributions to people: The IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *26–27*, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pawson, M. G., Pickett, G. D., Leballeur, J., Brown, M., & Fritsch, M. (2007). Migrations, fishery interactions, and management units of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in Northwest Europe. *ICES Journal of Marine Science*, *64*(2), 332–345.
- Perez, R., Kaas, R., Campello, F., Arbault, S., & Barbaroux, O. (1992). La culture des algues marines dans le monde.
- Peteiro, C. (2018). Alginate Production from Marine Macroalgae, with Emphasis on Kelp Farming. In B. H. A. Rehm & M. F. Moradali (Eds.), *Alginates and Their Biomedical Applications*, *11*, 27–66. Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6910-9_2
- Piet, G., Culhane, F., Jongbloed, R., Robinson, L., Rumes, B., & Tamis, J. (2019). An integrated risk-based assessment of the North Sea to guide ecosystem-based management. *Science of The Total Environment*, *654*, 694–704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.001>
- Pinsky, M. L., Worm, B., Fogarty, M. J., Sarmiento, J. L., & Levin, S. A. (2013). Marine taxa track local climate velocities. *Science*, *341*(6151), 1239–1242.

- Piriou, J.-Y., Youenou, G., Dreves, L., & Chapron, V. (1987). Cartographie de la végétation marine côtière sur le littoral Bas-Léonard (Finistère Nord).
- Plant, R., Roche, P., & Barnaud, C. (2016). Services écosystémiques et représentation des dépendances des êtres humains à l'égard des écosystèmes. *Valeurs de La Biodiversité et Services Écosystémiques: Perspectives Interdisciplinaires*, 113–130.
- Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, P. J., Brander, K., Bruno, J. F., Buckley, L. B., & Burrows, M. T. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3(10), 919–925.
- Pörtner, H. O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Arneeth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., & Cheung, W. L. (2021). IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change.
- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575–594.
- Préat, N. (2021). Development of environmental impact assessment methods for marine sourced products. PhD Thesis. Ghent University. Faculteit Bio-ingenieur wetenschappen. 239p.
- QGIS.org, (2021). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- Quemmerais-Amice, F., Barrere, J., La Rivière, M., Contin, G., & Bailly, D. (2020a). A methodology and tool for mapping the risk of cumulative effects on benthic habitats. *Frontiers in Marine Science*, 966.
- Quemmerais-Amice, F. (2020b). Cartographie (polygone sources) multisources des habitats benthiques de France métropolitaine, typologie Eunis. Office Français de la Biodiversité. <https://sextant.ifremer.fr/record/6a84a633-8ea3-4b65-bd52-6bf117ee7729/>
- Quintessence Consortium. (2016). Networking our way to better ecosystem service provision. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(2), 105–115.
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., Díaz, R. J., & Justić, D. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), 1528–1537.
- Rao, N. S., Ghermandi, A., Portela, R., & Wang, X. (2015). Global values of coastal ecosystem services: A spatial economic analysis of shoreline protection values. *Ecosystem Services*, 11, 95–105.
- Rau, A.-L., von Wehrden, H., & Abson, D. J. (2018). Temporal dynamics of ecosystem services. *Ecological Economics*, 151, 122–130.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Tengö, M., Bennett, E. M., Holland, T., Benessaiah, K., MacDonald, G. K., & Pfeifer, L. (2010). Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *BioScience*, 60(8), 576–589. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.4>
- Raven, J. A., Beardall, J., & Sánchez-Baracaldo, P. (2017). The possible evolution and future of CO₂-concentrating mechanisms. *Journal of Experimental Botany*, 68(14), 3701–3716. <https://doi.org/10.1093/jxb/erx110>

Raybaud, V., Beaugrand, G., Goberville, E., Delebecq, G., Destombe, C., Valero, M., Davoult, D., Morin, P., & Gevaert, F. (2013). Decline in kelp in west Europe and climate. *PLoS One*, *8*(6), e66044.

Redman, C. L., Grove, J. M., & Kuby, L. H. (2004). Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: Social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, *7*(2), 161–171.

Rincón-Ruiz, A., Arias-Arévalo, P., Hernández, J. M. N., Cotler, H., Caso, M. A., Meli, P., Tauro, A., Akerberg, V. D. Á., Avila-Foucat, V. S., & Cardenas, J. P. (2019). Applying integrated valuation of ecosystem services in Latin America: Insights from 21 case studies. *Ecosystem Services*, *36*, 100901.

Rioja-Nieto, R., Barrera-Falcón, E., Torres-Irineo, E., Mendoza-González, G., & Cuervo-Robayo, A. P. (2017). Environmental drivers of decadal change of a mangrove forest in the North coast of the Yucatan peninsula, Mexico. *Journal of Coastal Conservation*, *21*(1), 167–175.

Robuchon, M. (2014). Etude spatio-temporelle de la biodiversité des forêts de laminaires des côtes bretonnes par une approche intégrée de génétique des populations et d'écologie des communautés. PhD Thesis, Museum national d'histoire naturelle-MNHN, Paris.

Robuchon, M., Gallon, R., Feunteun, E., Julliard, R., Leroy, B., Valero, M., & Le Gall, L. (2014). Investigating temporal changes in seaweed communities of Brittany. *2014 Annual Meeting British Ecological Society and Société Française d'Ecologie*. Communication oral.

Roche, P., Geijzendorffer, I., Levrel, H., & Maris, V. (2016). Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques. *Perspectives Interdisciplinaires, Quae, Versailles*.

Roche, P. K., & Campagne, C. S. (2019). Are expert-based ecosystem services scores related to biophysical quantitative estimates? *Ecological Indicators*, *106*, 105421.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.052>

Rodríguez, J. P., Beard Jr, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S. J., Agard, J., Dobson, A. P., & Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, *11*(1).

Roe, D., Fancourt, M., Sandbrook, C., Sibanda, M., Giuliani, A. & GordonMaclean, A. (2014). Which components or attributes of biodiversity influence which dimensions of poverty? *Environmental Evidence*, *3*, 3.

Roesijadi, G., Jones, S. B., Snowden-Swan, L. J., & Zhu, Y. (2010). Macroalgae as a biomass feedstock: A preliminary analysis. Pacific Northwest National Lab.(PNNL), Richland, WA (United States).

Rolet, C. (2015). Les communautés macrozoobenthiques des sédiments meubles intertidaux du littoral Nord-Pas-de-Calais: Structure, relations avec les limicoles hivernants et enjeux de conservation. PhD Thesis. Lille 1. 314p.

Rooney, N., McCann, K., Gellner, G., & Moore, J. C. (2006). Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature*, *442*(7100), 265-269.

- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., ... & Imeson, A. (2008). Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, *453*(7193), 353–357.
- Rullens, V. (2021). From ecology to the assessment of multiple ecosystem services; a case study of estuarine bivalves. PhD thesis, *The University of Waikato*. 183p.
- Salomidi, M., Katsanevakis, S., Borja, A., Braeckman, U., Damalas, D., Galparsoro, I., Mifsud, R., Mirto, S., Pascual, M., & Pipitone, C. (2012). Assessment of goods and services, vulnerability, and conservation status of European seabed biotopes: A stepping stone towards ecosystem-based marine spatial management. *Mediterranean Marine Science*, *13*(1), 49–88.
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame, M. F., Benson, L., Bukoski, J. J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., & Donato, D. (2018). A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental Research Letters*, *13*(5), 055002.
- Santos-Martin, F., Kelemen, E., Garcia Llorente, M., Jacobs, S., Oteros-Rozas, E., Barton, D., Palomo, I., Hevia, V., & Martín-López, B. (2017). *Socio-cultural valuation approaches*, 104–114.
- Sara, G., Milanese, M., Prusina, I., Sara, A., Angel, D. L., Glamuzina, B., Nitzan, T., Freeman, S., Rinaldi, A., & Palmeri, V. (2014). The impact of climate change on Mediterranean intertidal communities: Losses in coastal ecosystem integrity and services. *Regional Environmental Change*, *14*(1), 5–17.
- Schaafsma, M., & Turner, R. K. (2015). Valuation of coastal and marine ecosystem services: A literature review. *Coastal Zones Ecosystem Services*, 103–125.
- Schlacher, T. A., Schoeman, D. S., Dugan, J., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., & McLachlan, A. (2008). Sandy beach ecosystems: Key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, *29*, 70–90.
- Schmitz, O. J., Hawlena, D., & Trussell, G. C. (2010). Predator control of ecosystem nutrient dynamics. *Ecology Letters*, *13*(10), 1199–1209. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01511.x>
- Schroter, D. (2005). Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science*, *310*(5752), 1333–1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>
- Schröter, M., Albert, C., Marques, A., Tobon, W., Lavorel, S., Maes, J., Brown, C., Klotz, S., & Bonn, A. (2016). National ecosystem assessments in Europe: A review. *BioScience*, *66*(10), 813–828.
- Schröter, M., Barton, D. N., Remme, R. P., & Hein, L. (2014). Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecological Indicators*, *36*, 539–551.
- Schuhmann, P. W., & Mahon, R. (2015). The valuation of marine ecosystem goods and services in the Caribbean: A literature review and framework for future valuation efforts. *Ecosystem Services*, *11*, 56–66.
- Schultz, L., Folke, C., Österblom, H., & Olsson, P. (2015). Adaptive governance, ecosystem management, and natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *112*(24), 7369–7374.

Science for Environment Policy. (2015). Ecosystem Services and the Environment. *In-depth Report 11 produced for the European Commission, DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol*. <http://ec.europa.eu/science-environment-policy>

SDES. (2014). Densité de population des communes littorales en 2014 et évolution depuis 1962. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/rapport-sur-l-etat-de-l-environnement/themes-ree/milieus-et-territoires-a-enjeux/mer-et-littoral/economie-et-demographie/article/densite-de-population-des-communes-littorales-en-2014-et-evolution-depuis-1962>. Consulté le 15/02/2022.

Seddon, A. W., Macias-Fauria, M., Long, P. R., Benz, D., & Willis, K. J. (2016). Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*, 531(7593), 229–232.

Selim, S. A., Blanchard, J. L., Bedford, J., & Webb, T. J. (2016). Direct and indirect effects of climate and fishing on changes in coastal ecosystem services: A historical perspective from the North Sea. *Regional Environmental Change*, 16(2), 341–351.

Semmens, D. J., Diffendorfer, J. E., López-Hoffman, L., & Shapiro, C. D. (2011). Accounting for the ecosystem services of migratory species: Quantifying migration support and spatial subsidies. *Ecological Economics*, 70(12), 2236–2242.

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>

Serpetti, N., Benjamins, S., Brain, S., Collu, M., Harvey, B. J., Heymans, J. J., Hughes, A. D., et al. (2021). Modeling Small Scale Impacts of Multi-Purpose Platforms: An Ecosystem Approach. *Frontiers in Marine Science*, 8.

Seuront, L., Nicastro, K. R., Zardi, G. I., & Goberville, E. (2019). Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Scientific Reports*, 9(1), 1–14.

Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., & Bierbower, W. (2020). InVEST 3.8. 9. post5+ ug. g0755539 User's Guide. *The Natural Capital Project*.

Shears, N. T., & Ross, P. M. (2010). Toxic cascades: multiple anthropogenic stressors have complex and unanticipated interactive effects on temperate reefs. *Ecol. Lett.* 13, 1149–1159. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01512.x>

SHOM, Service Hydrographique et Océanographique de la Marine. (2022). Epaves et obstructions. Edition 2022. <https://diffusion.shom.fr/loisirs/plongee-peche/epaves.html>. Consulté le 21/02/2022

Silvertown, J. (2015). Have ecosystem services been oversold? *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 641–648.

Siya, G., Jinggang, W., Ying, W., Zehao, C., & Jun, Y. (2020). Analysis of the ecosystem structure and energy flow of the Baiyangdian Lake in recent 10 years based on the Ecopath model. *Asian Journal of Ecotoxicology*, (5), 169-180.

- Slott, J. M., Murray, A. B., Ashton, A. D., & Crowley, T. J. (2006). Coastline responses to changing storm patterns. *Geophysical Research Letters*, *33*(18).
- Smale, D. A., Burrows, M. T., Moore, P., O'Connor, N., & Hawkins, S. J. (2013). Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: A northeast Atlantic perspective. *Ecology and Evolution*, *3*(11), 4016–4038.
- Smale, D. A., & Vance, T. (2016). Climate-driven shifts in species' distributions may exacerbate the impacts of storm disturbances on North-east Atlantic kelp forests. *Marine and Freshwater Research*, *67*(1), 65–74.
- Smale, D. A., Wernberg, T., Oliver, E. C., Thomsen, M., Harvey, B. P., Straub, S. C., Burrows, M. T., Alexander, L. V., Benthuisen, J. A., & Donat, M. G. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, *9*(4), 306–312.
- Smale, D. A. (2020). Impacts of ocean warming on kelp forest ecosystems. *New Phytologist*, *225*(4), 1447–1454.
- Smith, J. E., Brainard, R., Carter, A., Grillo, S., Edwards, C., Harris, J., Lewis, L., Obura, D., Rohwer, F., Sala, E., Vroom, P. S., & Sandin, S. (2016). Re-evaluating the health of coral reef communities: Baselines and evidence for human impacts across the central Pacific. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *283*(1822), 20151985. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1985>
- Snelgrove, P. V., Thrush, S. F., Wall, D. H., & Norkko, A. (2014). Real world biodiversity–ecosystem functioning: A seafloor perspective. *Trends in Ecology & Evolution*, *29*(7), 398–405.
- Somerfield, P. J., Clarke, K. R., Warwick, R. M., & Dulvy, N. K. (2008). Average functional distinctness as a measure of the composition of assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, *65*(8), 1462–1468.
- Sousa, L. P., Sousa, A. I., Alves, F. L., & Lillebø, A. I. (2016). Ecosystem services provided by a complex coastal region: Challenges of classification and mapping. *Scientific Reports*, *6*(1), 22782. <https://doi.org/10.1038/srep22782>
- Southward, A. J., Langmead, O., Hardman-Mountford, N. J., Aiken, J., Boalch, G. T., Dando, P. R., Genner, M. J., Joint, I., Kendall, M. A., Halliday, N. C., Harris, R. P., Leaper, R., Mieszkowska, N., Pingree, R. D., Richardson, A. J., Sims, D. W., Smith, T., Walne, A. W., & Hawkins, S. J. (2005). Long-term oceanographic and ecological research in the Western English Channel. *Advances in Marine Biology*, *47*, 1–105. [https://doi.org/10.1016/s0065-2881\(04\)47001-1](https://doi.org/10.1016/s0065-2881(04)47001-1).
- Stagnol, D., Macé, M., Destombe, C., & Davoult, D. (2016). Allometric relationships for intertidal macroalgae species of commercial interest. *Journal of Applied Phycology*, *28*(6), 3407–3411.
- Stelzenmüller, V., Coll, M., Mazaris, A. D., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Portman, M. E., Degen, R., Mackelworth, P., Gimpel, A., & Albano, P. G. (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of the Total Environment*, *612*, 1132–1140.
- Stelzenmüller, V., Lee, J., South, A., & Rogers, S. I. (2010). Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: A geospatial modelling framework. *Marine Ecology Progress Series*, *398*, 19–32.

- 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. *Environmental Conservation*, 29(4), 436–459. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000322>
- Steneck, R. S., Johnson, C. R., Bertness, M., Bruno, J., Silliman, B., & Stachowicz, J. (2013). Dynamic patterns, processes and feedbacks. *Marine Community Ecology*. *Sinauer Assoc*, 315–336.
- Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F. J., Carranza, M. L., Cazacu, C., & Cosor, G. L. (2015). Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecological Modelling*, 295, 75–87.
- Stuart-Smith, R. D. (2021). Climate change: Large-scale abundance shifts in fishes. *Current Biology*, 31(21), R1445–R1447.
- Syrbe, R.-U., & Walz, U. (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services : Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators*, 21, 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.013>
- Tallis, H., Yukuan, W., Bin, F., Bo, Z., Wanze, Z., Min, C. & Daily, G. (2010). The natural capital project. *Bulletin of the British Ecological Society*, 41(1), 10-13.
- Tallis, H., Mooney, H., Andelman, S., Balvanera, P., Cramer, W., Karp, D., Polasky, S., Reyers, B., Ricketts, T., & Running, S. (2012). A global system for monitoring ecosystem service change. *Bioscience*, 62(11), 977–986.
- Tam, J. C., Fay, G., & Link, J. S. (2019). Better together: The uses of ecological and socio-economic indicators with end-to-end models in marine ecosystem based management. *Frontiers in Marine Science*, 560.
- Teagle, H., Hawkins, S. J., Moore, P. J., & Smale, D. A. (2017). The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 81–98. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017>
- Team, R. C. (2020). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing; 2018*. Available from: <http://www.R-project.org/>
- Teck, S. J., Halpern, B. S., Kappel, C. V., Micheli, F., Selkoe, K. A., Crain, C. M., Martone, R., Shearer, C., Arvai, J., & Fischhoff, B. (2010). Using expert judgment to estimate marine ecosystem vulnerability in the California Current. *Ecological Applications*, 20(5), 1402–1416.
- TEEB. (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. TEEB Geneva, Switzerland
- Tempera, F., Liqueste, C., & Cardoso, A. C. (2016). Spatial distribution of marine ecosystem service capacity in the European seas. *Publications Office of the European Union: Luxembourg*.
- Teixeira, Z., Marques, C., Mota, J. S., & Garcia, A. C. (2018). Identification of potential aquaculture sites in solar saltscapes via the Analytic Hierarchy Process. *Ecological Indicators*, 93, 231-242.

- Thrush, S. F., Halliday, J., Hewitt, J. E., & Lohrer, A. M. (2008). The effects of habitat loss, fragmentation, and community homogenization on resilience in estuaries. *Ecological Applications*, *18*(1), 12–21.
- Thuiller, W. (2004). Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, *10*(12), 2020–2027.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. B. (2009). BIOMOD—a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, *32*(3), 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Tibi, A., & Therond, O. (2018). Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. *Quae*.
- Tillin, H. M., Hull, S. C., & Tyler-Walters, H. (2010). Development of a sensitivity matrix (pressures-MCZ/MPA features).
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *45*, 471–493.
- Townsend, M., Thrush, S. F., Lohrer, A. M., Hewitt, J. E., Lundquist, C. J., Carbines, M., & Felsing, M. (2014). Overcoming the challenges of data scarcity in mapping marine ecosystem service potential. *Ecosystem Services*, *8*, 44–55.
- Townsend, M., Davies, K., Hanley, N., Hewitt, J. E., Lundquist, C. J., & Lohrer, A. M. (2018). The challenge of implementing the marine ecosystem service concept. *Frontiers in Marine Science*, *359*.
- Trisos, C. H., Merow, C., & Pigot, A. L. (2020). The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature*, *580*(7804), 496–501.
- Trombetta, T., Vidussi, F., Mas, S., Parin, D., Simier, M., & Mostajir, B. (2019). Water temperature drives phytoplankton blooms in coastal waters. *PloS one*, *14*(4), e0214933.
- Turner, W. R., Brandon, K., Brooks, T. M., Costanza, R., da Fonseca, G. A. B., & Portela, R. (2007). Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, *57*(10), 868–873. <https://doi.org/10.1641/B571009>
- Valero, M., Destombe, C., Mauger, S., Ribout, C., Engel, C. R., Daguin-Thiebaut, C., & Tellier, F. (2011). Using genetic tools for sustainable management of kelps: A literature review and the example of *Laminaria digitata*. *CBM-Cahiers de Biologie Marine*, *52*(4), 467.
- Van Maren, D. S., Winterwerp, J. C., Sas, M., & Vanlede, J. (2009). The effect of dock length on harbour siltation. *Continental Shelf Research*, *29*(11–12), 1410–1425.
- Van Oudenhoven, A. P., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., & de Groot, R. S. (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, *21*, 110–122.
- Van Oudenhoven, A. P. E., Schröter, M., Drakou, E. G., Geijzenborffer, I. R., Jacobs, S., van Bodegom, P. M., Chazee, L., Czócz, B., Grunewald, K., Lillebø, A. I., Mononen, L., Nogueira, A. J. A., Pacheco-Romero, M., Perennou, C., Remme, R. P., Rova, S., Syrbe, R.-U., Tratalos, J. A., Vallejos, M., & Albert,

- C. (2018). Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecological Indicators*, 95, 417–426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.020>
- Vanhoutte-Brunier, A., Laurans, M., Mongruel, R., Guyader, O., Davoult, D., Marzin, A., Vaschalde, D., Charles, M., & Niliot, P. (2016). Évaluation des services écosystémiques du champ de laminaires de l'archipel de Molène. Retour d'expérience du site du Parc naturel marin d'Iroise. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2037.1608>
- Van Son, T. C., Nikolioudakis, N., Steen, H., Albrechtsen, J., Furevik, B. R., Elvenes, S., Moy, F., & Norderhaug, K. M. (2020). Achieving Reliable Estimates of the Spatial Distribution of Kelp Biomass. *Frontiers in Marine Science*, 7, 107. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00107>
- Vásquez, J. A. (2008). Production, use and fate of Chilean brown seaweeds: re-sources for a sustainable fishery. In *Nineteenth International Seaweed Symposium*. Springer, Dordrecht, 7-17.
- Vásquez, J. A., Zuñiga, S., Tala, F., Piaget, N., Rodríguez, D. C., & Vega, J. A. (2014). Economic valuation of kelp forests in northern Chile: Values of goods and services of the ecosystem. *Journal of Applied Phycology*, 26(2), 1081–1088.
- Vassallo, P., Paoli, C., Rovere, A., Montefalcone, M., Morri, C., & Bianchi, C. N. (2013). The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: A natural capital assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1–2), 157–167.
- Vassallo, P., Bianchi, C. N., Paoli, C., Holon, F., Navone, A., Bavestrello, G. & Morri, C. (2018). A predictive approach to benthic marine habitat mapping: Efficacy and management implications. *Marine pollution bulletin*, 131, 218-232.
- Vaz, S., & Laffargue, P. (2021). Pêche: Ce que la science nous dit de l'impact du chalutage sur les fonds marins. *The Conversation*.
- Véto-Leclerc, V. (2019). Les secrets des algues. *Quae*.
- Vigneau, J., Goraguer, H., Biseau, A., Mahe, J. C., Laurans, M., & Foucher, E. (2013). St-Pierre et Miquelon: Perspectives pour une exploitation durable des ressources halieutiques. *Rapport Ifremer*.
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Ruokolainen, A., Tanskanen, A., & Burkhard, B. (2012). The use of detailed biotope data for linking biodiversity with ecosystem services in Finland. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1–2), 169–185. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.686120>
- Villa, F., Bagstad, K. J., Voigt, B., Johnson, G. W., Athanasiadis, I. N., & Balbi, S. (2014a). The misconception of ecosystem disservices: How a catchy term may yield the wrong messages for science and society. *Ecosystem Services*, 10, 52–53.
- Villa, F., Bagstad, K. J., Voigt, B., Johnson, G. W., Portela, R., Honzák, M., & Batker, D. (2014b). A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. *PloS One*, 9(3), e91001.
- Villamagna, A. M., Angermeier, P. L., & Bennett, E. M. (2013). Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, 114–121.

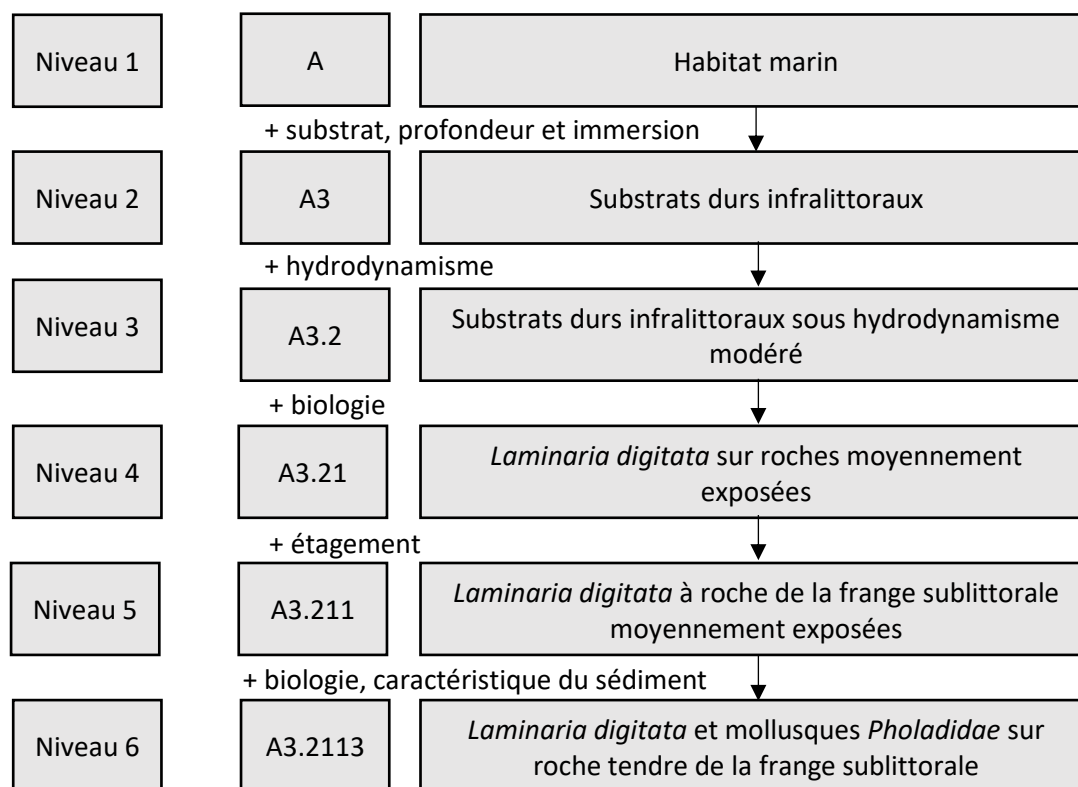
- Vinagre, C., Costa, M. J., Wood, S. A., Williams, R. J., & Dunne, J. A. (2019). Potential impacts of climate change and humans on the trophic network organization of estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 616, 13–24.
- Voerman, S. E., Llera, E., & Rico, J. M. (2013). Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research*, 90, 119–127.
- Vollmer, D., Regan, H. M., & Andelman, S. J. (2016). Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. *Ambio*, 45(7), 765–780.
- Voltz, B. (2020). Dynamique de la matière organique au sein dans les estuaires picards: caractérisation des faciès biosédimentaires et quantification des processus de minéralisation benthique. *PhD thesis*. 295p. Université du Littoral Côte d'Opale.
- Walker, B., & Salt, D. (2012). Resilience thinking: Sustaining ecosystems and people in a changing world. *Island press*.
- Walker, T. R., Adebambo, O., Feijoo, M. C. D. A., Elhaimer, E., Hossain, T., Edwards, S. J., Morrison, C. E., Romo, J., Sharma, N., & Taylor, S. (2019). Environmental effects of marine transportation. In *World Seas: An environmental evaluation*, Elsevier, 505–530.
- Wang, G., Goldfeld, Y., & Drimer, N. (2019). Expanding coastal cities—Proof of feasibility for modular floating structures (MFS). *Journal of Cleaner Production*, 222, 520–538.
- Wang, S. V., Wrede, A., Tremblay, N., & Beermann, J. (2022). Low-frequency noise pollution impairs burrowing activities of marine benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 310, 119899.
- Weilgart, L. S. (2007). A brief review of known effects of noise on marine mammals. *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2).
- Wernberg, T., Smale, D. A., Tuya, F., Thomsen, M. S., Langlois, T. J., De Bettignies, T., Bennett, S., & Rousseaux, C. S. (2013). An extreme climatic event alters marine ecosystem structure in a global biodiversity hotspot. *Nature Climate Change*, 3(1), 78–82.
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., & Pedersen, M. F. (2019). Status and trends for the world's kelp forests. In *World seas: An environmental evaluation*, Academic Press. 57-78.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00003-6>
- Westman, W. E. (1977). How Much Are Nature's Services Worth? Measuring the social benefits of ecosystem functioning is both controversial and illuminating. *Science*, 197(4307), 960–964.
- Wiens, J. J. (2016). Climate-related local extinctions are already widespread among plant and animal species. *PLoS Biology*, 14(12), e2001104.
- Willaert, T., García-Alegre, A., Queiroga, H., Cunha-e-Sá, M. A., & Lillebø, A. I. (2019). Measuring vulnerability of marine and coastal habitats' potential to deliver ecosystem services: Complex Atlantic region as case study. *Frontiers in Marine Science*, 6, 199

Willstead, E. A., Jude, S., Gill, A. B., & Birchenough, S. N. R. (2018). Obligations and aspirations: A critical evaluation of offshore wind farm cumulative impact assessments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 2332–2345. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.08.079>

Wilson, K. L., Skinner, M. A., & Lotze, H. K. (2019). Projected 21st-century distribution of canopy-forming seaweeds in the Northwest Atlantic with climate change. *Diversity and Distributions*, 25(4), 582–602.

Yalcin, S., & Leroux, S. J. (2017). Diversity and suitability of existing methods and metrics for quantifying species range shifts. *Global Ecology and Biogeography*, 26(6), 609–624.

ANNEXES



Annexe 1 : Différents niveaux hiérarchique de la classification Eunis, avec un exemple d'habitat à laminaire. Les différents niveaux de précision, les codes ainsi que les intitulés des classes sont renseignés. Plus le niveau Eunis se précise, plus il renseigne les caractéristiques de l'habitat (d'abord physiques, puis biologiques). Cette classification a été développée pour répondre à la mise en œuvre de la « Directive Habitat » de l'U.E et est celle adoptée à l'échelle européenne pour caractériser les habitats. Les données sont disponibles sur <http://eunis.eea.europa.eu/>

Annexe 2 : Tableau des 19 activités, présentant les détails sur les données, temporalités et intensités

Type	Activité anthropique & forçage	Code	Forme géographique	Intensité	Unité (moyenne annuelle)	Nombre de sources	Periode couverte	Source de données
Secteur primaire	Aquaculture	A1	point	Non	P/A	22	Permanente	EMODnet + Geolittoral
	Pêches professionnelles benthiques	A2	kriggeage	Oui	Temps de présence	Continue	2020	Geolittoral
	Pêche à pied	A3	point	Non	P/A de moulière intertidale	62	Permanente	GEMEL Normandie + GEMEL Baie de Somme
	Extraction de granulats marins	A4	polygone	?	Quantité de sédiment extrait	29	Depuis 2010	Geolittoral
Energies	Centrales nucléaires	A5	point	Oui	Nombre de réacteur	3	Permanente	EDF
	Parc éolien offshore	A6	polygone	Non	P/A	4	A partir de 2024	EDF
Aménagements	Installations industrialo-portuaires	A7	point	Non	P/A	27	Permanente	World Port Index (WPI)
	Artificialisation du littoral	A8	ligne	Non	P/A	358 km	Permanente	Geolittoral
Services	Transport maritime	A9	kriggeage	Oui	Nombre de passage de bateaux	Continue	2019-2020	Cerema - Geolittoral
	Câbles sous-marins	A10	ligne	Non	P/A	65	Permanent	EMODnet + SHOM
	Draguage sédimentaire	A11	point	Non	P/A	34	Depuis 2015	Geolittoral
	Clapage	A12	point	Oui	Quantité de sédiment clapé	30	2005-2018	Geolittoral
	STEPs	A13	point	Non	P/A	112	Permanente	SANDRE
Autre	Tourisme littoral	A14	polygone	Oui	Nombre d'hébergement touristique (par Régions côtières)	6 départements	2010-2015	INSEE
	Munitions immergées	A15	point	Non	P/A	22	Permanente	DDRM
	Epaves	A16	point	Non	P/A	1330	Permanente	SHOM
	Apports côtiers	A17	point	Oui	Débit annuel	39	Permanente	IRSTEA
Forçages climatique	Augmentation des températures	A18	kriggeage	Oui	Différence de température du fond	Continue	2012-2022	NCEII NOAA
	Erosion	A19	ligne	Non	Mètre de recul du trait de côte	293 km	2015-2016	Geolittoral

Annexe 3 : Liste des 51 experts interviewés entre le 2 février 2021 et le 28 mai 2021

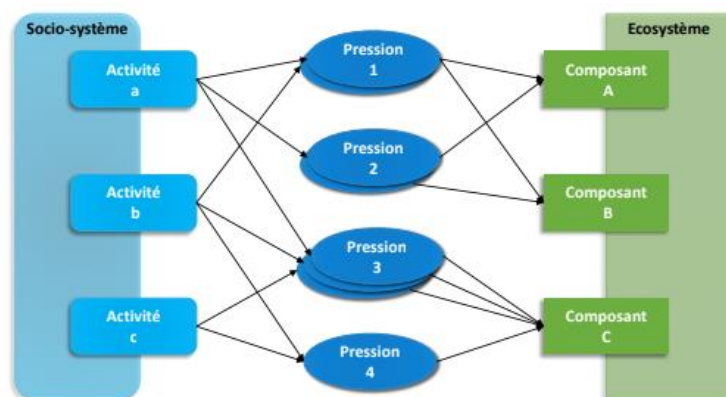
Nom de l'expert	Structure	Pannel		
		1	2	M4
Alexei Sentchev	LOG - ULCO	x		
Aline Blanchet	Ifremer Plouzané		x	
Antoine Carlier	Ifremer	x	x	x
Antoine Meirland	CRPMEM des Hauts-de-France	x	x	
Antonin Guimard	OFB - Délégation de Façade MMN	x		
Antony Viera	CRPMEM des Hauts-de-France	x		
Aurélie Foveau	Ifremer	x	x	x
Camille Vogel	Ifremer Port en Bessin	x	x	
Cécile Sauvage	DRASSM	x		
Cédric Fisson	GIP Seine-Aval	x		x
Céline Rolet	GEMEL Baie de Somme		x	x
Christine Dobroniak	Port de Dunkerque	x		
Claire Rollet	Ifremer Dinard		x	
Dominique Davoult	Station biologique de Roscoff		x	
Dominique Pecquet	Affaires Maritimes DDTM	x		
Emeline Poisson	Cellule de Suivi Littoral Normand		x	
Eric Thiébaud	Station biologique de Roscoff		x	
Felipe Artigas	LOG - ULCO		x	
François Gevaert	LOG - Lille		x	x
François Le Loc'h	LEMAR - IRD		x	
Frida Lasram	LOG - ULCO	x		
Gauthier Schaal	LEMAR - UBO		x	x
Hervé Przyszczykowski	Plongeur amateur	x		
Hubert Loisel	LOG - ULCO			x
Ingrid Richard	FFESMM Nord Pas de Calais	x		
Isabelle Auby	Ifremer Arcachon		x	
Jean Prygiel	Agence de l'eau Artois-Picardie	x		x
Jeremy Denis	LOG - ULCO		x	
Laurent Seuront	LOG - Lille		x	
Lionel Denis	LOG - Lille		x	
Marie-Christine Gruselle	OFB - PNM EPMO	x		
Mélanie Rocroy	GEMEL Baie de Somme		x	
Morgane Ricard	CRPMEM des Hauts-de-France	x		
Nicolas Jannic	OFB - PNM EPMO	x		x
Nicolas Spilmont	LOG - Lille		x	
Olivier Lepape	Agrocampus Ouest	x	x	x
Olivier Timsit	Gemel Normandie		x	
Philippe David	FFESSM Normandie	x		
Pierre Bourgeon	OFB - PNM EPMO	x		
Rachid Amara	LOG - ULCO	x	x	
Sandrine Vaz	Ifremer Sète		x	

Sandrine Derrien	MNHM Station marine de Concarneau		x	x
Sébastien Biton	OFB - Délégation de Façade MMN	x		
Solène Connan	LEMAR - UBO		x	x
Thibaut Kersaudy	Ifremer BSM			
Thierry Ruellet	GEMEL Baie de Somme		x	x
Tholo Jonathan	Affaires Maritimes DDTM	x		
Thomas Burel	LEMAR		x	
Vincent Bouchet	LOG - Lille		x	
Vincent Ouisse	Ifremer Sète		x	
Yoann Baulaz	France Energies Marines	x		
Total experts		25	30	13

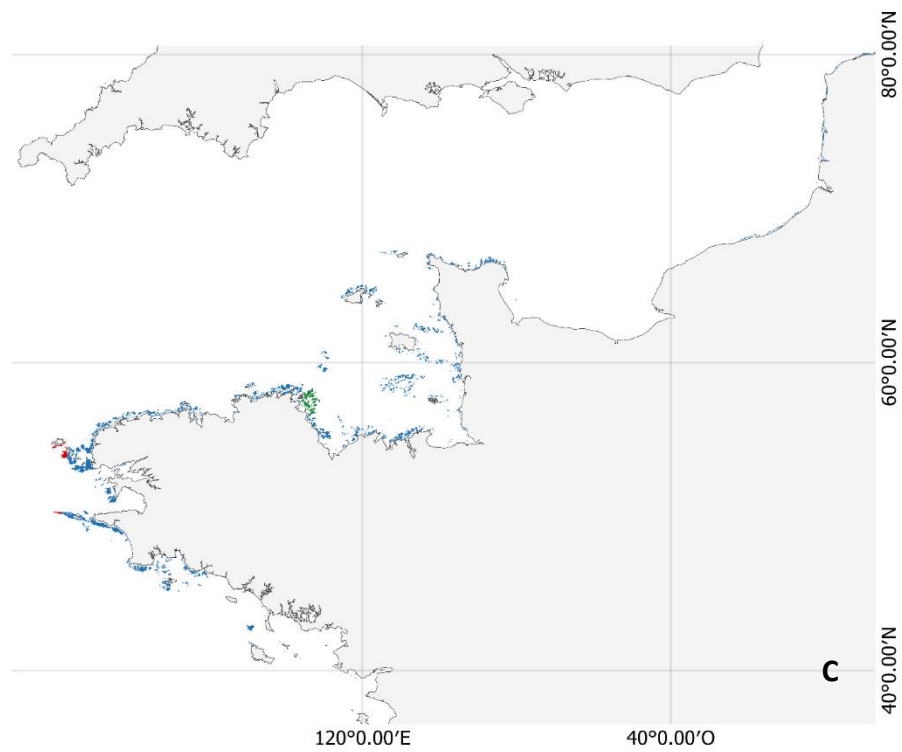
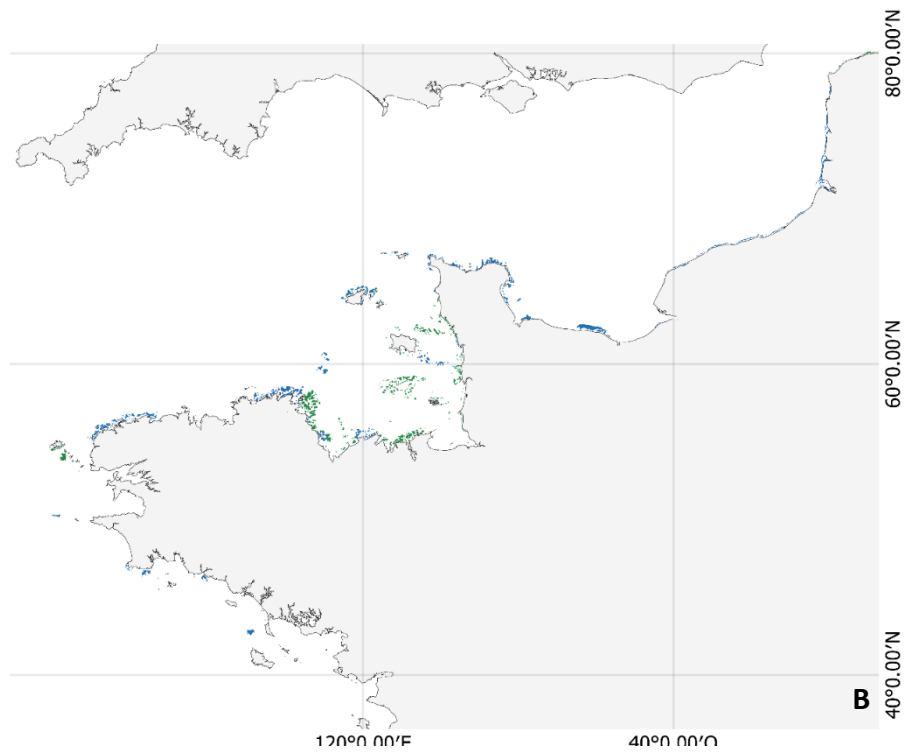
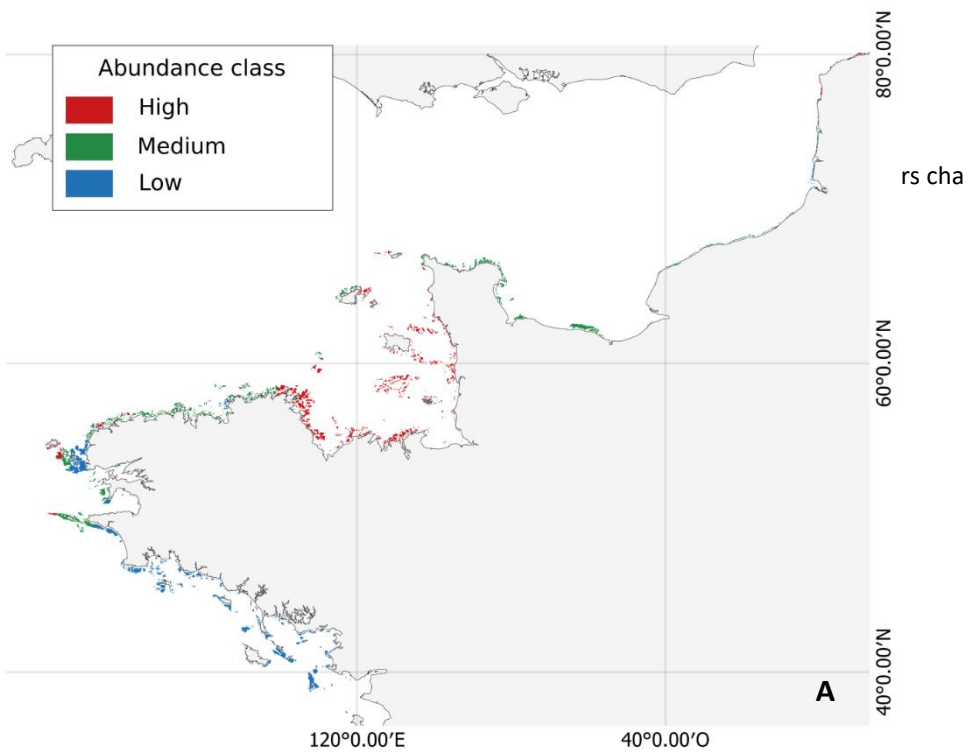
Annexe 4 : Tableau présentant les deux approches de la Vulnérabilité en fourniture de service (VFS), qui sont dépendantes du risque d'impact et de la fourniture en service. La première approche, de Willaert et al., (2019) et Culhane et al., (2019), située en haut est celle adoptée dans cette étude. La deuxième approche, en bas est proposée par Cabral et al., (2015).

Risque X Fourniture		FOURNITURE		
RISQUE		1	2	3
1	1	1x1=1	1x2=2	1x3=3
2	2	2x1=2	2x2=4	2x3=6
3	3	3x1=3	2x3=6	3x3=9

Risque / Fourniture		FOURNITURE		
RISQUE		1	2	3
1	1	1/1=1	1/2=0.5	1/3=0.33
2	2	2/1=2	2/2=1	2/3=0.66
3	3	3/1=3	3/2=1.5	3/3=1



Annexe 5 : Schématisation de la méthode des triplets A-P-H (Activité-Pression-Habitat)



Annexe 6 : Distribution spatiale prédites de *Laminaria digitata* à résolution réelle (0,09 km²), regroupés en classe d'abondance pour les périodes (A) Actuelle et 2041-2050 pour les scénarios (B) RCP 2.6 et (C) RCP 8.5.

ABSTRACT

Ecosystem services (ES) are defined as the benefits derived from ecosystems that contribute to human well-being. It is a growing concept that contributes to the achievement of the Sustainable Development Goals of the 2030 Agenda and is increasingly referred to as Nature's Contribution to People.

Marine and coastal benthic habitats are among the habitats providing the most ES, but are also the most vulnerable and degraded, particularly in the English Channel. These habitats are increasingly exposed to the combined effects of local anthropogenic activities and global climate change, which are eroding the biodiversity and ecosystems health, thus altering their supply of ES. However, due to the complexity of the interactions and the lack of data, the joint assessment of the effects of these anthropogenic and climatic pressures on the supply of ES remains difficult and still little studied. After presenting the state of the art of ES in the marine environment, this thesis aims to fill the gap in knowledge of the cumulative impact of anthropogenic pressures and climate change on the supply of ES by benthic habitats through two case studies in the Eastern English Channel.

Firstly, the vulnerability of ES supply at the scale of the Eastern English Channel was estimated by cross-referencing the provision of ES by habitats with their exposure to the risks of cumulative impacts generated by nineteen anthropogenic activities. For this purpose, ten ES were estimated by filling in expert judgement relationship matrices and then spatialised by applying scores to the mapping of sixteen benthic habitats. By linking anthropogenic activities to benthic habitats, expert judgement coupled with geo-referenced activities data made it possible to spatialise the cumulative impact risk of fifteen anthropogenic pressures on habitats. Following a coast-offshore gradient, a positive relationship between the risk of impact and the potential provision of habitat services was observed, indicating that the habitats on which we are most dependent for their ES are also the most at risk, and therefore the most vulnerable.

Then, by focusing on a habitat of high ecological interest and providing various services, the kelp forests (*Laminaria digitata*), and on one pressure in particular, climate change, the consequences of the latter on the ecosystem services provided by kelp by 2050 were explored. For this purpose, the implementation of a new methodological framework based on a combination of the outputs of ecological niche models (which project the future distribution areas and potential biomasses of kelp under the two climate scenarios RCP2.6 and RCP8.5) and ecosystem services indicators, has made it possible to project the potential future evolution of the services provided by this emblematic habitat. This required a complete inventory of the ES provided by kelp (twenty-one ES) and the establishment of spatialized indicators for six of them. The results revealed a decrease in the services provided associated with a northward migration of kelps and a decrease in their biomass.

This thesis applies the concept of ES to marine and coastal benthic habitats and advances towards a better understanding of the effects of global change on the ES they provide, by coupling methods and tools commonly used in ecology (ecological niche models and cumulative risk studies) with services indicators.

Keywords: ecosystem services indicators, ecological niche models, cumulative risk, vulnerability, benthic habitats, climate change

RESUME

Les services écosystémiques (SE) sont définis comme les avantages issus des écosystèmes qui contribuent au bien – être humain. Il s’agit d’un concept en plein essor qui contribue à la réalisation des objectifs de développement durable de l’Agenda 2030 et qui tend de plus en plus à être désigné comme la contribution de la nature aux populations humaines.

Les habitats benthiques marins et côtiers font partie des habitats fournissant le plus de SE, mais sont aussi les plus vulnérables et les plus dégradés, notamment en Manche. Ces habitats sont exposés de façon croissante à l’action combinée d’activités anthropiques locales et du changement climatique global, qui viennent éroder la biodiversité et l’état de santé des écosystèmes, ce qui en altère la fourniture en SE. Cependant, de par la complexité des interactions et le manque de données, l’évaluation conjointe des effets de ces pressions anthropiques et climatiques sur la fourniture en SE reste difficile et encore peu étudiée. Après avoir présenté l’état de l’art des SE en milieu marin, cette thèse cherche à combler cette lacune dans la connaissance des effets de l’impact cumulé des pressions anthropiques et du changement climatique sur la fourniture en SE des habitats benthique à travers deux cas d’études en Manche.

D’abord, la vulnérabilité de la fourniture en services à l’échelle de la Manche orientale a été estimée en croisant la fourniture des SE par les habitats avec leurs expositions aux risques d’impacts cumulés générés par dix-neuf activités anthropiques. Pour cela, dix SE ont été estimés par le remplissage de matrices de relation à dire d’experts, puis spatialisés, par l’application des scores à la cartographie de seize habitats benthiques. En faisant le lien entre activités anthropiques et habitats benthiques, le dire d’experts couplé à des données géoréférencées d’activités a permis de spatialiser le risque d’impact cumulé de quinze pressions anthropiques exercées sur les habitats. Suivant un gradient côte-large, une relation positive entre le risque d’impact et le potentiel de fourniture en services des habitats est observée, indiquant que les habitats desquels nous sommes les plus dépendants pour leurs SE sont aussi les plus soumis au risque, et donc les plus vulnérables.

Ensuite, en focalisant sur un habitat à fort intérêt écologique et fournissant de nombreux services, les forêts de laminaires (*Laminaria digitata*), et sur une pression en particulier, le changement climatique, les conséquences de ce dernier sur les services écosystémiques fournis par les laminaires à l’horizon 2050 ont été explorées. Pour cela, la mise en place d’un nouveau cadre méthodologique basé sur une combinaison des sorties de modèles de niches écologiques (ayant permis de projeter les aires de distribution et les biomasses potentielles futures des laminaires avec les deux scénarios climatiques RCP2.6 et RCP8.5) et d’indicateurs de services écosystémiques, a permis de projeter les évolutions potentielles futures des services fournis par cet habitat emblématique. Cela a nécessité un inventaire complet des SE fournis par les laminaires (au nombre de vingt et un) et la mise en place d’indicateurs spatialisés pour six d’entre eux. Les résultats ont révélé une diminution des services fournis associé à une migration des laminaires vers le nord et une baisse de leur biomasse.

Cette thèse applique le concept de SE aux habitats benthiques marins et côtiers et permet d’avancer vers une meilleure compréhension des effets du changement global sur les SE qu’ils fournissent et ce, en couplant des méthodes et des outils usuellement employés en écologie (modèles de niches écologiques et études de risques cumulés) avec les indicateurs de services.

Mots-clés : indicateurs de services écosystémiques, modèles de niches écologiques, risques cumulés, vulnérabilité, habitats benthiques, changement climatique