



HAL
open science

Approche géographique de la compensation écologique en milieu marin : analyse de l'émergence d'un système de gouvernance environnementale

Céline Jacob

► **To cite this version:**

Céline Jacob. Approche géographique de la compensation écologique en milieu marin : analyse de l'émergence d'un système de gouvernance environnementale. Géographie. Université Paul Valéry - Montpellier III, 2017. Français. NNT : 2017MON30001 . tel-01553076

HAL Id: tel-01553076

<https://theses.hal.science/tel-01553076>

Submitted on 3 Jul 2017

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

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par l'Université Paul Valéry Montpellier

Préparée au sein de l'école doctorale TERRITOIRES,
TEMPS, SOCIÉTÉS ET DÉVELOPPEMENT (ED60)

Et de l'unité de recherche : Centre d'Ecologie Fonctionnelle
et Evolutive (UMR 5175)

Spécialité : GEOGRAPHIE ET AMÉNAGEMENT DE
L'ESPACE

Présentée par Céline Jacob

**APPROCHE GEOGRAPHIQUE DE LA
COMPENSATION ECOLOGIQUE EN MILIEU
MARIN : analyse de l'émergence d'un
système de gouvernance environnementale**

Soutenue le 3 février 2017 devant le jury composé de

Monsieur Pascal MARTY, Professeur, ENS Lyon	Rapporteur
Madame Hélène REY-VALETTE, Maître de Conférences, Université de Montpellier	Rapporteur
Madame Catherine MEUR-FEREC, Professeur, Université de Bretagne Occidentale	Présidente du jury
Monsieur Eric THIEBAUT, Professeur, Université Pierre et Marie Curie	Examineur
Monsieur Jean-Michel SALLES, Directeur de recherche, CNRS	Examineur
Monsieur Jean-Marie MIOSSEC, Professeur Émérite, Université Paul-Valéry Montpellier	Directeur
Monsieur Sylvain PIOCH, Maître de Conférences, Université Paul-Valéry Montpellier	Co-directeur
Monsieur Sébastien THORIN, Responsable de la cellule R&D, CREOCEAN	Co-encadrant



Cette thèse a bénéficié d'un financement CIFRE, par le biais d'un contrat avec le bureau d'études CREOCEAN et a été effectuée au sein du Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive – CEFE, UMR 5175.

Remerciements

Je voudrais, tout d'abord, remercier CREOCEAN pour avoir financé cette thèse et en particulier, Jean-Marc Sornin pour m'avoir fait confiance. Je tiens à remercier Sébastien Thorin pour m'avoir confié ce sujet et pour avoir co-encadré ce travail, mais aussi pour son implication et sa disponibilité.

Mes remerciements s'adressent également à Jean-Marie Miossec pour avoir accepté de diriger cette thèse et à Sylvain Pioch, pour m'avoir donné l'opportunité d'engager ces travaux de recherche et de les avoir co-dirigés ainsi que pour son soutien et son enthousiasme.

Je remercie les membres de mon jury de thèse d'avoir accepté d'évaluer mes travaux : Pascal Marty, Hélène Rey-Valette, Catherine Meur-Férec, Eric Thiébaud et Jean-Michel Salles.

J'adresse aussi mes remerciements aux membres de mon comité de thèse pour leurs précieux conseils : Harold Levrel, Denis Bailly et Philippe Gouletquer.

Ce travail n'aurait pas vu le jour sans le soutien financier de l'ANRT et de CREOCEAN. Ma mission aux Etats-Unis a également bénéficié de financements de la région Occitanie/Pyrénées-Méditerranée.

Cette thèse a été le fruit de nombreuses discussions passionnantes et passionnées ainsi que de précieuses collaborations avec différentes personnes que je remercie infiniment ici : Adeline Bas (ma « wing-workeuse »), Fabien Quétier (insatiable empêcheur de tourner en rond), Anne-Charlotte Vaissière (fireball & « roomie »), Charlène Kermagoret (qui m'a fait découvrir Cowell), Pierre Scemama, Harold Levrel, Coralie Calvet, Julien Hay, Antoine Carlier, Aurélien Guingand, Baptiste Regnery, Valérie Dupont, Connie Bersok, James Aronson, l'ensemble des personnes de CREOCEAN qui m'ont fait part de leur expérience et en particulier : Christophe Donnard, Ronan Launay, Philippe Guibert, Aurélie Council, Julien Lanshere, Jean-Damien Bergeron, Déborah Mille, Romain Legras, Olivier Herlory et j'en oublie sûrement certains.

Mes remerciements vont aussi à l'ensemble de l'équipe « Ecologie des Systèmes Anthropisés » du CEFÉ. Un merci particulier à Alfonsina (« super Ponchis »), Fred, Thomas, Vittoria (« Macché »), Camila (et le petit goûter), Martine (pour nos petites discussions), Agnès (Sète power), Alan, Jon, William, Pierre, Jérôme, Jean-Pierre et Nassera.

Un grand merci à la Team de CREO Montpellier pour avoir partagé ces 3 années avec moi : Myriam, Sofia, Camille, Romain, Caroline, Ken, Thibault, Eric et aussi Solenn, Anaïs, Marie et Kamil. Et nos petits amis de SCE.

I am very grateful to all the people I met during my field trip in California. All the discussions we had proved to be extremely useful. Thank you for your availability and generous help and in particular, I thank: Theresa Stevens, Rich Ambrose, Kat Prickett, Megan Cooper, Kate Huckelbridge, Eric Chavez and Marisa Villarreal.

Cette thèse est aussi le résultat d'un parcours éclairé par de belles rencontres à Paris : Catherine Mariojous et à Malaga : François Simard et Annabelle Cuttelot.

Une pensée toute particulière à la Team « UMR AMURE » avec qui j'ai continué à échanger avec grand plaisir et en particulier à : Juliette, Delphine, Manu, Eric, Claire, Océane, Michel, Pedro,

Gabrielle, Jordi, Harold, Rémi, Olivier, José, Sophie, Emmanuelle (merci pour tes conseils avisés), Katia et Denis (merci de m'avoir soutenue).

Et bien sûr, je n'oublie pas les Brestois d'adoption (ou pas) avec qui j'ai partagé de très bons moments : Nathalie, Amadou, Gueorgui, Simon, Mika, Amélia, Mahé, Mathieu, Aurore, Angélique, Flora, Bérangère, Morgan, Stefan, Jojo et bien sûr : Murielle et Dan. Merci aussi à mes petits sudistes : Laetitia, Julie, Martin, Schéhérazade, Gildas, Pauline, JP et les swingueurs. And thanks to my Californian girls: Elodie, Patricia and Tori.

Et les incontournables, toujours là pour me supporter (au sens propre comme au sens figuré !) : Marie, Marion, Audrey, Cécile, Léo, Fanny et Katia, un grand grand merci, le plaisir de vous avoir auprès de moi est toujours intact.

Et enfin, ceux que je ne remercie pas assez souvent mais qui le mériteraient vraiment : mes parents (au sens large : Anaïg pour son soutien indéfectible, Momo, Zouzoul et Joce) et mon frère, toujours là pour m'ouvrir la voie (et sa petite famille) : heureusement que vous êtes là !

Que l'aventure continue...

Résumé

Dans un contexte où la contribution de l'économie maritime mondiale pourrait doubler à l'horizon 2030 selon l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), ce qui souligne à la fois les menaces pesant sur cette biodiversité exceptionnelle et la relation de dépendance des activités aux actifs naturels marins, il est crucial d'étudier la pertinence de l'utilisation de la compensation, et plus largement de la séquence Eviter – Réduire – Compenser (ERC) en milieu marin. En effet, cet instrument de politique publique a été élaboré dans le but de promouvoir un développement économique ne contribuant pas à l'érosion de la biodiversité. L'objectif de la thèse est d'examiner l'application de la séquence ERC dans l'environnement marin et d'en indiquer les limites sous l'angle géographique, approche disciplinaire qui permet d'analyser les problématiques liées aux relations nature/sociétés de manière holistique. Un premier état des lieux des pratiques ERC marines, s'appuyant sur les études d'impacts environnementales françaises, montre le manque de garanties concernant l'application des mesures, la quasi-absence de la phase d'évitement et la non-conformité des pratiques compensatoires, conclusions proches de celles qui ont été émises au début de la compensation en milieu terrestre. Le peu de compensations marines envisagées ciblent essentiellement les espèces protégées. Dans ce cadre, des compensations qualifiées de socio-économiques ou « environnementales » se développent au détriment des compensations écologiques. D'autre part, les propositions de mesures ERC font fortement appel aux techniques de restauration et d'ingénierie écologiques disponibles mais ne respectent, qu'en partie, les principes de compensation et notamment celui d'équivalence écologique. Face au constat d'absence de dimensionnement des mesures compensatoires, le développement d'une approche standardisée et opérationnelle constitue une première piste de réflexion, fondée sur une analyse multicritère de l'état et des fonctionnalités de l'environnement. Ensuite, afin de mieux caractériser les contours des compensations écologique et « environnementale » et afin de renforcer le poids de la biodiversité, l'intégration du concept de service écosystémique dans la compensation est envisagée au sein des pratiques actuelles relatives à l'étude d'impact. Enfin, l'analyse des processus de gouvernance de la compensation en Californie permet de mieux comprendre les liens entre les différents acteurs de ce réseau. Ce travail, s'inspirant de la sociologie de l'acteur réseau, confirme l'importance des composantes méthodologiques et techniques étudiées précédemment mais souligne le rôle clé de l'intervention des acteurs « médiateurs » et l'ajustement des échelles spatiales et temporelles. Le recours à ces éléments permet de « repenser » la gouvernance de la compensation en milieu marin pour promouvoir les étapes d'évitement et de réduction mais aussi la mutualisation des moyens de compensation, en s'appuyant sur les approches de Politique Maritime Intégrée. Cette recherche met ainsi en lumière les lacunes du système actuel en révélant un certain laxisme à l'égard de ces écosystèmes particuliers et démontre que ce *statu quo* peut être dépassé par un travail mêlant approches techniques, méthodologiques, conceptuelles et organisationnelles.

Mots clés : compensation écologique, Non-Perte Nette, écosystèmes marins, étude d'impacts environnementale, méthode de dimensionnement, service écosystémique, gouvernance, sociologie de l'acteur réseau

Abstract

In a context in which the global economic contribution of the world's oceans could double by 2030 according to the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), indicating the importance of both the threats to the exceptional biodiversity of the marine realm and the dependence of economic activities on marine resources, it is crucial to study the appropriateness of offsetting and, more broadly, the mitigation hierarchy in the marine environment. Indeed, offsetting originated as a policy tool designed to promote economic development that does not contribute to eroding biodiversity. The objective of this study was to examine the implementation of the mitigation hierarchy within a marine context and to investigate its limitations from a geographical perspective, a disciplinary approach that allows a holistic analysis of issues related to the nature–society relationship. This pioneering study of marine mitigation practices, based on French environmental impact studies, reveals a lack of guarantees regarding enforcement of measures, the near absence of the avoidance step in the hierarchy, and the non-compliance of compensatory practice – conclusions that were also drawn at the beginning of terrestrial offsetting. The few marine offsets proposed mainly target protected species. In this context, offsets that qualify as socio-economic or 'environmental' expand at the expense of ecological offsets. Moreover, our findings show that current mitigation measures call strongly upon available ecological restoration and engineering techniques, but only partially meet offset requirements – in particular, ecological equivalence. In the absence of sizing for offset measures, we first consider the development of an operational and standardized approach built on a multicriteria analysis of the state and functionality of the environment. Then, in order to better characterize ecological and 'environmental' offsets and reinforce the weight of biodiversity, we consider the inclusion of the concept of 'ecosystem services' in offsetting within current practices in relation to impact studies. Finally, we analyze marine offset governance processes in California to better understand the links between and roles of the different stakeholders in these networks. This analysis, inspired by the Actor-Network Theory, confirms the importance of the technical and methodological aspects previously investigated, but additionally highlights the key role of other factors, such as the involvement of 'skilled intermediaries' and the adjustment of spatial and temporal scales. The importance of these elements allows a rethink of offset governance in marine environments: not only the promotion of the avoidance and reduction steps, but also the pooling of resources, relying on Integrated Maritime Policy. This study brings to light gaps in the current system that reveal a certain laxity towards marine ecosystems and demonstrates that this status quo can be overcome by combining technical, methodological, conceptual and organizational approaches.

Key words: *biodiversity offsetting, No Net Loss, marine environment, marine ecosystems, environmental impact studies, loss–gain assessment methodology, ecosystem services, governance, Actor–Network Theory*



Monterey, C. Jacob

Avant-propos

Cette thèse a bénéficié d'un financement CIFRE, par le biais d'un contrat avec le bureau d'études CREOCEAN. Elle s'est déroulée au sein de CREOCEAN et de l'équipe « Ecologie des Systèmes Anthropisés » du Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (UMR 5175 – CEFE, Université Montpellier Paul Valéry), à Montpellier de février 2014 à février 2017. La mission de terrain aux Etats-Unis a été financée dans la cadre du dispositif ARPE-CIFRE de la région Occitanie/ Pyrénées-Méditerranée et a eu lieu d'août à octobre 2016. Toutefois les propos qui suivront sont libres de tout contrôle et n'engagent que les auteurs.

Production scientifique

Articles de recherche

Jacob C., Buffard A., Pioch S., Thorin S., (en revision à *Ecological Engineering*). Ecological restoration and engineering for marine ecosystems: a proposed framework for improved mitigation hierarchy practices.

Jacob C., Vaissière A-C., Bas A., Calvet C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services*. 21: 92–102.

Jacob C., Pioch S., Thorin S., 2016. The effectiveness of the mitigation hierarchy in environmental impact studies on marine ecosystems: A case study in France. *Environmental Impact Assessment Review*. 60: 83–98.

Bas A., **Jacob C.**, Hay J., Pioch S., Thorin S., 2016. Improving marine biodiversity offsetting: A proposed methodology for better assessing losses and gains. *Journal of environmental management*. 175: 46–59.

Jacob C., Quétier F., Aronson A., Pioch S., Levrel H., 2015. Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives, *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*. 14: 3.

Chapitres d'ouvrages

Pioch S., **Jacob C.**, Bas A.: L'Unified Mitigation Assessment Method (UMAM) : une méthode intégrée de notation des fonctions écologiques, 2015. In Levrel et al. (eds.), Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité, *Collection Repères, Edition Quae*.

Quétier F., Regnery B., **Jacob C.**, Levrel H.: La doctrine ERC de 2012 : Les contours flous de la politique française d'absence de perte nette de biodiversité, 2015. In Levrel et al. (eds.), Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité, *Collection Repères, Edition Quae*.

Participation à des conférences

Jacob C., 2015. Towards better practice in mitigation policy implementation: Natura 2000 inputs. *Biogeographical Seminar for Marine Natura 2000 Management*, May 2015 5-7, 2015. St Malo, France.

Jacob C., Bas A., Vaissière A-C, 2015. Filling the gap in mitigation policy implementation for coastal and marine development projects. *27th International and 4th European Congress for Conservation Biology (ICCB-ECCB)*, August 2-6, 2015, Montpellier, France.

Jacob C., 2016. Which governance for marine biodiversity offset? *International Council for the Exploration of the Sea (ICES) conference, MSEAS, Understanding marine socio-ecological systems: including the human dimension in Integrated Ecosystem Assessments*, Mays 30 – June 3, 2016, Brest, France.

Jacob C., 2016. Ecological engineering and restoration for marine ecosystems: limits and opportunities for their implementation within the mitigation hierarchy. *5th International EcoSummit, Ecological Sustainability: Engineering Change*. August 29 – Septembre 1, 2016. Montpellier, France.

Participation à des Ecoles d'été et ateliers

Alter-NET Summer School: Biodiversity and Ecosystem Services: An Interdisciplinary Perspective. September 3 – 13. Peyresq, France.

Interdisciplinary Conservation Network Workshop. June 26 – 28, 2016. Oxford, Angleterre.

Mission à l'étranger

1,5 mois en Californie (San Diego – San Francisco)

Sommaire

Introduction générale.....	21
La biodiversité marine et les services écosystémiques marins	21
L'économie maritime	23
Des pressions grandissantes.....	25
Politiques publiques environnementales et développement durable	26
La compensation écologique d'un instrument de politique publique environnementale à l'élaboration d'un système de gouvernance.....	30
Positionnement de la thèse par rapport aux autres travaux de recherche sur la compensation écologique.....	35
Partie 1 : Etat des lieux et limites du système de compensation en milieu marin.....	39
1.1 Etat des lieux de la compensation en milieu marin à travers l'analyse des études d'impact environnementales.....	40
1.1.1 Méthodologie	42
1.1.2 Caractéristiques générales des études analysées.....	44
1.1.3 Pressions, impacts et mesures associées.....	48
1.1.4 Analyse du contenu des mesures ERC.....	55
1.1.5 Critique de l'efficacité de la séquence ERC appliquée aux projets d'aménagement et d'exploitation maritimes.....	59
1.1.6 Conclusion et recommandations concernant les mesures proposées dans les études d'impact.....	63
1.2 État des lieux de la filière d'ingénierie écologique en milieu marin et côtier : techniques existantes, limites et opportunités	67
1.2.1 La pertinence des techniques de restauration pour la compensation.....	67
1.2.2 Un cadre pour l'utilisation des mesures de restauration au sein de la séquence ERC.....	72
Partie 2 : Les réponses partielles apportées par des améliorations méthodologique et conceptuelle.....	79
2.1 Développement d'une méthodologie de dimensionnement de la compensation pour les écosystèmes marins.....	79
2.1.1 Description des méthodes <i>Habitat Equivalency Analysis</i> – HEA et <i>Uniform Mitigation Assessment Method</i> – UMAM.....	80
2.1.2 Une approche hybride opérationnelle.....	84
2.1.3 Etude de cas : mise en place d'une extension portuaire.....	94
2.1.4 Discussion et conclusion.....	99

2.2	Apports et limites de la prise en compte de l'approche par les services écosystémiques dans la compensation	103
2.2.1	Liens existant entre les services écosystémiques et la compensation : le bilan	104
2.2.2	Défis et opportunités de l'intégration des services écosystémiques dans les mesures compensatoires	111
2.2.3	Un moyen de progresser	116
2.2.4	Conclusion	119
Partie 3 : Apport de l'analyse de la gouvernance environnementale à la compréhension de l'émergence des systèmes de compensation en milieu marin		
3.1	Matériel et méthode	124
3.1.1	Cadre théorique	124
3.1.2	Matériel	126
3.2	Acteurs, réglementation et méthodes de dimensionnement	126
3.3	Analyse des études de cas	129
3.3.1	Guide concernant la politique californienne de compensation des herbiers de zostères et mise en œuvre des lignes directrices	130
3.3.2	Approche <i>permitted responsible</i> : compensation dans le cadre du projet de centrale nucléaire de San Onofre (<i>San Onofre Nuclear Generating Station – SONGS</i>)	132
3.3.3	Compensation des impacts du Port de Los Angeles (POLA)	137
3.3.4	Programme d' <i>In-Lieu Fee</i> (ILF) lié au projet de restauration des zones humides de Californie du Sud (<i>Southern California Wetlands Recovery Project – SCWRP</i>)	145
3.4	Discussion	148
3.4.1	Les apports de la SAR à l'analyse des études de cas californiens	148
3.4.2	Processus consensuels	151
3.4.3	Processus originaux	152
3.4.4	Points de passage obligés	154
3.4.5	Vers une reconfiguration de la gouvernance environnementale	157
3.5	Repenser la gouvernance de la compensation en milieu marin : quels enseignements pour l'espace maritime français ?	159
3.5.1	Les acteurs	159
3.5.2	Adaptation des échelles spatiales et temporelles	161
3.5.3	Similarités avec la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC)	162
Conclusion générale		165
Synthèses des résultats		165
Possibilité de transfert des résultats		166

Perspectives de recherche	167
Bibliographie	173
Liste des acronymes.....	197
Liste des tableaux.....	201
Liste des figures	203
Liste des annexes.....	205
Annexes.....	207

Homme libre, toujours tu chériras la mer !
La mer est ton miroir ; tu contemples ton âme
Dans le déroulement infini de sa lame,
Et ton esprit n'est pas un gouffre moins amer.

Tu te plais à plonger au sein de ton image ;
Tu l'embrasses des yeux et des bras, et ton cœur
Se distrait quelquefois de sa propre rumeur
Au bruit de cette plainte indomptable et sauvage.

Vous êtes tous les deux ténébreux et discrets :
Homme, nul n'a sondé le fond de tes abîmes ;
Ô mer, nul ne connaît tes richesses intimes,
Tant vous êtes jaloux de garder vos secrets !

Et cependant voilà des siècles innombrables
Que vous vous combattez sans pitié ni remord,
Tellement vous aimez le carnage et la mort,
Ô lutteurs éternels, ô frères implacables !

Charles Baudelaire

Les Fleurs du mal, 1857-1861



Introduction générale

La biodiversité marine et les services écosystémiques marins

Les écosystèmes marins sont constitués par un ensemble d'habitats très variés, adaptés à un large éventail de conditions physiques, chimiques et géologiques présentes dans les océans. Ces habitats vont des régions fortement productives à proximité des côtes aux grands fonds peuplés uniquement par des organismes extrêmement spécialisés. Ces caractéristiques sont à l'origine d'une biodiversité exceptionnelle dans les océans. Par biodiversité, on entend ici, la variété des organismes vivants, de leurs interactions et de leurs habitats définie par quatre niveaux : (i) la diversité génétique (variabilité intra-spécifique, déterminant la capacité des populations et des espèces à résister et à récupérer face aux perturbations environnementales), (ii) la diversité spécifique (décrivant la variété d'espèces ou d'autres groupes taxinomiques au sein d'un écosystème, déterminant la complexité et la résilience des habitats), (iii) la diversité des écosystèmes (relative à la variabilité des communautés biologiques, à la dynamique et à la nature de leur interdépendance et aux interactions avec l'environnement), (iv) la diversité fonctionnelle (ensemble des processus biologiques, fonctions, ou caractéristiques pour un système donné).

Cette diversité est à la source de nombreux services écosystémiques définis comme étant les avantages retirés par les êtres humains de la nature. Ces services sont communément divisés en quatre catégories (TEEB, 2010) :

- Les services d'approvisionnement décrivent la production de matière et d'énergie par les écosystèmes (nourriture, eau et autres ressources)
- Les services de régulation agissent comme des régulateurs (p.ex., en favorisant la qualité de l'air, du sol et de l'eau ou en contrôlant les inondations et les maladies).
- Les services d'habitat fournissent un milieu de vie pour les espèces résidentes et migratoires (participant au maintien du pool génétique et du service de nourricerie).
- Les services culturels sont les avantages non matériels que les personnes obtiennent des écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, le divertissement, et l'expérience esthétique.

Les services écosystémiques se distinguent du concept de fonction, qui repose sur les structures et processus écologiques fondamentaux (p.ex. la production de biomasse, la production de l'oxygène atmosphérique, la formation et la rétention du sol, le cycle des nutriments, le cycle de l'eau). Au vu des confusions entre les notions de « fonction » et de « service support » (MEA, 2005), nous présentons ici une classification des services fournis par les écosystèmes marins inspirée du TEEB (2010), où ces services support n'apparaissent pas (Tableau 1). L'inclusion de l'eau et des éléments abiotiques (p.ex. pétrole, gaz, granulats, minerais) dans les services écosystémiques fait débat. La *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), issue de l'Agence européenne de l'environnement recommande de développer une classification supplémentaire pour les composants abiotiques (Haines-Young et Potschin, 2013).

Tableau 1 : Exemple de classification des services écosystémiques marins (adaptée d'Hattam et al, 2015 ; modifié de Böhnke-Heinrichs et al, 2010 et TEEB, 2010)

Services écosystémiques marins	Description
Services d'approvisionnement	
Nourriture	
Produits de la mer pêchés	Toute faune et flore marine extraite de l'environnement marin non géré pour la consommation humaine
Produits de la mer de culture	Nourriture issue de l'aquaculture pour la consommation humaine
Matière première biotique (non alimentaire)	
Ressources génétiques	Fourniture/extraction de matériel génétique de la faune et de la flore marine pour l'utilisation dans des contextes non médicaux
Ressources médicinales	Tout matériel extrait de ou utilisé dans l'environnement marin pour ces capacités à fournir des avantages médicaux
Ressources ornementales	Tout matériel extrait pour l'utilisation dans la décoration, la mode, l'artisanat, les souvenirs, etc.
Autre matière première biotique	Extraction de toute autre ressource renouvelable biotique
Services de régulation	
Purification de l'air	Influence d'un écosystème marin sur la concentration des polluants de l'atmosphère
Régulation du climat	La contribution de l'écosystème marin à la maintenance d'un climat favorable à travers les impacts sur le cycle hydrologique, la régulation de la température, et la contribution aux substances influençant le climat dans l'atmosphère
Prévention ou modération des perturbations	La contribution des structures et des fonctions des écosystèmes marins à l'atténuation de l'intensité des perturbations environnementales telles que les tempêtes, les inondations, les tsunamis et les ouragans
Régulation de l'écoulement des eaux	La contribution des écosystèmes marins au maintien des structures du courant côtier localisé
Assimilation et traitement des déchets	L'élimination des apports anthropiques en contaminants chimiques et en nutriments organiques à l'environnement marin
Prévention de l'érosion côtière	La contribution des écosystèmes marins à la prévention de l'érosion côtière
Contrôle biologique	La contribution des écosystèmes marins au maintien des dynamiques des populations, de la résilience à travers les dynamiques des réseaux trophiques, des maladies et de la lutte contre les nuisibles
Services d'habitat	
Habitat migratoire et de nourricerie	La contribution d'un habitat marin particulier aux populations d'espèces migratrices ou résidentes à travers l'approvisionnement d'habitat critique pour l'alimentation, ou la reproduction et la maturation des juvéniles
Protection du pool génétique	La contribution des habitats marins au maintien de pools génétiques viables à travers les processus de sélection naturelle/évolutive qui améliorent l'adaptabilité des espèces aux changements environnementaux, et à la résilience de l'écosystème
Services culturels	
Loisirs, récréation et tourisme	La provision d'opportunités pour le tourisme, la récréation et les loisirs qui dépendent d'un état particulier des écosystèmes marins
Expérience esthétique	La contribution de l'écosystème marin à l'existence d'un paysage de surface ou

	sub-surface générant une réponse émotionnelle détectable au sein de l'observateur individuel. Ceci inclut les expériences informelles spirituelles individuelles mais exclut ce qui est couvert par le service « expérience spirituelle »
Inspiration pour la culture, l'art et le design	La contribution d'un écosystème marin à l'existence des caractéristiques environnementales qui inspirent des éléments de culture, d'art et/ou de design. Ceci exclut ce qui est couvert par les services « «ressource environnementales », « expérience esthétique » et « diversité culturelle »
Héritage culturel	La contribution des écosystèmes marins au maintien de l'héritage culturel, de la fourniture d'un « sentiment d'appartenance »
Diversité culturelle	La contribution des écosystèmes marins aux valeurs sociales et culturelles et aux adaptations qui se rapportent à la vie sur les côtes et à l'exploitation des ressources marines
Expérience spirituelle	La contribution d'un écosystème marin aux expériences religieuses collectives formelles et informelles. Ceci exclut ce qui est couvert par les services « expérience esthétique » et « inspiration pour la culture, l'art et le design »
Information pour le développement cognitif	La contribution d'un écosystème marin à l'éducation, la recherche, et le développement cognitif individuel et collectif

L'économie maritime

L'océan et ses ressources sont de plus en plus reconnues comme indispensables pour répondre aux nombreux défis auxquels la planète devra faire face dans les décennies à venir : nourriture, climat, emplois, énergie, matières premières et croissance économique pour 9 à 10 milliards d'êtres humains (OECD, 2016). Les actifs naturels et les services écosystémiques marins sont ainsi considérés comme parties intégrantes de l'économie maritime (OECD, 2016). Le développement économique des océans, vu comme le nouvel Eldorado de l'économie, s'appuie sur l'évolution des activités et des industries maritimes établies ou émergentes (Tableau 2). D'autres sont « à naître » comme la capture et le stockage de carbone et la gestion d'aires protégées de grandes échelles.

Tableau 2 : Activités maritimes établies et émergentes (d'après OECD, 2016)

Etablies	Emergentes
Pêche	Aquaculture marine
Transformation des produits de la mer	Exploitation de pétrole et de gaz offshore (eaux profondes et ultra-profondes)
Transport	Energie éolienne offshore
Ports	Energie renouvelable marine
Construction et réparation navale	Exploitation minière des fonds marins
Exploitation de pétrole et de gaz offshore (eaux peu profondes)	Surveillance et sécurité maritime
Fabrication et construction maritime	Biotechnologie marine
Tourisme maritime et côtier	Produits et services high-tech marins
Services commerciaux maritimes	Autres
R&D et éducation maritime	
Dragage	

Des calculs préliminaires se basant sur l'*OCEAN Economy Database* de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) évaluent la contribution de l'économie

maritime en 2010 de manière très conservatrice à 1 500 milliards de dollars, ou à environ 2,5% de la valeur ajoutée brute mondiale. En 2030, sur la base d'un scénario « *business as usual* », sa valeur pourrait être supérieure à 3 000 milliards de dollars (Figure 1).

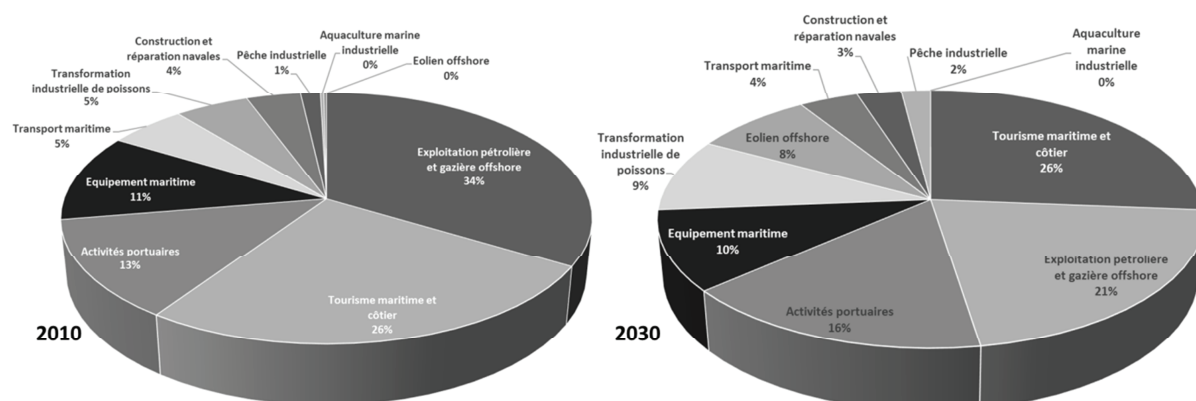


Figure 1 : Evolution des valeurs ajoutées associées à chaque activité maritime entre 2010 et 2030 (activités en croissance : activités portuaires, éolien offshore, transformation industrielle de poissons, construction et réparation navale, pêche industrielle)

Les activités économiques opérant dans l'océan doivent s'adapter aux conditions particulières du milieu marin, la gestion de ces activités diffère donc de celle des activités terrestres (Tableau 3) même si les concepts et les techniques auxquels la planification et la gestion maritime ont recours découlent des pratiques en milieu terrestre (OECD, 2016).

Tableau 3 : Différences entre l'économie maritime et terrestre (d'après OECD, 2016)

Différences	Implications
L'océan plus vaste que la terre	Une seule activité peut être soumise à plusieurs régimes légaux même à l'intérieur des eaux sous juridiction d'un seul pays et de façon plus complexe dans les eaux internationales
Eau moins transparente que l'air	Téledétection difficile au-delà de la surface de l'eau. Les coûts relatifs à la recherche et au suivi extrêmement élevés.
L'océan plus tridimensionnel que la terre	Plus compliqué de s'appuyer sur des cartes 2D et donc de faire de la planification spatiale maritime et de la gestion.
L'océan, un fluide interconnecté	Les polluants et les espèces invasives portés possiblement sur de plus grandes distances par les courants et/ou les bateaux.
Les espèces marines peuvent voyager sur de plus longues distances que les espèces terrestres	Espèces accessibles par presque tout le monde et donc gestion des activités afférentes plus compliquée et plus globale.
L'agrégation ou le regroupement d'animaux dans la colonne d'eau peut changer rapidement d'un site à l'autre	Cartographie de ces espèces et de leurs mouvements plus complexe et donc mesures pour les protéger et les gérer doivent prendre en compte ces variabilités spatiales et temporelles.
Les nutriments et les contaminants peuvent être retenus plusieurs décennies avant de revenir dans la circulation océanique	Délai possible entre l'occurrence des activités humaines et celle de leurs impacts.
Absence de propriété et de responsabilité dans l'océan moins favorables au développement durable que sur terre	L'utilisation privée de la mer et de ces ressources est soumise à des licences ou à, des concessions délivrées par les autorités publiques. L'Autorité Internationale des Fonds Marins peut autoriser certaines activités. Mais dans les

eaux internationales, les activités privées sont soumises à moins de contrôle. Les régimes de propriété collective sont très rares, et l'exclusion des utilisateurs non autorisés très difficile.

Les êtres humains ne vivent pas dans l'océan

Notre présence dans l'océan dépend du développement et de l'utilisation de technologie. Ainsi l'exercice de l'application des lois est particulièrement difficile et coûteux.

Des pressions grandissantes

Cette biodiversité marine extrêmement riche et variée est actuellement menacée par de nombreux impacts d'origine anthropique. Un programme mondial de recherche sur la biodiversité marine, « Census of Marine Life », mené de 2000 à 2010 synthétise ces menaces (Costello et al., 2010). La surexploitation des ressources halieutiques constitue la principale pression dans toutes les régions étudiées (diminution des stocks d'espèces pêchées associée aux prises accidentelles et à la dégradation des réseaux trophiques), la perte d'habitats représente des niveaux équivalents de pression dans de nombreuses régions, suivie de la pollution. La perte d'habitats est le résultat de l'urbanisation côtière, du transport de sédiments d'origine tellurique, de l'eutrophisation, de l'hypoxie provoquée par les nutriments d'origine terrestre (p.ex. eaux usées et engrais agricoles), de la montée des eaux, de la fonte des calottes polaires, de la pêche à la dynamite, du chalutage, du dragage, de l'extraction et des réseaux trophiques. De nombreuses études mènent aux mêmes conclusions alarmistes. Parmi celles-ci, nous pouvons mentionner l'étude de Lotze et al. (2006) sur les causes historiques de transformation de 12 estuaires et mers côtières très productifs, sur les 150 à 300 dernières années. Les auteurs montrent que les impacts anthropiques ont fait disparaître 90% des espèces, détruit plus de 65% des habitats d'herbiers et de zones humides, dégradé la qualité de l'eau et accéléré l'implantation d'espèces invasives. Dans un article sur l'analyse de 133 extinctions locales, régionales et globales de populations marines, Dulvy et al. (2003), montrent que 55% des extinctions sont dues à l'exploitation, 37% à la perte d'habitat, puis viennent les espèces invasives, le changement climatique, la pollution et les maladies.

Dans leur analyse de 2008, synthétisant 17 facteurs anthropiques de changements écologiques, sur 20 écosystèmes marins, Halpern et al. montrent que toutes les surfaces marines sont affectées par l'influence de l'homme et que 41% des océans sont fortement affectés par des impacts cumulatifs (Figure 2).

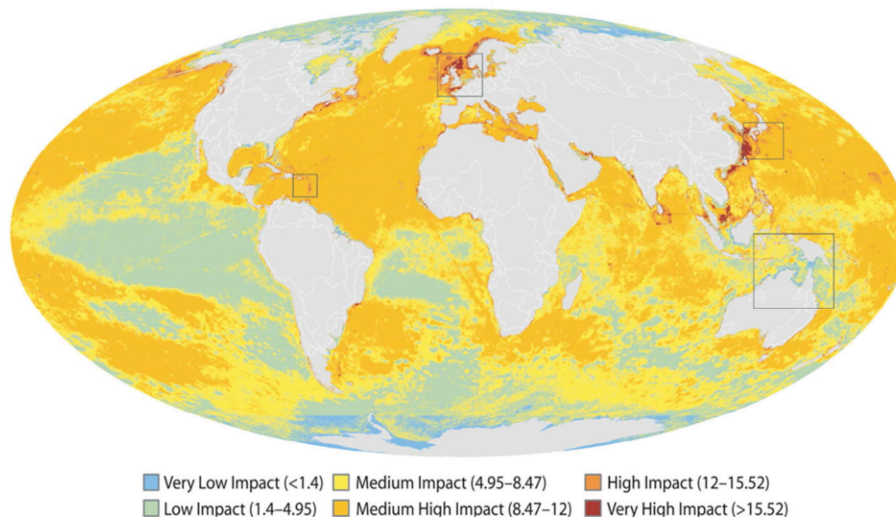


Figure 2 : Scores des impacts cumulatifs globaux en 2008 (Source : Halpern et al., 2008 ; Reprinted with permission from AAAS)

Dans la version mise à jour de cette étude datant de 2015, les auteurs indiquent que 66% des océans et 77% des eaux sous juridiction nationale montrent un impact accru de l'homme entre 2008 et 2013. Pourtant, plusieurs pressions n'ont pas été incluses dans cette méta-analyse, à cause de données globales insuffisantes, tels les macro-déchets, les éoliennes offshore, les activités câblières, l'extraction de minerais profonds, etc.

Ainsi, au vu des menaces actuelles pesant sur la biodiversité marine et des prévisions de croissance des activités maritimes, on peut se demander quelles réponses peuvent être apportées afin de limiter cette érosion continue. Ici, nous nous intéressons à l'émergence et à l'évolution des politiques publiques environnementales dans l'arbitrage des relations nature/société, sous l'angle de la géographie. En effet, les relations nature/sociétés sont au cœur de l'analyse géographique qui s'intéresse à l'aménagement des territoires et à l'organisation de l'espace.

Politiques publiques environnementales et développement durable

La dénonciation de l'usage excessif des ressources par l'homme et des dégradations associées n'est pas un thème nouveau. Dès le XVIIIème siècle, l'économiste Malthus souligne le décalage entre la croissance de la population et celle des ressources. Au XIXème, les interrogations s'intensifient parmi les géographes, les économistes mais aussi les philosophes comme Georges Perkins Marsh à travers son livre *Man and nature : or, physical geography as modified by human action* (1864). L'école géographique allemande, par le biais de F. Ratzel puis E. Friedrich, préconise une utilisation durable des ressources naturelles. Aux Etats-Unis, Carl O. Sauer développe une approche géographique fondée sur l'évaluation des transformations écologiques de l'« environnement » sous l'action des sociétés et de l'aptitude de ces dernières à organiser des relations durables avec cet environnement (Veyret, 2005). De nombreux biologistes rejoignent ces critiques (F. Osborne, Mobius, P. Geddes).

Ainsi, au début du XXème siècle, les rapports hommes/nature sont déjà entachés par la dégradation des écosystèmes et l'épuisement des ressources. La géographie française s'intéressa

aussi à ces rapports. E. Reclus, bien que louant certaines vertus de l'aménagement, mentionne aussi les actions des sociétés sur le milieu géographique, l'intégration des hommes dans la nature pouvant être selon lui « excellente ou pathologique ». Dans la même lignée, J. Brunhes dans sa géographie humaine (1920), puis M. Sorre (1943) présentent un regard critique sur l'action des sociétés sur la nature, se démarquant de la géographie physique plus largement répandue à cette époque. Dans les années 60-70, les problématiques environnementales deviennent prégnantes parmi les géographes français. Ainsi, P. Georges, dans « L'environnement » (1971), mentionne que « la doctrine du développement économique et social devra faire une place plus large et plus organique aux problèmes du milieu naturel et de l'environnement humain ». Il était particulièrement précurseur lorsqu'il déclara qu' « en économie de marché, si l'on veut défendre l'environnement, il faut le transformer en marchandise ». Vient ensuite l'analyse des impacts qu'ont les actions anthropiques sur les « écosystèmes » par J. Tricart et J. Kilian, invitant à réfléchir aux modalités des politiques d'aménagement. La notion de géosystème, système spatialisé dynamique formé d'un ensemble d'éléments (naturels et anthropiques) interconnectés qui sont en inter relations, est ensuite introduite par G. Bertrand (Voir Glossaire 1). Bien que les géographes français prennent conscience des risques associés à l'aménagement des territoires, ils ne remettent pas en cause le développement, leur discipline s'appuie sur une vision anthropocentrique, ancrée dans les sciences sociales. Ils participent donc au débat biocentrisme/anthropocentrisme.

Milieu

« Ce qui entoure, ce dans quoi une chose ou un être se trouve » (Dictionnaire Robert), synonyme d'environnement (ce qui environne)

Milieu naturel

Ensemble des éléments biophysiques en un lieu donné, combinaison des facteurs climatiques, édaphiques et biotiques (J-J. Bavoux)

Milieu géographique

Combinaison des milieux physique, biologique et « anthropogéographique » (M. Sorre)

Géosystème

Portion d'espace relativement homogène, correspondant au fonctionnement d'un système interactif de composants abiotiques, biotiques et anthropiques (V-B. Sochava puis Bertrand)

Environnement

« Milieu géographique » associant données physiques et actions des sociétés (E. Reclus)

« À la fois les influences naturelles » et « les œuvres humaines issues de tout le passé de l'humanité et qui contribuent à constituer le milieu, l'environnement » (A. Demangeon)

« L'ensemble des éléments qui, dans la complexité de leurs relations, constituent le cadre, le milieu, les conditions de vie pour l'homme » (P. Georges)

« Un système de relations, un champ de forces physico-chimiques et biotiques en interrelation avec la dynamique sociale, économique, spatiale » (définition communément admise)

Synonymes : « géoenvironnement » (Y. Veyret) pour souligner la spécificité géographique de l'environnement ou géosystème

Notons que ce terme d'environnement s'apparente au concept de socio-écosystème développé dans la veine des approches systèmes (voir par exemple, Chorley et Kennedy, 1971 et les cadres conceptuels développés par le MEA et le TEEB, ci-dessous)

Glossaire 1 : Glossaire des termes utilisés en géographie relatifs à l'environnement

Ainsi, les stratégies de conservation et de préservation des ressources naturelles qui émergent à la fin du XIX^{ème} sont le fait des mouvements écologistes notamment aux Etats-Unis et non des géographes. S'ensuit la création des premières aires protégées aux Etats-Unis avec le parc naturel de Yellowstone en 1872 alors que le parc national de Port-Cros ne sera établi qu'en 1963, en France. A la fin des Trente Glorieuses, dans les années 1960-1970, plusieurs ouvrages mettent en lumière les effets néfastes du développement économique sur la nature et insistent sur les valeurs des fonctions délivrées par la nature aux sociétés humaines : *Silent spring* (R. Carson, 1962), *The population bomb* (P.R. et A.H. Ehrlich, 1968). La poursuite de la croissance n'apparaît plus tenable au regard de la stagnation des ressources comme ceci est dénoncé par le Club de Rome puis par *The limits to growth* (Meadows et al., 1972). Le sommet de Stockholm en 1972, qui a donné naissance au Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), a insisté sur l'état catastrophique de la planète mais a également changé la finalité de la conservation de la nature, visant la satisfaction des besoins de l'homme et nécessitant donc de prendre en compte les contraintes économiques et sociales. Dans les années 1980, la croissance économique est réhabilitée par le biais du concept de "développement durable"¹ énoncé pour la première fois par le rapport Bruntland (1987) qui a servi de base pour le sommet de la terre de 1992 (sommet qui a lancé la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques – CCNUCC). Le principe 12 de la déclaration de 1992 mentionne que "Les Etats devraient coopérer pour promouvoir un système économique international ouvert et favorable, propre à engendrer une croissance économique et un développement durable [...] ».

Dans les années 1970 et 1980, les scientifiques commencent à structurer les préoccupations écologiques en termes économiques (Gómez-Baggethun et al., 2010), le terme de service écosystémique est introduit par Ehrlich et Ehrlich en 1981 : la disparition de la biodiversité affecte directement les fonctions des écosystèmes qui sont à l'origine des services critiques pour le bien-être humain. Schumacher est l'un des premiers à utiliser le terme de capital naturel en 1973 ; ce capital naturel regroupe tous les stocks de ressources présents naturellement dans l'environnement et susceptibles de prendre de la valeur lors de leur utilisation par les entreprises pour produire, ou par les individus pour consommer (énergies fossiles, minerais, eau, forêts, biomasse, etc.). Le capital naturel fournit les services susmentionnés. Les autres types de capital résultent de l'activité humaine (Mäler, et al., 2008) : le capital physique regroupant les biens et les services produits pouvant être consommés, conservés, ou stockés ; le capital humain correspondant à la masse de connaissances, d'expériences accumulés au niveau de chaque individu. Deux vues s'opposent concernant la substituabilité du capital naturel. L'approche de « durabilité faible », défendue par les économistes de l'environnement néo-classique, s'appuie sur la substituabilité du capital naturel par le capital manufacturé (la baignade dans un lac pouvant être remplacée par la baignade dans une piscine). Celle de « durabilité forte », soutenue par les économistes écologiques, considère que le capital naturel et le capital humain sont dans une relation de complémentarité plutôt que de substituabilité (Costanza et Daly, 1992). Le deuxième point de divergence entre économie de l'environnement et économie écologique se situe au niveau de l'évaluation des services écosystémiques (Gómez-Baggethun et al., 2010). Les économistes écologues critiquent l'approche coût/bénéfice s'appuyant sur l'incommensurabilité de certaines valeurs (i.e. ne pouvant pas s'exprimer dans la même unité) (Martinez-Alier et al., 1998), la réduction à un même étalon de mesure, celui de la valeur monétaire ne leur semble pas satisfaisant. Ils encouragent la prise de décision basée sur

¹ Par développement durable, on entend « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » (Bruntland, 1987).

la délibération et les analyses multicritères fondées sur la théorie de la valeur plurielle : les valeurs sociale, écologique, économique, spirituelle, symbolique sont des langages d'évaluation différents avec leur propre logique et métrique.

Par la suite, le concept de « services écosystémiques » est intégré aux agendas politiques. L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystems Assessment – MEA, 2005), commandée par le Secrétaire Général de l'ONU, Kofi Annan, en l'an 2000 à l'occasion d'un rapport intitulé « Nous, les peuples : le rôle des Nations Unies au XXIe siècle » analyse, sur des bases scientifiques, l'ampleur et les conséquences des modifications subies par les écosystèmes dont dépendent notre survie et le bien-être humain. Les problèmes globaux liés à l'environnement sont formulés en termes économiques avec une tendance à mener des analyses coût/bénéfice globales avec, par exemple, le rapport Stern sur l'économie du changement climatique (2006). L'initiative internationale, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB foundations, 2010) a été financée par la Commission européenne, l'Allemagne, le Royaume-Uni, la Norvège, les Pays-Bas et la Suède et gérée par le PNUE. Elle a pour but de souligner le coût croissant de la perte de biodiversité (appelé coût de l'inaction) et de la dégradation des écosystèmes et de rassembler les expertises de différents domaines scientifiques, économiques et politiques dans le but de promouvoir des actions concrètes. Différents cadres conceptuels issus de ces initiatives (Figure 3) ont ainsi été développés afin de rendre compte des relations entre les êtres humains et la nature (MAES, 2013 ; MEA, 2005 ; TEEB, 2010).

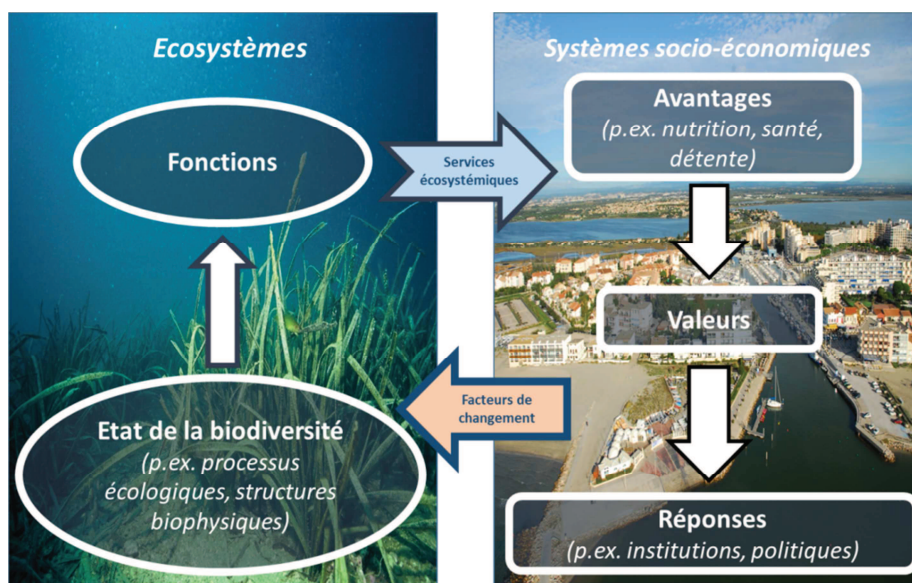


Figure 3 : Un cadre conceptuel décrivant les relations hommes/nature (adapté du TEEB, 2010)

En 2011, on assiste à un changement de vocabulaire du « développement durable » à « l'économie verte » avec le rapport du PNUE, « Vers une économie verte : Pour un développement durable et une éradication de la pauvreté ». Enfin en 2012, lors de Rio+20, l'appui à la croissance économique est affirmé : « Nous réaffirmons également que pour réaliser le développement durable, il faut : encourager une croissance économique durable, inclusive et équitable » (Nations Unies, 2012). Toutes les références aux limites physiques ou aux frontières planétaires (présentes dans la version initiale) sont enlevées de la déclaration finale. Ces limites font référence à l'article de Rockström et al. (2009) où sont définies neuf limites planétaires, qui, si elles étaient dépassées, pourraient entraîner des changements environnementaux abrupts

non linéaires catastrophiques. Sept d'entre elles ont été quantifiées : le changement climatique, l'acidification des océans, l'ozone stratosphérique, les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, l'utilisation de l'eau douce, le changement d'usage des sols, le taux d'érosion de la biodiversité ; la pollution chimique et la charge d'aérosol atmosphérique ne sont pas évaluées. Les auteurs indiquent que trois d'entre elles ont déjà été dépassées : le changement climatique, le taux d'érosion de la biodiversité et les changements du cycle global de l'azote.

On observe ainsi que l'on est passé progressivement d'une remise en cause du développement économique à son acceptation sous certaines contraintes comme celles qui sont mentionnées lors de la réunion du Conseil de l'OCDE (27-28 mai 2010) : « La transition vers une croissance verte exigera des interventions ciblées dans un certain nombre de domaines de l'action publique afin de remédier aux externalités² et défaillances du marché qui caractérisent les biens et les services environnementaux, d'accélérer l'innovation en faveur de l'environnement et de gérer le passage à une économie verte. ».

Dans ce cadre, les impacts négatifs des activités économiques sur l'environnement sont considérés comme des externalités négatives. Une manière d'internaliser ces externalités négatives dans le coût total des projets est d'appliquer le principe de compensation et plus largement la séquence Eviter-Réduire-Compenser.

La compensation écologique d'un instrument de politique publique environnementale à l'élaboration d'un système de gouvernance

Cette section a fait l'objet d'une publication (Jacob et al., 2015).

L'objectif de cette thèse est donc d'étudier un instrument de politique publique développé dans la lignée de ce courant de pensée, prônant la possibilité d'un développement économique ne contribuant pas à l'érosion de la biodiversité. Introduit dans les années 80 aux Etats-Unis par l'administration Bush à la suite de la disparition massive de zones humides, le principe de *No Net Loss* ou de Non-Perte Nette assure que les impacts négatifs sur la biodiversité, causés par un projet, sont contrebalancés par l'application de mesures ayant pour objectif d'éviter et de minimiser les impacts du projet, de restaurer les dommages sur site et finalement de compenser les impacts résiduels, afin qu'aucune perte de biodiversité ne subsiste (BBOP, 2012b) (Figure 4).

² Une externalité est le fait que l'activité de production ou de consommation d'un agent affecte le bien-être d'un autre sans qu'aucun des deux ne reçoive ou paye une compensation pour cet effet.

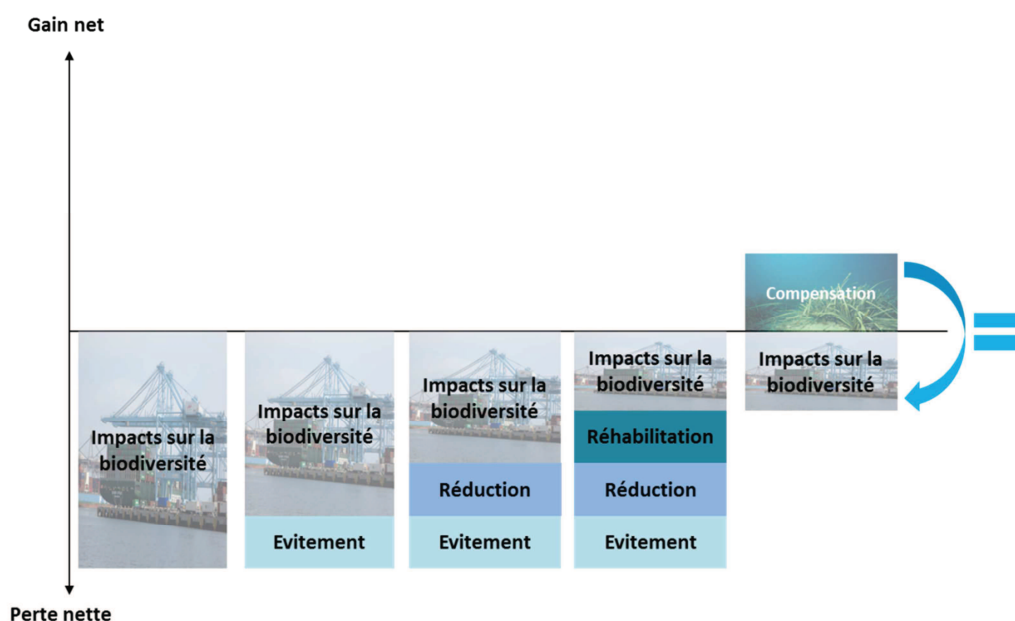


Figure 4 : La séquence Eviter-Réduire-Compenser

En France, la réglementation actuelle, reposant sur la loi de 1976 sur la protection de la nature, impose que la réalisation de projets d’installations, d’ouvrages, de travaux ou d’activités respecte la séquence « éviter / réduire / compenser », dite séquence ERC, lors de leur conception. Cette loi a été renforcée et complétée à plusieurs reprises, notamment par la loi de 1995 relative au renforcement de la protection de l’environnement, par les lois dites du « Grenelle de l’Environnement » et par la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages d’août 2016. Aujourd’hui, la mise en place de mesures compensatoires est ainsi exigée dans de nombreux textes issus des codes de l’environnement, du code forestier, du code de l’urbanisme et du code de l’expropriation (Tableau 4).

Tableau 4 : Principaux textes prévoyant de la compensation, pour des impacts ou des dommages sur la faune, la flore, les milieux naturels marins en France (Source : Jacob et al, 2015)

Textes	Références	Projets concernés par les procédures réglementaires exigeant la mise en place de la séquence ERC
Etude d’impact	Code de l’environnement : Art. L.122-1 à 3 et R.122-3-II-4° et R.512-8 pour les installations classées	Applicable pour tous les dossiers d’installations, d’ouvrages, de travaux ou d’aménagements déposés à compter du 1er juin 2012. Critères et seuils des projets soumis à étude d’impact précisés dans un décret en Conseil d’Etat (passage de critères financiers à des critères techniques depuis la réforme de 2011)
Evaluations environnementales des plans, programmes et projets	Code de l’environnement : Art. L.122-4 à 11 et R.122-20-I-5	Applicable aux documents de planification urbanistique (Plans Locaux d’Urbanisme - PLU, Schéma de Cohérence Territoriale – SCOT, ...).
Incidences Natura 2000	Transposition de la directive communautaire 92/43/CEE dite « Habitats » depuis 2001, Code de	Applicable aux activités se déroulant sur les sites Natura 2000 et ayant un effet significatif sur les habitats et les espèces ayant justifié la désignation du site Natura 2000.

	l'environnement : Art. L.414-4.	
Dérogation pour espèces protégées	Code de l'environnement : Listes fixées par arrêté ministériel et Art. L.411-1 et L.411-2	Applicable aux activités et projets d'aménagement et d'infrastructures portant atteinte aux espèces de la faune et de la flore sauvages protégées.
Loi sur l'eau du 3 janvier 1992, révisée en 2006 (LEMA), complétant la loi de 1964 en particulier sur les aspects « milieux naturels »	Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 : transposition dans le droit français de Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (DCE) (objectif d'atteindre en 2015 un « bon état » des eaux). Code de l'environnement : Nomenclature Eau : Art. L.214-1 à L.214-3	Applicable aux réalisations d'installations, ouvrages, travaux ou activités (IOTA), pouvant avoir un effet sur la ressource en eau ou les écosystèmes aquatiques. Cela est fait en référence à des seuils et à une nomenclature thématique. Projets soumis à déclaration ou à autorisation administrative.
Plans d'Action pour le Milieu Marin (PAMM)	Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM) de 2008, transposée en Droit français via la LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010, Code de l'environnement : Art. L.219-7 à L.219-18 et R.219-2 à R.219-17	Les activités en mer sont aussi soumises à études d'impact et doivent être compatibles avec les PAMM. Les mesures compensatoires peuvent participer à la bonne réalisation des PAMM (en particulier en termes d'acquisition de connaissances et de restauration des écosystèmes marins dégradés).
Loi relative à la Responsabilité Environnementale (LRE)	Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 issue de la transposition de la Directive européenne 2004/35/CE	Applicable à des dommages accidentels survenus pendant l'exploitation (évaluation ex-post).

La publication d'une doctrine puis de lignes directrices ont permis ensuite de préciser les principes et les méthodes autour desquels la France comptait développer sa politique de compensation. La doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel (MEEM, 2012) est destinée « aux maîtres d'ouvrages, à leurs prestataires et aux services de l'État ». Elle s'applique, avec un niveau d'exigence proportionnel aux enjeux³ affectés et aux impacts prévisibles, à tous types de plans, programmes et projets dans le cadre des procédures d'autorisation administratives. Si des impacts résiduels significatifs subsistent malgré les mesures d'évitement et de réduction, des mesures compensatoires au moins équivalentes qualitativement et quantitativement en termes écologiques (afin de démontrer l'absence de « perte nette de biodiversité »), faisables et efficaces doivent être proposées. Elle insiste aussi sur le caractère pérenne des effets, sur l'additionnalité des mesures aux actions publiques existantes ou prévues, et sur l'obligation de mesurer, par un suivi écologique, la compensation effectivement engagée.

Publiées en 2013, les lignes directrices (MEEM, 2013) ont pour objectif de proposer des principes et méthodes lisibles et harmonisés au niveau national sur la mise en œuvre de la doctrine de 2012. Leur finalité est de s'assurer de la pertinence écologique des mesures, de leur faisabilité technique, juridique et économique, de leur efficacité et de leur suivi, en accord avec l'ambition affichée dans la doctrine.

³ Les atteintes aux enjeux majeurs relatifs aux espèces remarquables et aux principales continuités écologiques doivent être évitées, sauf dans le cas d'un projet à intérêt public majeur.

Au niveau international, la plupart des pays faisant appel au mécanisme de compensation ont développé leur doctrine et leur système de compensation autour des éléments suivants : les textes réglementaires mentionnant le recours à la compensation, les procédures réglementaires permettant son application, les méthodes utilisées pour évaluer l'équivalence entre les pertes et les gains de biodiversité, la responsabilité de la mise en place des mesures et les dispositifs de financement et assurant la pérennité des mesures. Ainsi, ces systèmes de compensation peuvent être considérés comme :

- des modes organisationnels ou arrangements institutionnels ou modes de gouvernance, dans le cadre de l'économie néo-institutionnelle, c'est-à-dire une « façon dont les agents structurent leurs activités de production et d'échange dans le cadre des règles définies par les institutions⁴ » (Ménard, 2012)
- des organisations, dans le cadre de la sociologie, s'organisant autour des composantes suivantes : autonomie, activité, structure, coordination, expertise, règles, structure hiérarchique, bureaucratie, pouvoir, conflit, environnement et changement, tout en se concentrant sur la dimension humaine (Ballé, 2009)

Dans le cadre de cette thèse, nous utiliserons plus largement, le terme de modes ou systèmes de gouvernance. La polysémie de ce concept a été soulignée par C. Baron (2003) : « Dans la mesure où les problèmes de coordination entre acteurs se déclinent à la fois aux niveaux de l'État, de la ville, de l'entreprise, de l'ordre mondial, voire européen, il est désormais question de gouvernance locale, de gouvernance urbaine, de gouvernance d'entreprise, de gouvernance de l'emploi, de gouvernance mondiale, de gouvernance des régions européennes ou de gouvernance multi-niveaux [...] ». Nous constatons ainsi une intensification des réflexions sur la gouvernance depuis deux décennies⁵. Bien que de nombreuses définitions du mot « gouvernance » existent et que l'utilisation de cette notion soit parfois galvaudée, nous retiendrons ici les définitions suivantes. On s'appuie, tout d'abord, sur la définition de l'UNECESO (2001) considérant « l'ensemble d'institutions, de réseaux, de directives, de réglementations, de normes, d'usages politiques et sociaux, d'acteurs publics et privés qui contribuent à la stabilité d'une société et d'un régime politique, à son orientation, à la capacité de diriger, de fournir des services et d'assurer sa légitimité ». Afin d'en souligner le caractère évolutif et adaptatif, nous nous référerons aussi à celle de G. Cavallier (1998) : « la gouvernance [...] c'est donc finalement la capacité et la coresponsabilité de projet, la possibilité d'établir un cadre collectif d'action solidaire, de réflexion stratégique reliant les principaux acteurs autour du niveau de décision politique ». D'autre part, nous ajouterons que les mécanismes de gouvernance, comme systèmes régulateurs, peuvent intégrer différentes dimensions : les relations entre les dirigeants et les dirigés ; les modes de coordination de diverses activités et/ou relations entre acteurs ; les modes d'allocation des ressources entre ces activités ou ces acteurs ; les structurations des conflits⁶. Le terme de « gouvernance » permet ainsi de regrouper les différents aspects compris dans les définitions économiques et sociologiques mentionnées précédemment.

⁴ Une institution est « un ensemble de règles durables, stables, abstraites et impersonnelles, cristallisées dans des lois, des traditions ou des coutumes, et encadrées dans des dispositifs qui implantent et mettent en œuvre, par le consentement et/ou la contrainte, des modes d'organisation des transactions » (Ménard, 2003).

⁵ Entre autres, on peut se référer à la littérature suivante : BANQUE MONDIALE, *Governance and Development*, Washington D.C., The World Bank, 1992. Patrick LE GALÈS, « Du gouvernement des villes à la gouvernance urbaine », *Revue française de science politique*, 45 (1), 1995, p. 57-95. R.A.W. RHODES, « The New Governance: Governing without Government », *Political Studies*, 44 (4), 1996, p. 652-667. Bob JESSOP, « L'essor de la gouvernance et ses risques d'échec : le cas du développement économique », *Revue internationale des sciences sociales*, 155, 1998, p. 31-49. Gerry STOCKER, « Cinq propositions pour une théorie de la gouvernance », *Revue internationale des sciences sociales*, 155, 1998, p. 19-30. Jean-Pierre GAUDIN, *Pourquoi la gouvernance ?*, Paris, Presses de Sciences Po, 2002.

⁶ <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/gouvernance>

Actuellement, les trois systèmes de gouvernance permettant la mise en œuvre de la compensation écologique et utilisés majoritairement pour les écosystèmes terrestres sont :

- **Les permis individuels ou mesures compensatoires écologiques au cas par cas ou *permitted responsible mitigation*** : le développeur ayant provoqué l'impact autorisé met en place, lui-même (ou par le biais d'un agent ou entrepreneur autorisé), les mesures compensatoires et le titulaire en conserve l'entière responsabilité.
- **Les banques de compensation ou sites naturels de compensation ou *mitigation bank*** : un opérateur, qui n'est ni le développeur du projet impactant, ni le régulateur, met en œuvre des actions écologiques, en anticipation des besoins de compensation liés à de futurs projets d'aménagement. Il valorise les bénéfices de ces actions par la vente de crédits à des aménageurs devant compenser leurs impacts sur les mêmes habitats ou espèces que ceux concernés par la banque et sur le même territoire.
- **Les rémunérations de remplacement ou fonds de compensation ou *In-Lieu Fee mitigation*** : fonds financiers récoltés auprès d'un ou plusieurs développeurs ayant provoqués des impacts autorisés, pour la réalisation de mesures compensatoires et gérés par un acteur public ou une organisation non gouvernementale.

Habituellement, les cadres mobilisés dans l'analyse de ces modes organisationnels se réfèrent à l'économie ou la sociologie, comme l'étude de Scemama et Levrel (2014) sur les coûts de transaction⁷ et celle de Vaissière et Levrel (2015) combinant l'économie conventionnelle, l'économie néo-institutionnelle et la sociologie empirique.

L'étude de l'expérience de cinq pays bénéficiant depuis plus d'une dizaine d'années d'un système de compensation effectif (le Brésil, l'Australie, le Canada, les Etats-Unis, et l'Allemagne) et en particulier, l'examen des expériences de banques de compensations étatsuniennes et australiennes permet d'illustrer certains atouts et limites des différents systèmes de gouvernance décrits ci-dessus (Jacob et al., 2015). Par exemple, dans le système standard ou *permitted responsible*, les administrations en charge de la régulation de la compensation doivent négocier les termes de la compensation pour chaque impact avec chaque acteur à l'origine de cet impact, entraînant un nombre important de coûts de transaction pour les administrations. Alors que, par le biais des banques de compensation, la réduction du nombre d'interlocuteurs pour les agences publiques en charge du contrôle de la mise en œuvre des mesures compensatoires augmente l'efficacité organisationnelle (Scemama et Levrel, 2014). En termes d'efficacité écologique, les banques de compensation permettent de réaliser des actions de restauration à de larges échelles spatiales en accroissant l'efficacité écologique (Moreno-Mateos et al., 2012), mais aussi en permettant de réaliser des économies d'échelles par une diminution du coût moyen pour une unité d'hectare restaurée (Scemama et Levrel, 2014). Cependant, ceci doit être relativisé puisqu'une partie des crédits (10 à 15 %) peut être délivrée sans qu'aucune action de restauration n'ait été initiée, mais seulement pour valider le fait qu'une servitude environnementale ou « *conservation easement*⁸ » ait été attribuée à la parcelle de compensation ou que des garanties financières aient été apportées pour le financement de la gestion à long terme du site.

⁷ Les coûts de transactions correspondent aux coûts de contractualisation, de suivi de leur mise en œuvre et de sanctions éventuelles.

⁸ Le « *conservation easement* » est un document légal, attaché à un terrain, qui limite à perpétuité le développement humain sur ce dernier mais qui peut permettre certain usage léger (p.ex. la randonnée).

Ainsi, l'étude des différents modes de gouvernance permet de comprendre comment sont intégrés les éléments relatifs à la compensation (réglementation, méthodologies de dimensionnement, techniques de restaurations, garanties financières et juridiques, etc.) dans un système opérationnel mais aussi de mettre en évidence les multiples arbitrages faits par les administrations entre efficacité organisationnelle, efficacité écologique, efficacité sociale et efficacité économique.

Positionnement de la thèse par rapport aux autres travaux de recherche sur la compensation écologique

La littérature scientifique relative à la compensation concerne principalement l'écologie (44%), les sciences sociales restant peu représentées (16%) (Calvet et al., 2015b). Le corpus en écologie se consacre notamment à la restauration écologique et à l'efficacité écologique de la compensation (Bull et al., 2013 ; Curran et al., 2014 ; Maron et al., 2010, 2012 ; Moreno-Mateos et al., 2012 ; Quétier et Lavorel, 2011), avec comme écosystème privilégié : les zones humides. Certains articles s'attachent à étudier les cadres institutionnels (Kentula et al., 1992 ; McKenney et Kiesecker, 2010) ou s'inscrivent dans les champs géographiques (Gobert, 2010a) ou les sciences juridiques (Lucas, 2015). Plus récemment, la discipline économique s'est emparée de ce sujet par le biais de l'économie institutionnelle, examinant les banques de compensation comme instrument hybride plutôt que comme un instrument de marché (Boisvert, 2015 ; Scemama et Levrel, 2014 ; Vaissière et Levrel, 2015) ou à travers l'analyse des méthodes d'évaluation des besoins de compensation (Dumax et Rozan, 2011 ; Gastineau et Taugourdeau, 2014). Certains se sont intéressés à la compensation comme instrument de marchandisation de la biodiversité (Bendor et al., 2011 ; Robertson, 2006).

L'ensemble de la littérature mentionnée ci-dessus a pour objet la compensation sur les écosystèmes terrestres. Même si les principes gouvernant la compensation sur le milieu marin demeurent les mêmes, la littérature scientifique afférente est quasi inexistante. On peut, cependant, mentionner l'étude de la compensation des écosystèmes marins dans le contexte de la Floride (Levrel et al., 2012b), celle sur les éoliennes offshore en Europe du nord (Vaissière et al., 2014), celles de Bos et al. (2014) et Bell (2016) sur l'efficacité des compensations proposées au sein du parc de la Grande Barrière de Corail, ou dans le cas très spécifique des pêches accidentelles (Finkelstein et al., 2008 ; Wilcox et Donlan, 2007). On peut aussi y rattacher certains articles sur la restauration écologique des écosystèmes marins (Section 1.2).

Questions de recherche et organisation de la thèse

L'objectif de la thèse est d'étudier la pertinence de l'utilisation de l'outil de compensation (et plus largement de la séquence ERC) sur le milieu marin dans un contexte de développement durable. On peut ainsi se demander, comme certains géographes, si l'expression de développement durable ne serait pas « un pléonisme, puisque tout développement se doit d'être durable ? Ou au contraire un oxymore, le développement ne pouvant par nature être durable ? » (Brunel, 2012). La compensation est abordée ici sous l'angle réglementaire et seuls les impacts

autorisés, dits *ex-ante*, sont étudiés dans le manuscrit même si certains résultats sont aussi applicables aux compensations volontaires et aux impacts accidentels (Parties 2 et 3).

Les questions de recherche autour desquelles la thèse s'organise, sont :

- Comment est appliquée la séquence ERC en milieu marin ?
- Quelles sont les limites de l'application de la compensation en milieu marin ?

L'originalité de cette thèse réside d'une part dans la discipline dans laquelle elle s'inscrit : la géographie en faisant appel à la pluridisciplinarité, d'autre part dans le type d'écosystèmes auxquels elle s'intéresse : les écosystèmes marins et enfin dans son approche opérationnelle, s'appuyant sur l'analyse des pratiques actuelles de compensation. En effet, le projet a été développé en partenariat avec le bureau d'études en environnement marin CREOCEAN, spécialisé, entre autres, dans le suivi environnemental, les études d'impact réglementaires, l'ingénierie de l'environnement.

L'approche géographique semble particulièrement intéressante dans ce contexte, puisqu'elle prend en compte les différentes composantes de l'environnement (physique, biologique et socio-économique) avec une dimension systémique et dynamique afin d'intégrer le développement durable dans les choix d'aménagement des territoires (Veyret, 2005).

Comme mentionné précédemment, le manque de littérature scientifique sur le sujet a justifié l'élaboration, d'un état des lieux de la prise en compte de la compensation dans les études d'impact environnementales sur le milieu marin en France ainsi que d'une revue de la littérature scientifique sur la filière d'ingénierie et de restauration écologiques présentés dans la **Partie 1**. Ceci a permis d'identifier les limites du système actuel et de proposer des pistes d'amélioration.

Ainsi dans la **Partie 2**, des propositions d'amélioration méthodologique (méthodes de dimensionnement des pertes et des gains) et conceptuelle (prise en compte d'une approche par les services écosystémiques) sont proposées.

Enfin, la **Partie 3** aborde la problématique de la gouvernance de la compensation et analyse les différentes formes qui ont permis ou non l'émergence d'instruments de compensation en s'appuyant sur des études de cas californiennes (Etats-Unis). Ces enseignements sont ensuite mis en regard avec le système français.

L'ensemble de ces analyses permettent de discuter des potentialités de développement de la compensation écologique sur le milieu marin.

Partie 1 : Etat des lieux et limites du système de compensation en milieu marin

Parmi les menaces invoquées dans le déclin des écosystèmes de la Grande Barrière de Corail par les évaluations stratégiques récentes (DSDIP, 2013), certaines sont situées en dehors de la sphère d'influence des régulateurs locaux, comme les cyclones tropicaux de nature imprévisible ou le changement climatique découlant de phénomènes à grande échelle (Sheaves et al., 2015). Cependant, d'autres menaces sont issues des conséquences négatives des décisions concernant le développement industriel et la planification côtière au sein de ce Patrimoine Mondial de l'UNESCO. Ce constat peut être étendu à des écosystèmes marins moins remarquables, ne bénéficiant pas d'instruments de conservation aussi perfectionnés et soumis à des pressions supérieures ou égales (Figure 5).



Figure 5 : Population côtière et dégradation du littoral (adaptée de Burke et al., 2001 ; Harrison et Pearce 2001 ; UNEP 2002b ; © Bounford.com and UNEP/GRID-Arendal⁹)

Dans ce cadre, l'Etude d'Impacts Environnementale (EIE) est présentée comme l'outil clé fournissant aux décideurs politiques une indication des conséquences environnementales de leurs actions (Jay et al., 2006), mais de plus en plus d'acteurs y font également référence lors de la promotion du développement durable (Glasson et al., 2005). En effet, afin d'atténuer les impacts des projets autorisés, l'EIE s'appuie sur la déclinaison de la séquence ERC. L'EIE est ainsi présentée comme un instrument adapté pour atteindre l'objectif de Non-Perte Nette, suscitant un intérêt particulier parmi les scientifiques étudiant ses applications terrestres (Jiricka et Pröbstl, 2009 ; Villaroya et Puig, 2010). L'EIE bénéficie, en effet, d'un poids légal et institutionnel dans de nombreux pays comme les Etats-Unis depuis plus de 45 ans et la France depuis 30 ans et elle est aussi utilisée dans plus de 100 pays. Sheaves et al. (2015) observent que, bien que l'EIE soit normalement définie comme l'instrument permettant d'évaluer « la probabilité d'un impact d'une activité proposée sur l'environnement » (UNECE, 1991), elle est souvent perçue par les régulateurs comme « le processus d'identification, de prédiction, d'évaluation et d'atténuation des effets biophysiques, sociaux et de tout autre effet important des demandes de développement, avant que des décisions majeures et des engagements soient pris » (IAIA, 2009). Les mêmes auteurs soulignent le fait que ces définitions revêtent deux positionnements contrastés sur le rôle de l'EIE : la première s'attache à la protection de l'environnement alors que la deuxième met en valeur son rôle facilitateur pour le développement (Brown et Hill, 1995).

⁹ http://www.grida.no/graphicslib/detail/coastal-population-and-shoreline-degradation_16b9

Entre outil de préservation de l'environnement ou caution pour le développement, le rôle de l'EIE et notamment celui la séquence ERC au sein de cette procédure nécessitent d'être clarifiés. Dans un premier temps, au vu du manque de littérature avec une perspective marine sur le sujet, il nous est apparu nécessaire de dresser un état des lieux de l'efficacité de la séquence ERC dans les EIE françaises, et de préciser les pratiques actuelles de compensation. Ces dernières s'appuyant fortement sur les techniques de restauration et d'ingénierie écologiques, nous examinons, dans un deuxième temps, en quoi ces techniques peuvent, en effet, répondre aux exigences de la compensation et plus largement à celles des mesures d'atténuation.

1.1 Etat des lieux de la compensation en milieu marin à travers l'analyse des études d'impact environnementales

Cette section a fait l'objet d'une publication (Jacob et al., 2016a).

Récemment, la France a étendu sa Zone Economique Exclusive (qui est déjà la deuxième du monde après les Etats-Unis) de 500 000 km², à travers la revendication de ses droits sur le plateau continental au-delà des 200 milles nautiques (Convention des Nations Unies sur le droit de la mer – UNCLOS, 1982). Selon l'UNCLOS, les espaces maritimes sous juridiction nationale sont définis de la manière suivante (Figure 6) :

- les eaux intérieures (délimitées par la ligne de base)
- la mer territoriale ne dépassant pas 12 milles marins, appelée le domaine public maritime (DPM) en France, où l'Etat exerce sa souveraineté. Le DPM naturel est inaliénable et imprescriptible. Ainsi, l'installation d'un projet d'aménagement ne peut être que temporaire, précaire et révocable (i.e., l'autorisation d'occupation peut toujours être révoquée, le plus souvent pour des motifs d'intérêt général).
- la zone contiguë ne peut s'étendre au-delà de 24 milles des lignes à partir desquelles est mesurée la largeur de la mer territoriale, où l'État côtier peut prévenir les infractions à ses lois et règlements douaniers, fiscaux, sanitaires ou d'immigration, sur son territoire ou dans sa mer territoriale, et réprimer les infractions à ces mêmes lois
- la Zone Economique Exclusive (ZEE), qui s'étend au-delà, jusqu'à à 200 milles des côtes, les activités se pratiquant dans la ZEE sont gérées par l'État qui exerce des droits souverains en matière d'exploration et d'usage des ressources. Un pays a le droit de revendiquer l'extension de sa zone économique exclusive au-delà des 200 milles, et ce jusqu'à une limite de 350 milles, en faisant entrer en ligne de compte les limites de son plateau continental qui s'étend sous les eaux.

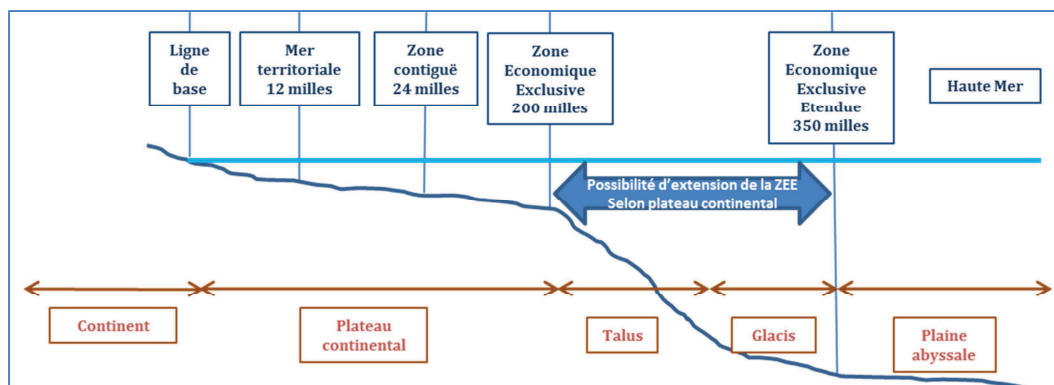


Figure 6 : Délimitations de l'espace maritime sous juridiction de l'état côtier (Conception : C. Jacob)

Cette extension de la ZEE française concerne principalement la Martinique, la Guadeloupe, la Guinée française, la Nouvelle-Calédonie et les Iles Kerguelen. Parmi les 11 millions de km² de zones maritimes sous juridiction française, 97% ont trait aux Territoires d'Outre-Mer. Ceci fait de la France, le seul pays avec des zones maritimes autour de quatre continents (Figure 7), comprenant un large éventail d'écosystèmes marins. Ainsi, les eaux françaises affichent une biodiversité marine particulièrement riche, qui fait de la France un cas d'études particulièrement intéressant pour la mise en place de la compensation marine.

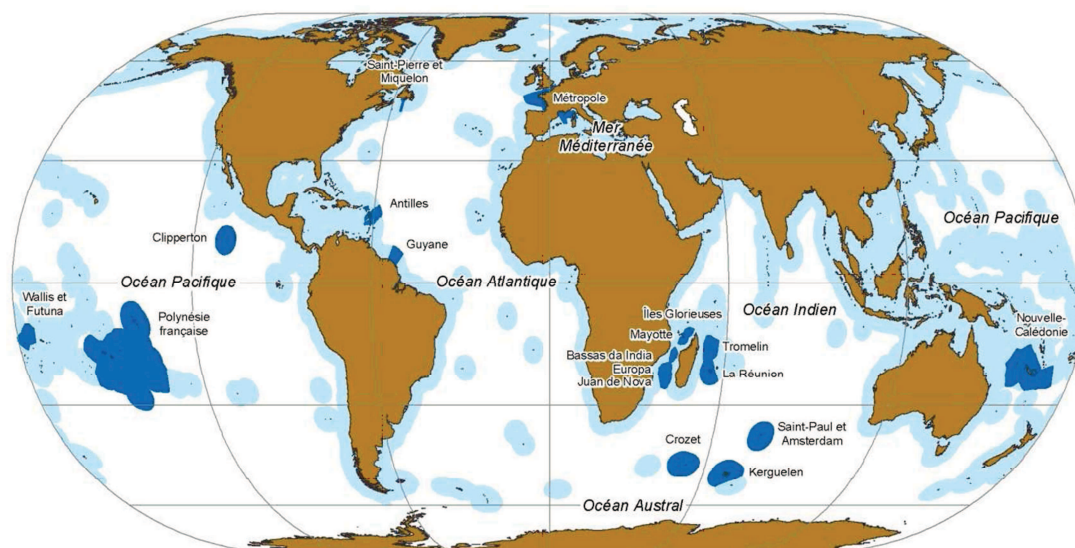


Figure 7 : Répartition des eaux sous juridiction française sur le globe (Source : Sénat)

Le but de cette étude est d'examiner la mise en place de la séquence ERC dans le contexte spécifique des projets de développement et d'exploitation marins et côtiers. Plutôt que d'utiliser une approche cloisonnée, traditionnellement utilisée dans la gestion côtière et des océans (Mengerink et al., 2009), nous nous sommes appuyés sur l'approche française développée dans le cadre de l'évaluation initiale de la Directive Cadre Stratégique pour le Milieu Marin (DCSMM – 2008/56/EC), pilier environnemental de la politique maritime européenne qui vise à prendre toutes les mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin d'ici l'horizon 2020, pour analyser les pressions et impacts liés aux différents projets et l'efficacité de la séquence ERC à les atténuer. Cette partie permet d'identifier les défis actuels dans l'application de la séquence ERC en milieu marin et de suggérer différentes pistes d'amélioration.

1.1.1 Méthodologie

Les 55 études d'impact¹⁰ examinées concernent la France métropolitaine et l'Outre-Mer mais ont été élaborées dans un contexte de réglementation environnementale européenne. Malgré l'objectif affiché par l'engagement de la France, signataire de la convention d'Aarhus, « d'assurer la liberté d'accès à l'information en matière d'environnement, détenue par les autorités publiques, ainsi que sa diffusion » (Directive 2003/4/EC) et la mise en place d'un fichier national des études d'impact¹¹, il est actuellement difficile d'avoir accès à ces études. Par conséquent, les rapports analysés proviennent des études disponibles auprès des bureaux d'études en environnement en 2015 (les études peuvent dater de 2015 ou d'avant). Le fait qu'un projet ait bénéficié d'une autorisation n'est pas pris en compte dans la sélection des études puisque, à notre connaissance, certaines sont toujours en cours et les rares retraits sont dus uniquement à des raisons économiques et non à un manque de conformité avec les exigences environnementales. Ce travail est fondé sur l'hypothèse qu'une analyse complète doit tenir compte à la fois des éléments écologiques et des aspects socio-économiques.

Afin d'analyser les impacts sur l'environnement marin de ces projets et les mesures proposées pour les atténuer, nous nous sommes appuyés sur l'approche française utilisée pour la DCSMM¹². Dans cette dernière, l'évaluation initiale de l'état écologique des eaux marines et de l'impact environnemental des activités anthropiques sur ces eaux repose sur des indicateurs de pressions¹³ et d'impacts. Suivant l'avis de plusieurs experts en études d'impact (mobilisés notamment au sein du bureau d'études où la thèse CIFRE s'est déroulée), nous avons ajouté des catégories supplémentaires afin de permettre une description plus approfondie du milieu biologique et des activités socio-économiques. Nous avons ensuite utilisé cette typologie homogène (Tableau 5) pour réaliser une évaluation quantitative des pressions et des impacts sur les habitats, espèces et usages socio-économiques.

Tableau 5 : Indicateurs utilisés dans l'analyse : reposants sur les descripteurs pour déterminer le « bon état écologique » (Annexe I, DCSMM)

12 pressions (voir Annexe III, Tableau 2, DCSMM)	23 indicateurs liés au milieu biologique et physico-chimique	21 indicateurs liés aux usages socio-économiques
Pertes physiques d'habitats (étouffement, colmatage)	Mammifères marins	Activités câblières / servitude
Dommages physiques (abrasion, extraction de matériaux)	Oiseaux marins	Activités de transport maritime et fluvial
Modification turbidité et sédiment	Reptiles marins (tortues)	Activités balnéaires, fréquentation des plages, baignade
Perturbations sonores sous-marines	Poissons et céphalopodes	Navigation de plaisance, sports nautiques
Déchets marins	Plancton	Pêche récréative
Dérangement, collisions	Phytobenthos	Aquaculture
Modifications hydrologiques, rejets thermiques	Corail	Pêche commerciale
Contamination par des	Mangroves	Paysage côtier

¹⁰ Nous utilisons le terme d'« étude d'impact », mais les études analysées correspondent à diverses procédures réglementaires qui peuvent être différentes des EIE au sens strict du terme.

¹¹ <http://www.fichier-etudesimpact.developpement-durable.gouv.fr/diffusion/recherche>

¹² <http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/>

¹³ Cette approche utilise le cadre suivant pour décrire les interactions entre l'environnement et les activités socio-économiques : DPSIR → Driving forces – Pressures – States – Impacts – Responses (Agence européenne pour l'environnement).

substances dangereuses Enrichissement en nutriments et matière organique – eutrophisation Introduction de pathogènes microbiens	Coquillages protégés ¹⁴	Paysage sous-marin
	Biocénoses du médiolittoral meuble	Activités de construction, armement, réparation et démantèlement de navires civils et militaires
Introduction d'espèces non indigènes	Biocénoses du médiolittoral rocheux	Activités de Défense limitées aux aspects entrant dans le champ de la directive
Extraction sélective d'espèces	Biocénoses de substrat dur, infralittoral et circalittoral	Activités d'extractions de matériaux marins
	Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	Activités d'intervention de l'État
	Biocénoses de substrat meuble, circalittoral	Activités parapétrolières et paragazières offshore
	Biocénoses bathyales et abyssales	Activités de production d'électricité en mer et sur le littoral
	Poissons et céphalopodes exploités	Activités liées à la protection de l'environnement littoral et marin
	Coquillages exploités	Activités de recherche et développement
	Réseaux trophiques	Transformation et commerce des produits de la mer
	Zone de frayère	Activités liées aux services maritimes et financiers
	Zone de nurserie	Activités de transport maritime et fluvial
	Autres zones fonctionnelles	Activités "travaux publics maritimes"
	Eau	
	Sédiment (partie abiotique)	

Dans chaque étude analysée, les impacts sont considérés comme le produit de l'intersection entre la pression générant l'impact et l'élément impacté. Pour chaque couple « pression/espèce-habitat-activité socio-économique » pour lequel un impact est décrit dans une étude réglementaire environnementale, nous notons :

- L'intensité de l'impact après les mesures d'évitement et de réduction, i.e. « l'impact résiduel », conformément à la définition de la séquence ERC (1 – impact faible, 2 – impact modéré, 3 – impact fort, -1 – impact positif). La note reflète l'évaluation exposée dans l'étude réglementaire, mais standardisée selon l'échelle décrite.
- Si une ou plusieurs mesure(s)¹⁵ d'évitement, de réduction, de compensation et de suivi ou d'accompagnement a/ont été proposée(s) (différents types de mesures peuvent être proposés pour un impact).

¹⁴ Cette catégorie a été ajoutée afin de faciliter l'analyse des études d'impact en Méditerranée où la *Pinna nobilis* était souvent rencontrée.

¹⁵ Les actions de compensation peuvent être soit des actions directes sur l'environnement (restauration ou ingénierie écologique) ou des mesures de gestion afin de réduire certaines pressions anthropiques sur l'environnement (BBOP, 2012b). Les mesures de suivi

Dans notre analyse, les mesures compensatoires peuvent être appliquées soit à des éléments écologiques, soit à des activités socio-économiques, mais ne peuvent pas se chevaucher. Une mesure doit être élaborée pour compenser soit un impact écologique, soit un impact sur une activité anthropique – une même mesure ne peut pas s’occuper des deux.

Ainsi, nous obtenons une base de données pour 55 études réglementaires environnementales, décrivant les impacts (-1, 1, 2, 3 ou 0 si pas d’impact) et la ou les mesure(s) proposée(s) (1 si présente ou 0 si absente) (Tableau 6).

Tableau 6 : Exemples de champs remplis dans la base de données (E : Evitement, R : Réduction, C : Compensation, S : Suivi, A : Accompagnement)

Nom du projet	Année du projet	Type de projet	Élément impacté	Pression	Intensité	E	R	C	S	A
Port de Martinique	2012	Infrastructure portuaire	Mangroves	Modification turbidité et sédiment	2	0	1	1	1	0
NEMO	2011	Mise en place de câble	Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	Pertes physiques d’habitats (étouffement, colmatage)	1	0	0	0	1	0

1.1.2 Caractéristiques générales des études analysées

Nous avons ensuite analysé les 55 études liées à des projets d’aménagement ou d’exploitation de l’environnement marin (i.e. pas de plans ou d’études programmatiques). Bien que l’échantillon des études ait été sélectionné en fonction de sa disponibilité, nous pensons qu’il constitue une représentation pertinente des études réglementaires environnementales actuelles en milieu marin. Ces études comprennent un large éventail de projets de développement, sur différentes côtes, générant des impacts potentiels sur de nombreux écosystèmes marins, et sujettes à plusieurs cadres réglementaires.

i. Types de projets de développement

La plupart des projets de développement dans les études d’impact concernent quatre types d’activité : dragage de sédiment (24%), clapage de sédiments dragués (19%), infrastructure portuaire (19%), ainsi que prise et rejet d’eau (17%) (Figure 8). Le graphique ci-dessous illustre la diversité des activités ayant lieu dans l’environnement marin. Ces dernières peuvent se produire de façon concomitante au sein d’un même projet (par exemple, une extension portuaire peut impliquer la construction d’une infrastructure portuaire ainsi que du dragage et du clapage de sédiments).

correspondent à l’observation des composantes environnementales et/ou des activités socio-économiques qui pourraient être potentiellement impactées par les projets. Les mesures d’accompagnement (mentionnées dans MEEM, 2013) peuvent comprendre des mesures d’acquisition de connaissance, de définition de stratégies de conservation plus larges, d’application d’arrêté de protection de biotope supervisée par les autorités locales ou nationales, etc. Elles peuvent être élaborées pour améliorer l’efficacité des mesures compensatoires ou pour donner des garanties additionnelles à leur succès environnemental. Elles peuvent aussi cibler des activités socio-économiques.

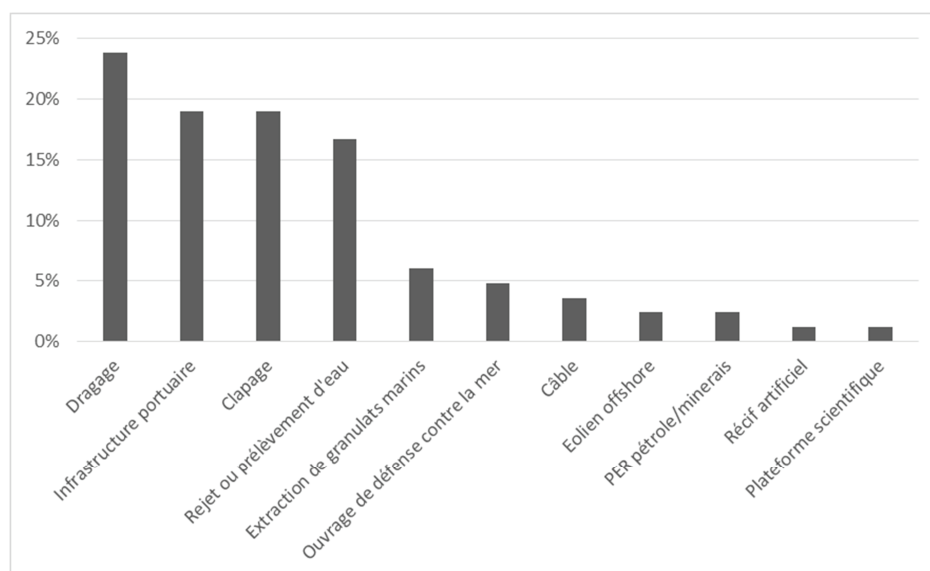


Figure 8 : Types de projets de développement dans les études analysées (PER : Permis Exclusif de Recherches, Récifs artificiels mis en place comme outil de gestion des pêches)

ii. Types de procédures réglementaires dans lesquelles la séquence ERC est appliquée

Historiquement, la réglementation française a commencé officiellement à prendre en compte l'environnement relativement tôt en 1976 avec la loi sur la Protection de la Nature. Aujourd'hui, le Code de l'Environnement français mentionne de nombreuses obligations concernant la compensation des impacts des projets autorisés. Elles peuvent être catégorisées en quatre procédures différentes, indépendamment du type de projet et fondées sur les directives environnementales européennes :

- Les Etudes d'Impact Environnementales dans le cadre de la Directive EIE (2011/92/EU)
- Les incidences Natura 2000 dans le cadre de la Directive Habitats (92/43/EEC)
- Les autorisations loi sur l'eau dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/EC)
- Les demandes de dérogations pour espèces protégées dans le cadre de la Directive Habitats (92/43/EEC)

Dans notre étude, environ 62% des rapports analysés sont qualifiés d'Etudes d'Impact Environnementales, 67% de demandes d'autorisations loi sur l'eau, 45% d'incidences Natura 2000, et 13% de demandes dérogations pour les espèces protégées. Un même projet peut être sujet à plusieurs procédures réglementaires.

iii. Localisation et date des projets

Les projets examinés sont principalement localisés en Mer Méditerranée (sur les côtes françaises) (47%), puis en Manche (25%), dans l'Océan Atlantique (15%) et dans la Mer des

Caraïbes (13%). 60% des études, environ, ont été élaborées durant les cinq dernières années (Figure 9). La date mentionnée dans le graphique correspond à l'année d'élaboration de la dernière version disponible de l'étude. Il est à noter que le nombre d'études analysées n'est pas proportionnel au nombre de projets réalisés à l'échelle nationale chaque année. Le manque d'études d'impact en 2014 et 2015 peut être expliqué par le fait que ces études étaient récentes et donc moins disponibles.

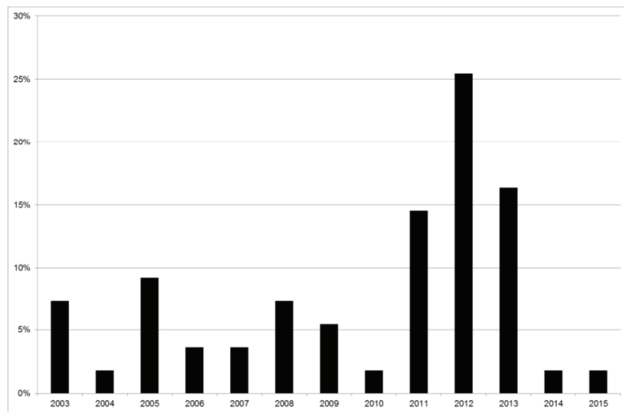


Figure 9 : Date de l'élaboration des études analysées

iv. Autres caractéristiques des projets d'aménagement et d'exploitation étudiés

Nous avons également rassemblé d'autres informations disponibles sur les projets de développement évalués dans les études réglementaires afin d'approfondir l'analyse (Figure 10 et Figure 11).

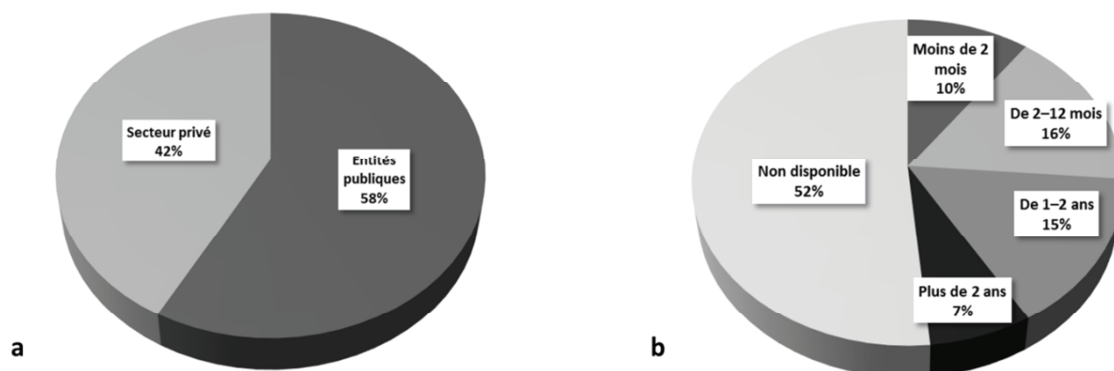


Figure 10 : a. Type de maîtres d'ouvrage : la responsabilité substantielle des entités publiques dans l'achèvement de la Non-Perte Nette (11% des entités publiques étaient des autorités de Grands Ports Maritimes¹⁶). b. Durée des travaux : Les impacts de la phase de construction ne peuvent pas être toujours comparés à ceux provoqués par les événements naturels (p.ex. tempêtes, vagues de chaleur)

¹⁶ Les autorités des Grands Ports Maritimes sont des entités responsables de la gestion de l'un des sept GPM en France métropolitaine ou des quatre GPM des territoires d'Outre-Mer.

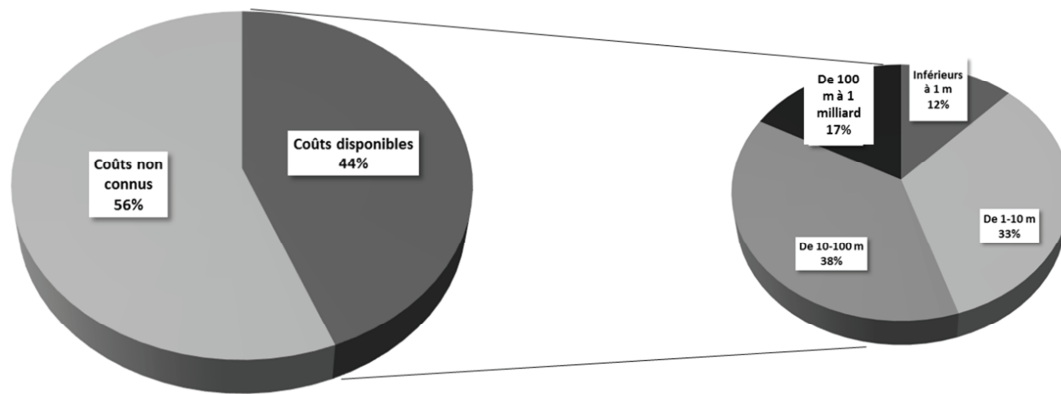


Figure 11 : Coût des projets (les coûts sont en euros, m pour million). Il est plutôt difficile de conduire une analyse économique : seuls 27% présentaient à la fois le coût total et celui du projet et les coûts liés à la séquence ERC.

Les études réglementaires doivent justifier le choix d'opportunité du projet et les avantages qui en résulteront. La moitié des projets se réfère au besoin de faire face à la demande croissante en énergie, matières premières, activités récréatives ou capacité de charge des ports ; ceci correspond aux tendances concernant les activités anthropiques décrites dans la Première Evaluation Intégrée Marine Globale des Nations Unies (United Nations, 2016). Certains projets de développement ont pour objectif de respecter les nouvelles exigences en matière de qualité environnementale, de répondre aux nécessités de travaux de maintenance, ou de contrôle des risques côtiers.

Les effets cumulatifs¹⁷ ont été examinés dans 31% des projets analysés, principalement liés à des projets de dragage et d'infrastructures portuaires. 71% de ces derniers concernent des projets datant d'après 2009, mais leur évaluation est assez superficielle, appréciant essentiellement la potentialité de recoupement temporel et spatial des pressions. Par exemple, concernant l'évaluation des impacts cumulatifs entre les installations houlomotrices et les éoliennes offshore, les arguments utilisés afin de relativiser les impacts sont « effet très localisé autour des structures », « projets trop distants » ou entre une extension portuaire et un centre de recyclage, « étant donné une distance supérieure à 3 kilomètres entre les deux projets, le décalage des phases de travaux », les impacts cumulatifs sont considérés comme non significatifs. Ceci est une caractéristique partagée par les EIE terrestres comme observé par Cooper et Sheate (2002) dans leur étude de « 50 déclarations d'impact environnementales anglaises élaborées pour une variété de projets et produites entre 1989 et 2000 » où « seulement 24 déclarations (48%) mentionnaient le terme « d'impacts/effets cumulatifs » et seulement 9 (18%) fournissaient une discussion, principalement qualitative ».

Globalement, 73% des études réglementaires spécifient des enjeux écologiques à proximité immédiate, à savoir des zones bénéficiant d'une protection telle que les sites Natura 2000, les réserves ou parcs naturels. Ceci a aussi été soulevé par Drayson et al. (2015), dans leur examen récent d'études d'impact anglaises où « il était anticipé que la présence de sites désignés (soit réglementairement, soit non-réglementairement) sur (le) ou attendant au site envisagé du projet augmenterait la visibilité de l'aménagement, non seulement par le public mais aussi par les

¹⁷ Impacts d'un projet cumulés avec les impacts d'autres projets actuellement connus (qui ont fait l'objet d'une étude d'incidence loi sur l'eau et d'une enquête publique, ou d'une étude d'impact et dont l'avis de l'autorité environnementale a été rendu public et qui n'ont pas été officiellement abandonnés par le maître d'ouvrage et dont les procédures ne sont pas caduques) et non encore en service, quelle que soit la maîtrise d'ouvrage concernée (MEEM, 2013).

autorités responsables de la planification et les consultants légaux de conservation de la biodiversité. Ceci met en relief le rôle important joué par ces zones bénéficiant à la fois d'un meilleur suivi et d'une attention accrue de la part de nombreuses organisations. ».

Ces études réglementaires sont caractérisées par une grande diversité qui se reflète dans la variété de pressions et d'impacts générés par les projets. Il est ainsi crucial de les détailler par la suite, ainsi que les arguments utilisés dans leur évaluation et les cibles des mesures résultantes afin d'apprécier plus finement la pertinence de la mise en place de la séquence ERC.

1.1.3 Pressions, impacts et mesures associées

i. Caractérisations des pressions et des impacts

En se basant sur l'approche développée ci-dessus, nous avons analysé l'occurrence des pressions et des impacts sur les éléments écologiques et socio-économiques (le détail des données est disponible dans l'Annexe 1). Parmi les 55 projets, 556 couples pressions/habitat-espèce-activité socio-économique ou « impacts » ont été identifiés ; dont 86% étaient des impacts écologiques (478 couples pressions/espèce-habitat). La classification des pressions et des impacts les plus récurrents (Figure 12 et Figure 13) ne diffère pas lorsque les activités socio-économiques sont exclues (à part la disparition du « risque de dérangement, collision » comme pression, puisque cette pression concerne principalement les usages socio-économiques plutôt que les mammifères marins ou les oiseaux, et de « la pêche commerciale » comme impact).

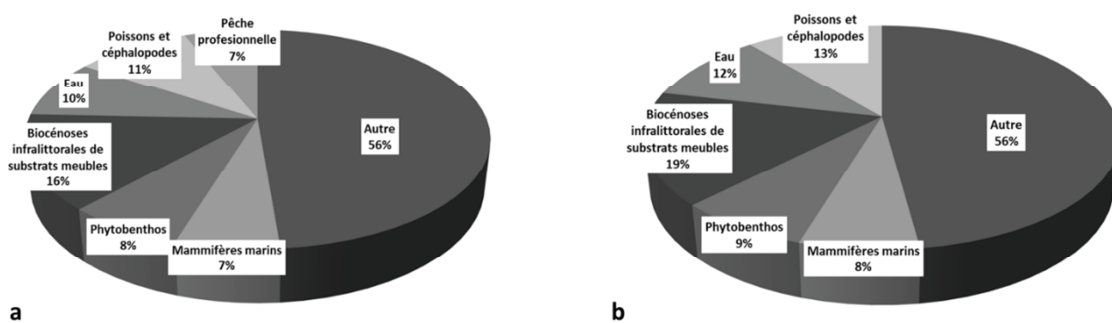


Figure 12 : Les principaux éléments écologiques et socio-économiques impactés observés (a), et les éléments écologiques impactés seulement (b).

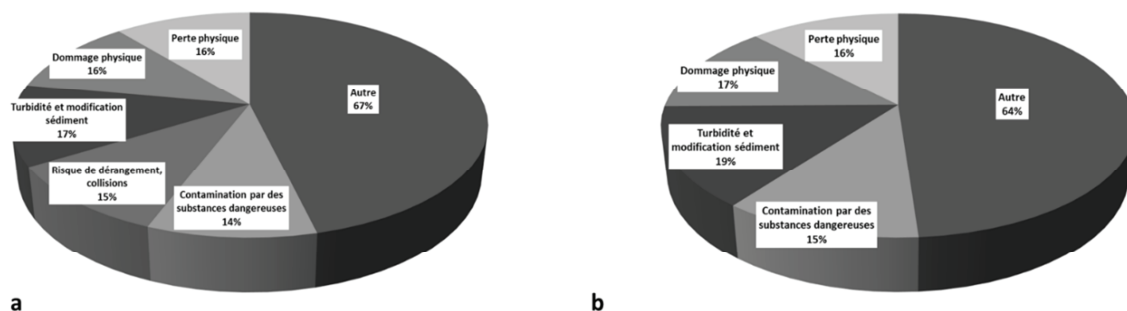


Figure 13 : Les principales pressions observées sur les éléments écologiques et socio-économiques (a), et les éléments écologiques seulement (b).

Les principales pressions observées et les impacts qu'elles génèrent sont :

- Dommages et pertes physiques → biocénoses de substrat meuble, infralittoral
- Dommages physiques et turbidité → poissons et leurs habitats
- Contamination par des substances dangereuses → eau
- Turbidité et pertes physiques → phytobenthos
- Risque de dérangement et perturbations sonores sous-marines → mammifères marins
- Risque de dérangement et pertes physiques de zone de pêche → pêche commerciale

En classant les pressions selon le type de projet qui les a générées, on obtient le tableau suivant (Tableau 7). Parmi les activités les plus répandues, celles qui provoquent le plus de couples « pression/impact » étaient les Permis Exclusifs de Recherche (PERs) pétroliers et miniers et les éoliennes offshore (représentant environ 36% des projets), suivies par les infrastructures portuaires. Il est à noter que ces trois types d'activités sont nouvelles ou en expansion et pourraient augmenter encore dans un futur proche. Cependant, il est possible que le nombre plus élevé de pressions et d'impacts générés par ces projets soit dû au fait que les études associées sont plutôt récentes, bénéficiant de budgets plus importants ; il se peut que leurs évaluations soient plus rigoureuses que celles qui ont été réalisées pour d'autres types de projets. Une autre explication serait que les améliorations dans les exigences environnementales concernant les éoliennes offshore résultent de la volonté de correspondre à leur image respectueuse de l'environnement. Le dragage et le clapage de sédiments étaient aussi une source significative d'impacts. Comme ces activités font partie des travaux de maintenance, elles sont entreprises de façon régulière.

Tableau 7 : Pressions et impacts générés par type de projet

Type de projets d'aménagement	Pressions principalement générées	Éléments majoritairement impactés	Nombre moyen d'impacts par projet (nb d'impacts / nb de projets)
Ouvrages de défense contre la mer	Modification de la turbidité Pertes physiques	Biocénoses de substrat meuble, infralittoral Phytobenthos Plancton Poissons	7
Extraction de granulats	Dommages physiques Modification de la turbidité	Biocénoses de substrat meuble, infralittoral Pêche professionnelle Poissons	7
Rejets / prélèvements	Contamination par substances dangereuses Enrichissement MO Modifications hydrologiques	Eau Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	7,8
Activités de dragage et de clapage	Modification de la turbidité Pertes et dommages physiques	Biocénoses de substrat meuble, infralittoral Eau Poissons	8,5
Mise en place de	Risque de dérangement,	Biocénoses de substrat	9,6

câble	collision Dommages physiques	meuble, infralittoral Mammifères marins	
Récifs artificiels	Pertes physiques Risque de dérangement, collision	Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	10 (mais principalement impacts positifs)
Infrastructures portuaires	Turbidité Pertes, dommages physiques	Poissons Eau Phytobenthos	10,9
Plateforme scientifique	Modification hydrologique Risque de dérangement, collision	Mammifères marins	16
PER pétrolier	Contamination par des substances dangereuses Dommages physiques	Oiseaux Mammifères	21
PER minier	Contamination par des substances dangereuses Modification turbidité	Biocénoses bathyales et abyssales	21
Eolien offshore	Risque de dérangement, collision Pertes physiques	Poissons Mammifères marins Oiseaux	21,5

Les pressions à l'origine des impacts de plus forte intensité sont les pertes physiques, les dommages physiques, la contamination par des substances dangereuses, et l'enrichissement en nutriments et MO – eutrophisation. Celles qui causent des impacts d'intensité modérée sont les dommages physiques, les pertes physiques, la modification de la turbidité ou du sédiment, et la contamination par des substances dangereuses. Les impacts de forte intensité ont le plus d'effet sur les biocénoses de substrat meuble, infralittoral, le phytobenthos, l'eau, les coraux, les coquillages protégés et la pêche commerciale. Les activités produisant des impacts d'intensité élevée étaient les infrastructures portuaires, les rejets et prises d'eau, les ouvrages de défense contre la mer et l'extraction de granulats marins.

ii. Argumentation sous-tendant la détermination des impacts

Nous avons ensuite examiné les arguments utilisés soit pour souligner l'impact négatif, soit pour relativiser l'impact. Dans une EIE, l'impact est communément défini comme :

$$\text{Impact} = \text{Effet} \times \text{Sensibilité}$$

Où l'« effet » de la pression sur l'écosystème est multiplié par la « sensibilité » de l'écosystème à cette pression. Cette définition correspond au cadre conceptuel de la vulnérabilité et du risque tel que défini par Boughton et al. (1999), fondé sur l'approche du risque écologique de l'US Environmental Protection Agency (EPA), Fletcher et al. (2005), Halpern et al. (2007) et Wilson et al. (2005). L'évaluation utilisée dans cette approche semble fortement dépendre des données qualitatives et du jugement d'experts. Ceci reflète les débuts de l'EIE terrestre où « l'une des raisons du manque de quantification et de prédiction des impacts pourrait être l'absence de méthodologies simples et prêtes à l'emploi (Thompson et al., 1997), qui faciliteraient les prédictions et les comparaisons avec l'état actuel de l'environnement » (Gontier et al., 2006). Les arguments concernent soit la sensibilité soit l'effet (Tableau 8).

Tableau 8 : Argumentation utilisée pour justifier l'intensité de l'impact

	Justification de l'impact négatif	Relativité de l'impact négatif
Sensibilité	Arguments liés à l'écosystème impacté	
	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur écologique élevée (p.ex. listé comme espèces protégées, rareté, rôle écologique, etc.) • Zone fonctionnelle (p.ex. nurserie, frayère, etc.) • Production primaire • Structure de la population (p.ex. richesse, abondance) et comportement 	<ul style="list-style-type: none"> • Intérêt faible en termes de biodiversité (p.ex. espèces communes ou faune très faiblement diversifiée ou composé d'espèces opportunistes) • Forte résilience/faible sensibilité (p.ex. recrutement par les zones adjacentes, recolonisation, dispersion, dilution) • Comportement d'évitement de certaines espèces (p.ex. oiseaux, poissons, mammifères marins) • Faible rareté de la zone (p.ex. zone de substitution à proximité, faible contribution à l'aire de répartition de l'espèce ou de l'habitat)
	Arguments liés aux impacts sur les usages socio-économiques	
	<ul style="list-style-type: none"> • Importance économique de la zone pour les usages maritimes (p.ex. pêche commerciale) 	<ul style="list-style-type: none"> • Pas d'impact sur les espèces commerciales • Faible contribution de la zone aux pêcheries • Forte résilience/faible sensibilité de l'activité économique
Effet de la pression	<ul style="list-style-type: none"> • Manque de connaissance sur l'impact généré par la pression (p.ex. champs électromagnétiques, perturbations sonores sous-marines, nouveaux contaminants, introduction d'espèces invasives) • Effets répétés • Risque de pollution accidentelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Effets des pressions comparables avec les conditions naturelles • Faible temporalité : effets non durables, réversibles après la phase de construction • Limitation géographique de l'effet • Utilisation des meilleures techniques à un coût raisonnable

Les résultats corroborent les hypothèses techniques et écologiques proposées par Vaissière et al. (2014) dans leur analyse de la situation de la compensation écologique dans le cadre de l'éolien offshore. Ils suggèrent plusieurs explications concernant l'absence de compensation écologique telle que « les impacts sont souvent comparés à des impacts d'intensité plus élevée sur l'environnement provenant d'autres activités anthropiques » et « la résilience de l'environnement marin est substantiel ». Cependant, ils indiquent que « des questions demeurent concernant l'absence réelle d'impacts négatifs résiduels significatifs et l'objectivité des autres justifications proposées afin de minimiser les impacts ou d'argumenter le fait qu'ils soient bénins ». Ainsi, le manque de connaissances, l'incertitude et les débats entourant la plupart des arguments susmentionnés nécessitent de développer de meilleures méthodologies pour évaluer les pertes potentielles comme ceci est proposé par Bas et al. (2016a) pour les écosystèmes marins.

iii. Analyse de la cible des mesures Eviter-Réduire-Compenser

Ensuite, nous nous sommes intéressés aux mesures ERC décrites dans les études réglementaires environnementales. Nous avons regroupé celles-ci selon les catégories de la séquence ERC : Evitement – Réduction – Compensation, ainsi que sous deux autres catégories ajoutées : les

mesures de suivi et d'accompagnement. Comme mentionné précédemment, les mesures de suivi correspondent à l'observation des éléments environnementaux et des activités socio-économiques pouvant potentiellement être impactés par un projet de développement. Les mesures prétendues d'accompagnement (comme mentionné dans MEEM, 2013) peuvent être de l'acquisition de connaissances, la définition d'une stratégie de conservation plus globale, la mise en place d'un arrêté de protection de biotope qui relève en fait des pouvoirs de l'État ou des collectivités, ... Elles peuvent être définies comme des mesures améliorant l'efficacité ou donnant des garanties supplémentaires de succès environnemental aux mesures compensatoires. Elles peuvent cibler des activités socio-économiques. Par la suite, nous utiliserons l'acronyme ERCSAc pour désigner les mesures d'Évitement - Réduction - Compensation - Suivi - Accompagnement, et ERC pour se référer aux trois premiers types de mesures.

Analyse par type de pressions ciblées

Parmi les 349 mesures proposées pour les éléments écologiques et socio-économiques (Figure 14), les principales cibles étaient les pressions « risque de dérangement et de collision » (avec une majorité de mesures visant les activités socio-économiques), suivies par « modification de la turbidité et du sédiment », et finalement, « pertes physiques ». Concernant l'étape de réduction, 86% des mesures liées au risque de dérangement et de collision portent sur les activités socio-économiques. En termes de mesures se focalisant essentiellement sur le milieu biologique, 303 mesures étaient proposées (87% des mesures totales). Elles sont quasi similaires à celles qui ont été mentionnées précédemment, différant seulement dans l'importance de la pression « risque de dérangement et de collision ». En effet, comme les mesures concernant cette pression ciblent largement les activités socio-économiques, lorsqu'on s'intéresse seulement aux éléments écologiques, la catégorie « pertes physiques » est renforcée pour l'étape d'évitement, et « modification de la turbidité ou du sédiment » apparaît comme mesure compensatoire. Les détails relatifs au type de pressions que les mesures ciblent sont disponibles dans l'Annexe 2.

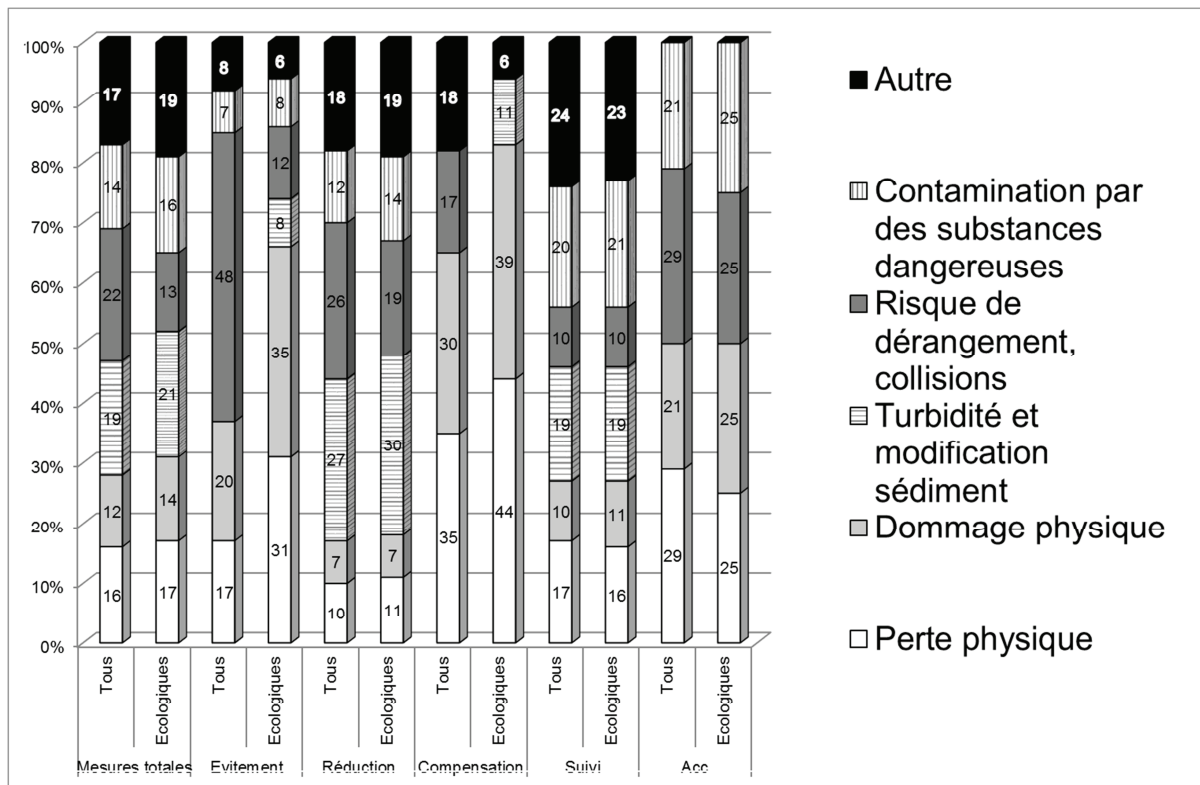


Figure 14 : Mesures proposees par type de pression ciblee pour l'ensemble des elements ecologiques et socio-economiques et pour les elements ecologiques seulement (Acc : accompagnement)

Analyse par type d'impacts cibles

Les mesures proposees pour attenuer les impacts des projets de developpement dans les rapports etudies concernent principalement les mesures de suivi (42%) et de reduction (35%), lorsque les impacts a la fois ecologiques et socio-economiques sont consideres (Figure 15). Ceci correspond aux resultats de Tinker et al. (2005) relatifs a 40 demandes de permis dans l'est du Royaume-Uni ou « le plus grand nombre de conditions liees au permis dans les declarations environnementales concernait les mesures de reduction d'impacts, suivies par celles d'evitement, de rehabilitation, d'amelioration et de compensation » (les mesures de suivi n'etaient pas prises en compte). En termes de mesures ciblant uniquement le milieu biologique, la distribution etait quasi identique.

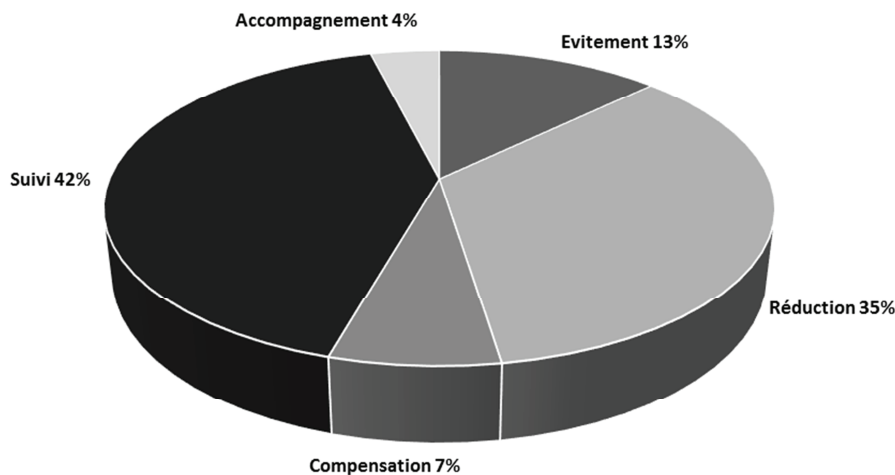


Figure 15 : Distribution des mesures proposées dans les études d'impact

Les mesures visaient surtout l'eau, le phytobenthos, les biocénoses de substrat meuble, infralittoral et le sédiment (Figure 16). Au sujet des activités socio-économiques, « les sports nautiques et la plaisance » et « les activités balnéaires et récréatives » bénéficiaient à la fois de mesures d'évitement et compensatoires, et « la pêche commerciale » de compensation. Les détails relatifs aux éléments impactés, ciblés par les mesures sont disponibles dans l'Annexe 3.

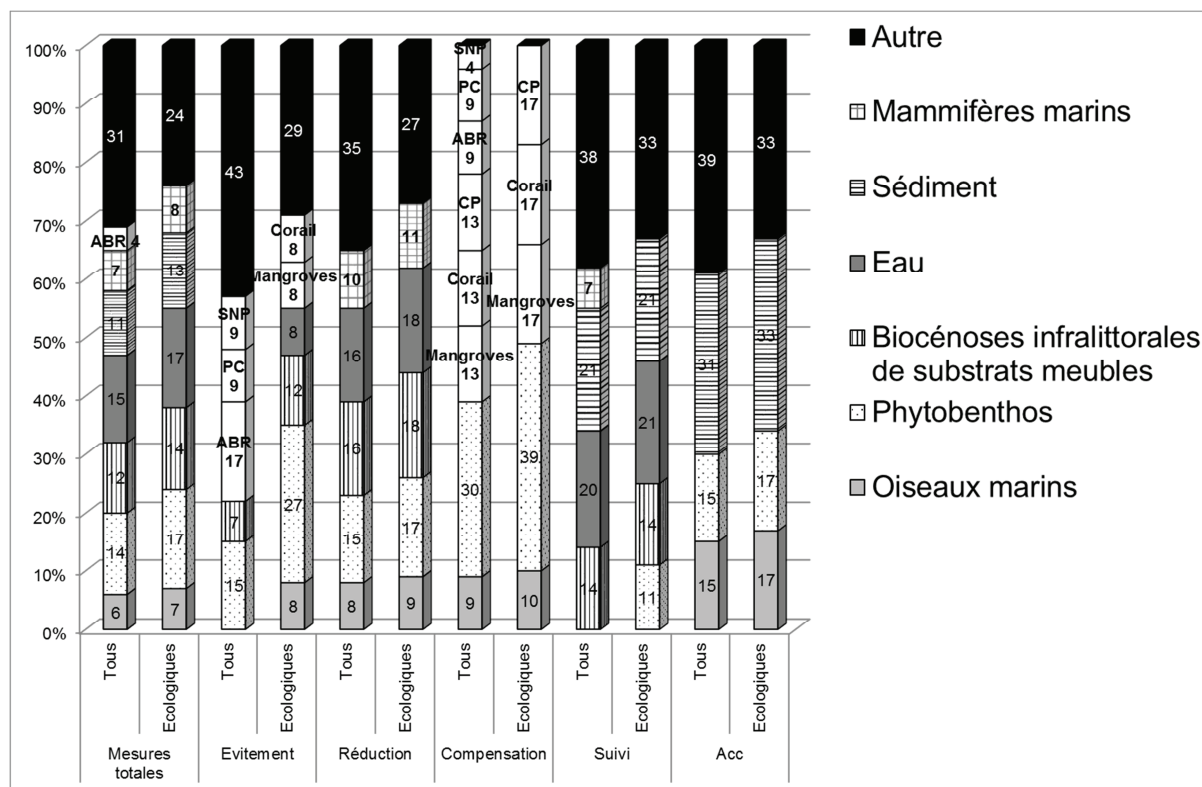


Figure 16 : Mesures proposées par type d'impact ciblé sur l'ensemble des éléments écologiques et socio-économiques et les éléments écologiques seulement (PC : Pêche commerciale ; SNP : sports nautiques et de plaisance ; ABR : activités balnéaires et récréatives ; EP : espèces protégées)

Après avoir déterminé les cibles des mesures compensatoires, nous avons analysé leur contenu et les conditions dans lesquelles elles ont été proposées afin d'identifier des caractéristiques communes. Une attention particulière a été portée aux mesures compensatoires.

1.1.4 Analyse du contenu des mesures ERC

Mesures d'évitement

Les mesures d'évitement contenues dans les études réglementaires analysées sont en majorité géographiques et temporelles (p.ex. l'adaptation du calendrier de construction aux cycles biologiques ou aux activités socio-économiques). La moitié d'entre elles visaient les activités socioprofessionnelles et l'autre moitié les éléments biologiques.

Mesures de réduction

Au sein des études analysées, 68% des mesures de réduction sont appliquées à des impacts temporaires ; c'est-à-dire, sur les impacts de la phase de travaux. Par exemple, sont réduites les perturbations sonores sous-marines générées par le battage des pieux et les opérations de forage lors des projets d'éoliennes offshore, dérangeant les mammifères marins, par la mise en place de rideaux de bulles ou de géotextile. Un écran à limon est souvent préconisé pour atténuer la turbidité provoquée par les opérations de dragage ou d'excavation lors des travaux d'extension portuaire pouvant impacter négativement les herbiers ou les coraux à proximité.

Les mesures de réduction sur les éléments biologiques, détaillées dans les études, sont liées à :

- L'adaptation du calendrier des travaux (comme pour les mesures d'évitement) afin d'éviter les périodes critiques des cycles biologiques des espèces (p.ex. pas de dragage dans le chenal durant la migration des poissons entre la mer et l'étang)
- Le suivi de la pression durant la phase de travaux et son arrêt dans le cas où cette pression devient trop intense (p.ex. turbidité)
- L'éloignement de certaines espèces de la pression (p.ex. utilisation de signaux sonores pour les mammifères marins, les oiseaux et la mise en place de sites de substitution pour oiseaux)
- La mise en place de zones tampons
- L'évitement de la multiplication des pressions d'origine naturelle ou anthropique (p.ex. arrêt des travaux en période de mauvais temps pour éviter le cumul d'une turbidité forte naturellement et de celle des travaux)
- Des ajustements techniques aux procédés utilisés (p.ex. pas de surverse durant le dragage pour limiter la turbidité)
- Une combinaison de mesures liées à l'adaptation du calendrier, la sélection de la zone et les techniques utilisées afin de favoriser la régénération et la recolonisation

Dans certains cas, les mesures de réduction sont similaires à celles de suivi lorsque la présence de certaines espèces (p.ex. mammifères marins) n'est pas nécessairement connue et que l'impact des pressions sur ces espèces n'est pas complètement compris. Les mesures de réduction proposées pour les activités socio-économiques concernent l'adaptation, l'information et la sécurité.

Mesures de compensation

Parmi les 55 études réglementaires environnementales analysées, seulement 25% (i.e. 13 projets) proposent des mesures compensatoires pour un coût allant de 0,2% à 10% du coût total du projet (avec une moyenne autour de 3%). 85% des projets suggérant de la compensation sont postérieurs à 2009. Cependant, ils ne concernent pas des activités nouvelles ou en expansion (p.ex. PERs pétroliers et miniers, éolien offshore, etc.) mais surtout la construction d'infrastructures portuaires à la suite d'une croissance du trafic. En général, les entités publiques ont une responsabilité substantielle dans la mise en place des mesures compensatoires incluses dans les études d'impact, dans la mesure où 77% des projets en comportant sont des projets du secteur public (15% ont été développés par les Grands Ports Maritimes).

L'ensemble des projets proposant des mesures compensatoires concerne les espèces protégées ; la biodiversité ordinaire ne fait donc pas l'objet de compensation. 46% de ces projets mettent en place de la compensation pour des impacts sur les espèces protégées (à la suite d'une demande de dérogation pour espèces protégées). Un autre facteur influençant la mise en place de compensation est la proximité des sites Natura 2000 (15% des projets en proposant sont soumis à étude d'incidence Natura 2000 ; bien qu'aucun impact n'ait été observé, la présence de site naturel remarquable est un argument mis en avant dans la justification des mesures compensatoires). 38% des projets de compensation proposés concernent un impact sur un habitat qui joue un rôle fonctionnel crucial (p.ex. herbiers, coraux dans les territoires d'Outre-Mer). La compensation est suggérée dans le cas d'impacts permanents relatifs à des pertes et des dommages physiques. 20% des projets compensatoires envisagent des mesures de compensation pour des impacts à la fois sur les activités socio-économiques et les éléments écologiques. Seul un projet fournit de la compensation uniquement pour des impacts sur des activités socio-économiques. Les éléments subissant des impacts négatifs ciblés par des mesures compensatoires et les pressions à l'origine de ces mesures sont présentés dans la Figure 17 et la Figure 18 respectivement.

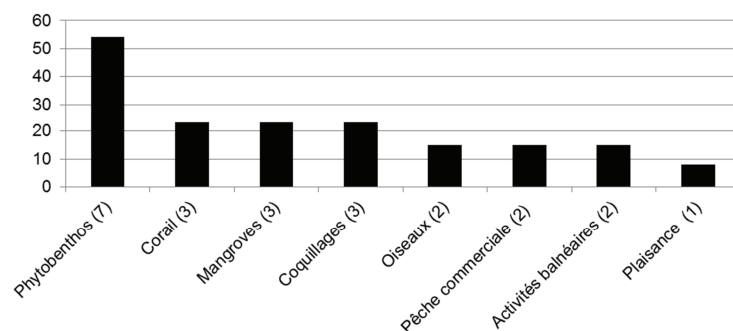


Figure 17 : Éléments impactés bénéficiant de mesures compensatoires (Plaisance : Sports nautiques et de plaisance ; nombre de projets entre parenthèses)

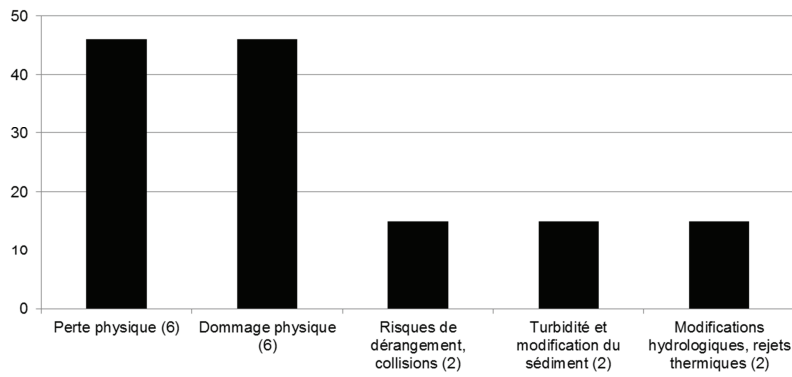


Figure 18 : Pressions à l'origine de la compensation (nombre de projets entre parenthèses)

Les mesures compensatoires, décrites dans les études, pour le compartiment biologique peuvent être divisées selon les catégories suivantes :

1. Les techniques de restauration et d'ingénierie écologiques (p.ex. restauration de récifs coralliens en utilisant des larves collectées sur des colonies après la ponte et cultivées en nurserie avant transplantation, création d'habitats artificiels avec des fonctions écologiques similaires à celles qui ont été perdues, plantation d'herbiers à partir de nurseries) : le retour d'expérience concernant ces mesures est rare, ainsi l'évaluation de leurs succès reste compliquée. La transplantation (p.ex. coraux, *Pinna nobilis*) était présentée dans toutes les études d'impact comme une mesure compensatoire ; pourtant, à proprement parler, elle constitue une mesure d'évitement ou de réduction.
2. Les mesures de gestion (p.ex. la création ou la gestion d'Aires Marines Protégées – AMPs afin de diminuer les pressions anthropiques sur les écosystèmes dégradés) : l'utilisation d'AMPs pour compenser des impacts est une tendance observée au niveau international. Cependant, cette pratique devrait être considérée avec précaution puisqu'il y a un fort risque de non-conformité au critère d'additionnalité. Comme il est mentionné par Maron et al. (2015), si cette pratique n'est pas correctement encadrée, ceci peut mener au financement d'actions qui font déjà l'objet d'engagements pris dans le cadre d'autres politiques environnementales.
3. Des mesures d'acquisition de connaissance¹⁸ (p.ex. programmes de surveillance, tels que le bagage de population de *Charadrius alexandrinus*) : cependant, ces mesures ne respectent pas le critère d'équivalence écologique.
4. Des mesures de sensibilisation¹⁹ (p.ex. exposition sur le rôle écologique de *Posidonia oceanica*). La même critique, que pour les mesures d'acquisition de connaissance, peut être émise.

Dans les études analysées, l'argumentation sur le dimensionnement de la compensation est toujours absent, même lorsque les surfaces impactées par des pressions non diffuses existent (i.e. les pertes surfaciques sont connues). Ceci est particulièrement frappant dans les études d'impact contenant une section sur les effets sur les écosystèmes terrestres, puisque le dimensionnement de la compensation est détaillé pour ces écosystèmes. Des mesures *out-of-*

¹⁸ Permisses à travers les recommandations du MEEM, 2013

¹⁹ Permisses à travers les recommandations du MEEM, 2013

*kind*²⁰ ont été observées (p.ex. la destruction de biocénoses de substrat meuble, infralittoral compensé par la création de mangrove). Les mesures compensatoires sont souvent proposées sur une base expérimentale, comme les techniques d'ingénierie écologique disponibles ciblant les écosystèmes marins sont rares et souffrent d'une connaissance lacunaire (Bayraktarov et al., 2016 ; voir Section 1.2). Par exemple, afin de compenser les pertes physiques des herbiers *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme* causées par la mise en place d'une digue au sein d'un projet d'extension portuaire en Outre-Mer, la transplantation de la première espèce fut proposée. Différentes techniques (tailles de mottes variables, dalle de ciment, sacs de jute et treillis en acier soudé) avec des densités distinctes ont été testées afin de contrebalancer l'incertitude élevée liée à cette opération, jamais menée auparavant dans cette région.

Les mesures compensatoires relatives aux usages relèvent des catégories suivantes :

1. Des techniques d'ingénierie écologiques ou des solutions basées sur la nature (p.ex. capture et culture de post-larves, l'immersion de récifs artificiels)
2. Des travaux d'ingénierie (p.ex. reprofilage et rechargement de plage)
3. Des mesures de gestion (p.ex. financement d'un programme de développement de l'aquaculture, d'initiatives de communication et de valorisation de produit pour l'aquaculture, l'éradication d'espèces invasives)

Certaines mesures peuvent être considérées comme étant à la fois de la compensation écologique et de la compensation de pertes d'usages, telle la mise en place de récifs artificiels pour les pêcheurs.

Mesures de suivi

Dans les études analysées, les mesures de suivi (toutes celles de ce paragraphe sont différentes de celles qui ont été présentées ci-dessus comme compensation) constituent une très large proportion (42%) des mesures suggérées. Leurs coûts étaient mieux renseignés que ceux des autres types de mesures : 36% des projets détaillent ces coûts, puisque mieux maîtrisés au vu du nombre de retours d'expérience.

Elles sont mises en avant afin de mieux caractériser l'impact des différentes pressions lorsqu'un manque de connaissance est reconnu ou pour suivre l'efficacité des mesures de réduction ou de compensation proposées. Elles servent à décrire plus finement la résilience (p.ex. recolonisation, régénération) de l'écosystème perturbé. Le suivi des biocénoses de substrat meuble peut être proposé afin de remédier au manque de mesures d'Évitement – Réduction – Compensation sur ce compartiment, et de suivre sa résilience aux pressions. Les données sur la résilience sont souvent réutilisées d'une étude à l'autre dans le but de mieux évaluer l'impact d'une catégorie d'activité (p.ex. dragage et clapage de sédiments).

Les études proposent quasi systématiquement des suivis de l'eau et des sédiments. Ceci est principalement dû aux obligations réglementaires concernant le rejet de stations d'épuration ou d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ces installations et usines susceptibles de générer des risques ou des dangers sont soumises à une législation et une réglementation particulières).

²⁰ Mesures compensatoires conservant de la biodiversité de nature différente de celle impactée par le projet (BBOP, 2012b). Nous garderons le terme anglais, par la suite, car usité dans le cadre de la compensation.

Mesures d'accompagnement

Les mesures d'accompagnement proposées pour le milieu biologique dans les études d'impact peuvent être classées selon la même typologie que celle des mesures compensatoires (possible stratégie des maîtres d'ouvrage à contourner le caractère contraignant des compensations, tout en gardant une certaine « crédibilité environnementale ») :

1. Des mesures d'ingénierie écologique
2. Des mesures de gestion (afin de réduire les pressions sur les écosystèmes dégradés)
3. Des mesures d'acquisition de connaissance
4. Des mesures de sensibilisation

Pourtant, puisque les mesures d'accompagnement ne sont pas contraignantes, elles ne doivent pas afficher des gains écologiques équivalents aux pertes causées par le projet.

Par conséquent, nous avons constaté une tendance à la mise en place de mesures qui contribuent à des dynamiques plus larges et concernent des problématiques partagées à une échelle régionale. Par exemple, ceci consiste à financer des diagnostics de la qualité environnementale des ports et à réaliser des mesures associées, tel un dispositif de récupération des eaux pluviales, des points de collecte de déchets spéciaux, ou à financer des actions relatives à la protection d'herbiers au sein de sites Natura 2000.

En s'appuyant sur cette description approfondie des pressions et des impacts générés par des projets de développement maritimes et des mesures d'atténuation proposées, nous pouvons fournir une critique de l'efficacité de la séquence ERC.

1.1.5 Critique de l'efficacité de la séquence ERC appliquée aux projets d'aménagement et d'exploitation maritimes

Dans l'objectif d'évaluer l'efficacité de l'application de la séquence ERC à répondre aux impacts des projets de développement maritimes, nous avons fondé notre analyse sur le croisement des mesures proposées avec les cibles décrites dans les études d'impact. Ceci est réalisé afin d'estimer si les mesures ciblent les éléments appropriés, si elles sont mises en place dans le respect de la séquence ERC et si elles participent effectivement à l'atténuation des effets.

Selon le Tableau 9, 33% des impacts sont visés par au moins une mesure ERCSAc et 17% par au moins une mesure ERC (i.e. toutes exceptées celles de suivi et d'accompagnement).

Tableau 9 : Nombre d'impacts concernés par des mesures

Nb total de couples « pression/impact » mentionnés	556	Incluant 16 avec des impacts positifs
Nb total de couples « pression/impact » mentionnés concernés par au moins une mesure ERCSAc	183	33%
Nb total de couples « pression/impact » mentionnés concernés par au moins une mesure ERC	96	17%

i. Une pertinence globale observée entre les mesures proposées et les éléments ciblés

Nous observons une cohérence entre le nombre d'impacts et le nombre de mesures proposées : 86% des impacts concernent les éléments biologiques et 87% des mesures ciblent ces éléments. Lorsque nous analysons la correspondance pour les pressions, la même cohérence est constatée : le pourcentage d'impacts générés par une pression est identique au pourcentage des mesures ciblant cette pression (à part un léger déficit dans les mesures appliquées aux pertes physiques : 17% des impacts, mais 12% des mesures).

Cependant, nous constatons un traitement différentiel pour certains éléments affectés par des impacts. En ce qui concerne les biocénoses de substrat meuble, infralittoral, le manque de mesures (19% des impacts, mais 14% des mesures) n'est pas totalement justifié. Bien qu'il soit plus probable qu'elles soient affectées par des projets de développement et que 50% de ces impacts sont d'intensité modérée ou forte, elles bénéficient rarement de mesures d'atténuation (elles ne présentent pas souvent d'habitats et d'espèces remarquables et les impacts sont, par conséquent, relativisés, voir section 1.1.3). Les déficits relatifs aux mesures visant l'ichthyofaune (13% des impacts, mais 4% des mesures) peuvent être expliqués par le fait que 77% des impacts sur l'ichthyofaune sont estimés d'intensité faible (aucun n'était considéré de forte intensité) puisqu'elle a une capacité d'évitement. Au contraire, le phytobenthos bénéficie de plus de mesures que d'impacts (9% des impacts, mais 17% des mesures) comme 40% des impacts sur le phytobenthos sont d'intensité modérée ou élevée – ceci est lié à leur statut protégé (voir section 1.1.3). Même si 68% des impacts sur l'eau sont considérés de faible intensité, l'excès des mesures (12% des impacts, mais 17% des mesures) peut être justifié par le fait que le suivi de l'eau est souvent réglementaire (voir section 1.1.4).

Nous avons constaté que plus de mesures sont proposées pour les activités socio-économiques que ce qui pourrait être attendu au vu des impacts. Ceci correspond aux résultats de Tinker et al. (2005), dans le cas des demandes de permis au Royaume-Uni où « les impacts socio-économiques [étaient] très bien représentés en termes de mesures d'atténuation suggérées, et aussi par le nombre de conditions additionnelles et d'obligations, reflétant une compréhension de leur importance ». En ce qui concerne les activités socio-économiques, 15% des impacts sont générés par le risque de dérangement/collision (35% de ces derniers affectent les activités socio-économiques), et 22% des mesures ciblent cette pression (48% de ces mesures concernent des activités socio-économiques). Cet excès de mesures ne peut pas être expliqué par l'intensité des impacts ; en effet, 76% de ces impacts relatifs au dérangement de ces activités sont de faible intensité. La deuxième pression, en termes de fréquence, affectant les activités socio-économiques est liée aux pertes physiques. 16% des impacts sont générés par les pertes physiques : parmi ceux-ci, 16% affectent les activités socio-économiques. 16% des mesures sont appliquées à cette pression, mais seulement 5% de ces dernières visent les activités socio-économiques. Ce déficit peut être partiellement expliqué par le fait qu'environ deux tiers des impacts générés par les pertes physiques sur les activités socio-économiques sont de faible intensité.

Malgré une bonne cohérence générale, nous avons constaté que seulement quelques mesures ciblent les biocénoses de substrat meuble, infralittoral alors qu'il y a une sur-représentation des mesures s'occupant des activités socio-économiques. Dans le but de compléter notre analyse, une attention particulière a été portée à la mise en place de la séquence ERC.

ii. Efficacité des mesures ERC proposées

En croisant les mesures suggérées avec l'intensité des impacts décrits (Tableau 10), nous avons pu mieux comprendre l'efficacité des mesures proposées et de l'application de la séquence ERC. L'intensité de l'impact résiduel indique l'intensité après exécution des mesures d'évitement et de réduction.

Tableau 10 : Intersection des mesures proposées avec les impacts décrits – Nb : nombre, Nb m/ Nb int : Nb de mesures / Nb d'impacts avec cette intensité (les impacts positifs ne sont pas mentionnés : ils concernent 3% des impacts)

Intensité de l'impact résiduel	Nombre total d'impacts de chaque intensité	Mesures d'évitement		Mesures de réduction		Mesures de compensation		Mesures de suivi		Mesures d'accompagnement	
		Nb de mesures proposées pour cet impact	Nb m/ Nb int	Nb de mesures proposées pour cet impact	Nb m/ Nb int	Nb de mesures proposées pour cet impact	Nb m/ Nb int	Nb de mesures proposées pour cet impact	Nb m/ Nb int	Nb de mesures proposées pour cet impact	Nb m/ Nb int
1 (faible)	341	11	3%	79	23 %	6	2%	42	12 %	3	1%
2 (modérée)	159	4	3%	31	20 %	8	5%	32	20 %	2	1%
3 (forte)	40	0	0%	10	25 %	9	23 %	10	25 %	2	5%
Absence d'impact		30	67 %	0		0		60	42 %	6	46%

La quasi-absence de la phase d'évitement

Il doit être souligné que très peu de mesures d'évitement sont suggérées dans les études (13% des mesures proposées, i.e. 45 mesures) et que très peu d'informations sont disponibles sur les différentes variantes qui sont considérées. Ceci peut signifier que, soit elles sont traitées en amont de la procédure, comme dans les études de faisabilité ou durant les phases de consultation des débats publics, soit qu'elles sont simplement absentes. Il est, ainsi, très difficile de déterminer la pertinence de cette phase d'évitement des projets. Seulement 40% des projets mentionnent explicitement que des variantes incluant les impacts environnementaux distincts ont été étudiées lors du développement du projet. D'autre part, les décisions finales relatives aux variantes ne sont pas conduites par des considérations à portée environnementale, mais par des impératifs techniques et socio-économiques, un point aussi soulevé par Tardieu et al. (2015) pour les projets d'infrastructures terrestres. Parmi les rares mesures d'évitement explicitement décrites dans les rapports, 67% sont efficaces sur les impacts prédits. Lorsque l'impact perdure après l'évitement, ceci est dû, soit au fait que la mesure concernait seulement une partie de l'écosystème (étant moins dégradé ou plus remarquable), soit au fait que les termes de la séquence ERC ne furent pas utilisés correctement (p.ex. « évitement » aurait dû être remplacé par « réduction »).

Le manque de garanties concernant les mesures de réduction

Il fut difficile d'évaluer l'efficacité des mesures de réduction proposées en se basant uniquement sur les données présentées dans le Tableau 10. L'efficacité des mesures de réduction peut être reconnue pour les activités socio-économiques, puisqu'après l'étape de réduction, 79% des impacts sont de faible intensité. En revanche, pour ce qui est des éléments biologiques, 64% des impacts sont de faible intensité après l'étape de réduction. Comme nous l'avons mentionné

précédemment, les mesures de réduction ciblent principalement les impacts durant la phase de travaux du projet, et leur succès est tributaire du bon vouloir des maîtres d'ouvrage, des sous-traitants et du contrôle qui en est fait par les autorités compétentes. En effet, le résultat des mesures préconisées dépend de l'adaptation des travaux, ce qui entraîne une incertitude forte peu compatible avec l'enjeu économique fort pour les entreprises intervenantes (un jour d'arrêt des dragages peut être très coûteux pour l'entreprise intervenante). Sans la mise en place d'un système de surveillance de la phase travaux, l'efficacité des mesures de réduction reste très aléatoire. Les impacts résiduels de plus forte intensité sont principalement générés par les pertes et les dommages physiques, pressions qui demeurent durant la phase de fonctionnement.

Des pratiques de compensation non conformes

La compensation n'est pas toujours la dernière étape de la séquence ERC. Certains projets proposent directement des mesures compensatoires sans mettre en place de l'évitement et de la réduction en amont, une observation déjà émise dans le cadre de la compensation des zones humides (Clare et al., 2011; Hough et Robertson, 2009). Ceci illustre l'échec de l'application de la séquence ERC. En effet, parmi les 23 couples pression/impact pour lesquels de la compensation a été suggérée, 16 n'ont pu bénéficier d'aucune mesure d'évitement ou de réduction, 3 ont profité uniquement de mesures de réduction, et 4 de mesures de réduction.

Selon le Tableau 10, certaines mesures de compensation visent des impacts de faible intensité, la pertinence de cette pratique peut être contestable. Il semble logique que les impacts de forte intensité soient compensés en priorité, puisqu'un impact reflète à la fois l'effet d'une pression et la sensibilité d'un écosystème ou d'une activité (voir 1.1.3), cette dernière étant proportionnelle à sa valeur écologique (pour les écosystèmes) ou à sa valeur financière (pour une activité). En effet, la compensation écologique ne compense pratiquement que des impacts sur les espèces protégées ou sur des habitats ayant un rôle fonctionnel clé ou lorsque des habitats Natura 2000 sont à proximité. Ceci a aussi été mentionné dans le cadre de projets de développement terrestre par Regnery et al. (2013) où « les espèces vulnérables ou en danger étaient plus souvent visées par des mesures compensatoires que les espèces non menacées, en particulier les espèces de moindre intérêt ». Le statut protégé des espèces favorise la mise en place de la compensation.

Il est à noter, cependant, que le terme « significatif » (le seuil déclenchant l'application de la compensation) ne bénéficie pas d'une définition claire et donc varie fortement selon l'élément subissant un impact, une lacune aussi constatée par Lawrence (2007) : « Le traitement de la détermination de la significativité de l'impact est grandement variable aux niveaux réglementaire et de son application. ». L'auteur précise que l'une des « quatre caractéristiques généralement montrées dans de nombreuses procédures de détermination de la significativité », est liée à la nature « échelonnée de cette dernière ». Ceci est particulièrement notable lorsqu'on passe de la détermination d'un impact individuel à celle des impacts cumulatifs, ce qui souligne ainsi l'actuel défi de l'évaluation des impacts cumulatifs. Nous avons aussi observé que les impacts sur les activités socio-économiques semblaient bénéficier plus facilement de la compensation, le seuil de significativité étant plus faible que pour les impacts écologiques. Ceci peut être expliqué par le fort lobby exercé durant les négociations, par les différentes activités économiques subissant un impact. Parmi les 556 impacts observés, 5% concernent les activités socio-économiques avec une intensité supérieure ou égale à 2, et 31% se rapportent à des éléments biologiques (6 fois plus) avec la même intensité, pourtant, seulement 78% des mesures compensatoires ciblent les éléments biologiques (3,5 fois plus).

L'équivalence n'est jamais démontrée puisqu'aucune des mesures compensatoires suggérée dans les études d'impact n'est dimensionnée de façon appropriée et seulement la moitié des mesures compensatoires inclut des mesures explicites de suivi.

Un manque de connaissance révélé et compensé par de très nombreuses mesures de suivi

De façon générale, une grande majorité des mesures repose sur des propositions de suivi. Reconnaissant la grande variabilité des écosystèmes marins et le manque d'informations sur le fonctionnement de l'environnement marin et sur certains impacts, un grand nombre d'études souligne la difficulté de décrire les impacts au préalable. Dans le but de répondre à ces limites et de mieux évaluer ces derniers, le suivi est souvent recommandé dans les études d'impact. Ceci met aussi l'accent sur les limites de l'application du « Principe de Précaution » dans l'environnement marin comme il a été noté précédemment par Vanderzwaag (2002) affirmant que « les régulateurs et le public ne devraient plus avoir à démontrer le préjudice environnemental pour que les mesures de précaution soient exigées ». Ainsi, 12% des impacts de faible intensité, 20% d'intensité modéré et 25% de forte intensité bénéficient de mesures de suivi. 42% des mesures de suivi sont proposées sans qu'aucun impact ne soit identifié.

Une acceptabilité des projets augmentée par des mesures d'accompagnement

Les mesures d'accompagnement sont rares. 46% de ces dernières sont suggérées alors qu'aucun impact n'a été constaté. Puisque ces mesures ne sont pas opposables, elles sont souvent proposées dans l'objectif d'augmenter l'acceptation du projet. Elles peuvent être comparées à une catégorie plus large de mesures appelée « *community benefits* »²¹ au Royaume-Uni. Kermagoret et al. (2015), dans leur article sur le discours institutionnel dans le cadre d'une étude de cas sur l'éolien offshore, mentionnent que ces mesures ont pour but de fournir une certaine forme de compensation à des personnes affectées par les impacts environnementaux négatifs d'un projet et/ou d'améliorer l'acceptation sociale du projet.

1.1.6 Conclusion et recommandations concernant les mesures proposées dans les études d'impact

Dans cette étude, nous avons rigoureusement analysé la mise en place de la séquence ERC dans le contexte spécifique des activités maritimes et des écosystèmes marins. Ceci nous a permis d'identifier les limites et les défis auxquels les futurs projets d'aménagement et d'exploitation devront faire face afin d'atteindre l'objectif de Non-Perte Nette.

Au vu de cette analyse, plusieurs recommandations peuvent être suggérées afin d'améliorer la qualité des stratégies d'atténuation dans les études d'impact environnementales pour le milieu marin ; ces études représentent actuellement un instrument-clé dans l'application de la séquence ERC, révélant ainsi leur rôle crucial dans l'acceptation des projets.

Tout d'abord, les connaissances relatives aux facteurs sur lesquels l'information manque actuellement, qu'elles concernent les pressions (p.ex. champs électromagnétiques, perturbations

²¹ Les « *Community benefits* » sont définis comme « une sorte de provisions positives additionnelles pour le territoire et les personnes affectées par un aménagement majeur » (Bristow et al., 2012).

sonores sous-marines, nouveaux contaminants), les écosystèmes (profonds, de pleine mer) ou les zones fonctionnelles (zones de frayère de substrat meuble), devraient être améliorées à travers des programmes spécifiques de recherche financés par les promoteurs de projets (p.ex. en participant à des programmes plus larges impliquant le secteur privé et des équipes de recherche). Le manque de connaissance touche des pressions particulières associées à de nouvelles activités et à des types d'écosystèmes précédemment non soumis ou moins soumis au développement ou à l'exploitation, tels que les écosystèmes profonds ou de pleine mer qui vont être affectés dans le futur. D'autre part, l'amélioration des connaissances sur le rôle fonctionnel ou les services écosystémiques fournis par les écosystèmes ne présentant aucune espèce protégée (p.ex. les zones de biocénoses de substrat meuble, infralittoral) pourrait favoriser leur prise en compte (voir section 2.2).

Ensuite, des recommandations sur l'évaluation des impacts cumulatifs devraient être développées par les agences environnementales en s'appuyant sur ce qui a déjà été réalisé pour les problématiques terrestres ou côtières. Dans l'environnement marin, où la plupart des pressions sont diffuses, l'évaluation au cas par cas peut passer à côté d'impacts cruciaux. Actuellement, les études d'impact françaises exigent une évaluation des impacts cumulatifs avec les autres projets connus qui ne sont pas encore réalisés, mais qui ont des impacts potentiels similaires. Cette vision de l'évaluation des impacts cumulatifs peut être regardée comme restrictive et nécessite d'évoluer vers une vision plus régionale se fondant sur de outils de planification. Cette problématique est particulièrement cruciale pour les activités nouvelles ou en croissance telles que les énergies marines renouvelables comme l'a souligné Lindeboom et al. (2015) : « Un défi majeur pour tous les programmes de suivi environnementaux des énergies marines renouvelables sera d'évaluer les impacts cumulatifs et de passer des impacts observés localement à une échelle plus large, à laquelle de nombreux processus écologiques ont lieu ». Par exemple, Van der Molen et al. (2014) ont développé un modèle biogéochimique, un modèle de propagation des vagues et un modèle de flux d'énergie acoustique afin de rechercher les impacts cumulatifs potentiels dans le contexte des énergies marines renouvelables. La même approche peut être appliquée à de nombreux projets de développement marins. Une possible piste d'amélioration peut être le développement d'une étude environnementale régionale initiée en dehors des procédures réglementaires d'évaluation environnementale dans le but « d'aborder la nature et les sources sous-jacentes de changement cumulatif et d'identifier les scénarios et résultats désirables » comme le mentionne l'étude de cas des Great Sand Hills (Canada) décrite par Noble (2008).

Les méthodologies d'évaluation des impacts devraient évoluer vers une approche plus quantitative s'appuyant sur un travail effectué précédemment sur les méthodes des EIEs terrestres tels les approches indicielles, les diagrammes systèmes, les modèles de simulation et l'approche basée sur la modélisation écologique (Bisset, 2003). Elles devraient émaner d'un travail collaboratif entre les bureaux d'études, les agences environnementales et les chercheurs. Cette remarque s'applique aussi à la résilience des écosystèmes qui devrait être mieux documentée (temps de récupération, richesse spécifique, abondance, etc.) et non copiée et collée à partir d'autres études d'impacts relatives à des conditions et à des écosystèmes sensiblement différents. En outre, les programmes de suivi actuels pèchent par la formulation des hypothèses, leur conception, la qualité des données et leur puissance statistique, ceci pouvant empêcher la détection de potentiels dommages (erreur de Type II selon Legg et Nagy, 2006) et donc la non-comptabilisation de certains impacts que l'on pourrait qualifier d' « impacts fantômes ».

La « significativité » des impacts devrait être mieux définie, reposant sur les recommandations de Morrison-Saunders et Pope (2013) où « les impacts sur des atouts critiques, non négociables (ou les seuils ou les limites d'acceptabilité, pour utiliser d'autres termes) devraient être établis dans le cadre de l'identification des objectifs et des critères de durabilité ».

Les mesures d'atténuation doivent être appliquées et non vues comme une série de propositions non opposables (Morrison-Saunders et al., 2001). Des systèmes de gestion environnementale devraient être mis en place comme l'encouragent Tinker et al. (2005) dans l'objectif de gérer et de prévenir les mesures identifiées dans les EIEs, tout en évaluant leur efficacité (Arts et al., 2001).

Pour des projets ayant des impacts potentiels sur des milieux naturels à enjeux, un cadrage préalable de l'étude d'impact peut être demandé par le maître d'ouvrage auprès de l'autorité décisionnaire (MEEM, 2013). Le pétitionnaire fournit au minimum des informations sur les principaux enjeux environnementaux, les impacts majeurs et les liens avec d'autres travaux (si le projet fait partie d'un programme de travaux). L'autorité compétente précise, en retour, les ajustements nécessaires de l'étude d'impact en fonction de la sensibilité des milieux et des impacts potentiels. Ce cadrage a pour objectif d'inciter le porteur de projet à rechercher l'alternative qui minimise les impacts (MEEM, 2012) par une intégration, en amont, des enjeux environnementaux. Son utilisation permettrait, en théorie, de proposer des phases d'évitement et de réduction plus pertinentes.

Les mesures d'évitement devraient apparaître plus clairement dans les études d'évaluation des impacts puisque cette étape représente le fondement de la séquence ERC. Afin de renforcer cette étape, une meilleure cartographie des zones fonctionnelles (de frayère, nurserie, repos, etc.) devrait être encouragée et liée au processus de Planification Spatiale Marine. En effet, cette cartographie est un outil crucial pour identifier les *hotspots* de biodiversité (p.ex. zones fonctionnelles, espèces protégées, zones de connectivité écologique, etc.), les zones fournissant des services écosystémiques importants (p.ex. régulation de l'érosion côtière), et les usages actuels (p.ex. zones de pêche, voies de navigation, etc.) et cette démarche pourrait mieux informer les décisions relatives à la localisation des projets.

Les mesures de réduction devraient être mieux contrôlées dans le but d'assurer leur efficacité. Elles peuvent être détaillées par les autorités régulatrices dans l'arrêté d'autorisation (termes et conditions de suivi, résultats, etc.).

Les mesures compensatoires devraient être dimensionnées selon des méthodologies pertinentes d'évaluation des pertes et des gains pour les écosystèmes marins (Bas et al., 2016a ; Levrel et al., 2012b). De nombreuses études ont souligné les faiblesses concernant l'évaluation de l'équivalence écologique – faiblesses qui empêchent la compensation d'atteindre ses objectifs écologiques sur le milieu terrestre (Bull et al., 2013 ; Quétier et Lavorel, 2011). En revanche, les activités socio-économiques semblent bénéficier plus facilement de la compensation. Ceci devrait être justifié à travers une évaluation plus rigoureuse des pertes de bénéfiques. Le manque de mesures compensatoires ciblant les impacts biologiques, qui pour l'instant bénéficie aux impacts socio-économiques, devrait être rééquilibré.

Les protocoles de suivi des mesures compensatoires devraient être standardisés. La durée, ainsi que les critères de suivi, devraient être spécifiés dans les arrêtés d'autorisation par les autorités régulatrices, comme ceci est déjà appliqué dans les schémas de compensation des zones

humides à travers les standards de performance (Matthews et Endress, 2008). Cette précision assurerait la réutilisation des résultats des projets précédents.

Un recueil des techniques d'ingénierie écologique disponibles, qui pourraient être utilisées pour la réduction et la compensation et fondées sur une information pertinente (p.ex. critères de performance, incertitude, coûts, faisabilité), devrait être élaboré dans l'objectif d'améliorer l'efficacité des mesures proposées. La majorité des recherches en ingénierie écologique s'étant jusqu'à présent focalisée sur les écosystèmes côtiers, les écosystèmes plus inaccessibles nécessiteraient le développement de nouvelles solutions de compensation. Des projets-pilotes pourraient rassembler des chercheurs, des consultants en environnement et des maîtres d'ouvrage.

Enfin, dans cette étude, la proximité des projets par rapport aux sites Natura 2000 joue un rôle significatif dans l'application de la séquence ERC. La contribution des sites Natura 2000 pourrait être étendue afin d'encourager de meilleures pratiques : le dimensionnement de la compensation pourrait s'inspirer des métriques des protocoles de suivi des habitats et espèces Natura 2000. Les sites Natura 2000 pourraient servir de sites de référence pour les critères de performance de l'efficacité de la restauration. Finalement, le réseau Natura 2000 pourrait être utilisé comme outil dans le but de mieux évaluer les impacts cumulatifs ; comme ils bénéficient d'une bonne représentation à l'échelle régionale, ils peuvent être considérés comme des sentinelles. Le développement du réseau Natura 2000 terrestre, bénéficiant d'un retour d'expériences plus important, s'est avéré être un outil pertinent de gestion intégrative de l'espace rural européen permettant à la fois de fournir des cadres scientifiques communs et de faire émerger des pratiques de mise en valeur des espaces (Marty et Lepart, 2009).

Ainsi, bien que la contribution des études d'impact à l'achèvement des objectifs environnementaux soit indéniable, il est crucial de moderniser ces outils afin d'assurer leur efficacité, non seulement en termes d'efficacité procédurale mais aussi en termes de résultats environnementaux.

Cet examen critique d'études d'impact environnementales françaises en milieu marin a montré que la plupart des mesures compensatoires proposées s'appuyaient fortement sur des solutions de restauration et d'ingénierie écologiques. D'autre part, il a aussi été constaté que leur utilisation était loin d'être optimale : absence de dimensionnement et suivis indigents ou inexistantes. Dans ce contexte, il apparaît judicieux d'investiguer ce domaine de la restauration et de l'ingénierie écologiques en milieu marin afin de comprendre si les lacunes des compensations envisagées proviennent de limitations inhérentes à ce domaine de la restauration et de l'ingénierie écologiques ou si elles sont le résultat d'une mauvaise application des techniques. Ainsi, nous proposons, dans la Section 1.2, d'analyser la faisabilité et l'efficacité des techniques de restauration et d'ingénierie écologiques dans le cadre de la compensation et plus largement de la séquence ERC, à partir d'une brève revue de littérature scientifique.

1.2 État des lieux de la filière d'ingénierie écologique en milieu marin et côtier : techniques existantes, limites et opportunités

Cette section est le fruit d'une réflexion menée avec Anaïs Buffard et a fait l'objet d'une publication (Jacob et al., en révision).

La restauration écologique est définie comme le processus d'aide à la restauration d'écosystème endommagé afin que ce dernier puisse être autonome, résilient aux perturbations sans autres interventions et puisse présenter une continuité historique en termes de structure, de fonctionnement et de composition biologique (Clewell et al., 2010 ; SER Primer, 2004). Dans l'ingénierie écologique, une attention particulière est attachée à l'efficacité d'une solution en termes économiques à travers la « manipulation de matériaux naturels, d'organismes vivants et de l'environnement afin d'atteindre des objectifs humains spécifiques et de résoudre des problèmes techniques » (SER Primer, 2004). Cette discipline est proche de l'écologie de la restauration, mais diffère par son implication dans la création d'écosystèmes de substitution. Les services fournis par un écosystème prévalent sur la biodiversité et la continuité historique.

En s'appuyant sur les opportunités et les défis identifiés à travers une brève revue de littérature mondiale et sur notre expérience liée aux pratiques d'atténuation (mesures ERC) en milieu marin, nous proposons un arbre de décision innovant permettant de discuter de la notion d'équivalence écologique et de mieux encadrer l'utilisation de ces solutions de restauration et d'ingénierie écologique au vu des exigences de la séquence ERC. Cette approche permettra de mieux informer les praticiens et les décideurs politiques, lors des nombreux arbitrages auxquels ils doivent faire face.

1.2.1 La pertinence des techniques de restauration pour la compensation

Comme nous l'avons précédemment mentionné, les mesures compensatoires peuvent prendre la forme (i) d'interventions liées à la gestion active, telle la restauration d'habitats dégradés (p.ex. techniques de restauration ou d'ingénierie écologiques), ou (ii) d'interventions liées à la gestion passive, tel l'arrêt de dégradations ou l'évitement de risque (actions de conservation), en protégeant des zones où une perte de biodiversité est imminente ou projetée (BBOP, 2012b).

Nous avons brièvement examiné la littérature sur les techniques de restauration et d'ingénierie écologiques en milieu marin, en utilisant Web of Science (WoS) (les critères de recherche sont énumérés dans l'Annexe 4 et les thématiques abordées sont présentées dans l'Annexe 5). Seulement 155 articles correspondant à notre sujet de recherche ont été trouvés, représentant 23% des résultats totaux. Ces derniers ont été classés selon une typologie s'appuyant sur l'élément environnemental ciblé par la solution de restauration : récifs coralliens, herbiers marins, invertébrés, habitats artificiels, éco-conception, eutrophisation des eaux, remédiation des sédiments marins, mangroves, champs de macroalgues, écosystèmes profonds, ou ichthyofaune (Figure 19). Le terme d'éco-conception des infrastructures se réfère à l'intégration des caractéristiques environnementales en amont des projets de construction afin de réduire les effets négatifs sur l'environnement (Piocch et al., 2011). Ses objectifs sont de transformer les infrastructures maritimes pour améliorer les résultats écologiques et de restaurer les

continuités écologiques perturbées par les travaux de construction. La plupart des techniques impliquent l'initiation ou l'accélération de la colonisation d'une structure artificielle par les organismes marins.

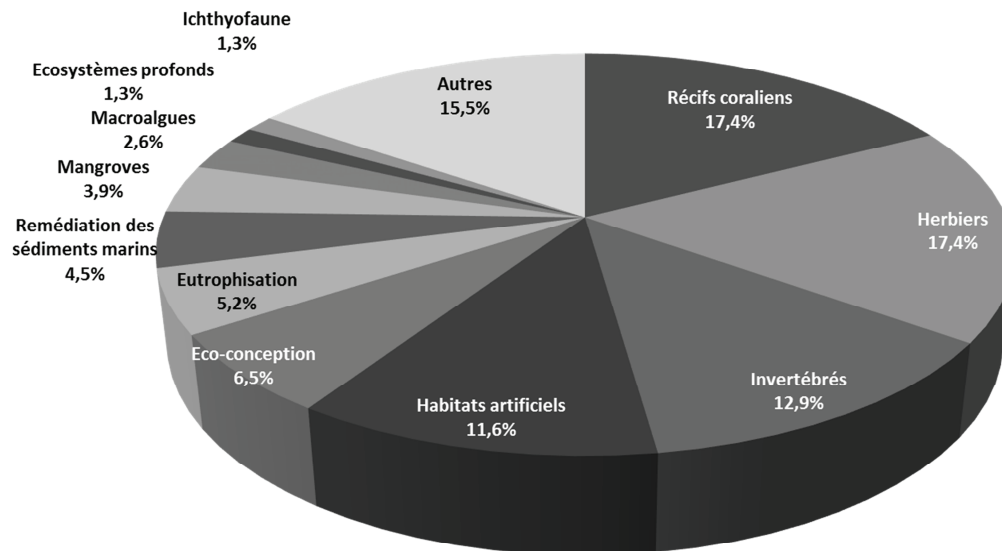


Figure 19 : Publications WoS relatives à la restauration des écosystèmes marins, classées par élément ciblé

Les résultats de la revue de littérature sont détaillés dans l'Annexe 6 et sont organisés selon le principe de la technique, les paramètres et la durée des suivis, et l'efficacité de la technique. Dans cette étude, nous avons décidé de ne pas analyser les techniques liées à l'eutrophisation (puisqu'elles ont trait principalement au contrôle des intrants telluriques et peuvent être, par exemple, liées à l'utilisation de stations d'épuration ou s'appuyer sur le rôle de purification des zones humides), aux mangroves (puisqu'elles constituent des écosystèmes d'interface entre eaux douces et eaux salées), aux marais salins (puisque ce sont des écosystèmes d'eaux de transition) et aux écosystèmes profonds (puisque très peu de publications sont disponibles sur le sujet). Quant aux récifs artificiels, nous avons examiné ces derniers dans la catégorie correspondante quand ils sont utilisés comme substrat pour la restauration d'écosystèmes spécifiques ou le remplacement de la fonction d'habitat d'un écosystème pour une espèce particulière ; sinon, ces derniers n'ont pas été traités.

L'objectif était d'avoir une vision représentative (mais non exhaustive) des techniques actuellement disponibles applicables aux écosystèmes marins et de leur degré relatif de mise en œuvre. Ceci va renseigner la discussion suivante.

Afin d'évaluer l'efficacité des différentes techniques de restauration, il est crucial de comparer (i) les paramètres socio-économiques, écologiques, et technologique relatifs à la prise de décision de mise en place de la restauration (Van Dover et al., 2014) aux (ii) problématiques communément discutées dans la littérature scientifique sur l'élaboration des mesures de compensation (Bull et al., 2013 ; Maron et al., 2012 ; Quétier et Lavorel 2011) ainsi qu'aux

recommandations du Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP)²². Parmi les critères utilisés dans la définition de la faisabilité des techniques de compensation, nous avons analysé les quatre suivants, que nous considérons indispensables :

- Les standards utilisés pour définir l'efficacité écologique d'une technique de restauration, qui permet d'évaluer les gains de compensation
- La ou les cause(s) d'échecs de la technique, qui permet de mieux encadrer les incertitudes
- Les coûts, qui affectent la faisabilité économique de la technique
- La résilience de l'écosystème, qui influence le choix d'entreprendre ou non la restauration ainsi que la durée de récupération et de suivi

i. L'efficacité écologique

Selon le document d'introduction produit par la Société d'Ecologie de la Restauration (SER) en 2004 (SER Primer, 2004), neuf attributs permettent de mesurer le succès d'une restauration²³. Plus spécifiquement, Ruiz-Jaen et Mitchell Aide (2005) lient le succès de la restauration d'écosystèmes terrestres à la diversité, à la structure de la végétation et aux processus écologiques. Concernant les écosystèmes estuariens, côtiers et marins, Elliott et al. (2007) conditionnent le succès de la restauration aux attributs physico-chimiques, à la structure écologique et au fonctionnement.

Dans la littérature étudiée, la définition des objectifs de restauration, permettant d'évaluer l'efficacité de la technique, n'est pas clairement indiquée. L'insuffisance de la définition des objectifs et des critères utilisés pour vérifier leur réussite sont décrits comme une limitation commune par les scientifiques travaillant sur le sujet (Borja et al., 2010 ; Simenstad et al., 2006 ; Wortley et al., 2013). Ceci concerne à la fois les espèces structurales et les aspects fonctionnels (Borja et al., 2010). Notre revue de littérature révèle que la plupart des paramètres décrivant le succès de la restauration sont le taux de survie, une conclusion également formulée par Bayraktarov et al. (2015) dans leur étude sur la restauration marine côtière. Les taux de survie les plus élevés, après restauration, ont été observés pour les récifs coralliens, les herbiers et les macroalgues, mais la survie dépend fortement des espèces étudiées et est fortement influencée par la technique de transplantation. Le taux de croissance était souvent mentionné comme un paramètre pour évaluer le résultat de la restauration, mais la diversité spécifique, l'abondance et le recouvrement ont été rarement mentionnés. La fourniture de fonctions et de services écosystémiques est très rarement abordée dans les articles examinés. Ainsi, une meilleure définition des standards de performance est nécessaire, qui ne s'appuierait pas seulement sur la détermination du succès d'une technique « fondée sur un unique élément » mais sur les fonctions et les services d'un écosystème afin de permettre une évaluation plus complète des gains de compensation.

²² Le BBOP est un partenariat international entre des entreprises, des institutions financières, des agences gouvernementales et des organisations de la société civile qui travaillent au développement de recommandations sur l'application de la séquence ERC.

²³ La SER mentionne qu'un écosystème restauré devrait avoir les attributs suivants : (1) une diversité et une structure des communautés similaires aux sites de référence ; (2) la présence d'espèces indigènes ; (3) la présence de groupes fonctionnels nécessaires à une stabilité à long terme ; (4) la capacité de l'environnement physique de maintenir des populations se reproduisant ; (5) un fonctionnement normal ; (6) une intégration dans le paysage ; (7) l'élimination de menaces potentielles ; (8) une résilience aux perturbations naturelles ; et (9) une autosuffisance (Ruiz-Jaen et Aide, 2005).

ii. Causes d'échec

Les projets décrits dans les articles étudiés font souvent face à des problèmes similaires (p.ex. échec dans la fixation aux structures artificielles, prédation, tempêtes, pollution), ces événements imprévus empêchent une analyse correcte des résultats des projets.

Une mauvaise sélection des sites de restauration était souvent mentionnée comme une raison de l'échec du projet (voir le guide produit par *US National Oceanic and Atmospheric Administration* pour la restauration des herbiers ; Fonseca et al., 2002). Une bonne sélection s'appuie sur un diagnostic en amont de la restauration afin de déterminer les conditions environnementales du site (p.ex. sédimentation, courant), sur une évaluation de sa connectivité à d'autres zones fonctionnelles très productives, et sur la détermination de la présence d'autres pressions anthropiques (p.ex. pollution, turbidité, chalutage illégal). Mais les échecs peuvent aussi être dus à des événements stochastiques (p.ex. anomalies des eaux, tempêtes, prédation et problèmes techniques). Des tests préliminaires ne sont pas fréquemment mis en place pour vérifier la tolérance des espèces à la transplantation et aux conditions des sites à restaurer. S'assurer que les conditions soient favorables sur un site de restauration, avant d'entreprendre toute mesure, est essentiel pour réduire les incertitudes.

iii. Coûts

Comme les coûts n'étaient quasiment jamais renseignés dans les articles, nous n'avons pas pu conduire une analyse des coûts. Néanmoins, il est reconnu que la restauration des écosystèmes marins est plus coûteuse que celle d'autres écosystèmes (Bayraktarov et al., 2015) : de 10 à 400 fois plus élevée que le coût maximum documenté pour la restauration des écosystèmes terrestres (de Groot et al., 2013). Selon Bayraktarov et al. (2015), pour l'ensemble des écosystèmes marins (coraux, herbiers, mangroves, marais salins et récifs d'huîtres), le coût médian a été estimé à 80 000 \$/ha et le coût moyen à 1 600 000 \$/ha. Ils ont aussi montré que la survie des organismes restaurés n'est pas liée au coût, ceci est dû à la nature dynamique des écosystèmes marins et à la nature des organismes eux-mêmes. Comme Van Dover et al. (2014) le font remarquer concernant les paramètres décisionnels relatifs à la mise en place d'une restauration écologique, le contrôle des coûts de restauration, renseignés souvent par des projets antérieurs, est crucial. La détermination des résultats socio-économiques (liés à la fourniture de services écosystémiques) de telles restaurations pourrait aider à justifier les coûts d'intervention (Aronson et al., 2010 ; Cooper et al., 2013 ; de Groot et al., 2013).

iv. Résilience des écosystèmes marins

La prise de décision concernant l'opportunité ou non d'entreprendre une technique de restauration écologique nécessite d'examiner les données disponibles sur la résilience naturelle des écosystèmes marins.

Un temps de récupération des écosystèmes marins relativement court

Dans leur étude sur la restauration d'écosystèmes dégradés, Jones et Schmitz (2009) comparent les temps moyens de récupération de différents types d'écosystèmes après des perturbations expérimentales et naturelles ainsi que des projets de restauration passive et active²⁴. L'étude montre que les écosystèmes benthiques marins ont les temps de récupération les plus courts (moins de 5 ans) de tous les écosystèmes étudiés (aquatiques d'eau douce, saumâtres, forestiers, terrestres), et les écosystèmes pélagiques marins ont des temps de récupérations similaires aux écosystèmes aquatiques (entre 10 et 15 ans). Les types de perturbation rencontrés dans l'étude se limitent à la surpêche, à l'eutrophisation, aux espèces invasives, aux ouragans, aux marées noires, au chalutage et aux usines génératrices d'électricité. L'étude de Borja et al. (2010) corrobore ces résultats, mais donne une précision concernant la récupération complète : « Bien que dans certains cas, la récupération puisse prendre moins de 5 ans, la récupération complète de nombreux écosystèmes côtiers et estuariens peut prendre au minimum de 15-25 ans à plus d'un siècle entre la dégradation et le retour à la composition, à la diversité biotique originales et le recouvrement du fonctionnement complet peut tarder beaucoup plus longtemps ». En effet, puisque les écosystèmes marins sont constitués de communautés fortement connectées avec un très grand nombre de nourrisseurs opportunistes et généralistes, ils ont généralement une robustesse structurale plus grande (Dunne et al., 2004). Pourtant, des différences demeurent entre les systèmes à très haute énergie et les zones plus stables (Collie et al., 2000) : les écosystèmes très dynamiques comme les estuaires sont plus résilients (Elliott et Quintino, 2007).

Des mesures de restauration actives favorisées pour les écosystèmes côtiers

La plupart des articles étudiés concernent les espèces structurelles, espèces qui créent et fournissent la structure physique à l'environnement (Huston et Huston, 1994). Ceci peut s'expliquer par le fait que les retours d'expérience actuels sur la restauration côtière, estuarienne et marine concernent des projets à petites échelles (Perrow et Davy, 2002) dans lesquels les espèces clés de voûte et les espèces « ingénieur » (telles que les macroalgues, les coraux et les récifs biogéniques) jouent un rôle central dans l'efficacité de la restauration (Fonseca et al., 2002 ; Hawkins, 2004). Habituellement, « les espèces structurales, en quantité suffisante, permettent [à un écosystème] de récupérer l'ensemble de sa nature et donc de restaurer [son] fonctionnement écologique » (Elliott et al., 2007). Cette analyse corrobore un examen critique d'études d'impact environnementales liées aux projets de développement en France, dans lesquelles les mesures de compensation proposées ciblent uniquement les espèces clés de voûte (Jacob et al., 2016a). Pour les écosystèmes côtiers, une restauration active devrait être encouragée lorsque des espèces « ingénieur » sont présentes, mais des actions liées à la restauration passive pourraient être aussi envisagées afin de compléter les mesures actives pour assurer des conditions environnementales optimales et une absence de pressions anthropiques (Duarte et al., 2013).

Au contraire, comme il a été mentionné, tout d'abord, par Hawkins et al. (1999) et rappelé par Borja et al. (2010), dans un système marin ouvert, la meilleure approche serait de stopper la cause de l'impact et de permettre ainsi sa récupération. Donc pour les écosystèmes de pleine mer, la restauration passive semble constituer la meilleure option.

²⁴ La restauration passive décrit la récupération d'un écosystème après qu'une pression est enlevée, en fonction de sa résilience, alors que la restauration active se fonde sur des actions entreprises par l'homme pour améliorer la restauration (Elliott et al., 2007).

Des mesures de restauration passives favorisées pour les écosystèmes de pleine mer

Même en absence de perturbations, comme l'ont mentionné Elliott et al. (2007), le « changement graduel des conditions (p.ex. charge en éléments nutritifs, changement climatique et fragmentation des habitats) peut excéder les seuils, aboutissant à une réponse abrupte du système (Kaiser et Attrill, 2011 ; *Resilience Alliance*, 2002) ». En effet, les écosystèmes marins montrent des degrés d'hystérésis²⁵ variés et peuvent changer jusqu'au point de ne plus converger vers l'assemblage originel (Hughes et al., 2005). Bien que ceci s'applique à la fois aux écosystèmes côtiers et de pleine mer (à travers l'étape de « traitement » comme l'a identifiée Westwood et al., 2014), en absence de solutions de restauration actives pour les systèmes marins ouverts, il est essentiel que les changements dans les paramètres environnementaux soient évités et réduits afin de maintenir la résilience de ces écosystèmes ». Une attention particulière devrait être apportée aux paramètres physico-chimiques, à la surexploitation des biotes et aux habitats (Elliott et al., 2007).

Durée du suivi

La durée du suivi, affichée dans les articles, varie de trois mois à cinq ans, mais le plus souvent elle est inférieure à un an. Cette caractéristique est partagée par l'étude de Bayraktarov et al. (2015), dans laquelle 47% des projets étudiés, portant sur la restauration des écosystèmes côtiers, ont été évalués durant moins d'un an. Ils ont aussi noté que 11% des projets étudiés ne fournissaient pas d'indications sur la durée des projets : constat identique à notre revue de littérature. Les durées mentionnées ne correspondent pas à la durée de la phase opérationnelle des projets soumis à la séquence ERC, mais plutôt à la durée de la phase travaux (voir Jacob et al., 2016a). Dans tous les cas, la durée des suivis est actuellement bien inférieure à la durée nécessaire pour déterminer si une composante environnementale s'est rétablie. Une période de suivi de 5 ans devrait être un prérequis, ceci pourrait être ensuite adapté au temps de récupération de l'écosystème considéré.

Par conséquent, bien que la bonne résilience des écosystèmes marins soit souvent invoquée comme une raison de ne pas entreprendre des mesures de restauration ou de gestion, notre étude montre que des réponses adaptées peuvent être introduites selon le type d'écosystème marin en jeu.

1.2.2 Un cadre pour l'utilisation des mesures de restauration au sein de la séquence ERC

Au vu des opportunités et défis identifiés précédemment au regard de l'application des techniques de restauration et d'ingénierie pour atteindre les exigences de compensation, nous avons développé le cadre suivant dans l'objectif d'assurer un meilleur usage des techniques comme solutions de compensation et plus largement comme solutions pour l'ensemble de la séquence ERC.

²⁵ L'hystérésis est la différence entre les trajectoires observées durant la dégradation et la récupération.

i. Une approche plus pertinente pour la définition de l'équivalence écologique dans la compensation

Le but de la compensation écologique est d'assurer l'équivalence entre les pertes générées par un projet d'aménagement ou d'exploitation et les gains créés par une mesure de compensation.

Selon Elliott et al. (2007) et Fonseca et al. (2002), les projets de restauration compensatoires doivent, au minimum, inclure les éléments suivants :

- Evaluation des pertes sur le site impacté (perte surfacique, temps de récupération du fonctionnement de l'écosystème, courbe de récupération fonctionnelle après impact)
- Evaluation des gains sur le site restauré, impliquant la définition de critères de performance (cf. les douze objectifs d'Elliott et al., 2007 pour le succès de la restauration des attributs structurels et fonctionnels des écosystèmes estuariens, côtiers et marins) et la détermination de la trajectoire de récupération sur le site compensatoire (ceci devrait être fait en comparaison avec un site de contrôle)
- Détermination de critères de sélection pertinents pour les sites compensatoires
- Estimation des coûts des projets

L'équivalence peut être définie de différentes manières. Quétier et Lavorel (2011) explorent les composantes cibles de la biodiversité et des écosystèmes qui peuvent être utilisées comme métriques afin de mesurer les pertes et les gains. En effet, comme le mentionnent Jacob et al. (2016b), « le principe de compensation, selon l'objectif de Non-Perte Nette recherché, peut être mis en place différemment selon ce qui est en jeu – habitat/espèce, fonctions des écosystèmes ou services écosystémiques (Calvet et al., 2015a ; Levrel et al., 2012b). Actuellement, la plupart des pratiques compensatoires se focalisent sur les habitats et les espèces, mais intègrent de plus en plus l'approche fonctionnelle ». Les aspects sociaux et culturels des écosystèmes sont rarement considérés dans l'application des compensations écologiques.

Dans notre revue de littérature, nous avons observé que les objectifs de restauration peuvent différer grandement selon l'élément ciblé et la technique utilisée. Certaines techniques peuvent restaurer un écosystème fonctionnel similaire à l'écosystème dégradé, mais d'autres permettent seulement de restaurer certaines fonctions ou services fournis par l'écosystème. Par conséquent, l'éventail de techniques disponibles varie grandement selon l'écosystème impacté, aboutissant à différents niveaux de conformité au regard du critère d'équivalence (Figure 20). Le critère d'équivalence peut être relâché pour permettre la restauration de certaines fonctions (comme la fonction habitat ou zones de nourricerie ou d'alimentation) ou de services écosystémiques (p.ex. stockage de carbone ou approvisionnement de poissons).

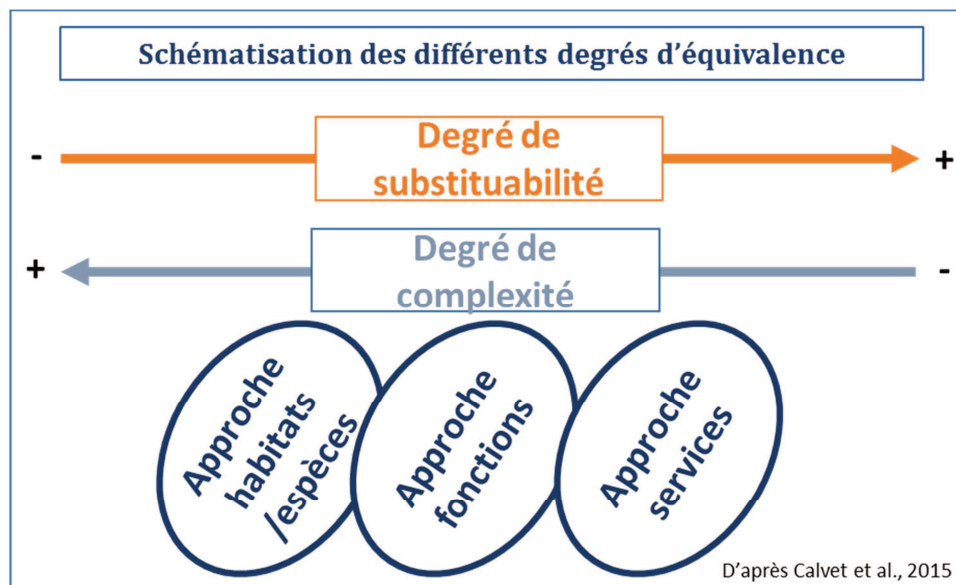


Figure 20 : Différents niveaux d'équivalence (d'après Calvet et al., 2015a)

En utilisant l'exemple de la destruction d'un herbier de Posidonie (*Posidonia oceanica*) par la construction d'une digue portuaire, nous détaillons, ci-dessous (Tableau 11), différentes manières de mettre en place la compensation et leur degré de conformité aux exigences d'équivalence écologique.

Tableau 11 : Degrés d'équivalence atteints par différentes techniques de restauration pour l'herbier de Posidonie

Niveau de priorité	Type d'approche	Technique utilisée	Exemples de critères de performance (indiquant les gains)
+ ↓ -	Approche systémique	Restauration d'un herbier fonctionnel de Posidonie par le biais de la transplantation	Taux de survie, longueur des feuilles, densité, couverture et espèces associées équivalentes à l'herbier détruit
	Approche fonctionnelle	Restauration de fonction écologique telle que la fonction habitat pour les poissons, par la mise en place d'un récif artificiel	Formation des propriétés physiques d'un habitat, production de matière organique, relations trophiques équivalentes à la fonction habitat de l'herbier détruit
	Approches par les services	Restauration du stockage de carbone (service de régulation) grâce à la construction de bâtiments portuaires « zéro carbone »	Production de CO ₂ évitée par les nouveaux bâtiments, équivalente au CO ₂ stocké par l'herbier détruit
		Mise en place de récifs artificiels (service d'approvisionnement en poissons)	Biomasse de poissons exploités équivalente à celle qui était fournie par l'herbier détruit

Restauration de l'atténuation des vagues (service de régulation) par le biais de la mise en place d'un système d'atténuation de la houle	Atténuation équivalente à celle qui était fournie par l'herbier détruit
--	---

Les approches systémiques et fonctionnelles devraient être encouragées puisque les réglementations actuelles les exigent. En effet, elles permettent de maintenir l'état et les fonctions des écosystèmes, à la base des services écosystémiques. Les raisons justifiant le passage d'une approche à une autre avec un niveau de priorité inférieure en termes d'équivalence devraient être soigneusement explicitées. L'intégration de l'approche par les services écosystémiques dans la compensation écologique doit se faire en complément des approches actuelles systémique et fonctionnelle, comme l'ont mentionné Jacob et al. (2016b). La compensation peut s'appuyer sur l'ingénierie écologique afin d'atteindre l'équivalence en termes de services écosystémiques. Par exemple, la mise en place de récifs d'huîtres (pouvant, dans certains cas, être considérée comme une création d'écosystème de substitution) peut offrir de nombreux services (Grabowski et al., 2007) tels que la filtration de l'eau et la concentration des pseudofèces. Etant l'un des seuls substrats durs dans un environnement à prédominance de substrat meuble (Lenihan, 1999 ; Lenihan et Peterson, 1998), ils peuvent fournir des habitats pour les invertébrés épibenthiques ainsi que stabiliser les habitats adjacents et le trait de côte.

Mais dans le milieu marin, l'équivalence écologique obtenue par le biais des approches systémique et fonctionnelle, est rarement démontrée à cause des nombreuses limitations discutées dans la Section 1.2.1. Ainsi, d'autres types de compensation sont actuellement mises en place pour ces écosystèmes marins : les compensations *out-of-kind* et les mesures de gestion de conservation.

ii. **Compensations *out-of-kind***

Lorsque la biodiversité conservée à travers la compensation est de nature différente de celle impactée par le projet, ceci est appelé compensation *out-of-kind* (BBOP, 2012b). Comme l'ont observé Bull et al. (2013), Godden et al. (2003), Salzman et Ruhl (2000), « le fait que la biodiversité ne soit pas fongible remet en question l'utilisation de compensations *out-of-kind* ». Les auteurs « voient un argument convaincant pour un échange *out-of-kind* » lorsque « du *trading-up* est possible ; c'est-à-dire un échange entre des pertes d'habitat de faible intérêt de conservation et des gains d'habitats menacés (Quétier et Lavorel, 2011) », mais ceci doit être justifié par un consensus sur les priorités de conservation. Ces éléments sont rarement explicités dans les choix de mesures compensatoires *out-of-kind*.

L'exemple le plus fréquent dans le milieu marin est le remplacement de substrat meuble par du substrat dur. L'éco-conception d'infrastructures et la création de nouveaux habitats artificiels améliorent le niveau de biodiversité générale mais les communautés restaurées diffèrent de celles qui ont été impactées. Emu Ltd (2004) considère que la mise en place de récifs artificiels est une amélioration de l'habitat, alors qu'Elliott et al. (2007) soutiennent que cette considération « implique un jugement de valeur présumant qu'un récif tridimensionnel est préférable au fond marin en deux dimensions préexistant ». Selon ces derniers, les récifs artificiels devraient être considérés comme la création d'un nouvel habitat, augmentant la

biodiversité d'une zone, plutôt que comme le remplacement d'un habitat détruit. Des débats demeurent sur le fait qu'un récif artificiel constitue une amélioration de l'ensemble du système.

iii. Les mesures de gestion liées à la conservation

Dans le contexte de l'environnement marin, la tentation est grande de proposer la mise en place de mesures de gestion comme compensation (réduction ou suppression de menaces ou de pressions). En effet, comme le notent Bayraktarov et al. (2015), « la fourchette supérieure des coûts totaux reportés pour les restaurations côtières marines [...] est huit fois plus élevée que les coûts maximaux estimés par les organisations de conservation pour l'acquisition et la gestion des aires protégées terrestres de 10 000 à 50 000 \$/ha (Armsworth, 2014) ». Ce point est important, même si une comparaison avec les coûts liés aux Aires Marines Protégées aurait été plus pertinente.

Dans le cas de la conservation, le concept d'additionnalité est crucial, en effet, les compensations devraient délivrer des gains de conservation supérieurs aux mesures de conservation prévues dans le cadre d'autres politiques environnementales (BBOP, 2012b). Faute de quoi, le risque de financer des mesures déjà couvertes par d'autres engagements serait non négligeable (Maron et al., 2015). Les mesures de gestion sont souvent liées à la gestion d'Aires Marines Protégées, où les activités humaines sont régulées (p.ex. limitation du rejet de contaminants, réduction de l'enrichissement en nutriments, en matière organique et de l'eutrophisation, mise en place de mouillages écologiques, éradication d'espèces invasives, création de zones non chalutées par l'application de récifs de protection). Par exemple, selon Orth et al. (2006), les herbiers marins sont menacés par l'apport de sédiment et de nutriments, les perturbations physiques, les espèces invasives, les maladies, les pratiques de pêche commerciale, l'aquaculture, le surpâturage, les efflorescences algales et le réchauffement global. Ainsi, dans certains cas, il est pertinent de proposer des mesures compensatoires réduisant les autres pressions anthropiques qui mettent en danger la survie des espèces et le succès des projets de restauration. La restauration des herbiers peut être couplée à la création d'une zone interdite au chalutage par l'application de récifs de protection afin de fournir des garanties supplémentaires. En outre, la remédiation des sédiments marins est une possible alternative pour les sites portuaires, où les problématiques relatives aux polluants sont fréquentes (les projets d'aménagements portuaires, où la qualité des sédiments est souvent médiocre, sont nombreux). Avant d'élaborer des mesures ayant pour but d'augmenter la biodiversité, il est crucial d'assurer une bonne qualité environnementale des sites. Dans tous les cas, la démonstration de l'équivalence entre les pertes et les gains devrait être explicitée (voir Section 2.1.3 pour l'exemple du dimensionnement de la compensation concernant la création d'une zone d'interdiction de chalutage sur les herbiers de Posidonie).

Cette approche devrait être encouragée en particulier pour les écosystèmes de pleine mer, où les techniques de restauration sont rares, avec une attention particulière portée sur le maintien et l'amélioration de la résilience des écosystèmes.

Pour finir, parmi les techniques décrites dans la revue bibliographique, certaines pourraient être proposées pour d'autres étapes de la séquence ERC.

iv. La restauration et l'ingénierie écologiques utilisées pour d'autres étapes de la séquence ERC

Réduction

Nous venons de montrer que certaines méthodes d'éco-conception pourraient être envisagées comme mesures compensatoires pour la destruction de substrats durs (modification de la surface des bétons, transplantation sur des digues, création de structures spécifiques) ou pour la destruction d'herbiers ou de macroalgues (fonction d'habitat fournie par des habitats artificiels portuaires), sous réserve que l'équivalence entre les communautés détruites et nouvelles soit démontrée. Ces techniques d'éco-conception pourraient être aussi proposées comme mesures de réduction quand l'équivalence ne peut être attestée.

D'autre part, la transplantation d'espèces qui auraient été sinon détruites par un projet est souvent présentée comme mesure compensatoire, bien que ceci constitue une mesure de réduction. Selon le succès de la transplantation et les pertes temporelles potentielles (le temps entre le début de l'impact et l'achèvement des objectifs de restauration), une compensation peut être exigée.

Les récifs artificiels peuvent être considérés comme des mesures de réduction dans certains cas (p.ex. pour réduire la fragmentation des habitats).

Accompagnement

En dehors des récifs artificiels suggérés comme mesures compensatoires pour la destruction de substrats durs ou comme compensations *out-of-kind* quand cela est justifié, ils peuvent consister en mesures d'accompagnement ou « *community benefit* », augmentant l'acceptabilité sociale des projets (Kermagoret et al., 2015) sans pour autant devoir démontrer une équivalence écologique. En fait, toutes les mesures décrites dans cette étude pourraient être considérées comme telles.

Cette section permet de clarifier le potentiel actuel des techniques de restauration et d'ingénierie écologiques dans le cadre de l'application de la séquence ERC et plus particulièrement de la compensation. Nous avons souligné les pistes d'amélioration dans ce domaine qui nécessitent de développer encore des projets pilotes au sein de programmes de recherche dédiés mais aussi de s'appuyer sur la littérature grise existante puisque de nombreuses expériences sont entreprises par des acteurs privés qui ne valorisent pas toujours leurs résultats par le biais de publications scientifiques. Enfin, il est essentiel de préciser les arbitrages entre les différentes approches utilisées pour déterminer l'équivalence (habitats/espèces, fonctions, services écosystémiques), les gains écologiques obtenus par la mise en œuvre de la restauration devraient être soigneusement évalués afin de s'assurer en priorité de la Non-Perte Nette de biodiversité.

Conclusions Partie 1

- Etat de l'art sur les pratiques ERC
- Discussion avec différents acteurs
- ⇒ **Insuffisance des méthodologies de dimensionnement**

- Espèces et habitats protégés ciblés par la compensation
- Déséquilibre entre compensations écologiques et socio-économiques
- Approche par les services écosystémiques favorisée au détriment des approches habitats/espèces – fonctions pour l'équivalence
- ⇒ **Apports et limites de l'intégration des services écosystémiques**

Partie 2 : Les réponses partielles apportées par des améliorations méthodologique et conceptuelle

La Partie 1 a donc permis de dresser un premier état de l'art du système de compensation et plus largement de l'application de la séquence ERC en milieu marin. Parmi les nombreuses limites mentionnées, nous avons choisi, dans un premier temps, de nous intéresser aux verrous méthodologique et conceptuel rencontrés. En effet, lors de l'élaboration de la première partie, les résultats de nos analyses, ainsi que les discussions engagées avec différents acteurs de la compensation (chargés de mission au sein de bureaux d'études environnementaux, ou de services instructeurs) semblaient se focaliser sur l'insuffisance des argumentaires scientifiques des dossiers et des méthodologies, comme déjà évoqué par Jacob et al. (2015) dans leur critique de la politique française de compensation des impacts sur la biodiversité. Nous avons donc examiné une première piste d'amélioration méthodologique pour répondre à l'absence de dimensionnement des mesures compensatoires envisagées dans les études d'impact et la difficulté d'évaluation des gains générés par la mise en place de solutions d'ingénierie et de restauration écologiques. D'autre part, nous avons constaté que les pratiques actuelles de compensation ciblaient uniquement les espèces et habitats protégés, qu'elles illustraient un déséquilibre entre compensations écologiques et socio-économiques et qu'elles avaient tendance à délaisser les approches systémiques et fonctionnelles de l'équivalence pour une approche par les services écosystémiques. Nous proposons ainsi d'investiguer les limites et les apports de l'intégration des services écosystémiques dans la compensation dans l'objectif d'éviter les amalgames couramment rencontrés favorisant une compensation, que l'on pourrait qualifier « d'environnementale », au sens géographique du terme (s'intéressant à un ensemble d'éléments physico-chimiques et biotiques en interrelation avec la dynamique sociale, économique, spatiale) au détriment d'une compensation visant la biodiversité.

2.1 Développement d'une méthodologie de dimensionnement de la compensation pour les écosystèmes marins

Cette section est le fruit d'une collaboration avec Adeline Bas et a fait l'objet d'une publication (Bas et al., 2016).

De nombreux articles se consacrant à la compensation ont souligné différentes limites empêchant les mesures compensatoires d'atteindre leur objectif écologique de Non-Perte Nette : faiblesses des évaluations de l'équivalence écologique, planification et suivi inadéquats, incertitudes relatives aux techniques de restauration, et conformité inadéquate (Bos et al., 2014 ; Bull et al., 2013 ; Levrel et al., 2012b ; Maron et al., 2012 ; Quétier et al., 2014). Les compensations sur les écosystèmes marins sont rares, et on peut légitimement s'interroger sur leur capacité à respecter l'équivalence écologique et donc la pertinence des mesures actuellement proposées. La partie précédente sur l'examen critique d'études d'impact environnementales françaises montre, entre autres, le caractère inapproprié des méthodologies

utilisées pour évaluer les pertes résultantes d'un projet de développement et les gains générés par une mesure compensatoire. Ces méthodologies dépendent majoritairement du jugement d'experts.

Dans cette Section 2.1, nous proposons une approche opérationnelle standardisée pour évaluer les besoins en termes de compensation écologique qui peut être utilisée pour les EIEs marines et côtières quelque soient le projet de développement et l'écosystème impacté. Au vu des exigences réglementaires et des pratiques actuelles, la méthode élaborée ici, s'appuie sur une évaluation de l'état et des fonctions des écosystèmes et non des services écosystémiques. En se fondant sur les données actuellement disponibles dans les EIEs, nous combinons une vision macro et micro afin de créer une approche hybride. La vision macro correspond à une analyse multicritère de l'état de l'environnement, inspirée de l'*Uniform Mitigation Assessment Method* (UMAM) ou Méthode Uniforme d'Évaluation de la Compensation, qui a été développée en Floride afin d'évaluer les compensations pour les zones humides et les petits fonds côtiers. La vision micro se fonde sur une évaluation plus précise des indicateurs, inspirée de l'*Habitat Equivalency Analysis* (HEA) ou Analyse de l'Équivalence en Habitat, développée aux États-Unis et appliqué sur les impacts accidentels ainsi que sur les impacts anticipés sur les habitats terrestres et côtiers. Bien que UMAM et HEA soient deux méthodes de dimensionnement, elles ont leurs spécificités, notamment en termes d'indicateurs et d'échelle de temps, qui mènent nécessairement à des évaluations différentes de la compensation. L'approche hybride que nous présentons ici bénéficie des points forts de chaque méthode afin de mieux déterminer la taille appropriée des compensations ainsi que de renforcer les étapes d'évitement et de réduction.

2.1.1 Description des méthodes *Habitat Equivalency Analysis* – HEA et *Uniform Mitigation Assessment Method* – UMAM

Le principe de Non-Perte Nette, qui a émergé à la fin des années 80 aux États-Unis a conduit les scientifiques et les gouvernements à explorer les problématiques liées à l'élaboration des mesures biophysiques pour la compensation d'impacts spécifiques sur l'environnement. Au sein de ce cadre institutionnel, de nombreuses démarches de dimensionnement, qui s'appuient sur des évaluations biophysiques²⁶, ont été développées pour le calibrage de la compensation. Deux types d'approches peuvent être distingués, selon qu'elles utilisent une analyse multicritère ou qu'elles sont fondées sur une seule métrique pour évaluer les pertes/gains écologiques. HEA et UMAM en font partie, la première utilisant une seule métrique et la seconde des critères multiples. Leur objectif commun est de dimensionner les projets de compensation afin d'assurer l'équivalence²⁷ entre les pertes causées par un projet de développement et les gains créés par un projet compensatoire. Comme les autres méthodes de calcul, elles suivent le même schéma. HEA et UMAM, en utilisant une liste d'indicateurs (Dunford et al., 2004 ; Pioch et al., 2015) :

²⁶ Les indicateurs biophysiques sont relatifs aux composants biotiques et abiotiques d'un écosystème ainsi qu'au fonctionnement de l'écosystème.

²⁷ Selon le *Business and Biodiversity Offsets Programme* – BBOP, l'équivalence écologique peut être évaluée en termes de "diversité spécifique, de diversité et de composition fonctionnelles, d'intégrité ou de condition écologique, du contexte paysager, et de services écosystémiques". Dans cette section 2.1, l'équivalence écologique est considérée dans un cadre plus restreint ; les services écosystémiques et les caractéristiques liées au paysage ne sont pas pris en compte.

- (i) Évaluent le niveau de pertes écologiques de fonctionnalités, découlant de la différence entre le niveau de fonctionnalités avant et après la mise en place du projet de développement
- (ii) Évaluent le niveau de gains écologiques de fonctionnalités, découlant de la différence entre le niveau de fonctionnalités avant et après la réalisation du projet compensatoire
- (iii) Adaptent la taille ou la dimension du projet compensatoire (typiquement la surface de la zone compensatoire) afin d'atteindre l'équivalence entre les pertes et les gains en termes de fonctionnalités écologiques.

Cependant, chaque méthode présente des caractères spécifiques, qui sont décrites dans les sous-sections suivantes. Nous soulignons les points forts et les limites et discutons de comment une approche combinée pourrait améliorer les projets de compensation marine.

i. *Habitat Equivalency Analysis (HEA)*

L'*Habitat Equivalency Analysis (HEA)* a été créée par l'*US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2006)*, agence américaine responsable de l'étude de l'océan et de l'atmosphère, en 1995 et incorporé dans le processus *Natural Resource Damage Assessment (NRDA)*²⁸. Ce processus d'évaluation a été inclus dans le *The Oil Pollution Act (OPA, 1990)*²⁹ et dans le *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA or Superfund, 1980)*³⁰, qui a pour objectifs de compenser les dommages accidentels causés par les marées noires ou la pollution chimique sur terre ou sur la zone côtière. HEA est aussi utilisée pour la compensation d'impacts environnementaux autorisés dans le cadre du *National Environmental Policy Act (NEPA, 1969)*³¹ et du *Clean Water Act (CWA, 1972)*³².

HEA est l'une des méthodes de dimensionnement les plus utilisées aux États-Unis. C'est une méthode générique applicable à tout type d'habitats : terrestres, aquatiques ou marins (p.ex. les récifs coralliens ou les habitats de saumons) (Chapman et Lejeune, 2007).

HEA utilise un unique indicateur pour l'évaluation des pertes et des gains. Cet indicateur peut être une espèce ou un groupe d'espèces (végétales ou animales) qui est représentatif de l'état des habitats impactés et compensés.

D'autre part, HEA se fonde sur une unité spécifique pour exprimer les pertes et les gains : l'unité *Discounted Service Acre Year (DSAYs)*. Cette unité générique indique le niveau de fonction écologique (S) perdue ou gagnée par acre (A) d'un écosystème impacté durant une période d'une année (Y).

²⁸ Le NRDA est le processus légal utilisé par les agences fédérales pour évaluer les impacts des marées noires, des sites de stockage de matières dangereuses, et des échouages de navires sur les ressources naturelles le long des côtes et au sein des territoires étatsuniens.

²⁹ L'OPA a été créé afin d'atténuer et de prévenir les marées noires sur les côtes des États-Unis.

³⁰ Le CERCLA fournit un super fonds pour nettoyer les sites de stockage de matières dangereuses abandonnés ainsi que les accidents, les marées noires et autres déversements accidentels de polluants dans l'environnement.

³¹ Loi créée en 1969 afin que les agences fédérales évaluent systématiquement les impacts environnementaux de leurs actions.

³² Première loi fédérale américaine (1972) sur la pollution de l'eau ayant pour objectif de restaurer et maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux de la nation (*Waters of the US*).

Une autre caractéristique clé est l'analyse de la dimension temporelle. Ceci permet de prendre en compte les impacts écologiques et les mesures de restauration (durée nécessaire à une restauration effective, vitesse de récupération, etc.). En outre, le montant des pertes et des gains par acre pour une année spécifique est actualisé (D), i.e. corrigé par un ratio (taux d'actualisation) afin de tenir compte des préférences humaines et sociétales pour les projets compensatoires présents plutôt que pour la restauration écologique différée. L'estimation de l'équivalence écologique dans le cadre d'HEA est fondée sur l'équation suivante (Levrel et al., 2012b).

$$V_I A_I I (1 + r)^{-tI} = V_R A_R R (1 + r)^{-tR} \quad (1)$$

La partie gauche de l'équation 1 se réfère aux pertes écologiques et la droite aux gains. Plus spécifiquement :

- V_I et V_R : la valeur de la fonction écologique impactée et compensée
- A_I et A_R : le nombre d'acres impactés et compensés (dimension spatiale)
- I et R : l'intensité de l'impact et de la compensation
- $^{-tI}$ et $^{-tR}$: l'échelle temporelle de l'impact et de la compensation (dimension temporelle)
- r : taux d'actualisation

Dans ce cadre, la taille d'un projet compensatoire devrait être :

$$A_R = \frac{V_I A_I I}{V_R R} (1 + r)^{tR - tI} \quad (2)$$

ii. **Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM)**

Historiquement, HEA était l'une des premières démarches de dimensionnement. D'autres méthodes plus complexes ont été développées, par exemple, l'*Uniform Mitigation Assessment Method* (UMAM). UMAM est un type de *Rapid Assessment Method* (RAM) appliquée aux zones humides, les RAMs sont des évaluations multicritères qui sont apparues aux Etats-Unis au début des années 90 conformément au *Clean Water Act* (Fennessy, 2007). Les RAMs ont été tout d'abord élaborées au niveau des Etats pour évaluer les fonctionnalités délivrées par les zones humides terrestres et côtières. Certaines RAMs ont été utilisées pour évaluer les projets compensatoires. UMAM fut développée entre 2000 et 2005 dans l'Etat de Floride par le Département de la Protection de l'Environnement (*Florida Department of Environmental Protection* – F-DEP) en association avec les acteurs (banques de compensation, régulateurs locaux, etc.). C'est un outil utilisé pour évaluer les fonctionnalités des zones humides terrestres et côtières (lacs, rivières, étangs, habitats de mangroves, estuaires, fonds rocheux côtiers et communautés benthiques) dans la perspective de projets compensatoires (Pioch et al., 2015).

Contrairement à HEA, qui repose sur une métrique unique, UMAM entreprend une évaluation de la compensation sur la base de 37 indicateurs divisés en trois groupes qui correspondent à des catégories de fonctions de zones humides :

- (1) Les indicateurs liés au paysage et à la connectivité écologique (localisation et support du paysage)
- (2) Les indicateurs liés à l'hydrologie (environnement aquatique)
- (3) Les indicateurs liés aux communautés végétales et benthiques (structure des communautés)

Le système de notation UMAM assigne à chaque indicateur une note allant de 0 à 10 afin de refléter la qualité de l'indicateur. Ce système permet d'avoir une note moyenne du niveau de fonctionnalités des zones humides impactées et compensées.

Dans UMAM, le niveau de compensation est dérivé de l'équation 3 (Levrel et al., 2012b). La taille/dimension de la compensation (habituellement une zone spatiale) est ajustée selon (i) le niveau d'incertitude relatif à l'efficacité de ce projet compensatoire (facteur de risque), (ii) la durée nécessaire pour atteindre une complète récupération des fonctionnalités écologiques concernées par le projet compensatoire (facteur temporel).

$$D_I A_I = \frac{D_R}{(t \times \text{risque})} A_R \quad (3)$$

Les composants de l'équation 3 sont :

- D_I et D_R : le delta impact (i.e. l'intensité de l'impact) et le delta de la compensation (i.e. l'intensité de la compensation)
- A_I et A_R : le nombre d'acres impactés et compensés
- t : le facteur temps
- *risque* : le facteur risque (cette pondération varie de 1 à 3 avec un niveau maximum d'incertitude représenté par 3)

Comme dans l'équation de HEA, l'équation 3 égalise les pertes et les gains. Dans ce cadre, la taille du projet de compensation devrait être $A_R = \frac{D_I}{D_R} A_I (t \times \text{risque})$. La dimension temporelle est prise en compte dans UMAM, mais pas de la même manière que dans HEA. Ce paramètre temporel se réfère à la durée que les mesures compensatoires mettent à fournir leurs effets complets et non à la dynamique des pertes et des gains en tant que telle. Par ailleurs, aucune actualisation n'est appliquée. Néanmoins, UMAM utilise la dimension temporelle uniquement pour pondérer (plus le délai est long, plus la compensation sera élevée) et non comme une évaluation réalisée sur une base annuelle.

iii. Comparaison de HEA et UMAM

La force de la méthode HEA réside dans la considération de la dynamique temporelle de l'habitat affecté et compensé (voir Tableau 12). Contrairement à UMAM, HEA réalise une évaluation des pertes et des gains sur une base annuelle. Ainsi, HEA permet une évaluation temporelle plus précise des pertes et des gains (dynamique, valeur décroissante au cours du temps). Cependant, une faiblesse d'HEA consiste dans le nombre très limité d'indicateurs utilisés pour évaluer la

compensation. UMAM semble plus robuste sur ce point puisque son évaluation prend en compte environ 40 indicateurs.

Tableau 12 : Comparaison de HEA et UMAM (Quétier et Lavorel, 2011 ; Pioch et al., 2015 ; Levrel et al., 2012b)

Principales caractéristiques	HEA	UMAM
Indicateurs utilisés pour décrire l'état et les fonctionnalités de l'habitat	Une ou plusieurs espèces (animal ou plante)	37 indicateurs relatifs à : Localisation et paysage, Environnement aquatique et Structure de la communauté
Incertitude liée au succès des actions de compensation	Pas prise en compte	Un facteur de risque est utilisé pour prendre en compte la probabilité d'échec des actions de compensation (pondération des résultats finaux)
Temporalité	Pertes et gains écologiques calculés annuellement. Utilisation d'un taux d'actualisation appliqué à chaque perte et gain écologique par année (reflétant la « préférence pour le présent » des agents économiques)	Un facteur temps est utilisé afin de prendre en compte le délai nécessaire pour que la restauration soit effective (pondération des résultats finaux)

2.1.2 Une approche hybride opérationnelle

Nous avons ainsi tenté de profiter des avantages des approches HEA et UMAM en les combinant au sein d'une approche hybride. La première étape consiste à évaluer à la fois l'état (conditions environnementales) et la fonction³³ des écosystèmes marins et côtiers selon divers indicateurs (une approche multicritère) dans le but de hiérarchiser les mesures compensatoires selon l'impact sur les éléments environnementaux. La seconde étape correspond au dimensionnement de la compensation, en appliquant le système de calcul de HEA sous certaines conditions avec une métrique composite dérivée de la première étape.

Notre objectif était aussi de développer une méthodologie opérationnelle. A cette fin, nous considérons que sa mise en place à chaque étape significative d'un projet de développement, i.e. la phase travaux, la phase d'opération/d'exploitation et la phase de démantèlement est capitale.

D'autre part, comme nous avons décidé d'asseoir la méthode sur la description de l'état ainsi que des fonctions des écosystèmes marins et côtiers³⁴, nous avons sélectionné des indicateurs biophysiques qui (i) sont scientifiquement pertinents pour la compréhension des pertes d'un projet et des gains créés par la compensation et (ii) ont de grandes chances d'être renseignés dans la plupart des EIEs en Europe.

³³ « Fonction écologique » ou « fonctionnalité » sont ici considérées comme les fonctions ou les processus effectués ou permis par un écosystème qui sont nécessaires au maintien de ce dernier (production primaire, aire de reproduction, etc.) (BBOP, 2012b)

³⁴ Etat et fonction correspondent aux premières étapes du cadre analytique européen (MAES, 2013) qui décrit le cheminement logique entre biodiversité, fonction, services écosystémiques et avantages fournis aux hommes.

i. Sélection des indicateurs biophysiques

En choisissant d'établir notre méthode sur l'évaluation multicritère de l'état et du fonctionnement des écosystèmes, selon l'approche UMAM développée originellement pour les zones humides en Amérique du nord, nous devions l'adapter à tout type d'écosystèmes marins et côtiers. Ceci nécessitait une adaptation des indicateurs UMAM aux écosystèmes marins et côtiers présents en Europe. Ainsi les indicateurs ont été sélectionnés (1) à partir de ceux qui sont décrits dans les différentes politiques environnementales européennes (et résultant d'un consensus entre scientifiques) et (2) en s'assurant que ces indicateurs puissent être renseignés à partir des données disponibles dans les EIEs (afin de garantir l'aspect opérationnel de la méthode).

Afin de pouvoir utiliser cette approche en Europe et en France particulièrement, les indicateurs biophysiques étaient sélectionnés à partir de différentes directives environnementales européennes telles que (1) la Directive Habitats (DH) avec des indicateurs liés au bon état de conservation comme défini par Le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), (2) la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et (3) la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) avec des descripteurs du bon état écologique. Néanmoins, cette démarche hybride pourrait avoir une portée plus large et être adaptée à n'importe quel contexte institutionnel et opérationnel en modulant les indicateurs biophysiques pertinents (d'un point de vue scientifique, écologique et réglementaire) utilisés afin de décrire l'écosystème côtier et marin.

Ici, nous dressons un parallèle avec la *Rapid Assessment Method* (RAM), développée aux Etats-Unis dans le cadre de l'approche à trois niveaux de l'évaluation des zones humides de l'*Environment Protection Agency* (EPA) (niveau du paysage, évaluation rapide, et intensive). Les RAM sont utilisées pour évaluer les conditions générales des zones humides en utilisant des indicateurs de terrain et en fournissant des outils standardisés et rentables pour la planification de l'utilisation des terres et l'évaluation de projet. Dans le milieu marin, en s'appuyant sur la structure commune dévoilée ci-dessous, des ajustements peuvent être proposés selon les enjeux environnementaux, la disponibilité des ressources financières, les priorités des politiques, etc. La description de nos indicateurs, avec différents niveaux de précision, et notre système de calcul, combinant la notation d'un critère et de son indice d'enjeu environnemental peuvent aider à mieux renseigner les arbitrages ayant lieu dans différents contextes.

Les indicateurs sont regroupés au sein de trois catégories :

- Des indicateurs relatifs à la structure physico-chimique de l'écosystème : conditions morpho-dynamiques, qualité de l'eau et des sédiments, etc.
- Des indicateurs relatifs à la structure biologique de l'écosystème : structure des communautés benthiques, de l'ichtyofaune, de l'avifaune, etc.
- Des indicateurs relatifs aux fonctionnalités écologiques de l'écosystème.

Ces indicateurs peuvent être documentés en examinant les données disponibles dans les EIEs des projets de développement côtiers et marins français. Les descriptions diffèrent seulement en termes d'exactitude des données. Par exemple, afin d'évaluer l'état des communautés benthiques, certaines EIEs décrivent seulement l'abondance et la richesse spécifique, alors que

d'autres détaillent ces informations ainsi que des caractéristiques démographiques des populations. Cette méthode permet d'identifier les indicateurs nécessitant plus de recherche.

ii. Etape 1 de la méthode hybride : quantification et hiérarchisation des impacts

Systeme de notation

Les indicateurs utilisés pour décrire l'état de l'écosystème et son fonctionnement sont notés aux différentes phases de développement du projet d'aménagement : (i) en amont du projet avant la phase de construction (état initial) ; (ii) durant la phase de travaux (phase de construction) ; (iii) durant la phase de fonctionnement/exploitation et (iv) durant la phase de démantèlement. Chaque indicateur est composé d'un ou plusieurs critères.

Le système de notation retenu dans notre approche combine la notation de deux paramètres :

- **L'état de chaque critère** : la notation de la qualité écologique de chaque critère à chaque phase de développement du projet d'aménagement (Tableau 13).
- **Un indice d'enjeu environnemental associé à chaque critère**. Ce paramètre est supposé constant sur l'ensemble des phases de développement du projet d'aménagement³⁵.

Le système de notation est décrit par la suite. Dans un premier temps, nous décrivons la signification des notes, puis le système de calcul qui combine la note attribuée à l'état de chaque critère et l'enjeu environnemental associé.

³⁵ C'est une hypothèse simplificatrice qui peut être modifiée lorsque les aménagements ont une durée de vie relativement longue. Dans ce cas, les enjeux environnementaux des espèces et habitats peuvent évoluer dans le temps, si ces derniers deviennent plus ou moins vulnérables par rapport à l'état initial. Si besoin, différents niveaux d'enjeu environnemental peuvent être appliqués dans la méthodologie.

Tableau 13 : Définition et signification de la notation des indicateurs de structures physico-chimique, biologique et de fonctionnalités écologique

Indicateurs	Critères	Exemples de métriques	Cohérence avec les directives européennes	Signification des notes		
				3	2	1
STRUCTURE PHYSICO-CHIMIQUE						
Conditions morpho-dynamiques	Morphologie des fonds	Structure et substrat des fonds, bathymétrie, granulométrie, intégrité des fonds	DCSMM – Descripteurs 6 & 7 DCE	Conditions quasi naturelles	Dégradées	Fortement dégradées
	Dynamique hydro-sédimentaire	Courants, régimes des vagues et des marées, transport des sédiments (érosion)				
Qualité du sédiment	Niveau de pollution en contaminants chimiques organiques et métaux	Contamination au cadmium, mercure, plomb, HAP, PCB et retardateurs de flammes bromés	DCSMM - Descripteur 8 DCE	Peu ou non dégradées	Dégradées	Fortement dégradées
	Matière organique dans le sédiment	Taux en matière organique, concentrations en azote et phosphore				
Qualité de l'eau	Niveau de pollution en contaminants chimiques	Concentrations en cadmium, mercure, plomb, HAP, PCB et retardateurs de flammes bromés	DCSMM – Descripteurs 5 & 8 DCE	Peu ou non dégradées	Dégradées	Fortement dégradées
	Niveau de contamination bactériologique	Concentration d' <i>E. coli</i> , autres contaminations microbiologiques				
	Niveau d'eutrophisation	Concentration en nutriments, ratios d'éléments nutritifs, concentration en chlorophylle, turbidité, teneur en oxygène dissous				
	Conditions générales	Conditions thermales, salinité, turbidité				
STRUCTURE BIOLOGIQUE						
Etat des communautés benthiques (hors espèces « ingénieur »)	Structure et composition faunistique	Biomasse, abondance pour un maximum d'espèces, richesse spécifique, densité pour un maximum d'espèces, etc. Indices de diversité (Shannon, Piélou), indices biotiques (AMBI, M-AMBI, BENTIX, Benthic Response Index) pour les habitats pertinents (i.e. comportant de la vase), etc. Aire couverte par les espèces Structure par taille et/ou âge, répartition par sexe pour identifier des modifications dans le taux de renouvellement des populations, etc. Taux de fécondité, taux de survie/mortalité pour les espèces commerciales pour observer une modification de la pression de pêche après projet, etc.	Directive Habitats (MNH) DCSMM – Descripteur 1 DCE	Bon état des populations et/ou communautés assurant leur maintien	Maintien des populations et/ou communautés compromis car état des populations / communautés dégradé	Maintien des populations et/ou communautés fortement compromis
Etat du maërl / herbiers	Structure générale, état de vitalité et composition faunistique	Surface couverte par les espèces, taux de recouvrement du maërl ou de l'herbier, pourcentage de maërl vivant, taux de fragmentation de l'herbier, etc. Densité des pieds des herbiers, surface foliaire, biomasse de l'herbier, etc. Taux de vitalité du maërl ou de l'herbier, etc. Densité, abondance, biomasse pour un maximum d'espèces				

		associées au maërl ou à l'herbier, etc.				
Etat des hermelles (Sabellaria alveolata)	Structure générale	Couverture du récif, taux de fragmentation du récif, etc. Surface couverte par les espèces				
Etat des laminaires	Structure générale et composition faunistique	Nombre de pieds, taux de couverture, etc. Biomasse, abondance, densité pour un maximum d'espèces, etc. Surface couverte par les espèces				
Etat du coralligène	Structure générale, bio-construction et composition faunistique	Porosité, limites de profondeur, coloration, etc. Taille, couverture totale, etc. Diversité, abondance, couverture pour un maximum d'espèces, etc. Surface couverte par les espèces				
Etat de l'ichtyofaune / avifaune / chiroptères / mammifères marins / reptiles marins	Structure et composition faunistique	Biomasse, abondance pour un maximum d'espèces, richesse spécifique, fréquence d'observation, etc. Structure par taille et/ou âge, sexe ratio, taux de fertilité, taux de survie/mortalité pour identifier des modifications dans le taux de renouvellement des populations, etc.				
FONCTIONNALITES ECOLOGIQUES						
Espèces prolifératrices ou exotiques (ophiures, bloom phytoplanctonique, etc.)	Niveau fonctionnel délivré par la zone étudiée	Abondance et/ou surface recouverte	Directive Habitats (MNH) DCSMM – Descripteur 2	Absence	Présence sans prolifération	Présence et prolifération
Niveau de connectivité écologique/ fragmentation		Présence d'ouvrages affectant le niveau de connectivité, niveau de fragmentation de l'habitat	DCSMM – Descripteur 1	Absence de fragmentation	Faible niveau de connectivité	Fort niveau de fragmentation
Réseau trophique		Nombre de niveau trophique Courbe d'abondance/biomasse Diversité des groupes trophiques chez les consommateurs primaires	DCSMM – Descripteur 4	Diversifié	Moyennement diversifié	Peu diversifié
Zones de frayères, nurseries		Présence/absence, surface et intégrité	DCSMM – Descripteur 1	Zone de frayère et nurserie de bonne qualité pour de nombreuses espèces	Zone de frayère et nurserie de qualité moyenne et/ou bénéficiant à peu d'espèces	Forte dégradation ou destruction de la zone de frayère et nurserie
Zone d'alimentation		Présence/absence, surface et intégrité	DCSMM – Descripteur 1	Zone d'alimentation de bonne qualité pour de nombreuses espèces	Zone d'alimentation de qualité moyenne et/ou bénéficiant à peu d'espèces	Forte dégradation ou destruction de la zone d'alimentation
Zone de repos, abri, refuge		Présence/absence, surface et intégrité	DCSMM – Descripteur 1	Zone de repos et d'abri de bonne qualité pour de nombreuses espèces	Zone de repos et d'abri de qualité moyenne et/ou bénéficiant à peu d'espèces	Forte dégradation ou destruction de la zone de repos et d'abri

Signification des notes relatives aux indicateurs et critères

Les notes potentiellement attribuables s'échelonnent de manière continue sur un intervalle compris entre 1 et 3 (Tableau 14). La note minimale 1 correspond à une mauvaise qualité écologique du critère. La note maximale 3 correspond à une excellente qualité écologique. L'attribution des notes à chaque critère s'effectue sur la base des éléments rapportés dans l'étude d'impact associée au projet d'aménagement considéré.

Construction de l'indice d'enjeu environnemental

L'indice d'enjeu environnemental, appelé ci-après IEE, se construit de la manière suivante :

- Dans le cas des critères³⁶ décrivant la structure biologique de l'écosystème étudié, l'enjeu environnemental se définit à partir de 4 paramètres³⁷ liés à l'habitat ou l'espèce concerné(e) : (1) l'aire de répartition, (2) la rareté, (3) le rôle écologique et (4) la résilience. L'indice d'enjeu environnemental pour les critères relatifs à la structure biologique est calculé à partir de la moyenne des notes attribuées à ces quatre paramètres.
- Dans le cas des critères décrivant la structure physico-chimique et les fonctionnalités écologiques de l'écosystème étudié, l'indice d'enjeu environnemental est déterminé par deux paramètres : (1) le niveau de dépendance entre les critères biologiques identifiés comme enjeux et les critères physico-chimiques ou fonctionnels ; (2) l'identification de ces critères comme enjeu particulier dans des documents de planification. L'indice d'enjeu environnemental est calculé à partir de la moyenne des notes attribuées à ces deux paramètres.

L'IEE associé à chaque critère est noté sur un intervalle continu allant de 1 (peu d'enjeux environnementaux) à 3 (enjeux environnementaux importants). La signification des notes est rapportée dans le Tableau 14.

³⁶ Lorsqu'un indicateur consiste en un seul critère, les termes « critère » et « indicateur » sont synonymes.

³⁷ Les paramètres constitutifs de l'indice d'enjeu environnemental sont inspirés des critères de Texel / Faial de la Commission OSPAR pour identifier les espèces et les habitats nécessitant une protection.

Tableau 14 : Signification des notes pour établir l'indice d'enjeu environnemental (IEE)

Paramètres	Signification des notes		
	3	2	1
IEE RELATIF AUX CRITERES PHYSICO-CHIMIQUES			
Relation de dépendance entre les critères biologiques et physico-chimiques <i>Degré de dépendance des espèces et habitats aux conditions morpho-dynamiques et à la qualité des sédiments et de l'eau</i>	Elevée	Moyenne	Faible
Critères physico-chimiques identifiés comme enjeux dans les documents de planification et de gestion (tels que les documents de gestion des bassins versants)	Critères physico-chimiques mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification ou de gestion	/	Critères physico-chimiques non mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification ou de gestion
IEE RELATIF AUX CRITERES BIOLOGIQUES			
Evolution de l'aire de répartition <i>Augmentation, stabilité ou déclin de l'aire de répartition de l'espèce ou de l'habitat étudié selon une échelle spatiale pertinente</i>	Déclin significatif	Déclin léger	Stabilité ou en augmentation
Rareté <i>Rareté de l'espèce ou de l'habitat étudié</i>	Rare	/	Commun
Rôle écologique <i>Rôle écologique de l'espèce ou de l'habitat étudié</i>	Rôle écologique significatif	/	Pas de rôle écologique significatif
Résilience <i>Vitesse de récupération de l'espèce ou de l'habitat</i>	Faible	Moyenne	Forte
IEE RELATIF AUX CRITERES FONCTIONNELS			
Relation de dépendance entre les critères biologiques et fonctionnels <i>Degré de dépendance des espèces et habitats aux espèces prolifératrices ou introduites, au niveau de connectivité, au réseau trophique et aux zones fonctionnelles clés</i>	Elevée	Moyenne	Faible
Critères fonctionnels identifiés comme des critères à enjeu dans les documents de planification ou de gestion (tels que les plans de gestion des aires marines protégées)	Critères fonctionnels mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification ou de gestion	/	Critères fonctionnels non mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification ou de gestion

Systeme de calcul

Les notes attribuées à chaque critère sont élaborées à chaque étape de développement du projet d'aménagement. La notation de chaque critère s'effectue de la manière suivante :

- Une note N_{cr} est attribuée à chaque critère composant l'indicateur. Cette note décrit la qualité écologique associée au critère, au moment de l'évaluation (état initial, construction, exploitation ou démantèlement).
- La note N_{cr} est ensuite pondérée par l'indice d'enjeu environnemental IEE_{cr} associé au critère. Nous supposons que cette pondération est constante dans le temps.

Le score de l'indicateur i (Sc_i) est obtenu en pondérant les notes attribuées aux critères composant l'indicateur, par l'indice d'enjeu environnemental. Ceci afin de tenir compte à la fois du poids relatif de chaque critère dans l'indicateur et du poids de l'indicateur i dans l'évaluation globale de l'état de l'écosystème évalué.

Le score de l'indicateur i (Sc_i) est ainsi calculé de la manière suivante :

$$Sc_i = \frac{\sum_{cr=1}^n N_{cr} IEE_{cr}}{\sum_{e=1}^m IEE_e} \quad (4)$$

Où :

- L'indice 'cr' varie de 1 à n , n étant le nombre de critères composant l'indicateur i ;
- L'indice 'e' varie de 1 à m , m étant le nombre de critères utilisés dans l'évaluation globale de l'état de l'écosystème étudié. $\sum_{e=1}^m IEE_e$ est donc la somme de tous les indices d'enjeux environnementaux utilisés dans l'évaluation globale de l'enjeu environnemental.

L'état écologique global de l'écosystème (ScG) est ensuite estimé en additionnant les scores de chaque indicateur, N étant le nombre total d'indicateurs considérés pour l'évaluation. Chaque catégorie d'indicateur (structure biologique, structure physico-chimique, fonctionnalités) peut par ailleurs être évaluée à partir de la moyenne des indicateurs retenus dans chaque catégorie.

Le Tableau 15 propose une illustration simplifiée du système de notation sur la base de 2 indicateurs, l'un étant composé de 2 critères et le second n'étant composé que d'un seul critère.

Tableau 15 : Exemple simplifié pour illustrer le système de calcul pour un écosystème décrit à l'aide de deux indicateurs

		Note (N_{cr})	Indice d'Enjeu Environnemental (IEE_{cr})	Score (Sc_i) relatif à l'indicateur i
Indicateur 1 (ex. Conditions morpho-dynamiques)	Critère A (ex. Morphologie des fonds)	N_A	IEE_A	$Sc_1 = \frac{N_A \times IEE_A + N_B \times IEE_B}{IEE_A + IEE_B + IEE_C}$
	Critère B (ex. Dynamique hydro-sédimentaire)	N_B	IEE_B	
Indicateur 2 (ex. Zone de frayère et nurserie)	Critère C (ex. Niveau fonctionnel délivré par la zone)	N_C	IEE_C	$Sc_2 = \frac{N_C \times IEE_C}{IEE_A + IEE_B + IEE_C}$
Estimation de l'état et des fonctions écologiques rendues par un écosystème décrit par les indicateurs 1 et 2				$ScG = Sc_1 + Sc_2$

L'intérêt de cette approche est que l'évaluation du score à chaque étape du projet d'aménagement permet de suivre l'évolution de l'état et des fonctionnalités de l'écosystème dans le temps.

L'effet du projet d'aménagement sur un indicateur est obtenu en effectuant la différence entre le score de l'indicateur à l'état initial et le score de l'indicateur à une étape donnée de la vie du projet. Ainsi,

- Le score associé à l'effet de l'aménagement lors de la phase de construction (*Construction Phase Impact Score – CPIS*) pour l'indicateur i est déduit de la différence entre le score de l'état initial et le score estimé à la phase chantier :

$$CPIS_i = Sc_{i,phase\ de\ construction} - Sc_{i,\acute{e}tat\ initial} \quad (5)$$

- Le score associé à l'effet de l'aménagement lors de la phase d'exploitation (*Operation Phase Impact Score – OPIS*) pour l'indicateur i est déduit de la différence entre le score obtenu à l'état initial et le score estimé à la phase d'exploitation :

$$OPIS_i = Sc_{i,phase\ d'exploitation} - Sc_{i,\acute{e}tat\ initial} \quad (6)$$

La phase d'exploitation pouvant couvrir plusieurs décennies, il est tout à fait envisageable d'estimer l'état des indicateurs à différentes étapes de cette phase d'exploitation.

iii. Etape 2 de la méthode hybride : dimensionnement des mesures compensatoires

L'étape 1 de la méthode permet d'estimer les impacts résiduels de l'aménagement sur les différentes composantes de l'écosystème étudié. Elle permet d'obtenir une hiérarchisation des impacts. Les notes obtenues à l'aide de la méthode proposée ici ne permettent pas de définir la significativité des impacts. La significativité des impacts, et donc le seuil à partir duquel la compensation doit être réalisée, est à déterminer à partir de paramètres spécifiques liés aux réglementations propres à chaque pays. L'étape 2 de la méthode est à mettre en œuvre uniquement dans les cas où les impacts résiduels obtenus à l'étape 1 ont été jugés significatifs.

Nous utilisons la méthode HEA pour dimensionner les mesures compensatoires. Nous proposons 3 options pour dimensionner la compensation selon les proxys utilisés dans la méthode HEA et les composantes visées par la compensation.

Option 1 : Une mesure compensatoire globale – Utilisation du score obtenu à l'étape 1 comme proxy dans HEA.

Cette option constitue le cas idéal dans le sens où une seule mesure compensatoire permet de compenser l'ensemble des pertes écologiques liées à l'aménagement. Dans ce cas, le score total issu de l'étape 1 à chaque phase du projet d'aménagement est normalisé par rapport au score obtenu à l'état initial. Ce score normalisé peut ensuite être utilisé comme proxy dans la méthode HEA pour évaluer les pertes fonctionnelles (exprimées en pourcentage) :

$$\text{Pertes globales de fonctionnalités}_{\text{phase de construction}} = \frac{ScG_{\text{phase de construction}}}{ScG_{\text{état initial}}} \quad (7)$$

$$\text{Pertes globales de fonctionnalités}_{\text{phase d'exploitation}} = \frac{ScG_{\text{phase d'exploitation}}}{ScG_{\text{état initial}}} \quad (8)$$

Les gains de fonctionnalités obtenues par la mesure compensatoire peuvent être évalués à l'aide du système de notation décrit dans l'étape 1. Ils sont évalués sur une unité de surface donnée. Le système de notation est appliqué pour chacun des indicateurs avant et après la mise en œuvre de la mesure compensatoire. Un score global (ScG) est obtenu en additionnant les notes de chaque indicateur à la fin de la période de production des gains. Ce score global peut ensuite être utilisé en tant que proxy dans la méthode HEA pour évaluer les gains de fonctionnalités (exprimés en pourcentage) après avoir été normalisé par le score global obtenu avant la mise en œuvre de la mesure compensatoire :

$$\text{Gains globaux de fonctionnalités}_{\text{pour une unité de surface}} = \frac{ScG_{\text{après la mesure compensatoire}}}{ScG_{\text{avant la mesure compensatoire}}} \quad (9)$$

Si les gains produits par la mesure compensatoire ne sont pas linéaires dans le temps, ils peuvent être évalués selon des intervalles de temps donnés afin d'estimer plus précisément la courbe des gains. Une fois les pertes globales et les gains globaux de fonctionnalités évalués, la méthode HEA permettra d'en déduire le dimensionnement de la compensation³⁸.

Option 2 : Mesures compensatoires ciblées - Utilisation du score obtenu à l'étape 1 comme proxy dans HEA.

Il est peu probable que toutes les pertes écologiques puissent être globalement compensées. Les mesures compensatoires visent souvent un habitat ou une espèce en particulier, habituellement une espèce clé de voûte ou parapluie, et se focalisent donc sur quelques compartiments marins.

Par conséquent, il est plus vraisemblable d'entreprendre la compensation par le biais d'une ou plusieurs mesures ciblant certains indicateurs clé (i.e. compartiments marins). Dans ce cas, le score obtenu à l'étape 1 pour un l'indicateur concerné à chaque phase du projet normalisé par le score à l'état initial peut être utilisé comme proxy dans HEA pour évaluer les fonctionnalités. Pour chaque indicateur i :

$$\text{Pertes de fonctionnalités}_{i,\text{phase de construction}} = \frac{ScG_{i,\text{phase de construction}}}{ScG_{i,\text{état initial}}} \quad (10)$$

$$\text{Pertes de fonctionnalités}_{i,\text{phase d'exploitation}} = \frac{ScG_{i,\text{phase d'exploitation}}}{ScG_{i,\text{état initial}}} \quad (11)$$

Ici, les indicateurs les plus impactés par le projet devraient être sélectionnés.

Les gains de fonctionnalités fournis par les mesures compensatoires ciblant certains indicateurs peuvent être évalués par le biais du système de notation décrit à l'étape 1. Le processus d'évaluation des gains est similaire à l'option 1 détaillée ci-dessus, mais, il est dans ce cas une

³⁸ Pour plus de détails sur le système de calcul d'HEA, voir Dunford et al. (2004), NOAA (2006).

évaluation de l'indicateur ciblé et non une évaluation globale. Donc, le proxy des gains de fonctionnalités pour un indicateur i est :

$$\text{Gains de fonctionnalité}_{i,\text{pour une unité de surface}} = \frac{SCG_{i,\text{après compensation}}}{SCG_{i,\text{avant compensation}}} \quad (12)$$

Option 3 : Mesures compensatoires ciblées – utilisation de métriques comme proxy dans HEA

L'utilisation d'une notation semi-quantitative de 1 à 3 dans HEA afin de dimensionner la compensation peut sembler sommaire. En effet, en l'absence de définition de seuils, le jugement d'expert peut être considéré comme trop variable (voir la section 2.1.4). Lorsque cela est possible, une troisième option consiste à évaluer les pertes et les gains directement par le biais d'une ou plusieurs métriques quantitatives (p.ex. production foliaire et/ou densité de pieds pour les herbiers, taux de régénération pour les récifs coralliens, etc.)³⁹.

Ces trois approches méthodologiques mettent en avant le fait que la Non-Perte Nette est difficile à atteindre puisqu'il est rare de compenser l'ensemble des compartiments marins. Ainsi, il semble plus pertinent de viser les compartiments les plus impactés (p.ex. les trois premiers) et de faire fonctionner HEA sur ceux-ci.

Dans le cas où la notation obtenue dans l'étape 1 n'est pas suivie par l'utilisation de HEA, les deux étapes successives sont proposées :

- La première étape (quantification et hiérarchisation des impacts) peut être combinée à une analyse macro qualitative dans laquelle les impacts sur l'environnement sont évalués à l'aide d'une grille relativement simple et rapide
- La seconde étape (dimensionnement de la compensation) peut être considérée comme une analyse micro quantitative dans laquelle les pertes et les gains sont caractérisés plus précisément afin de dimensionner la mesure compensatoire.

2.1.3 Etude de cas : mise en place d'une extension portuaire

Cette section propose une illustration de l'approche hybride à travers un cas d'étude français : une extension portuaire (projet d'aménagement côtier). Un deuxième exemple, non développé ici, est disponible dans l'article correspondant à cette section 2.1.3 : celui d'un parc éolien offshore (projet d'aménagement marin)⁴⁰.

Les données utilisées pour noter les critères sont celles qui sont généralement renseignées dans les études d'impact. Des données émanant d'institutions à vocation scientifique sont également utilisées (ex : Inventaire national du patrimoine naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle, Liste rouge de l'UICN des espèces menacées en France).

³⁹ Bien que ces métriques soient aussi utilisées dans l'étape 2, elles sont modifiées afin d'obtenir une notation entre 1 et 3, ce qui diminue le niveau de précision.

⁴⁰ Les premiers parcs éoliens offshore sont actuellement en cours de développement en France. Ce type de projet est donc totalement nouveau dans le paysage maritime français. Les extensions portuaires sont en revanche plutôt courantes.

Pour chaque cas d'étude, l'état initial est défini par rapport à l'état écologique de l'écosystème observé avant la construction de l'aménagement.

Les étapes 1 et 2 de l'approche hybride ont été appliquées au cas d'étude portant sur l'extension portuaire.

Il s'agit d'un projet réel, mais anonymisé, situé dans le sud de la France en mer Méditerranée. Il implique la création d'une nouvelle digue et d'une contre-jetée, la suppression d'un enrochement et de l'extrémité d'une digue existante. La phase de construction consiste à draguer les sédiments meubles et excaver des rochers pour approfondir le bassin existant. La plupart des données écologiques utilisées pour ce cas d'étude sont issues de l'étude d'impact du projet.

Application de l'étape 1 de la méthode

L'aire d'étude était l'enceinte du futur port et ses alentours pour les espèces non mobiles et les habitats. La région biogéographique méditerranéenne française a été considérée pour évaluer les enjeux environnementaux relatifs aux éléments biologiques.

Evaluation de l'état écologique et fonctionnel

En raison du manque de données, l'indicateur relatif au réseau trophique ne sera pas évalué.

Deux espèces présentes dans la zone d'étude bénéficient d'un statut de protection : l'herbier de posidonie (*Posidonia oceanica*) et la grande nacre (*Pinna nobilis*). L'herbier de posidonie est relativement dense dans la zone du port et plutôt rare dans l'avant-port. La grande nacre, quant à elle, est présente dans la zone de la future enceinte portuaire. L'herbier de posidonie sera dégradé de manière directe par la construction du projet (dragage et excavation) et de manière indirecte puisque des taches d'herbiers sont présentes dans la future enceinte du port. La grande nacre pouvant être dégradée par le démantèlement de l'enrochement, il a été prévu de déplacer les individus présents et de les transplanter avant le début des opérations de construction.

Concernant les mammifères marins, un seul dauphin a été observé au large du port durant les 30 dernières années. Les données concernant l'ichtyofaune se limitent à un simple inventaire. Les seules données présentes dans l'étude d'impact sont des indications de présence et d'absence. Aucune donnée n'est disponible pour l'avifaune.

L'évaluation de l'état écologique et du niveau de fonctionnalités de la zone étudiée est réalisée en tenant compte des mesures d'évitement (optimisation de l'emprise au sol pour éviter les herbiers de posidonie) et de réduction (transplantation des grandes nacres et filtre à limon pour réduire la dispersion de particules fines durant la construction).

Résultats

Les détails de l'évaluation de l'indice d'enjeu environnemental et de la notation des indicateurs sont indiqués dans l'Annexe 7.

Le Tableau 16 indique la hiérarchisation des impacts issus des phases de construction et d'exploitation.

Tableau 16 : Hiérarchisation des impacts écologiques de l'extension portuaire

Indicateurs	Construction Phase Impact Score (CPIS)	Perte comparée à l'état initial (%)	Rang à la phase de construction	Indicateurs	Operation Phase Impact Score (OPIS)	Perte comparée à l'état initial (%)	Rang à la phase d'opération
Herbier de <i>Posidonia oceanica</i>	-0,08247	-50%	1	Herbier de <i>Posidonia oceanica</i>	-0,08247	-50%	1
Zone de nourricerie	-0,07854	-50%	2	<i>Pinna nobilis</i>	-0,05105	-33%	2
Zone de repos et de refuge	-0,07854	-50%	3	Zone de nourricerie	-0,03927	-25%	3
Qualité de l'eau	-0,05498	-9%	4	Zone de repos et de refuge	-0,03927	-25%	4
<i>Pinna nobilis</i>	-0,05105	-33%	5	Niveau de connectivité écologique / fragmentation	-0,03142	-25%	5
Communautés benthiques de substrat meuble	-0,03142	-50%	6	Qualité de l'eau	-0,02356	-4%	6
Niveau de connectivité écologique / fragmentation	-0,03142	-25%	7	Mammifères marins	-0,01374	-8%	7
Qualité du sédiment	-0,02356	-9%	8	Morphodynamique	-0,01257	-4%	8
Ichthyofaune	-0,02094	-20%	9	Qualité du sédiment	-0,01178	-5%	9
Communautés benthiques sur les digues (substrat dur)	-0,01571	-25%	10	Communautés benthiques sur les digues (substrat dur)	0	0%	10
Mammifères marins	-0,01374	-8%	11	Communautés benthiques de substrat meuble	0	0%	11
Morphodynamique	-0,01257	-4%	12	Espèces proliférantes ou exotiques	0	0%	12
Espèces proliférantes ou exotiques	0	0%	13	Ichthyofaune	0,00838	8%	13

Les résultats obtenus pour la phase de construction et la phase d'exploitation sont relativement proches. Les composantes naturelles les plus dégradées durant la phase de construction et d'exploitation sont l'herbier de posidonie et les fonctionnalités écologiques clés qui en découlent. Cette dégradation s'explique par la destruction de l'herbier (zone d'alimentation, de repos ou de refuge) et par la destruction de la digue (zone d'alimentation et de refuge). La qualité de l'eau est par ailleurs dégradée lors de la phase de construction en raison d'une augmentation de la turbidité. L'état écologique des grandes nacres dépendra du succès de l'opération de transplantation.

Un léger effet positif est anticipé pour l'ichtyofaune, durant la phase d'exploitation, en raison d'une augmentation des habitats de substrats durs liés à la création de la nouvelle digue (léger effet récif).

Application de l'étape 2 de la méthode

Pour illustrer cette étape 2, nous proposons de dimensionner une action de compensation sur la composante naturelle la plus dégradée par le projet d'extension portuaire : l'herbier de posidonie. Nous retenons l'option 3 décrite dans la section précédente pour calculer le dimensionnement. Ainsi, nous ne reprenons pas le score obtenu pour l'indicateur « herbier de posidonie » à l'étape 1. Nous proposons d'utiliser directement la métrique utilisée à l'étape 1, à

savoir la densité des pieds, pour obtenir une meilleure précision dans l'estimation du niveau de compensation.

Les détails du calcul de la méthode HEA sont indiqués en Annexe 8.

Evaluation des pertes

Les données utilisées, ici, sont celles qui sont disponibles dans l'étude d'impact, à savoir :

- La surface totale couverte par l'herbier de posidonie : 13 000 m²
- La surface de l'herbier de posidonie directement détruite par le projet : 910 m²
- La surface de l'herbier de posidonie indirectement dégradée par le projet (i.e. la surface de l'herbier qui disparaîtra probablement puisqu'il sera situé dans la future enceinte portuaire et sera donc soumis à de fortes pressions) : 1 230 m².
-

Le niveau fonctionnel délivré par la zone étudiée est approché par le ratio suivant :

$$\text{Pertes de fonctionnalités (\%)} = \frac{\text{Surface impactée d'herbier de posidonie}}{\text{Surface totale couverte par l'herbier dans la zone d'étude}} \quad (13)$$

Comme il est mentionné dans Bull et al. (2013), « il n'existe pas une métrique unique qui puisse objectivement saisir la biodiversité pleinement, cette dernière n'ayant pas de définition universelle, sans équivoque ». Néanmoins, la quantification des pertes et des gains ne peut s'effectuer sans indicateurs. Sachant que l'utilisation d'un seul indicateur tel que la surface de l'habitat est largement décriée, nous encourageons fortement à recourir à une analyse multicritères ou à des indicateurs composites pour évaluer les pertes et gains de biodiversité et de fonctionnalités. L'évaluation du niveau de fonctionnalités proposée à l'équation (13) pourrait être affinée si l'on disposait de données sur le taux de récupération, la densité, le taux d'expansion des rhizomes, ou la production de feuilles. Mais en l'absence de ces données, nous nous contenterons de l'estimation donnée par l'équation (13).

En 2015, le projet d'extension portuaire entraînera une perte de fonctionnalités (liée à la destruction directe de l'herbier) de :

$$\text{Pertes de fonctionnalités}_{2015} = \frac{910}{13\,000} = 7\% \quad (14)$$

Nous supposons que l'herbier situé dans l'enceinte du port disparaîtra dans les 5 ans, étant donné sa qualité écologique initialement très dégradée. Ainsi, en 2020, le projet d'extension portuaire entraînera une perte de fonctionnalités (liée à la destruction directe et indirecte de l'herbier) de :

$$\text{Pertes de fonctionnalités}_{2020} = \frac{2\,140}{13\,000} = 16\% \quad (15)$$

Nous supposons, par ailleurs, une disparition linéaire de l'herbier entre 2015 et 2020 (à un taux de disparition de 1,8 % par an).

Les pertes sont calculées de 2015 à 2044 (ce qui correspond à la durée de la concession) en retenant un taux d'actualisation de 4% (Commissariat Général au Plan, 2005).

La Figure 21 propose une illustration des pertes de fonctionnalités.

Les pertes totales de fonctionnalités sur la période 2015-2044 sont estimées à 5 447,971 *Discounted Service Acre Years* (DSAYS).

Evaluation des gains

La mesure compensatoire consiste à créer une zone interdite au chalutage en immergeant des récifs. Des études réalisées en mer Méditerranée autour de la Corse ont estimé un taux de dégradation des herbiers de posidonie due au chalutage de 12% (Pergent-Martini et Pasqualini, 2000) pouvant atteindre 23% localement (Pergent-Martini, 2000). Gonzales-Correa et al. (2005) ont estimé la capacité de récupération de l'herbier de posidonie sur une zone chalutée illégalement :

- La densité globale sur des zones non dégradées : 124,1 pieds/m²
- La densité globale sur des zones chalutées : 7,812 pieds/m²
- La production de nouveaux pieds sur les zones chalutées : 1,265 pieds/m²/an

Les limites exprimées dans la section « Evaluation des pertes » sur le choix des indicateurs valent également pour l'évaluation des gains.

En reprenant les estimations obtenues par Gonzales-Correa et al. (2005), nous supposons qu'après un chalutage illégal en 2015, le niveau fonctionnel du site compensatoire avant la mise en œuvre de la compensation est de :

$$\text{Niveau de fonctionnalités}_{\text{site compensatoire (état initial)}} = \frac{7,812}{124,1} = 6,29\% \quad (16)$$

Nous supposons également que le gain annuel de fonctionnalités grâce à la mise en œuvre de la mesure compensatoire sera de :

$$\text{Gains de fonctionnalités}_{\text{par an}} = \frac{1,265}{124,1} = 1,02\% \quad (17)$$

Nous supposons que le taux de récupération de l'herbier de posidonie est linéaire dans le temps.

Les gains globaux de fonctionnalités sont évalués sur la période 2015-2044, ce qui correspond à la durée d'une concession de 30 ans.

La Figure 21 propose une illustration des gains de fonctionnalités.

Il est important de noter que la durée de récupération est calculée sur la base d'observations faites sur des herbiers de la côte d'Alicante en Espagne. Ces conditions environnementales sont probablement différentes de celles qui sont présentes sur le site compensatoire. Pour obtenir une estimation plus précise, il pourrait être opportun d'utiliser des données sur le taux de récupération d'herbiers proches du site compensatoire.

Le gain annuel de fonctionnalités par m² d'herbiers est estimé à 2,2231 DSAYS.

La surface compensatoire est donc estimée à :

$$Surface\ compensatoire = \frac{5\,447,971}{2,2231} = 2\,450\ m^2 \quad (18)$$

Le ratio compensatoire (i.e. la surface compensatoire divisée par la surface dégradée) obtenu pour ce cas d'étude est de 1,14 :1 (i.e. pour 1 m² dégradé, 1,14 m² doit être compensé). Ce ratio est une estimation grossière qui demande à être affinée en tenant compte par exemple des préférences sociales sur les types d'actions compensatoires possibles et les espèces ou habitats dégradés.

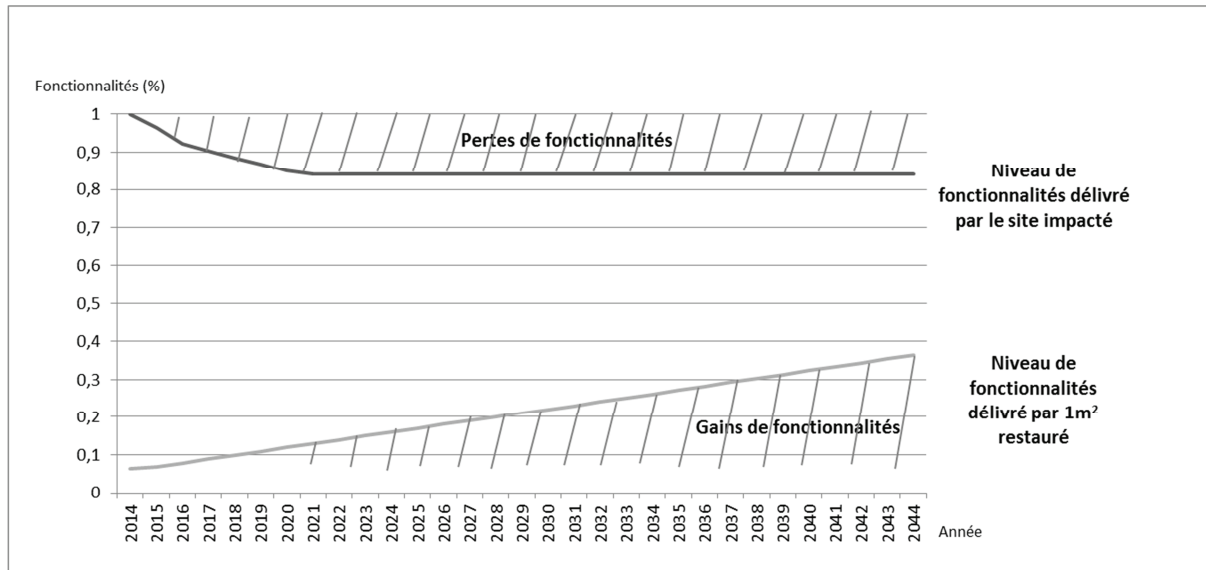


Figure 21 : Pertes et gains de fonctionnalités

2.1.4 Discussion et conclusion

i. Une méthode améliorée pour évaluer les mesures compensatoires marines

Cette méthode hybride peut permettre d'améliorer l'application de la séquence ERC sur l'environnement marin, même si certaines difficultés restent à résoudre.

Une vision plus large de la biodiversité

Cette méthode hybride promeut une vision plus large de la biodiversité. Dans la section 1.1, nous avons vu que les mesures compensatoires proposées dans le cadre des EIEs françaises étaient majoritairement appliquées dans le cadre d'impacts sur des espèces protégées. Le fait de s'appuyer sur une grille multicritère permet d'élargir la vision de la biodiversité en prenant en compte les espèces communes, les composantes abiotiques et les fonctionnalités des écosystèmes. Ces dernières sont rarement ciblées par les mesures compensatoires (voir Quétier et al., 2014 pour les écosystèmes terrestres). En considérant trois groupes d'indicateurs (physico-chimiques, biologiques et de fonctionnalités) dans les évaluations, un poids plus important est donné à la nature dite « ordinaire » (i.e. non protégée) et l'utilisation de la compensation pour la préserver peut être encouragée. D'autre part, le calcul des Indices

d'Enjeux Environnementaux intègre la relation de dépendance entre les critères biologiques et les critères physico-chimiques et de fonctionnalités. Ainsi, dans le cas d'impacts générés par des infrastructures portuaires, l'utilisation de la méthode hybride, pourrait souligner le rôle crucial de la qualité de l'eau et des sédiments au sein de l'écosystème. Ceci peut engager la discussion sur des compensations potentielles ciblant ces éléments, comme les techniques de remédiation ou de systèmes de traitement des eaux usées.

D'une évaluation qualitative à une évaluation semi-quantitative

Une autre amélioration apportée par la méthode hybride par rapport aux pratiques actuelles de compensation est l'évaluation semi-quantitative. A l'heure actuelle, les EIEs s'appuient sur des données qualitatives pour hiérarchiser le niveau d'impact comme « élevé », « moyen » ou « faible ». La méthode hybride va plus loin en quantifiant les impacts.

Adaptation au cycle de vie du projet

L'échelle de temps considérée dans la méthode hybride diffère aussi des EIEs traditionnelles. Les pertes sont évaluées à différentes étapes des projets de développement. Une période longue peut être considérée pour la phase d'exploitation (p.ex. plus de 30 ans) et le démantèlement peut être pris en compte. Les gains peuvent être évalués tout le long de la période de régénération de l'écosystème restauré.

Un meilleur respect de la séquence ERC

Un des avantages de l'étape 1 de la méthode hybride est la possibilité d'améliorer la mise en place de la séquence ERC. Il convient alors de hiérarchiser les éléments impactés afin d'identifier où les efforts d'évitement et de réduction doivent être entrepris. Ainsi, l'étape 1 pourrait être utilisée en amont d'un projet de développement dans l'objectif de comparer les différentes variantes du projet pour retenir celui de moindre impact sur les indicateurs à fort enjeu. Etant donné que certains éléments ne peuvent être compensés (p.ex. lorsqu'aucune technique d'ingénierie écologique n'est disponible ou quand aucune mesure de gestion n'est efficace), identifier ceux-ci en avance est capital afin de maintenir l'intensité des impacts résiduels au minimum.

Finalement, la hiérarchisation des impacts fournie par la méthode hybride permet d'identifier les compartiments les plus impactés afin de s'assurer que la compensation cible bien les impacts prioritaires. Actuellement, dans la pratique, la compensation n'est pas toujours suggérée pour les éléments les plus impactés d'un écosystème, mais plutôt pour ceux bénéficiant de techniques d'ingénierie écologique.

ii. Perspectives

Malgré les avancées fournies par cette méthode hybride, certains aspects nécessitent des améliorations.

Vers une méthode plus standardisée

Tout d'abord, les évaluations s'appuient fortement sur le jugement d'experts. Ceci crée un biais : elles sont donc difficilement comparables. Dans l'objectif d'utiliser cette méthode hybride comme grille d'évaluation générale dans les EIEs, les jugements d'expert doivent être encadrés afin d'obtenir un outil standardisé. Dans ce but, des seuils délimitant les scores des critères devraient être définis. Ceci peut être fait en s'appuyant sur les réglementations existantes telle la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) ou la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et adapté aux contextes régionaux (p.ex. la classification de la qualité de l'eau concernant la contamination bactériologique). L'objectif à long terme est de passer d'une méthode semi-quantitative à une méthode plus quantitative. Ce processus devrait reposer sur une consultation avec les acteurs afin de mener à un consensus sur la définition de l'état des différents éléments côtiers et marins (Borja et al., 2014). Cette procédure s'apparente à celle qui a été suivie dans le cadre de la caractérisation du bon état de conservation (Directive Habitats) ou du bon état écologique (DCSMM).

Afin de tester la sensibilité de la hiérarchisation des scores, une analyse de la sensibilité sur ces scores pourrait être entreprise afin d'observer leur impact sur la classification finale.

Enfin, une évaluation utilisant la méthode hybride ne prend pas en compte les critères non renseignés par manque de données. Cependant, elle est utile pour identifier les lacunes de connaissances qui nécessitent d'être comblées. Une pondération supplémentaire pourrait être ajoutée pour rendre compte de la qualité des données.

De l'évaluation des impacts au dimensionnement de la compensation

Les deux études de cas décrites dans l'article correspondant sont assez représentatives des données disponibles dans l'EIE. Bien que l'étape 1, relative à l'évaluation des impacts, semble actuellement faisable pour l'environnement marin, l'étape 2, concernant l'évaluation des gains liés aux mesures compensatoires, est confrontée au manque de techniques d'ingénierie écologique disponibles. Aujourd'hui, la plupart des techniques de compensation marine ciblent les mangroves, les récifs coralliens et les herbiers (Bayraktarov et al., 2016 ; section 1.2). Afin d'améliorer l'évaluation des gains, les retours d'expériences sur les techniques existantes doivent être mis à profit pour obtenir des données quantitatives sur la régénération des écosystèmes, et la recherche doit être développée sur de nouvelles techniques s'intéressant aux écosystèmes marins et côtiers.

En parallèle, un réel effort de suivi des mesures compensatoires est nécessaire. Le suivi est souvent mis en œuvre sur une période insuffisante pour observer le succès ou l'échec des mesures compensatoires. Des retours sur des durées plus importantes sont utiles afin d'ajuster les mesures et d'assurer l'achèvement de l'objectif de Non-Perte Nette. D'autre part, des protocoles de suivi standardisés devraient être élaborés soigneusement afin de permettre des comparaisons entre les sites.

Dans tous les cas, il faut garder à l'esprit que les écosystèmes restaurés ne produisent pas le même niveau de fonctions que les originaux. Comme Moreno-Mateos et al. (2012) le mentionnent dans une méta-analyse de la structure biologique et du fonctionnement biogéochimique de 621 zones humides, même après un siècle d'efforts de restauration, « ces

paramètres sont, en moyenne, respectivement 26% et 23% inférieurs pour les zones humides restaurées et créées par rapport aux zones humides de référence ».

Cette approche opérationnelle standardisée pour le dimensionnement de la compensation en milieu marin a été développée sur la base d'une évaluation de l'état et des fonctions des écosystèmes et non des services écosystémiques. Néanmoins, comme la biodiversité et les fonctions des écosystèmes sont à la base de la provision des services écosystémiques, la compensation de leurs pertes permet de s'assurer, théoriquement, du maintien du niveau de services écosystémiques. Face à l'intérêt grandissant pour l'intégration des services écosystémiques dans les politiques environnementales dans le but d'améliorer la prise en compte de la biodiversité et face aux possibles évolutions réglementaires afférentes, il nous a semblé judicieux d'examiner les apports et limites de la considération des services écosystémiques dans la compensation. La section suivante aborde ce sujet d'un point de vue conceptuel et non opérationnel comme cela était le cas pour la méthode hybride dans la Section 2.1. L'analyse ci-dessous concerne l'ensemble des écosystèmes et pas uniquement les écosystèmes marins.

2.2 Apports et limites de la prise en compte de l'approche par les services écosystémiques dans la compensation

Cette section est le fruit d'une collaboration avec Anne-Charlotte Vaissière, Adeline Bas et Coralie Calvet et a fait l'objet d'une publication (Jacob et al., 2016b).

Le principe de compensation écologique (CE), bien qu'apparu dans les réglementations environnementales de nombreux pays dans les quarante dernières années, bénéficie d'un regain d'intérêt. Il a été entériné dans différentes politiques, telles la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) et les stratégies sur la biodiversité de nombreux Etats membres de l'Union européenne (UE).

Le concept de services écosystémiques (SE), défini comme les avantages retirés par les êtres humains de la nature, quant à lui, a émergé à la fin des années 1970 dans l'arène scientifique. Les SE diffèrent du concept de fonction, caractérisé comme les structures et processus écologiques fondamentaux mais aussi comme les potentialités que des écosystèmes ont de fournir un service (Braat et de Groot, 2012). L'objectif initial des ES est de faire prendre conscience, en particulier aux politiques, de la valeur de la biodiversité et des coûts de sa dégradation (Norgaard, 2010). Mais depuis le Millennium Ecosystem Assessment – MEA (2005), qui « positionne fermement le concept de services écosystémiques dans les agendas politiques » (Gómez-Baggethun et al., 2010), le concept de SE a été étendu à la communauté scientifique et est devenu un sujet significatif de la recherche liée aux problématiques de la biodiversité (Méral, 2012).

Conceptuellement, selon l'objectif de Non-Perte Nette poursuivi, le principe de compensation peut être appliqué différemment en fonction de l'enjeu, qu'il soit lié à l'habitat/espèce, aux fonctions de l'écosystème ou aux services écosystémiques (Calvet et al., 2015a ; Levrel et al., 2012a). Actuellement, la plupart des pratiques de compensation se focalisent sur les habitats et les espèces, mais tentent d'intégrer de plus en plus l'approche fonctionnelle. En effet, les méthodologies actuelles de dimensionnement des mesures compensatoires s'appuient sur cinq critères clés : la définition des composantes cibles de la biodiversité et des écosystèmes, la sélection d'indicateurs appropriés souvent fondés sur le calcul d'une surface, l'identification de référentiels adéquats pour l'évaluation des pertes et des gains, les problématiques liées au temps et les incertitudes dans l'estimation ainsi que les résultats de la compensation (Quétier et Lavorel, 2011). Plusieurs auteurs ont souligné le fait que la compensation écologique actuelle s'appuie principalement sur une approche biophysique (p.ex. Mann, 2015 ; McKenney et Kiesecker, 2009 ; Quétier et Lavorel, 2011). D'autres ont mis l'accent sur le manque de considération des aspects sociaux et culturels dans l'application de la CE, qui peut être une source d'injustice et d'inégalité (Apostolopoulou et Adams, 2015 ; Burylo et al., 2013 ; De Billy et al., 2015 ; Gobert, 2015). En effet, le lieu de mise en place des mesures compensatoires ne fournit pas nécessairement des services écosystémiques à ceux qui les ont perdus sur le site des impacts (BenDor et Brozovic, 2007 ; Gobert, 2015 ; Landsberg et al. 2013; Ruhl et Salzman, 2006). Cette question est particulièrement importante lorsque la subsistance d'une population dépend des services écosystémiques affectés par un projet (Sullivan et Hannis, 2015). Reconnaisant l'importance de cet enjeu, la communauté internationale a commencé ces dernières années à appeler à considérer les SE dans les programmes de CE (Ives et Bekessy, 2015). Toutefois, la compensation des SE manque d'un cadre facilitant son application (Bidaud et al., 2015), ce qui est sûrement le résultat de lacunes significatives de connaissances concernant cette nouvelle approche qui n'a été incluse dans les politiques que récemment (Braat et de Groot, 2012 ; CBD et

UNEP-WCMC, 2012 ; CSBI, 2015). Ce sujet est aussi influencé par un grand nombre de débats entre scientifiques sur l'utilisation de ce concept dans les stratégies de conservation (p.ex. Schröter et al., 2014).

Au vu du regain d'intérêt pour ce sujet et du manque de recommandations afférentes, nous avons examiné l'éventuelle utilisation des SE dans la CE, en soulignant les risques et opportunités. Nous proposons un cadre conceptuel de l'intégration des SE dans la CE qui fait ressortir les conséquences sur les pratiques actuelles. Notre travail a été fondé sur l'hypothèse que des liens pratiques entre SE et CE existent déjà et que la majorité des outils nécessaires à la mise en œuvre de cette approche sont actuellement disponibles. Comme Duke (2014) l'a observé, « puisque la biodiversité est un élément clé du capital naturel, bon nombre des instruments conventionnels par lesquels nous cherchons en pratique à la conserver [...] servent aussi, même s'ils n'ont pas été explicitement développés pour le faire, à sauvegarder le capital naturel et les services écosystémiques ». Dans notre étude, les mesures compensatoires sont discutées dans le cadre des contextes réglementaires et volontaires des impacts anticipés et accidentels, bien que la portée pour les situations accidentelles soit assez limitée. Nous traitons exclusivement de la CE – non des compensations carbone, qui peuvent être considérées comme une compensation focalisée sur un SE. Il convient de garder à l'esprit que n'importe quelle discussion sur la CE s'inscrit nécessairement dans le contexte plus large de la séquence ERC.

2.2.1 Liens existant entre les services écosystémiques et la compensation : le bilan

i. Les contextes réglementaires

Le programme stratégique 2011-2020 sur la biodiversité de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB), incluant les objectifs d'Aichi, signés à la 10^{ème} Conférence des Parties de Nagoya (Japon) donne des recommandations sur comment encourager des actions de grande échelle pour la conservation de la biodiversité. Ces lignes directrices ne fournissent aucun détail concernant la mise en place de la séquence ERC ou de la CE, ni ne mentionnent un lien potentiel entre la CE et les SE. Néanmoins, le programme engage les 168 parties signataires à développer des stratégies nationales pour la biodiversité, dans lesquelles la compensation est présentée comme un outil.

L'Action 7, Objectif 2 de la Stratégie européenne pour la Biodiversité à 2020 (European Commission, 2011) vise à atteindre la Non-Perte Nette des écosystèmes et des services écosystémiques à travers des mesures comportant le développement de schémas de compensation. Les cadres réglementaires historiques relatifs à la mise en place de la séquence ERC (p.ex. la Directive sur l'Etude d'Impact Environnementale [85/337/EEC] et ses amendements, la Directive Habitats [92/43/EEC] et la Directive Cadre sur l'Eau [2000/60/EC]) ne mentionnent pas les SE. Cependant, en ce qui concerne les impacts accidentels, la Directive sur la Responsabilité Environnementale (2004/35/EC) recommande des approches service-service et ressource-ressource pour dimensionner les mesures compensatoires. Le groupe de travail REMEDE⁴¹ préconise l'utilisation de deux méthodes de compensation spécifiques : l'

⁴¹ Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage (REMEDE) de l'Union européenne

Habitat Equivalency Analysis (HEA) pour l'approche service-service et la *Resource Equivalency Analysis* (REA) pour l'approche ressource-ressource. HEA est communément utilisée aux Etats-Unis. Pourtant, il faut remarquer que le terme de « service » est, en fait, lié aux « fonctions » dans ces méthodes.

A l'échelle nationale, nous avons décidé de détailler le cas d'étude français comme la France est l'unique pays européen avec l'Allemagne à exiger de façon absolument obligatoire la compensation de certains impacts sur la biodiversité (Conway et al, 2013 ; Tucker et al, 2014). La Stratégie française pour la Biodiversité ne mentionne pas le concept de SE en relation avec la CE. La politique française liée à la séquence ERC (datant de 2012) considère la nécessité de prendre en compte les SE, mais demeure vague. Les lignes directrices sur l'application de la séquence ERC (MEEM, 2013) listent les différentes dimensions qui doivent être considérées afin d'assurer l'équivalence entre les pertes et les gains, et suggèrent que les SE pourraient être envisagés sous l'angle écologique, considéré comme prioritaire. D'autre part, deux autres dimensions, géographique/fonctionnelle et sociétale, font appel à des concepts similaires à ceux des SE, sans le mentionner explicitement. La loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 « pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages » a définitivement été adoptée. Le fait de prendre en compte le concept de SE dans la séquence ERC a été débattu. La version finale fait appel à l'évitement et à la réduction sur la biodiversité et les services mais la compensation doit prendre en compte les espèces, les habitats naturels et les fonctions écologiques affectées.

Aux Etats-Unis, l'application de la compensation écologique a un historique plus ancien qu'en Europe, et les approches développées là-bas peuvent être considérées comme une tentative d'appréhender la valeur de certains services écosystémiques. En termes d'impacts anticipés, les SE sont mentionnés dans l'introduction de la *Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources Final Rule* de 2008 (USACE et USEPA, 2008), mais ne sont pas repris dans les articles de la loi. Le concept de SE est utilisé pour justifier le besoin de régulation des impacts sur les zones humides et les autres habitats, pourtant, les méthodologies d'évaluation des impacts décrites ne se réfèrent pas habituellement aux SE. Néanmoins, quelques auteurs, comme Robertson et al. (2004), ont décrit les banques de compensation des zones humides comme « un marché de services écosystémiques de zones humides à caractère privé, tels l'habitat à canard, la protection contre les inondations et la biodiversité, [ce marché étant] considéré comme un moyen d'atteindre les objectifs de l'*US Clean Water Act* de 1977 (CWA) ». En effet, les *bankers* de compensation sont payés par des développeurs pour restaurer des habitats et des fonctions écologiques : en d'autres mots, pour promouvoir les services écosystémiques. Cette interprétation des banques de compensation implique que toutes les zones humides affectées par des impacts fournissent, plus ou moins directement, des services écosystémiques aux êtres humains. Comme Bas et al. (2016a) mentionnent, l'*Habitat Equivalency Analysis* (HEA) utilise un unique indicateur afin d'exprimer le niveau de fonction écologique ou de service perdu ou créé. Dans ce cas, bien que le terme de « services écosystémiques » soit utilisé, un examen plus approfondi de la signification de « service » indique qu'il fait plus référence aux fonctions écologiques.

Dans les différentes réglementations analysées, nous n'avons trouvé aucune recommandation opérationnelle explicite sur l'inclusion du concept de SE dans le cadre de la compensation écologique.

ii. Les contextes volontaires : les standards internationaux dans le secteur privé

Au-delà des exigences légales concernant la séquence ERC et la compensation écologique, certaines initiatives volontaires émergent actuellement du secteur privé afin d'améliorer et de standardiser l'application de ces outils. Ces dernières incluent des standards émanant de l'*International Finance Corporation* (IFC), du *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP), et du *Cross-Sector Biodiversity Initiative* (CSBI).

L'IFC aide ses clients à gérer les risques environnementaux et sociaux de leurs projets à travers la publication de Standards de Performance Environnementaux et Sociaux (*Performance Standards* – PS) et de Notes explicatives (*Guidance Notes* – GN). Les projets financés par l'IFC doivent respecter le Standard de Performance 6 de l'IFC sur la conservation de la biodiversité et la gestion durable des ressources naturelles vivantes, quelle que soit la localisation du projet, y compris dans les pays où la conservation de la nature est insuffisamment réglementée. Ce standard exige l'application de la séquence ERC pour les impacts sur la biodiversité et les services écosystémiques (paragraphe 7 du PS6, 2012b), et donc la compensation. Les services écosystémiques considérés comme prioritaires doivent être compensés dans les cas éventuels « où les usages socio-économiques et culturels de la biodiversité (i.e. les services écosystémiques) sont en jeu » (point 31 du GN6, IFC 2012a). Deux types de SE prioritaires sont considérés : ceux potentiellement affectés par les opérations du projet, engendrant des impacts négatifs sur les communautés touchées ; et ceux dont dépendent les opérations du projet (paragraphe 24 et 25 du PS6, IFC 2012b). Pour ces derniers, les mesures compensatoires peuvent inclure la fourniture de « paquets de compensation » pour les communautés concernées (comme ceci a été souligné dans plusieurs autres PS de l'IFC), avec une préférence pour la compensation collective *in-kind*⁴²

L'IFC, est un membre d'une autre initiative bien connue, le BBOP, une plateforme collaborative internationale regroupant des entreprises, des institutions et des organisations, privées et publiques, dans le but de développer des bonnes pratiques en matière de CE (GN32 de la Guidance Note 6, IFC 2012a). Le Standard 2012 du BBOP sur la compensation écologique fait un lien avec le PS6 de l'IFC (BBOP, 2012a p.4), expliquant la relation entre la CE et les SE dans son introduction et « comme la biodiversité soutient les services écosystémiques, l'objectif du Standard est d'assurer la Non-Perte Nette de biodiversité, mais d'importantes correspondances peuvent être faites avec les fonctions et les services écosystémiques » (BBOP, 2012a p.15). Cependant, les « Principes, Critères et Indicateurs » du BBOP n'explicitent pas la façon dont la compensation doit être appliquée en termes de SE.

Les parties prenantes de nombreuses activités actuelles, ayant des impacts sur la biodiversité, reconnaissent généralement le PS6 de l'IFC. Par exemple, l'association mondiale d'études des questions environnementales et sociales du secteur pétrolier (*International Petroleum Industry Environmental Conservation Association* – IPIECA), le conseil international des industries extractives et des métaux (*International Council on Mining and Metals* – ICMM), et l'association des principes d'Equateur⁴³ (*Equator Principles Association*) ont lancé l'initiative intersectorielle

⁴² Conservation (grâce à la compensation) de la biodiversité de même type/nature que celle affectée par le projet, aussi connue sous le nom de *like-for-like* (BBOP, 2012b). Nous garderons le terme anglais, par la suite, car il est usité dans le cadre de la compensation.

⁴³ Déclaration d'engagements volontaires concernant uniquement l'activité de financement de projet, signée par quatre grands groupes bancaires (ABN Amro, Pays Bas, Barclays, Royaume-Uni, Citigroup, Etats-Unis et WetsLB, Allemagne) sous l'effet conjoint de la pression des ONG et des incitations de l'IFC (Baret et Chivot, 2012).

pour la biodiversité (*Cross-Sector Biodiversity Initiative – CSBI*), début 2013, afin de « développer et partager des bonnes pratiques et des outils opérationnels » pour appliquer le PS6 de l'IFC. Un rapport du CSBI récemment publié sur la mise en place de la séquence ERC mentionne quelques limites comme le fait que « L'équivalence (si l'option représente oui ou non une réparation juste et appropriée) peut être problématique lorsque des sites potentiels de compensation sont très différents du ou des sites impacté(s). Dans le cas où les sites compensatoires et impactés sont éloignés, la perte de services écosystémiques pour certains groupes d'acteurs peut aussi constituer une préoccupation – ceci peut représenter un risque social significatif pour certains projets. » (CSBI, 2015 p.67).

Par exemple, dans le cas de l'entreprise minière de nickel et de cobalt d'Ambatovy située à Madagascar, le rapport du BBOP (Berner et al., 2009) mentionne qu'un modèle et une analyse coût-bénéfice ont été utilisés dans le but de déterminer les services écosystémiques bénéficiant aux communautés locales dans et autour d'Ankerana et du site minier. Ambatovy adhère aux standards environnementaux, y compris aux Principes de l'Equateur, aux Standards de Performance de l'IFC, et aux principes du BBOP.

Dans la même lignée, d'autres documents de littérature grise issus, entre autres, de l'Institut des Ressources Mondiales (World Resources Institute – WRI) (Landsberg et al., 2013), du secrétariat de la convention sur la diversité biologique, et du Centre de surveillance de la conservation de la nature du programme des Nations Unies pour l'environnement (CBD et UNEP-WCMC, 2012) ont suggéré des recommandations générales d'utilisation des SE dans la séquence ERC et dans la CE. Par exemple, le WRI propose six étapes pour effectuer un inventaire des SE tout au long de l'évaluation des impacts environnementaux et sociaux, de l'analyse du référentiel et des étapes d'atténuation, incluant des feuilles Excel. Dans leur étude de cas « Viva », un projet minier dans l'Arctique qui inclurait une mine à ciel ouvert, une usine de traitement, un port, un pipeline à boues, et une nouvelle route d'accès, sont identifiées des mesures d'atténuation des pertes des conditions sauvages des zones traditionnelles de chasse subies par les chasseurs, tel l'établissement d'un calendrier de transport routier lié au projet. La restauration de zones de chasse dans le cadre du démantèlement et de la fermeture du projet a aussi été proposée. Dans le but de compenser les pertes résiduelles de satisfaction issue de leurs pratiques de la chasse, les chasseurs affectés auraient l'autorisation d'utiliser les routes privées du projet afin d'étendre la superficie des zones de chasse et d'améliorer l'accès à de nouveaux sites de chasse.

Ainsi les standards internationaux développés par le secteur privé fournissent les premiers éléments sur la manière de prendre en compte les SE dans le cadre de la CE en exigeant que les mesures compensatoires pour les SE soient mises en place en plus de celles dédiées la biodiversité, même si elles sont limitées aux SE considérés comme prioritaires. Les mesures doivent être dimensionnées sur la base des moyens de subsistance et du bien-être et établies collectivement (plutôt que de se focaliser sur des intérêts individuels) et, dans la mesure du possible, en nature. Mais l'utilisation de compensation monétaire ou la justification de l'absence de compensation lorsqu'elle n'est pas techniquement ou économiquement faisable n'est pas exclue.

iii. Quelques exemples issus de la littérature scientifique d'incorporation des SE au sein de la compensation écologique

La littérature scientifique sur la compensation écologique est de plus en plus abondante, mais des exemples de l'intégration des SE dans le dimensionnement des mesures compensatoires, sont très rares, même à l'heure actuelle. Calvet et al. (2015b) a dénombré 477 articles (datant de 1984 à 2014) sur le sujet de la compensation écologique à partir d'une recherche bibliométrique détaillée, sur la base de données de Web of Science. Les numéros spéciaux de journaux scientifiques consacrés à ce sujet se multiplient (p.ex. Devictor, 2015 – special issue de *Biological Conservation* ; Froger et Hrabanski, 2015 – special issue d'*Ecosystem Services*). Pourtant, lorsque l'on effectue une recherche avec les mots clés « *ecosystem services* » et « *offset* » sur la base de données de Web of Science, on obtient beaucoup moins d'articles (192), tous publiés après 2004. Parmi ceux-ci, environ 30% prennent en compte uniquement les SE liés à la régulation du dioxyde de carbone, et seulement 10% sont strictement associés aux SE et à la compensation. La plupart des articles utilisent le terme « services écosystémiques » comme synonyme de fonction ou de biodiversité.

De nombreux chercheurs ont attiré l'attention sur le manque d'intérêt pour les SE, tels Tallis et al. (2015), qui ont souligné « la nécessité de s'écarter des méthodologies d'évaluation fondées sur la surface et les habitats pour la biodiversité et les services écosystémiques [et] pour aller vers des évaluations fonctionnelles aux niveaux des paysages terrestres et marins ». Wainger et Mazzotta (2011) font appel à une recherche scientifique interdisciplinaire sur le sujet.

Une analyse intégrant les SE, menée par Wende et al. (2015), détaille un projet à Berlin de remplacement d'un vélodrome par un centre commercial. Les auteurs considèrent que l'Allemagne, en incluant la biodiversité ordinaire et les paramètres abiotiques dans l'évaluation des impacts et de la compensation, possède un cadre pertinent pour appliquer la séquence ERC aux SE. En d'autres mots, jusqu'à présent, les SE n'ont pas été systématiquement ni explicitement insérés dans la compensation. Deux types d'évaluations de l'équivalence ont été entrepris dans cet exemple. Le premier repose sur les fonctions et comprend aussi les services écosystémiques urbains telles la régulation du climat (la capacité de refroidissement du microclimat, le mouvement d'air et la capacité de piégeage de la poussière et des polluants), l'imperméabilisation du sol (le ratio de la surface imperméabilisée sur celle de la zone de ruissellement), et des considérations esthétiques. Les habitats ont été évalués en termes d'unités correspondant à une note (reflétant la qualité des fonctions écologiques et la fourniture de SE, la méthode n'est pas détaillée dans l'article) multipliée par la surface de l'habitat. Tout ceci est ensuite cartographié. Le deuxième s'appuie sur les coûts de remplacement de la biodiversité. Certains des services écosystémiques telle l'imperméabilisation du sol ont été monétarisés.

Dans une autre étude, Arbelaez et Sagre (2015) discutent d'un exemple de schéma de compensation proposé pour la mine de charbon à ciel ouvert de Cerrejón en Colombie. L'objectif du maître d'ouvrage était de démontrer l'équivalence entre les services écosystémiques perdus sur le site affecté et ceux créés par le biais de mesures de compensation écologique (Carbones del Cerrejón Limited y Conservación Internacional, 2012). Les mesures possibles reposent sur de la reforestation, de la restauration écologique, du financement d'extension d'aire protégée, un plan de gestion de la faune et de la flore remarquables, etc. Cependant, les auteurs ne spécifient pas les méthodes d'évaluation utilisées pour ces différents types d'actions.

Dans l'analyse des compensations volontaires de deux projets miniers à Madagascar, Bidau et al. (2015) expliquent que les compagnies minières n'ont pas encore intégré les SE dans le calcul des compensations (compensations *in-kind* et financière). Les entreprises utilisent des méthodologies basées sur la métrique habitat-hectare. Néanmoins, elles essayent d'incorporer les SE dans leurs stratégies. La première compagnie a effectué une évaluation économique des SE fournis par les sites compensatoires (Olsen et al., 2011). La seconde a tenté « de quantifier la dégradation des services écosystémiques afin de restaurer les fonctionnalités de ces services pour leurs bénéficiaires », mais aucun détail sur la méthode n'est mentionné par les auteurs.

Une étude récente de Mandle et al. (2015) met l'accent sur le besoin de choisir soigneusement la localisation spatiale de la CE dans le but d'éviter les inégalités sociales. Ils ont testé leur méthode de suivi des changements d'approvisionnement en SE sur un projet de construction de route dans l'Amazonie péruvienne. En se servant du logiciel InVEST⁴⁴ (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs), s'appuyant sur des modèles de SE spatialement explicites, fondés sur la fonction de production écologique, ils ont estimé quatre SE différents : la rétention du sédiment, la régulation de l'azote, la régulation du phosphore (pour la qualité de l'eau potable de surface) ainsi que la séquestration du carbone (pour la régulation du climat). Ils ont conclu que la prise en compte d'une approche reposant sur un bassin de services plutôt que s'appuyant uniquement sur un bassin défini par les processus écologiques réduirait les impacts non atténués, comme ceux affectant la qualité de l'eau potable.

Bien que les exemples présentés ici ne soient pas exhaustifs, ils représentent une variété de pratiques récentes ayant pris en considération les SE dans la compensation écologique, même si certains restent éloignés de l'approche mise en avant dans notre étude.

iv. Intégration implicite des SE au sein de la CE dans le cadre des Etudes d'Impact Environnementales

Même si cela n'est pas souvent évoqué, le lien entre SE et CE existe implicitement depuis longtemps, comme l'ont indiqué Aronson et Moreno-Mateos (2015) pour la relation entre SE et restauration écologique. Pourtant, la question des outils de dimensionnement et d'application de la compensation en SE n'est pas résolue. Les Etudes d'Impact Environnementales (EIE) sont internationalement reconnues comme étant des instruments essentiels pour la mise en place de la séquence ERC, dans le contexte des projets de développement (bien que quelques pays ne requièrent toujours pas leur utilisation). Pour cette raison, le rôle des EIEs comme « outils pertinents d'intégration de l'information sur les SE dans la prise de décision » (Geneletti, 2013a) a déjà suscité un grand intérêt (voir Geneletti, 2013b – special issue d'*Environmental Impact Assessment Review*). Baker et al. (2013) ont rappelé que l'approche par les SE devait améliorer la procédure de l'EIE, et en particulier les « résultats environnementaux qu'elle fournit ». En pratique, les SE sont très rarement mentionnés dans les EIEs, comme le notent Tardieu et al. (2015) dans le contexte spécifique des infrastructures linéaires. Dans notre revue de littérature, nous avons remarqué que les SE sont déjà inclus dans les pratiques de l'étude d'impact sans être explicitement cités. Leur intégration demeure cependant incomplète. L'EIE est fondée sur l'analyse des impacts et des risques sur l'environnement physique, biologique et socio-

⁴⁴ www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html

économique. En considérant explicitement les SE dans les EIEs, les liens entre les impacts sur l'environnement physique et biologique et l'environnement socio-économique seraient rendus plus visibles, ce qui contribuerait ainsi à s'éloigner de l'approche actuelle cloisonnée. La structure de l'EIE convient bien à l'incorporation des SE dans le cadre de la CE, sous réserve d'éviter le double comptage de SE.

Dans certains cas, les mesures compensatoires se composent déjà de mesures orientées vers les SE, contrebalançant plus les pertes impactant les humains que celles affectant l'objectif de Non-Perte Nette de biodiversité. Par exemple, dans des projets récents marins et côtiers, l'immersion de récifs artificiels à proximité du projet est souvent suggérée comme une mesure compensatoire, mais, en fait, ceci vise à compenser à la fois les pertes de biodiversité et celles liées à la pêche. Bien que le débat persiste sur la contribution des récifs artificiels à l'attraction ou à la production de poissons (p.ex. Boehlert et Gill, 2010 ; Inger et al., 2009), cette mesure peut être considérée comme un bon exemple de compensation pour le service d'approvisionnement de la pêche. Levrel et al. (2012b) corroborent cette observation à travers une étude de cas floridienne où les indicateurs utilisés pour évaluer l'équivalence écologique reposaient sur la limitation des conflits sociaux ; le but des compensations était plus de dédommager les plongeurs et les pêcheurs que d'atténuer les pertes écologiques. L'emploi, par exemple, de « *boulder reefs* » (un type de récif artificiel), favorise l'abondance de gros poissons (fournissant des services culturels), mais ne compense pas les impacts écologiques (p.ex., en assurant les services de régulation comme celui de nurserie).

Outre les mesures compensatoires obligatoires, qui sont exigées pour n'importe quel impact résiduel sur l'environnement, d'autres types de mesures peuvent être proposées volontairement par les développeurs dans le cadre de l'EIE ou lors de négociations en dehors de l'EIE. Celles-ci font partie d'une catégorie plus large de mesures appelées « *community benefit* » au Royaume-Uni (Bristow et al., 2012 ; Walker et al., 2014) ou « mesures d'accompagnement » en France (MEEM, 2013). Leur objectif est de fournir une certaine forme de compensation aux personnes affectées par les impacts environnementaux négatifs du projet et/ou d'améliorer l'acceptation sociale du projet (Kermagoret et al., 2015). Dans certains cas, elles peuvent être liées à différents types de services écosystémiques. Puisqu'elles ne sont pas considérées comme mesures compensatoires, elles ne sont pas dimensionnées en fonction des pertes écologiques provoquées par le projet et n'impliquent pas nécessairement des actions en nature, et elles peuvent prendre la forme de compensation monétaire. Par exemple, certaines mesures apportent une compensation à la population locale pour les changements environnementaux causés par le projet affectant leur qualité de vie et leur sécurité. Dans un article de Kermagoret et al. (2014, p.12) sur un parc éolien offshore planifié en baie de Saint-Brieuc (France), des mesures de réensemencement de coquilles Saint-Jacques ont été suggérées pour dédommager les pêcheurs à la suite de l'impact de la construction des éoliennes sur les fonds à Saint-Jacques rendus impropres à l'exploitation. Nous considérons que ceci peut être vu comme de la compensation pour le service d'approvisionnement. Un autre projet français, le terminal gazier Dunkirk LNG, a avancé des mesures d'accompagnement « *community benefit* » puisque la population n'aura plus accès à la plage fréquentée par les pêcheurs à la ligne, les chasseurs, les kite surfeurs, les véliplanchistes, les promeneurs et les ornithologues. Il fut proposé de créer un centre de la nature et une zone naturelle de baignade, des équipements de sécurité pour le kitesurf, un lac récréatif près du terminal et d'autoriser l'accès au terminal, sous certaines conditions, pour

l'observation d'espèces animales par les scientifiques, tout ceci participe à la compensation des pertes de services culturels.

D'autres mesures, résultant de négociations avec les maîtres d'ouvrage et non spécifiquement liées aux impacts du projet, peuvent aussi améliorer les services écosystémiques. Dans le cas des éoliennes offshore de Saint-Brieuc, des cuves réfrigérées pour les homards furent installées afin d'optimiser le service d'approvisionnement et des projets de contrôle de la crépidule (*Crepidula fornicata*), une espèce benthique invasive furent financés afin d'augmenter le service de régulation.

Ces exemples démontrent, avec des résultats plus ou moins probants, que le concept de SE est déjà intégré dans les systèmes de compensation, même s'il n'est pas explicitement mentionné en tant que tel.

2.2.2 Défis et opportunités de l'intégration des services écosystémiques dans les mesures compensatoires

i. Les avantages tirés de l'intégration des SE dans les processus de compensation

Une définition plus large de l'environnement

La pratique actuelle de la compensation se focalise principalement sur la protection de la biodiversité remarquable (habituellement les espèces et habitats protégés) plutôt que sur la biodiversité ordinaire et ses fonctions. L'introduction des SE dans les techniques de compensation peut permettre de prendre en compte les constituants non rares de la nature qui sont à l'origine de services écosystémiques de la même manière que la biodiversité remarquable (Baker et al., 2013 ; Burylo et al., 2013 ; CBD et UNEP-WCMC, 2012). Les environnements semi-naturels et exploités par l'homme pourraient être ainsi considérés (CBD et UNEP-WCMC, 2012). Par exemple, le maintien des services de pollinisation, très importants pour le secteur agricole, s'appuie fortement sur la gestion du couvert végétal.

Intégration des problématiques socio-économiques et sociétales

La compensation écologique prend rarement en compte les populations humaines qui souffrent des pertes environnementales générées par les projets de développement et celles qui bénéficient des actions compensatoires. Cela se fait sans considération de la dépendance des communautés locales aux services écosystémiques pour le maintien de leurs moyens de subsistance. Inclure les SE dans les propositions de CE peut participer à relier les activités humaines et les aménités⁴⁵ aux écosystèmes impactés ou restaurés (Jax et al., 2013 ; Baker et al., 2013 ; Lucas, 2014), en élaborant des compensations plus justes et éthiques. A travers cette approche, on devrait tendre vers plus de justice puisque les bénéficiaires des SE sont identifiés sur les sites impactés et compensatoires. Outre la valeur pédagogique des discussions autour des SE avec les acteurs durant la phase de consultation, ceci pourrait être aussi utile à la détermination des SE et des caractéristiques naturelles auxquels les individus sont attachés

⁴⁵ « Attributs naturels ou façonnés par l'homme, liés à un espace ou à un territoire et qui le différencient des autres territoires qui en sont dépourvus » (OCDE, 1999).

(Baker et al., 2013 ; Schröter et al., 2014). Enfin, la prise en compte des SE dans la CE pourrait améliorer l'acceptation des projets, ou même l'acceptation des mesures compensatoires, ce qui peut représenter une étape clé des négociations afférentes au projet.

La prise en compte des impacts indirects et cumulatifs

L'intégration des SE dans les évaluations peut inciter les maîtres d'ouvrage à considérer les impacts indirects ou cumulatifs de leurs projets en estimant si « le projet contribue aux facteurs existants ou prévisibles de changement des écosystèmes » et en soulignant « si et comment un projet pourrait interagir avec des changements d'écosystèmes extérieurs au projet » (Landsberg et al., 2013). Par exemple, des personnes peuvent subir « indirectement » une détérioration de la qualité de l'eau qui a lieu à des kilomètres de la destruction d'une zone humide.

ii. Limitations et questionnements relatifs à l'intégration des SE dans les processus de compensation

Une méthode controversée de conservation de la biodiversité

La prise en compte des SE dans la conservation de la biodiversité fait l'objet d'intenses débats parmi les scientifiques. Certains soutiennent que le concept de « services écosystémiques » est socialement construit et utilisé dans le but de renforcer une tendance récente dans le domaine de la conservation de la nature qui promeut une vision utilitariste de la biodiversité plutôt qu'un concept scientifiquement fondé (Barnaud et Antona, 2014 ; Laurans et al., 2013). Une de leurs inquiétudes est liée au fait que les caractéristiques naturelles n'étant pas considérées comme source de « services » seraient exclues (Maris, 2014). Pour d'autres, les SE représentent un outil qui facilite la marchandisation de la nature et impliquent une réduction drastique des points de vue sur la biodiversité et des valeurs qui lui sont attribuées (Mann, 2015 ; Maris, 2014 ; Robertson, 2004). Dans ce contexte, le concept de SE n'est pas neutre et peut être le reflet d'une vision de la gouvernance de la conservation qui occulte la pluralité des approches.

L'idée même que les mesures compensatoires puissent fournir à la fois des gains écologiques et des gains en services écosystémiques suffisants peut parfois sembler incompatible. Certains écosystèmes peuvent pourvoir plus d'« utilité » lorsque leur état est dégradé : par exemple dans le cas d'une zone humide ou d'un cours d'eau, autour desquels des chemins ou d'autres points d'accès ont été construits. Cette contradiction a de fortes chances d'être plus problématique pour les services d'approvisionnement et culturels que pour les services de régulation, comme l'indique le CSBI (2015, p.13) où « augmenter l'accès à, ou l'utilisation des services productifs (comme le bois de chauffage ou la pêche) pourrait être incompatible avec une conservation renforcée de la biodiversité, et avec certains services de régulation et culturels ». Un autre point notable est que quelques études ont montré qu'une augmentation de SE ne conduit pas nécessairement à une augmentation du niveau de biodiversité, et que des incertitudes demeurent quant à la thèse prônant que la protection des SE limite l'érosion de la biodiversité (Bullock et al., 2011 ; Harrison et al., 2014 ; Palmer et Filoso, 2009). Par exemple, l'accroissement du boisement pourrait être associé avec une réduction moyenne du rendement en eau ou la régulation atmosphérique pourrait être réduite dans les communautés de prairie, à cause d'une hausse de mortalité des tissus racinaires et du rhizome due au pâturage (Harrison et al., 2014).

Les lacunes méthodologiques subsistantes

Actuellement, il n'existe pas de définition standardisée du concept de SE, ce qui conduit à la multiplication des listes de services (p.ex. MEA, 2005 ; MAES, 2013 ; TEEB, 2010), malgré les tentatives de développement d'une définition stabilisée (Munns et al., 2015). De la même façon, il n'y pas de cadre ou de méthodologie unifiés pour l'évaluation biophysique des SE (Tallis et al., 2015), ni d'indicateurs standards pour les mesurer. Liqueste et al. (2013) décrivent les différentes typologies existantes comme suit :

- des indicateurs de capacité reposant sur les services écosystémiques potentiels qui dépendent de la biodiversité, comparable à une approche habitat/espèce/fonction (p.ex. l'abondance en poissons par site pour le service écosystémique d'approvisionnement en nourriture)
- des indicateurs de flux fondés sur les usages humains de cette potentialité (p.ex. capture de poissons (kg/an) pour le service écosystémique d'approvisionnement en nourriture)
- des indicateurs d'avantages s'appuyant sur une valeur monétaire résultant de l'exploitation économique du flux (p.ex. le revenu financier provenant de la pêche en \$/ha/an, pour le service écosystémique d'approvisionnement en nourriture).

De cette manière, nous constatons que l'évaluation des pertes et des gains par le biais de l'approche habitat/espèce/fonction contient implicitement une évaluation des pertes et des gains en services écosystémiques, puisque les composantes de la biodiversité sont à la base de la fourniture de SE. Par conséquent, il est important de faire attention au double comptage lorsque l'on développe une approche par les SE.

Les difficultés rencontrées dans le dimensionnement de la compensation s'appuyant sur une approche habitat/espèce/fonction s'appliqueraient de la même façon à une approche prenant en compte les SE (Bull et al., 2013 ; Gonçalves et al., 2015) comme la détermination de la Non-Perte Nette de biodiversité, la caractérisation du seuil relatif aux valeurs de biodiversité au-dessus duquel la compensation n'est pas acceptable, la gestion des incertitudes tout au long du processus de compensation. Notamment, la question des trajectoires écologiques des écosystèmes reste en suspens. Les gains de biodiversité devraient être calculés au vu de scénarios alternatifs qui ne surestiment pas la perte de biodiversité en l'absence de compensation (Maron et al., 2015). L'élaboration de la compensation est particulièrement compliquée dans un contexte où les dynamiques des écosystèmes sont affectées par le changement climatique (Doswald et al., 2012).

D'autres obstacles peuvent être mentionnés. Lors de la mise en place de la séquence ERC, une évaluation quantitative des pertes et des gains de SE nécessite des données qui peuvent être difficiles à obtenir, surtout à cause des lacunes dans la compréhension des relations entre biodiversité, fonctions et SE (Braat et de Groot, 2012 ; Brownlie et al., 2012 ; Cardinale et al., 2012 ; Schröter et al., 2014).

Cependant, quelques outils tentent d'incorporer les SE dans la compensation, tel OPAL⁴⁶ (*Offset Portfolio Analyzer and Locator*), un logiciel libre qui permet aux utilisateurs « d'estimer les impacts des activités de développement sur les écosystèmes terrestres et sur plusieurs services qu'ils procurent, et de sélectionner les compensations qui atténuent efficacement les pertes »,

⁴⁶<http://www.naturalcapitalproject.org/software/#opal>

comme le guide des utilisateurs⁴⁷ d'OPAL le détaille. OPAL crée des cartes statiques basées sur les modèles de nutriments, de sédiments et de carbone d'InVEST. Des cartes relatives à d'autres types de SE peuvent être générées indépendamment. Selon le CSBI (2015), InVEST et ARIES⁴⁸ (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*), un autre instrument pour l'identification des SE prioritaires, peuvent améliorer la définition des référentiels et des tendances actuelles, ainsi que les impacts potentiels des projets. Ces outils permettent de mieux incorporer dans les évaluations la variabilité dans le temps et l'espace des conditions écologiques et socio-économiques liées aux SE, ainsi que les demandes des populations n'ayant plus accès à ces services (Tallis et al., 2015). Mais des limites demeurent concernant la disponibilité des données et le manque de connaissance sur la relation entre services et leurs proxys potentiels.

Une pluralité de valeurs et de préférences sociales

Le concept de SE est fortement interdépendant de la notion de valeur. Dans la mesure où il est impossible de quantifier toutes les différentes valeurs sociales de la nature (Ives et Bekesy, 2015 ; Moreno-Mateos et al., 2015), il est essentiel de prendre conscience des « dangers que certaines utilisations de ce concept représentent en masquant plusieurs types de valeur », comme l'indiquent Jax et al. (2013). Elles sont subjectives et varient selon les contextes géographique, humain et temporel (Cáceres et al., 2015). Ainsi, une espèce qui est commune à l'heure actuelle, sur une échelle géographique large, pourrait devenir rare des décennies plus tard : dans ce cas, la valeur assignée par la société à cette espèce augmentera vraisemblablement avec le temps. Une approche par les SE est par conséquent souvent critiquée d'un point de vue éthique puisque le concept possède à la fois une dimension descriptive et prescriptive (Jax et al., 2013).

Les « disservices écosystémiques », définis comme les impacts négatifs de certains éléments naturels sur le bien-être des hommes (i.e. le contraire des SE), sont moins étudiés (Sandbrook et Burgess, 2015). Certaines compensations écologiques peuvent parfois être vues comme sources de disservices pour les populations vivant à proximité du site de compensation (p.ex. une zone humide qui attire des insectes). En effet, le même écosystème peut fournir des services et des disservices (Moreno-Mateos et al., 2015) mais les perceptions individuelles par rapport à ceux-ci peuvent varier. Vaissière et al. (2014) discutent de l'exemple des vasières et des vers marins, qui peuvent être considérés comme sales et répugnants par les vacanciers, alors que des naturalistes peuvent se passionner pour ces habitats marins et la flore et la faune qu'ils abritent.

Ainsi lorsque l'on considère les SE dans la compensation, un facteur clé à prendre en compte est l'identification de toutes les valeurs associées aux services écosystémiques concernés, ainsi que les bénéficiaires (Baker et al., 2013 ; Jax et al., 2013).

Les risques liés à l'affaiblissement de l'équivalence

Si les SE étaient utilisés, seuls, dans la compensation – c'est-à-dire, en remplacement plutôt qu'en complément de l'approche de compensation par habitat/espèce/fonction – certains abus pourraient être anticipés (pourtant, on note qu'une approche strictement fondée sur les SE n'est pas la tendance actuelle). Dans ce cas, des problèmes relatifs à la notion d'équivalence pourraient survenir.

⁴⁷ <http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/opal-releases/1.0.0/OPAL%20User's%20Guide%20v%201.0.pdf>

⁴⁸ www.ariesonline.org

Ceci s'explique en partie par le fait que l'intégration des SE dans la compensation élargit les possibilités d'obtention de l'équivalence. Donc, dans le cas où seuls les SE sont pris en compte, puisque plusieurs espèces/habitats peuvent fournir les mêmes SE, la substitution entre des habitats très différents serait permise.

Deuxièmement, ceci faciliterait la substitution du capital naturel par le capital humain ; par exemple, un impact sur un service écosystémique de purification de l'eau délivré par une zone humide pourrait être compensé par la construction d'une station d'épuration. Ce genre de situation pourrait être favorisé par une utilisation inappropriée de l'évaluation économique qui pourrait rendre ces deux éléments commensurables⁴⁹. Ce processus pourrait mener à l'acceptation de mesures de durabilité faible, comme l'augmentation de la fréquentation du public dans les parcs animaliers pour compenser un impact sur la faune observée par les ornithologues (Hay, 2015). Par conséquent, il y a un risque d'exacerbation de l'approche sectorielle si certains acteurs exercent un fort lobby dans le but de maximiser le type de service dont ils bénéficient, notamment en ce qui concerne les services d'approvisionnement (p.ex. nourriture, matière première, eau).

Troisièmement, l'équivalence pourrait être achevée par une approche strictement monétaire dans laquelle la population impactée recevrait des paiements en espèces par les maîtres d'ouvrage. En effet, Gomez-Baggethun et al. (2010) montrent que l'emploi d'une approche par les SE facilite le processus de marchandisation par le biais de l'évaluation monétaire.

iii. Ponderer les avantages et les inconvénients : les SE comme approche complémentaire

L'objectif global de la séquence ERC et de la compensation écologique, comme énoncé dans la réglementation actuelle, est la Non-Perte Nette de biodiversité. Devant les différentes limitations qui ont été discutées précédemment, il serait hasardeux de déterminer la CE en considérant uniquement les services qu'un écosystème fournit. Les SE ne peuvent pas être appréhendés comme un proxy précis de la biodiversité. Cependant, ils peuvent apporter une information supplémentaire qui pourrait être utile pour l'évaluation de l'impact des projets de développement sur l'environnement dans son ensemble (les aspects physique, biologique et socio-économique).

Dans un contexte où la tentation de simplifier la méthodologie de compensation actuelle, considérée comme compliquée, est grande, il semble fondamental de défendre une intégration des SE dans les approches courantes d'une façon complémentaire qui respecte leurs différents objectifs et raisonnements afin de garantir de meilleurs résultats en matière de biodiversité. Une approche fondée uniquement sur les SE ne peut pas remplacer les démarches actuelles fondées sur une évaluation des habitats/espèces/fonctions. Cette observation a aussi été émise par le BBOP (2012a). Ces différentes approches sont déterminantes dans l'évaluation des impacts sur l'environnement biologique. Néanmoins, une évaluation des SE offre des informations additionnelles sur la manière dont les impacts sur la sphère biologique vont, à leur tour, affecter la sphère socio-économique. Ceci pourrait contribuer à rééquilibrer la comptabilité des impacts

⁴⁹ La commensurabilité est liée à l'idée que différents types de valeurs peuvent être exprimés dans une unité commune de mesure (Neurath (1925), 2005 ; Kapp (1965), 1983 ; O'Neill, 1993) dans Gomez-Baggethun et al., 2010).

et la détermination des arbitrages, en donnant plus de poids à la biodiversité. Nous soutenons que la prise en compte des SE devrait être complémentaire à la démarche actuelle d'évaluation, et réalisée dans un second temps (la première étape devrait s'attacher à garantir l'équivalence écologique entre les compensations et les impacts écologiques résiduels du projet). Ceci revient à dire que l'approche par les SE peut être mise en place parallèlement aux politiques de préservation de la biodiversité, sans pour autant les remplacer, comme de nombreux scientifiques le recommandent (Faith, 2012 ; Reyers et al., 2012).

2.2.3 Un moyen de progresser

Nous avons discuté, dans la section 2.2.1, du fait que les pratiques actuelles liées à l'EIE incorporent déjà les SE dans leurs évaluations, mais ceci est effectué de manière incomplète. Nous appuyant là-dessus, nous proposons un processus logique d'intégration des SE dans la compensation dans le cadre des Études d'Impacts Environnementales, tout en maintenant le lien avec les pratiques existantes. Puisque la biodiversité est à la base de la fourniture de SE, notre premier postulat est qu'une « partie de la perte d'avantages en services écosystémiques pourrait être atténuée par la mise en place de la séquence ERC sur les impacts environnementaux » (Landsberg et al., 2013). Ce qui suit s'applique uniquement aux impacts anticipés et non aux impacts accidentels. La Figure 22 montre comment les SE pourraient être évalués parallèlement à la biodiversité, en employant la séquence ERC environnementale habituelle⁵⁰.

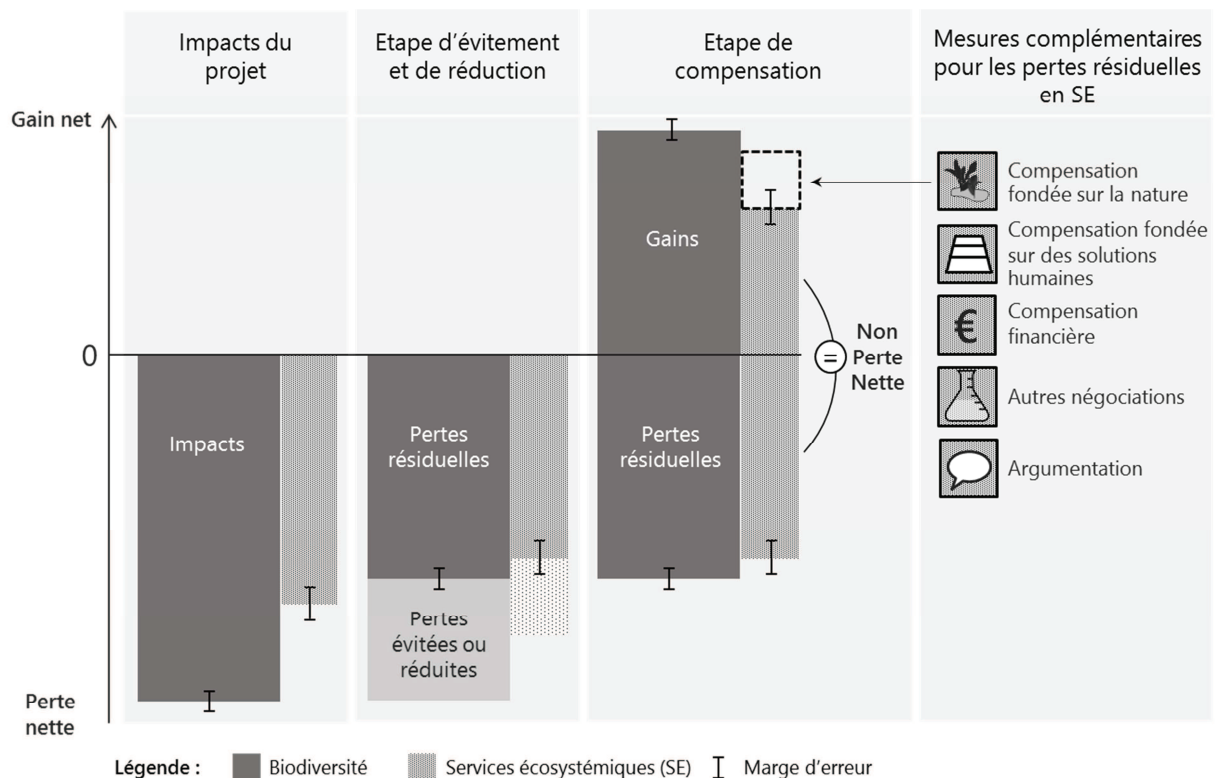


Figure 22 : Les services écosystémiques évalués avec la biodiversité en utilisant la séquence ERC (conception : Jacob et al., 2016b)

⁵⁰ A chaque étape, une marge d'erreur nous rappelle que notre connaissance et notre capacité à recréer la nature limitent notre aptitude à garantir la Non-Perte Nette de biodiversité. Les services de régulation (Jessop et al., 2015), la fonctionnalité de la biodiversité et des écosystèmes (Moreno-Mateos et al., 2012) ne sont probablement pas restaurés. Cette marge d'erreur existe de la même façon pour les pertes et les gains de SE.

i. Etat initial et évaluation des impacts

La première étape est une évaluation initiale de la biodiversité et des SE sur le site où les impacts sont prévus ; ceci est nécessaire afin de mesurer les pertes en termes de biodiversité et de SE. Comme c'est le cas à l'heure actuelle pour la biodiversité, un projet devrait être révisé ou abandonné si des pertes potentielles de SE inacceptables sont identifiées et qu'elles ne peuvent pas être compensées, comme l'indiquent Brownlie et al. (2012) et Landsberg et al. (2013). C'est durant cette étape que le projet est considéré à la lumière des besoins/objectifs, des enjeux environnementaux et des solutions alternatives ; ainsi la décision est prise de poursuivre ou non le projet. Ceci est particulièrement important pour les services écosystémiques prioritaires, notamment dans les pays en développement, où des impacts résiduels peuvent mettre en danger la survie de certaines populations.

ii. Choisir les compensations écologiques qui maximisent l'approvisionnement en services écosystémiques

Si le projet est maintenu, l'impact sur la biodiversité a de fortes chances de conduire à un impact sur les SE (Figure 22). La prochaine étape est l'évitement et la réduction dans l'objectif de minimiser les pertes à la fois sur la biodiversité et sur les SE. Lors du choix des mesures compensatoires, la fourniture des services écosystémiques devrait être prise en compte. Ceci est important à plus forte raison pour les SE prioritaires. Les populations affectées par le projet devraient être impliquées dans le processus d'identification des SE délivrés par le site ainsi que de ceux qui sont impactés par le projet ; les mesures compensatoires doivent dédommager les populations impactées. Si un choix doit être fait entre deux compensations écologiquement équivalentes, celle qui compense le mieux les populations affectées, c'est-à-dire en termes de SE, devrait être sélectionnée (p.ex. la restauration d'une zone humide qui limite au maximum les inondations à proximité de la population potentiellement impactée). Ainsi, les options de CE sont d'abord sélectionnées selon une approche fonctionnelle et ensuite la CE la plus pertinente est déterminée en s'appuyant sur l'approche par les SE. Néanmoins, le fait de trouver un site de compensation approprié pour atteindre la Non-Perte Nette de biodiversité est déjà un défi en soi, donc cette étape peut être impossible à mettre en œuvre si une compensation adaptée seulement peut être proposée. Ainsi, les SE peuvent ne pas être compensés par des approches basées sur l'écosystème ; par exemple, les valeurs spirituelles liées à une aire naturelle peuvent être envisagées comme uniques. En ce qui concerne le choix des indicateurs à utiliser pour suivre les SE, à ce stade, il est préférable de recourir à des indicateurs de capacité, mais il est aussi possible de se servir d'indicateurs de flux ou d'avantages, dans tous les cas l'objectif est la Non-Perte Nette de biodiversité.

iii. Les compensations complémentaires pour les pertes résiduelles de SE prioritaires

Etant données les limites mentionnées ci-dessus, l'élaboration des compensations permettant d'atteindre à la fois la Non-Perte Nette de biodiversité et la Non-Perte Nette de SE est actuellement complexe. Même si la Non-Perte Nette de biodiversité est obtenue, des pertes résiduelles de SE demeureront nécessairement (la case vide en pointillée dans la Figure 22) et

ne seront pas compensées par le processus habituel. D'un point de vue socio-économique, il est préférable de continuer le processus vers une Non-Perte Nette de SE, nous proposons donc une approche où des compensations complémentaires seraient développées afin de prendre en compte ces pertes de SE⁵¹.

Différents types de mesures compensatoires complémentaires de pertes résiduelles de SE (comprenant une évaluation des pertes et des gains de SE) pourraient être mis en œuvre :

- *Des mesures complémentaires fondées sur la nature* compensent le capital naturel. En d'autres termes, ce sont des mesures s'appuyant sur la restauration écologique ou d'autres actions qui restaurent la nature, telles que les compensations écologiques. Par exemple, la « création de lots communautaires boisés pour compenser l'accès restreint des communautés locales aux forêts à la suite du projet » (Landsberg et al., 2013, p.42). Le CSBI (2015, p.67) encourage des « compensations composites » définies comme une combinaison « d'une compensation à l'échelle du paysage et d'une autre plus proche de l'impact pour les communautés locales affectées ». Les indicateurs de capacité devraient être les mieux adaptés au dimensionnement des mesures basées sur la nature.
- *Des mesures complémentaires fondées sur des solutions humaines* substituent le capital naturel avec le capital physique ou manufacturé. Une illustration serait une « station de traitement des eaux usées remplaçant une zone humide aménagée » ou « un remède pharmaceutique se substituant au contrôle des maladies par des forêts intactes » (Landsberg et al., 2013, p.42). Les indicateurs de flux devraient être les plus adaptés pour dimensionner ces mesures fondées sur des solutions humaines.
- *Des mesures complémentaires financières* indemnisent les populations subissant une perte de services écosystémiques avec de l'argent : par exemple, « pour des pertes résiduelles de revenus des pêcheries impactées » (Landsberg et al., 2013, p. 42). Ce type de compensation est souvent critiqué car il peut être considéré comme un moyen « d'acheter des personnes ». D'autres mesures financières plus complexes ont pour but d'améliorer artificiellement la fourniture de SE à partir d'un actif naturel. Landsberg et al. (2013, p.42) donnent l'exemple d'une mesure consistant en « [l']investissement dans une usine de transformation du café pour augmenter le revenu par kilo de café ». Il convient de noter que plus les compensations se fondent sur des mesures financières, plus le risque de compenser individuellement plutôt que collectivement augmente. Les indicateurs d'avantages devraient être les mieux adaptés au dimensionnement des mesures financières.

Si les pertes résiduelles de SE sont considérées comme acceptables (par exemple, si aucun service écosystémique prioritaire n'est impacté), les maîtres d'ouvrage peuvent décider de ne mettre en œuvre aucune des mesures complémentaires décrites ci-dessus, et suggérer d'autres types de compensations. Ceci peut aboutir à des « négociations » jusqu'à ce qu'un compromis soit trouvé. Dans ce cas, l'indicateur est l'acceptabilité des acteurs impliqués dans la négociation, ainsi il n'y a pas nécessairement d'évaluation des pertes/gains de SE ni d'estimation de l'obtention de l'équivalence. Plusieurs types de compensation, plus ou moins reliés à l'environnement

⁵¹ Certaines personnes peuvent aussi bénéficier de gains nets de SE lorsque la CE est mise en œuvre à un endroit où les personnes ne subissent pas les pertes liées au projet. Si des mesures complémentaires sont proposées afin de compenser les pertes de SE causées par le projet, ceci peut être considéré comme des gains sociaux à une échelle géographique ou systémique plus vaste (à part si cette CE génère des « disservices »).

impacté, peuvent émerger des négociations ; ceci peut inclure le financement de programmes de recherche, de campagnes de sensibilisation ou d'éducation, ou de mesures associées à des blocages locaux (p.ex. la production d'un film documentaire sur les réserves naturelles et marines de la Mer du Nord, dans le cadre du plan de compensation du parc éolien offshore de Egmond aan Zee⁵²). Nous ne considérons pas que ces compensations sur mesure, négociées soient problématiques puisque d'autres compensations s'occupent de la Non-Perte Nette de biodiversité. Pourtant, elles peuvent représenter un risque pour les populations impactées, dans le cas de développeurs opportunistes, ou d'un manque de connaissance par les acteurs de leur dépendance aux SE, ou d'un lobby fort de certains acteurs. Certains maîtres d'ouvrage peuvent tenter de cacher ou de minimiser les pertes résiduelles de SE comme ils le font quelquefois dans le cadre des pertes écologiques résiduelles (Vaissière et al., 2014).

Il est important d'évoquer qu'il est possible que certaines populations très pauvres préfèrent de la compensation financière à court terme à des mesures à long terme fondées sur la nature ou sur des solutions humaines, ou ne soient même pas conscientes de la perte de services écosystémiques qu'ils vont subir. Il est ainsi important que l'évaluation de l'état initial de SE se fonde non seulement sur la connaissance de la communauté locale mais aussi sur une contribution scientifique externe.

iv. Les pertes résiduelles acceptables de SE qui ne sont pas compensées

Certaines pertes résiduelles de SE (tout ou partie de la case en pointillés vide de la Figure 22) peuvent être considérées comme acceptables et peuvent être résolues par le biais d'argumentaire en lien avec l'intérêt public du projet : une nécessité socio-économique (telle la croissance de l'emploi) ou urgente (tel un hôpital, une route d'accès à un village, ou un centre éducatif). Cette justification doit être préparée avec soin pour obtenir l'acceptation du projet. Certains maîtres d'ouvrage parviennent à éviter le recours aux mesures complémentaires en présentant intelligemment leur projet et en construisant une relation de confiance avec les populations sur le point d'être impactées. Cependant, on ne doit faire appel à l'option de non-compensation des pertes résiduelles, fondée sur un argumentaire convaincant, seulement pour les SE non prioritaires.

A la fin du processus de l'EIE, aucune perte inacceptable de biodiversité ou de SE, non compensée, ne doit subsister puisqu'elle aurait dû être identifiée lors de l'état initial du site et de l'évaluation des impacts.

2.2.4 Conclusion

L'intégration des services écosystémiques dans les EIEs, afin de compenser les impacts sur ces derniers, a fait l'objet d'un regain d'intérêt au sein de la communauté internationale ces dernières années. Bien que les SE ne soient pas explicitement inclus dans les réglementations actuelles et qu'ils semblent rarement mentionnés dans les pratiques existantes, notre analyse

⁵² <http://www.noordzeewind.nl/en/project-en/compensation-plan/compensation-plan/>

montre que, notamment dans le processus d'EIE, ils sont déjà implicitement considérés, quoique de manière incomplète. Après avoir examiné les avantages et les inconvénients de l'intégration des SE dans la compensation, nous concluons qu'il est essentiel de s'intéresser aux SE dans la seconde phase, après avoir pleinement examiné l'objectif de Non-Perte Nette de biodiversité. Nous proposons un cadre conceptuel pour inclure les SE au sein du processus d'EIE tout au long de la section 2.2.3. Si ces bonnes pratiques sont suivies, le poids de la biodiversité devrait être renforcé (puisque'elle est à l'origine de la fourniture de SE), ainsi que la prise en compte de l'équité sociale et il en résultera une meilleure acceptation des projets et des compensations proposées.

Actuellement, les pratiques de compensation ont pour objectif d'atteindre la Non-Perte Nette de certains aspects de la biodiversité, mais pas de l'ensemble de la biodiversité. Puisque la CE est exigée seulement lorsque les impacts résiduels sont qualifiés de « significatifs », à part la compensation des impacts sur les zones humides qui a pour but de restaurer à la fois les fonctions et les espèces, la plupart des mesures compensatoires ciblent les espèces protégées à travers la restauration de leurs habitats. En effet, « la significativité de l'impact » est un terme flou, en Europe, il est (plutôt) clairement défini seulement dans les procédures liées à la Directive Habitats et à la Directive Cadre sur l'Eau. Dans les projets qui ne sont pas soumis à ces directives, les EIEs n'identifient presque jamais des impacts résiduels significatifs et en conséquence des compensations. Donc si les pratiques de compensation demeurent les mêmes, notre hypothèse sur l'approvisionnement de services écosystémiques par les mesures compensatoires écologiques serait compromise. Notre proposition repose sur une évolution vers une meilleure intégration des fonctions écologiques au sein de la compensation. Brownlie et al. (2012) déclarent que « la seule évaluation des impacts ne peut pas résoudre les enjeux globaux associés à la perte de biodiversité et à la détérioration des services écosystémiques qui sous-tendent le bien-être humain ; ces problèmes doivent être abordés à un niveau politique stratégique ».

Nous avons décrit une approche de la compensation écologique au cas par cas, mais il conviendrait d'explorer une approche à une échelle macro. De nombreux pays ont développé une vision plus large et plus intégrée de la compensation (p.ex. Jacob et al., 2015 ; Levrel et al., 2015 ; Quétier et al., 2014 ; Vaissière et Levrel, 2015), comprenant des initiatives telles que les banques de compensation aux Etats-Unis ou les « pools » de compensation en Allemagne. Ceci démontre qu'il est possible d'élaborer des projets anticipés de restauration écologique dans des zones prioritaires afin de compenser des SE identifiés. Ces projets de restauration à large échelle ont pour objectif de compenser plusieurs projets de développement ; ces compensations « mutualisées » sont possiblement plus effectives que les arbitrages individuels et ont de meilleures chances de succès (GAO, 2005). Ils évitent les pertes temporelles qui affectent la biodiversité et les populations (Bull et al., 2013). En effet, bien que la compensation écologique soit théoriquement supposée être mise en œuvre préalablement aux impacts, il est très fréquent que les compensations au cas par cas soient réalisées durant ou après le projet. Duke (2015) indique que les SE pourraient être mis en application via la compensation écologique et les banques d'habitats. Concrètement, ceci impliquerait de choisir les crédits disponibles dans une compensation qui réponde au besoin des SE concernés à l'étape décrite dans la section 2.2.3 ii. Néanmoins, puisque ces compensations mutualisées n'ont pas été créées spécialement pour un impact spécifique, il se peut qu'elles ne fournissent pas exactement le service écosystémique souhaité.

Pour conclure, à la lumière de ce vide légal et de la quasi-absence de recommandations sur l'intégration des SE dans la compensation, les différentes options présentées comme mesures complémentaires peuvent être envisagées. Des problématiques importantes doivent encore être abordées : par exemple, comment évaluer l'équivalence ou comment arbitrer entre différents niveaux d'équivalence. L'actuelle ambiguïté entourant l'intégration des SE au sein de la compensation pourrait devenir préjudiciable, en favorisant les comportements opportunistes, les inégalités et les situations d'injustice.

Ainsi, dans cette Partie 2, nous avons exploré deux pistes – l'une méthodologique, l'autre conceptuelle – qui pourraient être utiles à l'amélioration des pratiques actuelles de compensation en milieu marin et qui répondent bien à certaines limites identifiées dans la Partie 1. La plupart des acteurs rencontrés lors de ces travaux mentionnaient que ces aspects méthodologiques/techniques/conceptuels constituaient les principaux obstacles à la mise en place de solutions satisfaisantes de compensation en milieu marin. En outre, ces remarques sont similaires à celles qui ont été rapportées dans le cadre de la compensation sur les écosystèmes terrestres (Jacob et al., 2015). Cependant, nous avons constaté que ces seules limites ne pouvaient pas expliquer la situation actuelle et que d'autres éléments, relatifs à la gouvernance, exerçaient une influence non négligeable sur les résultats de la compensation marine. N'ayant pas d'illustrations de projets de développement ou d'exploitation maritimes français présentant des mesures compensatoires satisfaisantes en termes de gains écologiques, il n'était pas envisageable de mener une étude des processus de gouvernance sur des cas français. Il a donc été décidé d'analyser des exemples de projets compensatoires marins émanant d'un autre pays présentant des enjeux maritimes similaires à ceux de la France, en l'occurrence : l'Etat de Californie aux Etats-Unis.

Conclusions Partie 2

- Aspects méthodologiques/techniques/conceptuels mentionnés comme principaux freins à la mise en place de la compensation en milieu marin
 - Ces seules limites ne peuvent pas expliquer la situation actuelle
- ⇒ **Influence non négligeable d'autres éléments relatifs à la gouvernance**

Partie 3 : Apport de l'analyse de la gouvernance environnementale à la compréhension de l'émergence des systèmes de compensation en milieu marin

Jusqu'à présent, la majorité de la littérature scientifique analysant les systèmes de compensation écologique dans le cadre des impacts autorisés s'est concentrée sur les modes de gouvernance développés pour les écosystèmes terrestres. En introduction, nous avons vu qu'ils se scindaient en trois catégories :

- les permis individuels ou mesures compensatoires écologiques au cas par cas ou *permitted responsible mitigation*
- les banques de compensation ou sites naturels de compensation ou *mitigation bank*
- les rémunérations de remplacement ou fonds de compensation ou *In-Lieu Fee mitigation*

Les recherches se sont particulièrement intéressées aux systèmes de compensation anticipée et mutualisée, appelés aussi « banque de compensation » ou « réserve d'actifs naturels » ou « site naturel de compensation » intégrant au sein d'un cadre explicite les critères tels que l'équivalence, les règles d'échange, et les garanties juridiques et financières (Jacob et al., 2015). En effet, ces modes de gouvernance bénéficient d'un retour d'expérience important, les premiers datant du début des années 1990 aux Etats-Unis. Concernant la compensation en milieu marin, ces systèmes sont très peu développés actuellement et encore à leurs débuts (p.ex. dans l'Etat de Floride, il existe actuellement 3 banques de compensation marines contre environ 90 terrestres). Peu de travaux leur sont consacrés, par conséquent, ce sujet de recherche demeure un domaine de prospective.

Dans cette partie, nous proposons d'analyser non les modes de gouvernance « en place » (comme c'est le cas pour les systèmes élaborés en milieu terrestre), car très peu développés actuellement, mais les modes de gouvernance « en devenir » de la compensation en milieu marin, en Californie grâce à l'approche de la « sociologie de l'acteur réseau » (SAR ou sociologie de la traduction). A l'instar des approches en économie néo-institutionnelle utilisées pour étudier les modes organisationnels liés aux banques de compensation (voir Introduction), ce cadre sociologique de la SAR est issu de la théorie des organisations. Cependant, la SAR a été conçue à partir des années 1980 par Michel Callon, Bruno Latour, Madeleine Akrich et d'autres chercheurs du Centre de sociologie de l'innovation de Mines ParisTech afin d'approfondir les conditions de production de la science et, en particulier, la construction des faits scientifiques en laboratoire. Cette démarche est particulièrement intéressante dans la mesure où elle permet d'« étudier non la science et la technique faites mais la science en train de se faire » (Latour, 1989), la compensation en milieu marin revêtant encore un caractère pionnier et innovant. Il est à noter que la lecture des données brutes ne laissait pas présager que les thématiques émergeant de l'analyse seraient liées aux échelles spatio-temporelles et à la reconfiguration des acteurs. Ainsi, même si *a posteriori* d'autres cadres d'analyse semblent pertinents comme le cadre de la gouvernance territoriale, les éléments préalables orientaient plutôt l'examen vers des questions de traduction des problématiques de compensation marine en termes d'enjeux (très semblables aux questions posées dans l'article de Cowell et Lennon, 2014 sur l'utilisation

de l'approche par les services écosystémiques dans la prise de décision concernant la planification) et donc vers une approche SAR.

Le choix de la zone d'analyse s'est porté sur la Californie car cet Etat fait partie du pays présentant la ZEE la plus étendue au monde (11,350 millions de km²). La réglementation californienne est l'une des plus abouties concernant les problématiques marines. En effet, la Californie est l'un des Etats côtiers américains qui s'est le plus investi dans la définition du *Coastal Zone Management Act* (1972), texte de référence en matière de politique globale de gestion des espaces littoraux et elle fut aussi le deuxième Etat à signer l'Acte (Miossec, 1994). Les agences environnementales californiennes, en charge de ces problématiques, partagent de nombreuses similarités, en termes de missions, avec les agences françaises. En s'appuyant sur la caractérisation des acteurs, des outils réglementaires et des méthodes de dimensionnement, nous décrivons les quatre études de cas observées en Californie et ensuite nous examinons les processus de gouvernance sous le prisme de la SAR afin de souligner les points clés transposables au système français de compensation.

3.1 Matériel et méthode

3.1.1 Cadre théorique

Habituellement, l'utilisation du savoir (ou de l'innovation) est présentée comme linéaire, diffusant de l'innovateur au récepteur. A ceci, M. Callon et B. Latour opposent la théorie de la traduction ou de l'acteur-réseau (SAR) où le message est reçu, non seulement en fonction de ses qualités intrinsèques (« les faits ») mais aussi en fonction des stratégies des récepteurs. La SAR souligne l'importance de la traduction, processus d'interprétation du message par ceux qui construisent les faits, en termes d'enjeux pour les récepteurs dans le but de les recruter dans l'action. Tout ce processus se déroule au sein d'un réseau d'acteurs.

Le dynamisme des organisations est donc dépendant de cette capacité de traduction. Il est nécessaire ainsi d'instituer un point de passage obligé, partagé par l'ensemble des acteurs (Callon, 1986 ; Latour, 1989), qui peut être défini comme quelque chose d'indispensable au sein d'un réseau par lequel les autres acteurs doivent passer afin d'atteindre leur objectif. Ainsi, Callon (*In: Akrich et al., 2006*) mentionne que l'« on s'éloigne de l'épistémologie classique qui oppose le monde des énoncés et le monde (plus ou moins réel) des choses auxquelles les énoncés réfèrent et qui constituent en quelque sorte le contexte des énoncés ». La SAR ne pose pas de séparation entre les mots et les choses, entre les éléments humains et non humains, tous deux participent à une action collective et sont appelés « actants ». L'analyse de l'articulation entre ces deux entités conduit aux concepts de réseau, qualifié de sociotechnique et de circulation (Callon *In: Akrich et al., 2006*).

Lorsque l'on analyse l'émergence de nouveaux outils ou « connaissances », leurs qualités sont juste un élément parmi une image plus complexe et il est alors essentiel de comprendre comment la connaissance est incorporée dans les actions, les valeurs et les projets des autres (Cowell et Lennon, 2014). Le rôle des facteurs externes, sociaux et économiques est prépondérant dans la stabilisation des connections entre connaissance et action. Comme le mentionnent Cowell et Lennon (2014), le fait de pérenniser le recours à une méthodologie (ou à un outil) dépend d'un assemblage complexe et parfois précaire de connaissances, de métaphores, de pratiques et de cadre institutionnel. Cet assemblage peut affecter les limites de

la pertinence de ces abstractions sociales (p.ex. les évaluations) en tant que garantes de valeurs ; les acteurs clés s'accordent normalement sur ces limites (Robertson, 2012). L'objectif pour ces outils, appelés aussi « artefacts politico-techniques » (Collins et al., 2009), est d'allier des formes incontestables de connaissance à une légitimité politique afin qu'ils deviennent moins souvent l'objet de négociations (Murdoch et al., 1998).

Il est alors fondamental d'identifier les « modalités positives » (consolidatrices) et les « modalités négatives » (contestatrices) dans le corpus argumentaire étudié. Les premières sont liées aux arguments permettant à la connaissance d'échapper aux conditions contestables dans lesquelles elle a été produite et de la consolider afin qu'elle puisse être la base des actions. Les « modalités négatives », quant à elles, sont constituées par des arguments se concentrant sur les conditions dans lesquelles la connaissance a été produite, et remettant en question les méthodes, les données et les hypothèses. En complément de ces éléments fondamentaux à l'analyse de la SAR, Cowell et Lennon (2014) ajoutent qu'il est aussi intéressant de mettre en évidence le rôle des « *skilled intermediaries* » ou « *policy entrepreneurs* » ainsi que les cadres que ces outils d'évaluation incarnent. Les « *skilled intermediaries* » ou « *policy entrepreneurs* » sont capables d'établir des associations entre des acteurs importants, d'expliquer l'utilité potentielle d'un outil aux autres acteurs et de répondre aux modalités négatives. Ces acteurs servent de relais, de médiateurs. L'intégration des outils passe par la promotion de conceptions particulières de durabilité au sein de différents services gouvernementaux, chacun possédant ses propres connaissances, sa propre expertise, ses propres critères normatifs et de pratiques (Degeling, 1995 *In*: Collins et al., 2009). Il s'agit alors de mettre en évidence les processus sous-jacents à la mise en place d'une gouvernance de la compensation en mer et à l'émergence des instruments de compensation, en utilisant ce cadre d'analyse, pour mieux cerner les points de tension ou de blocage.

Nous partons ici d'une hypothèse initiale, certes basique, d'un système biophysique qui serait une des principales bases structurantes des modes de gouvernance, correspondant à un « déterminisme naturel intelligent et constructif » (Bavoux, 2009) contraire à un déterminisme naturel totalitaire. Cette hypothèse s'oppose à celle qui affirmerait que la formation des modes de gouvernance serait basée uniquement sur des facteurs anthropiques, strictement indépendants du milieu naturel. Dans le système d'analyse de la SAR, les écosystèmes constituent eux aussi des « actants », au même titre que les parties prenantes. En effet, comme l'indique Himley (2008), un thème qui traverse l'analyse géographique de la gouvernance environnementale est l'examen de l'influence des propriétés biophysiques des ressources naturelles et des systèmes écologiques sur les systèmes organisationnels et institutionnels qui les gouvernent. Ainsi, les modes de gouvernance sont fondamentalement liés à des « objets » particuliers (ici, les écosystèmes) et cette relation affecte la manière dont les Etats cherchent à orchestrer le développement économique à travers leur territoire (Cowell et al., 2015). Cela peut s'expliquer par le fait que « plus un lieu est connecté, par l'intermédiaires des sciences et des techniques, à d'autres lieux et plus sa capacité de mobilisation est forte » (Callon *In*: Akkrich, 2006). En effet, suivant les éléments du système écologique observés, il existe différents niveaux d'incertitudes (connaissances scientifiques, techniques et méthodologiques). Comme le montre Jacob et al (2016a), l'évaluation des impacts dépend fortement des écosystèmes étudiés (rareté, résilience, etc.) et de la maîtrise des techniques de restauration disponibles varient grandement selon l'élément considéré (Jacob et al., *en révision*).

Cependant, comme nous l'avons décrit précédemment, une analyse complète nécessite de prendre en compte les différents éléments constitutifs du système écologique, les entités humaines et leurs articulations. A travers une approche expérimentale fondée sur des entretiens, menés auprès de différents acteurs impliqués dans la compensation en milieu marin, en Californie, nous étudions les différents systèmes de gouvernance mis en place dans ce domaine et les instruments qui en sont issus. Le prisme de la SAR nous permet d'analyser le cas californien afin d'en tirer des enseignements utiles pour le cas français.

3.1.2 Matériel

L'étude de terrain a été menée en 2015 en Californie durant un mois et demi, entre San Diego (au sud) et San Francisco (au nord). Trente acteurs (Annexe 9), travaillant autour de la thématique de la compensation en milieu marin ont été interrogés en face à face, à l'aide d'entretiens semi-directifs (questionnaire en Annexe 10). Les enquêtes ont été menées auprès d'acteurs publics (six représentants d'agences fédérales, neuf représentants d'agences étatiques), d'acteurs privés (trois consultants en bureaux d'études et cinq autres : privés, maîtres d'ouvrage) et de scientifiques (sept chercheurs).

3.2 Acteurs, réglementation et méthodes de dimensionnement

Les différents acteurs et leur rôle en relation avec la compensation en milieu marin sont décrits brièvement dans le Tableau 17. On considère ici que chaque agence environnementale constitue un actant humain dont les objectifs sont caractérisés par leurs missions et leurs responsabilités telles qu'elles sont mentionnées dans la réglementation. L'aspect multiple et transversal des intérêts constituant l'Etat apparaît comme une pratique monolithique de l'extérieur, comme l'a mentionné Robertson (2010) dans son essai sur la gouvernance environnementale issu de son expérience au sein de l'*Environmental Protection Agency*. Bien que reconnaissant cette dualité, l'agence est vue, dans notre analyse, comme une entité unifiée. Ainsi le rôle et les motivations des agents en tant qu'individus au sein de ces organisations ne sont pas étudiés. En effet, un tel examen aurait été trop complexe à mener sur quatre études de cas, et dans le laps de temps dont nous disposons. Il est important de mentionner que, bien que plusieurs Organisations Non Gouvernementales (ONG) aient été contactées, le peu de réponses obtenues n'a pas permis une analyse plus approfondie de leur rôle.

Tableau 17 : Description des acteurs californiens et de leur rôle en relation avec la compensation sur le milieu marin

Niveau fédéral	
USACE - US Army Corps of Engineer	Délivre des permis pour les projets de dragage et comblement impactant les <i>Waters of the US</i> (<i>Clean Water Act</i> , Section 404), c'est-à-dire les eaux utilisées ou susceptibles d'être utilisées pour la navigation, les eaux entre les Etats, les eaux territoriales, etc. Les projets pouvant être soumis à ces autorisations dans le milieu marin sont les projets liés aux infrastructures portuaires, aux câbles, aux conduites, aux dragages, aux clapages, aux extractions de granulats, etc.
EPA Environmental	- Développe et interprète les politiques, les recommandations liées à la délivrance des permis de la Section 404 du <i>Clean Water Act</i> et révisé ces permis. Délivre des

Protection Agency	permis pour les activités pouvant rejeter des contaminants dans les <i>Waters of the US</i> (activités liées à la gestion des eaux pluviales et des effluents, l'exploitation pétrolière, etc.).
NMFS – National Marine Fisheries Service de la NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration)	Consulté pour des impacts sur les EFH (<i>Essential Fish Habitat</i> : habitat essentiel pour les stades biologiques des espèces, géré à l'échelle fédérale selon le <i>Magnuson-Stevens Act</i>), HAPC (<i>Habitat Areas of Particular Concern</i> : habitat considéré comme ayant une priorité élevée pour la conservation, la gestion, la recherche, car rare, sensible ou impacté par le développement ou important pour le fonctionnement des écosystèmes) et CH (<i>Critical Habitat</i> : habitat désigné pour la survie et le rétablissement des espèces listées comme menacées ou en danger selon l' <i>Endangered Species Act – ESA</i>). Responsable de la gestion des ressources marines et de leurs habitats.
USFWS – US Fish and Wildlife Service	Délivre des permis pour des activités ayant un impact potentiel sur les espèces menacées (listées selon l'ESA), les oiseaux migrateurs, certains mammifères et les poissons anadromes ; en relation avec le NMFS.
Niveau étatique	
CAFWS – California Department of Fish and Wildlife	Délivre des permis pour le prélèvement d'espèces protégées marines halieutiques (<i>Incidental Take Permit</i>) et est responsable du contrôle et du suivi des Aires Marines Protégées (AMP). CAFWS a eu un programme sur les récifs artificiels dans les années 70, mais ce programme a été abandonné.
California Coastal Commission	Créée en 1972 et devenue permanente en 1976 à travers le <i>California Coastal Act</i> , elle est responsable de la planification et de la réglementation de l'utilisation de la terre et des eaux dans la zone côtière. Les permis sur la zone côtière sont délivrés soit par la <i>Coastal Commission</i> , soit par les autorités locales. Elle délivre obligatoirement les permis pour les infrastructures publiques ou pour l'énergie et pour tout projet ne figurant pas dans les programmes de développements locaux côtiers (qui sont préalablement approuvés par la <i>Coastal Commission</i>). Elle ne gère pas la baie de San Francisco. Elle est souvent la seule agence étatique à avoir un pouvoir d'examen sur les activités fédérales.
CSLC – California State Lands Commission	Elle protège et gère les terres (estrans, terres submergées jusqu'à 3 miles au-delà de la côte, fonds de nombreuses voies navigables) et les ressources qui lui sont confiées. Elle prépare des rapports d'impacts environnementaux (<i>Environmental Impact Reports – EIRs</i>) pour des changements d'usage de ses terres, commente les EIRs pour des projets pouvant affecter ses terres et révisé des demandes de permis soumises à la <i>California Coastal Commission</i> , <i>San Francisco Bay Conservation & Development Commission</i> , et l' <i>U.S. Army Corps of Engineers</i> .
Ocean Protection Council	Créé en 2004 par le <i>California Ocean Protection Act – COPA</i> , il coordonne les activités des agences travaillant sur le milieu marin, en particulier il s'occupe de la politique liée aux Aires Marines Protégées.
OST – Ocean Science Trust	Créé en 2000 par le <i>Californian Ocean Resources Stewardship Act – CORSA</i> , il est le conseiller scientifique de l' <i>Ocean Protection Council</i> . L'OST répond aux demandes de l'Etat afin de fournir une aide à la décision.
Coastal Conservancy	Créée en 1976, cette agence non réglementaire, équivalente au Conservatoire du littoral en France, achète des terrains et est en charge de la protection de la zone côtière.
SCWRP – Southern California Wetlands Recovery Project	Créé en 1997, ce projet est présidé par la <i>California Natural Resources Agency</i> (agence à laquelle sont rattachés les différents départements et commissions s'occupant des ressources naturelles, historiques et culturelles) et par la <i>Coastal Conservancy</i> afin d'avoir une coordination régionale pour l'acquisition et la restauration des rivières et des zones humides.
SCCWRP – Southern California Coastal Water Research Project	Fondé en 1969, cet institut de recherche sur les questions de gestion de la qualité de l'eau en Californie du Sud, travaille sur des projets de restauration des zones humides.

D'autre part, de nombreux documents ont été consultés tels que les études d'impact des projets étudiés, leurs permis d'autorisation, les rapports de suivis, les documents de recommandations mais aussi les différentes réglementations connexes (Tableau 18).

Tableau 18 : Principales réglementations relatives à la compensation en milieu marin en Californie

CWA – Clean Water Act	Première loi fédérale (1972) sur la pollution de l'eau ayant pour objectif de restaurer et maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux de la nation (<i>Waters of the US</i>) en luttant contre les sources de pollutions ponctuelles et diffuses, en fournissant une assistance aux travaux publics pour l'amélioration du traitement des eaux usées et en maintenant l'intégrité des zones humides. Elle est administrée par l'EPA en coordination avec les gouvernements étatiques. Les <i>Waters of the US</i> sont (i) les eaux utilisées ou susceptibles d'être utilisées pour le commerce interétatique ou extérieur, (ii) les eaux interétatiques, (iii) les eaux territoriales, (iv) toute retenue des eaux précitées, (v) tout affluent des eaux précitées, (vi) toutes les eaux adjacentes aux eaux précitées et (vii) toutes les eaux présentant un lien avec les eaux précitées. Les eaux portuaires sont donc des <i>Waters of the US</i> . Le <i>Clean Water Act</i> (Section 404(b)(1) Guidelines (40 CFR 230)) identifie les facteurs qui doivent être considérés dans l'évaluation des dragages et des comblements dans les eaux sous sa juridiction. L'USACE délivre ainsi les permis individuels liés à cette Section 404, qui sont aussi révisés par l'EPA.
NEPA – National Environmental Policy Act	Loi créée en 1969 afin que les agences fédérales évaluent systématiquement les impacts environnementaux de leurs actions. Selon le NEPA, les actions pouvant avoir un effet significatif sur l'environnement sont soumises à un <i>Environmental Assessment</i> – EA qui débouche soit sur un <i>Finding of No Significant Impact</i> – FONSI soit sur un <i>Environmental Impact Statement</i> – EIS (niveau le plus exigeant de l'application du NEPA). Certains Etats comme la Californie exigent qu'un <i>Environmental Impact Report</i> – EIR (document similaire à l'EIS) soit soumis au niveau étatique pour certaines actions.
CEQA – California Environmental Quality Act	Déclinaison californienne du NEPA votée en 1970.
MSA – Magnuson-Stevens Act	Loi votée en 1976 ayant pour objectif la gestion de la pêche maritime dans les eaux fédérales (de 3 à 200 miles nautiques) fondée sur une durabilité biologique et économique.
ESA – Endangered Species Act	Loi, datant de 1973, proposant un programme de conservation des plantes et animaux en danger d'extinction (sur l'ensemble ou une partie significative de leur aire de répartition) et menacés (dans un futur proche) et de leurs habitats. Les agences responsables de l'application de l'ESA sont l'USFWS et la NOAA.
FWCA – Fish and Wildlife Coordination Act	Promulguée en 1934 afin de protéger les ressources halieutiques et faunistiques lorsque des actions d'agences fédérales ont pour résultat de modifier les cours d'eau ou masses d'eau, le FWCA exige des agences de consulter l'USFWS lorsqu'elles envisagent de telles activités. La conformité au NEPA vaut conformité au FWCA.
Rivers and Harbors Appropriation Act	Bien que la plupart des activités couvertes par cette loi soient régulées par le CWA, cette loi fédérale environnementale la plus ancienne des Etats-Unis (1899) reste en vigueur. Sa section 10 concerne les permis relatifs à la construction de ponts, de chaussées, de barrages ou de digues et au dragage et au comblement des <i>Waters of the US</i> navigables.

Les trois principales méthodes de dimensionnement des mesures compensatoires mentionnées lors des entretiens sont détaillées ci-dessous (Tableau 19).

Tableau 19 : Différentes méthodologies de dimensionnement de la compensation en Californie

<p>HEA – Habitat Equivalence Analysis (pour rappel)</p>	<p>HEA a été créée par la NOAA en 1995 et incorporée dans le processus <i>Natural Resource Damage Assessment</i> (NRDA). Ce processus d'évaluation a été inclus dans le <i>The Oil Pollution Act</i> (OPA, 1990) et dans le <i>Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act</i> (CERCLA or Superfund, 1980), qui a pour objectifs de compenser les dommages accidentels causés par les marées noires ou la pollution chimique sur terre ou sur la zone côtière. HEA est aussi utilisée pour la compensation d'impacts environnementaux autorisés dans le cadre du <i>National Environmental Policy Act</i> (NEPA, 1969) et du <i>Clean Water Act</i> (CWA, 1972). Cette méthode se base sur un calcul des pertes et des gains annuels et actualisés en utilisant un indicateur unique. Voir Section 2.2.1</p>
<p>HEP – Habitat Evaluation Procedure</p>	<p>Développée dans les années 80 par l'USFWS, HEP est utilisée pour quantifier les impacts sur les habitats terrestres et aquatiques dus au développement et les gains liés à la protection ou à la restauration en évaluant les changements dans la qualité et la quantité des habitats. La qualité des habitats est calculée à travers des modèles d'habitats d'espèces et des indices de pertinence (<i>Habitat Suitability Indices</i> – HSI). La valeur de l'HSI est dérivée de l'évaluation de la capacité des composantes clés de l'habitat à fournir les conditions nécessaires à la faune étudiée et est un indicateur de la capacité de charge de l'habitat pour une espèce particulière ou pour une association d'espèces, fondée sur une mesure de performance (p.ex. le nombre de lièvres d'Amérique par hectare) décrite dans les modèles d'espèces HEP.</p>
<p>CRAM – Californian Rapid Assessment Method</p>	<p>CRAM, RAM adaptée au contexte californien, a été développée en Californie, comme outil rapide d'évaluation afin de fournir une information sur l'état d'une zone humide et des pressions qui l'affectent. CRAM permet une évaluation efficace et économique à différentes échelles : zone humide, bassin versant ou région plus large. Cette méthode est fondée sur l'état des forces motrices et leurs relations spatiales (inspirée du cadre <i>Pressure-State-Response</i>). La méthode UMAM, décrite dans la section 2.2.1, est un type de RAM mais développée en Floride.</p>

3.3 Analyse des études de cas

Les quatre études de cas proposées ci-dessous sont issues du recoupement des données recueillies au cours des enquêtes (Figure 23). En effet, il s'agit des exemples les plus fréquemment mentionnés par les différentes personnes interrogées. En outre, notre choix a été conforté par la disponibilité des informations qui permettent de compléter et d'appliquer correctement le cadre d'analyse retenu. Ces cas présentent une diversité d'instruments élaborés, d'écosystèmes concernés, de pressions générées, d'échelles spatiales (du projet à l'ensemble de la côte californienne), d'échelles temporelles et d'acteurs impliqués.



Figure 23 : Localisation des quatre études de cas (Guide sur les zostères : ensemble de la Californie ; *San Onofre Nuclear Generating Station – SONGS* à San Onofre ; *Port Of Los Angeles – POLA* à Los Angeles et *Southern California Wetlands Recovery Project – SCWRP* : bande côtière entre les deux points verts : Point Conception, au nord et la frontière avec le Mexique, au sud) (© Google Maps pour la carte, Jacob C. pour les projets)

3.3.1 Guide concernant la politique californienne de compensation des herbiers de zostères⁵³ et mise en œuvre des lignes directrices

En 1991, le NMFS, l'USFWS et le CAFWS ont rédigé un guide nommé « *Southern California Eelgrass Mitigation Policy* » sur l'atténuation des impacts sur les zostères (pour *Zostera marina* L.). Ce guide concernait seulement la Californie du Sud. La première méthode proposée aux acteurs de la compensation avait été facilement développée et appliquée. Il a été ensuite décidé de développer un nouveau document qui s'appliquerait à l'ensemble de l'Etat.

Le fait que les zostères soient à l'origine de nombreux services écosystémiques (lutte contre l'érosion côtière, oxygénation des eaux, production de matière organique, nutriments, zone de nurserie, de reproduction et de refuge) et que cela soit prouvé scientifiquement a constitué un solide argument pour le développement de politiques environnementales liées à cette espèce. En effet, son importance est reconnue dans différentes réglementations telles que le *Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act* (MSA), où les zostères sont désignées comme « *Essential Fish Habitat* » et « *Habitat Area of Particular Concern* » ainsi que le *Clean Water Act*

⁵³ Les zostères sont des phanérogames marines qui se développent sur les sédiments sableux et sablo-vaseux intertidaux et infralittoraux. Les herbiers de zostères sont des habitats remarquables, d'intérêts écologique, patrimonial et économique forts, assurant des fonctions de réservoir de biodiversité, de zone de reproduction, de nurserie.

(Section 404) où les petits fonds végétalisés présentant des zostères sont considérés comme « *Special Aquatic Site* »⁵⁴. Cette espèce fédère les objectifs environnementaux des différentes agences environnementales (USFWS, NMFS, EPA, USACE) dans un même but de protection et de gestion. La politique du NMFS sur le *No Net Loss* de zostères est en accord avec les dispositions de la réglementation de l'EPA et de l'USACE. Mais ce guide fournit des recommandations plus spécifiques sur comment éviter et réduire les impacts sur les zostères et sur comment mettre en place des suivis, des évaluations, ou la compensation des pertes (NMFS, 2014). Le NMFS *West Coast Regional Office* a eu un rôle central dans l'élaboration de la réflexion sur les nouvelles lignes directrices, mais des révisions supplémentaires ont été faites au niveau fédéral (en interne) et par les autres agences impliquées, dont la *Coastal Commission*. Au terme de cinq années de travail collaboratif, un nouveau guide a été publié en 2014, dans une version plus scientifique que celle des premières lignes directrices.

Le guide de 2014 définit les paramètres à suivre (distribution spatiale, pourcentage de couverture végétalisée, densité de pieds), donne des recommandations concernant l'évaluation des impacts et propose des mesures d'évitement et de réduction selon les pressions. Par rapport à la définition de l'herbier de 1991, celle de 2014 a évolué, notamment en prenant en compte une zone tampon constituant la zone potentielle d'extension des herbiers. Les suivis demandés aux bureaux d'études sont plus complexes. Il n'existe, actuellement, pas de certification de ces bureaux d'études, mais cette solution pourrait être envisagée au vu des capacités restreintes des autorités en charge du contrôle (en moyenne seulement un suivi sur 10 est contrôlé). Cependant, une certification demande aussi des moyens supplémentaires en termes de personnel.

Les différentes options acceptables de compensation des pertes d'herbiers sont détaillées dans le guide de 2014 : (a) plans de gestion, (b) compensation *in-kind*, (c) banques de compensation, (d) programmes *In-Lieu Fee* et (e) compensation *out-of-kind*. Alors que la compensation *in-kind* est systématiquement préférée, la forme de compensation la plus appropriée peut être déterminée au cas par cas. L'objectif de la politique est de s'assurer qu'aucune perte ne soit associée à une mise en place tardive de la compensation. Ceci est garanti par une exigence de ratio surfacique plus élevé pour une compensation effectuée en même temps ou après l'impact. Ainsi, le NMFS recommande que la compensation d'habitat de zostères végétalisé et non végétalisé (équivalente à la surface de présence potentielle de l'herbier ou zone tampon) soit appliquée avec un ratio surfacique d'au moins « 1,2 : 1 »⁵⁵, calculé avec une méthode similaire à l'*Habitat Equivalency Analysis* – HEA, (voir Section 2.2.1) et décrite dans un document appelé *The Five-Step Wetland Mitigation Ratio Calculator*, (King et Price, 2004). Ce ratio est fondé sur la prise en compte de la temporalité via un calcul annualisé des pertes et des gains avec un taux d'actualisation de 0.03 (NOAA-DARP, 1999). Ce ratio suppose que l'habitat de zostères restauré atteint une fonction d'habitat comparable à l'habitat de zostères existant sous trois ans au maximum. Cette moyenne de trois ans est établie à partir des retours d'expériences de 47 projets de transplantations à but de compensation, réalisés en 25 ans, en Californie du Sud (Evans et Short, 2005 ; Fonseca et al., 1990 ; Hoffman 1986). Ce ratio évolue selon la zone considérée et le taux de réussite des restaurations antérieures. En l'absence d'une évaluation fonctionnelle complète, la distribution et la densité des zostères peuvent servir de proxy de la fonction habitat.

⁵⁴ Les objectifs de conservation étant clairement alignés, nous ne considérons pas que le guide constitue un objet intermédiaire, objet permettant à différents acteurs de s'accorder sur des concepts et une structure communs.

⁵⁵ Les ratios sont exprimés de la manière suivante : « zone compensée : zone impactée »

Le guide encadre aussi les autres caractéristiques de la compensation *in-kind* selon sept étapes incontournables : sélection du site de compensation, techniques de restauration (succès plus élevé en Californie du Sud, pour les transplantations de faisceaux de racines nues comportant 8 à 12 turions⁵⁶, Merkel, 1988), plan de compensation, durée, suivi, standards de performance, documents à fournir. Tous les cinq ans environ, le NMFS entend évaluer les suivis et les données collectées afin de déterminer si des mises à jour de ces recommandations sont nécessaires.

Le NMFS utilise ces recommandations afin de donner son avis pour des actions encadrées par le NEPA. Selon le MSA, les agences fédérales doivent consulter le NMFS pour toute action autorisée, financée ou entreprise par l'agence et ayant un impact potentiellement négatif sur les *Essential Fish Habitat* (EFH). Les recommandations du NMFS sont fournies à l'agence décisionnaire, qui est en charge de l'accord définitif : l'agence décisionnaire peut reprendre les recommandations du NMFS ou expliciter les raisons pour lesquelles elle ne les suit pas. Dans le cadre du *Fish and Wildlife Coordination Act* (FWCA), le NMFS fait des recommandations qui doivent être suivies, mais l'agence décisionnaire est au final responsable des mesures de protection qu'elle adopte. Pour ces raisons, ces recommandations d'applications ne doivent pas être interprétées comme contraignantes par les pouvoirs publics. Mais normalement, l'USACE fait référence à ce guide dans les permis qu'il délivre et la *Coastal Commission* requiert souvent que les permis de développements côtiers qu'elle remet soient en conformité avec le guide. Il est difficile d'évaluer l'efficacité de ce nouveau guide au vu de son application récente.

3.3.2 Approche *permittee responsible* : compensation dans le cadre du projet de centrale nucléaire de San Onofre (*San Onofre Nuclear Generating Station* – SONGS)

Lorsque la *Coastal Commission* a été lancée en 1976 (créée en 1972 et pérennisée en 1976), à la suite de l'acceptation d'une proposition des citoyens californiens préoccupés par la défense du caractère public de l'accès à la mer, elle a dû s'occuper d'un sujet hautement controversé : la création de deux nouvelles centrales nucléaires en zone côtière. Après avoir refusé le permis de construction des unités 2 et 3 de SONGS en 1973, la *Coastal Commission* l'accorde en 1974 mais à la condition de mettre en place un comité indépendant. Ce *Marine Committee Review* – MCR avait pour mission de mener un suivi complet des impacts de la mise en service de ces unités et si nécessaire de définir la compensation des impacts environnementaux. Deux visions s'opposaient alors, celle des experts scientifiques missionnés par le fournisseur d'électricité (*Southern California Edison* – SCE), qui prônaient l'absence d'impact, et celle des organisations environnementales qui craignaient des impacts très importants générant « un désert de vie » sous-marin. Le comité MCR était constitué de 3 membres, un désigné par la *Coastal Commission* (représentant l'Etat), un autre par le détenteur du permis (SCE) et le troisième par les opposants (représentés par l'ONG, *Friends of the Earth*⁵⁷). De plus, un chercheur indépendant a été spécifiquement missionné pour faire l'analyse du volet « mesures compensatoires ». Les unités ont été mises en service en 1983 et 1984. En 1989, le MRC a rendu ses conclusions finales concernant les impacts à la *Coastal Commission*. Le rapport concluait à des effets négatifs significatifs sur le champ de macroalgues (*Macrocystis pyrifera* (L.) C. Agardh) à proximité des

⁵⁶ Jeune pousse souterraine ou naissant à fleur de terre de la souche d'une plante vivace.

⁵⁷ *Friends of the Earth* est une organisation non gouvernementale de protection de l'Homme et de l'environnement créée en 1969 et présente dans 76 pays.

émissaires diffuseurs des eaux de refroidissement des 2 unités⁵⁸. En effet, le panache des rejets entraînait une réduction significative de l'abondance et de la densité des macroalgues, de l'abondance et de la biomasse de la plupart des espèces de poissons associées aux macroalgues étudiées par le MCR et de l'abondance des grands invertébrés présents dans le champ. Le stock de poissons de la baie de Californie du Sud était aussi impacté en raison de la perte de larves entraînées par le pompage au niveau de la prise d'eau (réductions significatives des populations adultes de la baie) ainsi que les populations locales de poissons pélagiques (réduction significative de ces populations mesurée dans un rayon de 3 km autour de la centrale). D'autres agences (NMFS, USFWS, CAFWS) ont aussi été consultées pour la définition de la compensation mais elles n'avaient pas à approuver le permis relatif à la compensation.

Le permis de SONGS fut donc amendé en 1991 puis en 1997 (Permit Amendment, 1997) afin d'incorporer les mesures ERC suivantes (Figure 24) :

- Création ou restauration de 150 acres (61 ha) de zones humides de Californie du Sud pour compenser les pertes en poissons de la baie
- Construction d'une zone de récifs artificiels de taille suffisante afin de permettre à 150 acres (61 ha) de laminaires géantes et aux communautés associées de se développer et création d'un fonds pour un programme d'écloserie de poissons⁵⁹ pour compenser les impacts sur les laminaires et les communautés associées.
- Installation d'un dispositif de filtre sur la prise d'eau réduisant les pertes futures sur les poissons pélagiques
- Apport des fonds nécessaires à la surveillance technique, au suivi et à l'évaluation de la performance des projets de compensation, effectués par des scientifiques indépendants travaillant sous la direction du directeur exécutif de la *Coastal Commission*



Figure 24 : Localisation du San Onofre Generating Station – SONGS et de ses projets compensatoires (© Google Maps pour la carte, Jacob C. pour les projets)

⁵⁸ <http://marinemitigation.msi.ucsb.edu/>

⁵⁹ 3,6 millions de dollars furent versés à l'*Ocean Resources Enhancement Hatchery Program – OREHP*

L'amendement exigeait ce suivi par des scientifiques indépendants durant la phase de compensation afin de :

- Déterminer si les standards de performance établis étaient atteints
- Déterminer, si nécessaire, les raisons pour lesquelles ils n'ont pas été atteints
- Développer des recommandations pour des mesures correctives appropriées

Dans le permis, il est spécifié que les standards de performance doivent être atteints au bout de 10 ans et que le projet sera considéré comme réussi si les standards ont été atteints durant 3 années consécutives. Une modification des mesures peut être exigée si les standards de performance ne sont pas atteints dans les 10 ans et si 3 années consécutives de conformité ne sont pas observées dans les 12 ans. Les standards de performance doivent être atteints (et donc le suivi et la gestion doivent être effectués) sur une période égale à toute la durée de fonctionnement des unités 2 et 3, définie dans le permis comme les années d'exploitation de SONGS, incluant le démantèlement et ce jusqu'à l'arrêt complet des rejets.

i. Projet 1 : Récif artificiel *Wheeler North Reef (in-kind)*

La perte moyenne de 80 ha de laminaires devait être compensée par la création d'un récif permettant à une surface équivalente de laminaires de se développer. Le MRC recommanda la mise en place d'un récif artificiel (RA) d'une surface 1,5 fois plus grande que la surface impactée, c'est-à-dire 120 ha (300 acres) pour tenir compte des incertitudes (Ambrose, 1994). Cette condition a été ensuite modifiée et la *Coastal Commission* a approuvé la création d'un RA produisant 150 acres de macroalgues (avec une surface de RA non inférieure à 150 acres) mais avec, en amont, la mise en place d'un RA expérimental. Afin de définir le RA le plus adéquat, la phase expérimentale a été établie à partir (i) d'une revue de littérature sur la distribution historique des laminaires sur les récifs artificiels de Californie du Sud et (ii) d'une étude des types de substrats naturels qui supportent des populations persistantes en comparant notamment les taux de survie sur des rochers de différentes tailles (Deysher et al., 2002). Ceci permit d'aboutir à la conception d'un projet de RA expérimental au large de San Clemente comprenant huit variantes selon la composition, la couverture de substrat et l'utilisation de transplants (56 modules pour une surface de 9 ha). En 1999, le permis pour la mise en place de la phase de test expérimental des RA a été délivré et les travaux ont été lancés. Un suivi de cinq ans de cette phase expérimentale permit de montrer que les huit variantes avaient des chances quasi similaires d'atteindre les standards de performance établis pour le récif compensatoire. La conception du RA compensatoire a été ensuite décidée par le maître d'ouvrage de la centrale nucléaire, SCE et baptisée « *Wheeler North Reef* » (Figure 25).

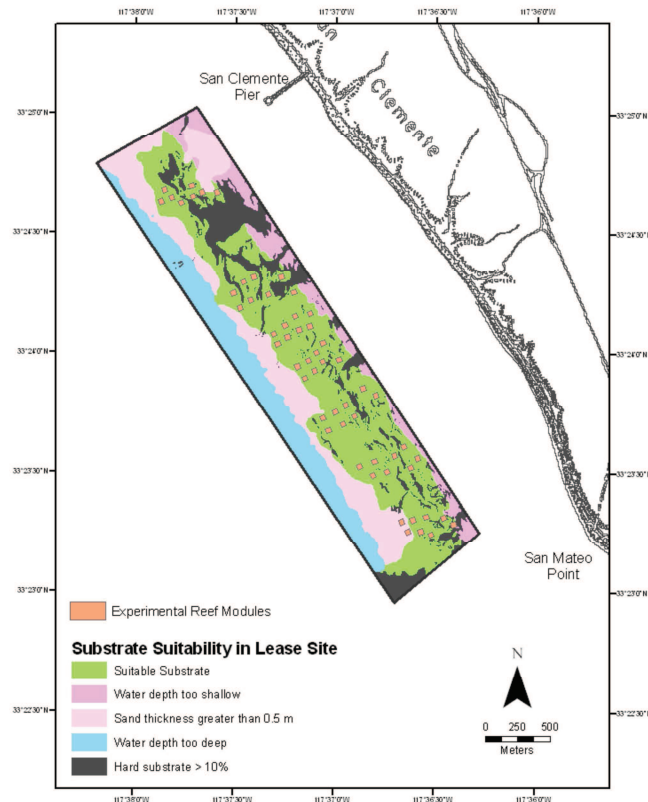


Figure 25 : Localisation du projet compensatoire « Wheeler North Reef » (Source : Resource Insights, 1999)

SCE a choisi un récif *a minima* en termes de surface (150 acres ou 61 ha), au vu des résultats de la phase expérimentale mais notons que cette alternative a été acceptée par la *Coastal Commission* en 2008. L'immersion a eu lieu la même année.

Dans la dernière version disponible du rapport de suivi (année 2015 : Reed et al., 2016), le fonctionnement du *Wheeler North Reef* a été considéré comme satisfaisant, semblable à ou même meilleur qu'un récif naturel de la région mais il n'a toujours pas atteint le standard lié à la production de poissons. Jusqu'à présent, le projet de RA n'a cumulé aucun crédit de compensation car il n'a jamais atteint les quatre standards absolus en une année : (1) au moins 90% du substrat dur doit être disponible pour la colonisation par les biocénoses du récif, (2) le récif doit permettre le maintien de 150 acres de laminaires géantes de densité moyenne à forte, (3) le stock de poissons sur le récif artificiel doit être de 28 tonnes, (4) les fonctionnalités importantes du récif ne doivent pas être affectées par des espèces benthiques indésirables ou invasives. De plus, il est à noter qu'il existe onze standards relatifs.

A ce jour, le MCR explique ces déficits de performances écologiques par la taille limitée du récif et recommande ainsi d'ajouter de nouveaux modules et d'augmenter ainsi la surface compensatoire.

ii. **Projet 2 : restauration de zones humides côtières, *San Dieguito Lagoon*, (out-of-kind)**

En 1992, le site de *San Dieguito Lagoon* a été sélectionné, parmi huit sites dégradés en Californie du Sud, pour être restauré. Le programme préliminaire fut approuvé par la *Coastal Commission* en 1997. Ce projet fut incorporé à un projet de restauration plus important : le projet « *Open Space Park Projet* » mené par le *Joint Powers Authority* (JPA) du Parc de la rivière *San Dieguito*. Ce JPA est l'agence responsable au niveau étatique de l'application du CEQA alors que l'USFWS est responsable au niveau fédéral de l'application du NEPA. Un document commun combinant *Environmental Impact Report* et *Environmental Impact Statement* a été préparé pour l'ensemble du projet de restauration des zones humides de *San Dieguito* incluant la création ou restauration de 150 acres (61 ha) de zones humides côtières, constituant une mesure compensatoire de SONGS. Trente-cinq acres (14 ha) ont été accordés pour le maintien à perpétuité de la passe du lagon en condition ouverte et 115 acres (47 ha) ont été créés ou restaurés. Le dimensionnement de cette mesure n'est pas issu d'une méthodologie d'évaluation mais plutôt du constat fait par le MRC que, selon le site et le programme, la restauration d'une zone humide fournit une valeur égale ou double de la valeur écologique produite par un récif artificiel (sur une base surfacique par ha).

Après avoir obtenu un permis en 2005, le projet a commencé en 2006 pour se terminer en 2011. Afin d'obtenir les crédits pour une année donnée, le projet de restauration doit satisfaire tous les standards absolus et autant de standards relatifs que le site de référence le moins fonctionnel. Ainsi, jusqu'à présent (Page et al., 2016), *San Dieguito* n'a pas répondu au standard absolu pour les aires d'habitats à cause d'une couverture végétale incomplète (les quatre autres standards absolus liés à la topographie, à l'influence des marées, au succès reproductif des plantes et aux espèces exotiques ont été atteints). Le projet n'a pas non plus réussi à satisfaire les standards relatifs sur 3 des 4 années et le standard relatif aux communautés biologiques à l'année 4 à cause des densités insuffisantes de macro-invertébrés dans les criques côtières et les chenaux principaux. Malgré des signes encourageants concernant la capacité de la zone humide à fournir un habitat et un appui à la chaîne trophique pour la flore et la faune, elle n'a pas réussi à remplir les exigences liées aux critères de performance inscrits dans le permis de SONGS et n'a donc pas reçu de crédits compensatoires.

Les deux réacteurs ont été arrêtés définitivement en janvier 2012 suite à des problèmes techniques et en juin 2013, les deux unités ont été mises hors service de manière permanente. Mais le refroidissement des deux réacteurs va prendre plusieurs années avant qu'un démantèlement puisse être entrepris, d'où des impacts toujours présents sur le milieu marin, même si ceux-ci vont s'atténuer suite à des prises et des rejets d'eau de mer réduits.

Ce projet a fait appel à une gestion environnementale sans précédent qui ne pouvait pas s'appuyer sur des retours d'expériences existants, et qui a donc fait appel à une approche particulièrement innovante avec un suivi conséquent (l'évaluation des impacts a été aussi entreprise en phase de fonctionnement). Il faut noter que le coût de cette gestion particulière a été supporté majoritairement par les contribuables via leur facture d'électricité (la fourniture d'électricité étant considérée comme un service public).

3.3.3 Compensation des impacts du Port de Los Angeles (POLA)

Le Port de Los Angeles, d'une surface de 7 500 acres (3035 ha), est le port de conteneurs le plus actifs des Etats-Unis et il gère, annuellement, presque le quart des cargos qui entrent dans le pays (Figure 26). Afin de faire face aux besoins de développement, des projets d'amélioration des infrastructures et de maintenance sont nécessaires. Ceux-ci pourraient avoir des impacts négatifs sur des habitats sensibles, comme ceux de l'arrière et de l'avant-port ainsi que sur les zostères et les zones humides sous juridiction fédérale. Afin d'atténuer les incidences globales sur l'environnement, le port a envisagé de développer un accord-cadre sur une banque de compensation ou « *Umbrella Mitigation Bank Agreement* » afin de prendre en compte les impacts en amont de la construction des projets (Anchor QEA, 2012). Le port avait déjà élaboré auparavant quatre banques de compensation : les banques de compensation portuaires (de l'arrière-port et de l'avant-port) et *off-site*⁶⁰ (du lagon de Batiquitos et de Bolsa Chica) (Figure 27). Ces banques permettaient d'obtenir des crédits uniquement pour des pertes sur des *Waters of the US* et sur les EFH. Ces banques sont qualifiées de « *single user* » ou « *single client* » car elles sont développées et utilisées par une entité unique, afin de fournir de la compensation exclusivement pour ces impacts autorisés propres.

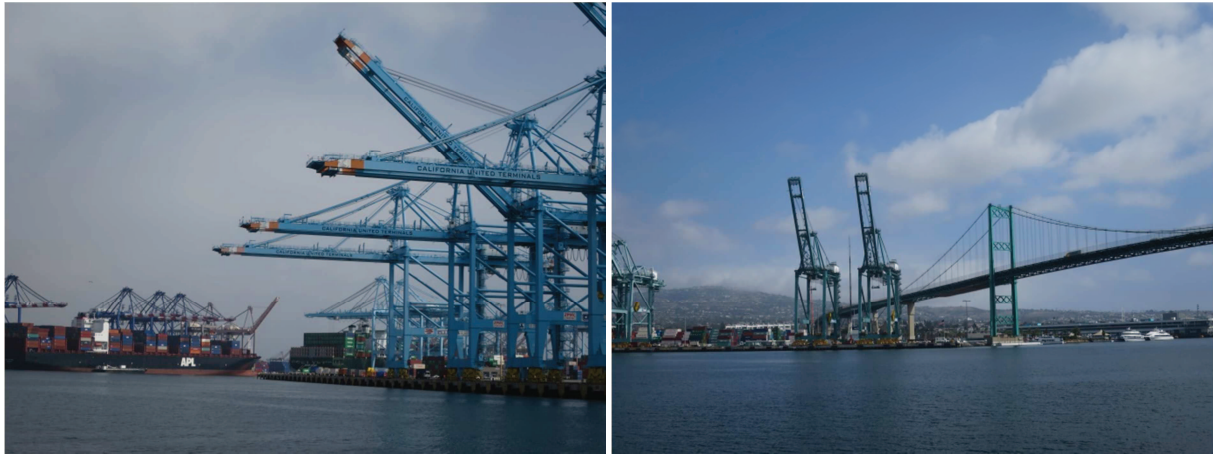


Figure 26 : Le port de Los Angeles (Photos : C. Jacob, 2015)

⁶⁰ Terme anglais signifiant hors site. Le site compensatoire ne se situe pas dans la même zone que le site impacté.

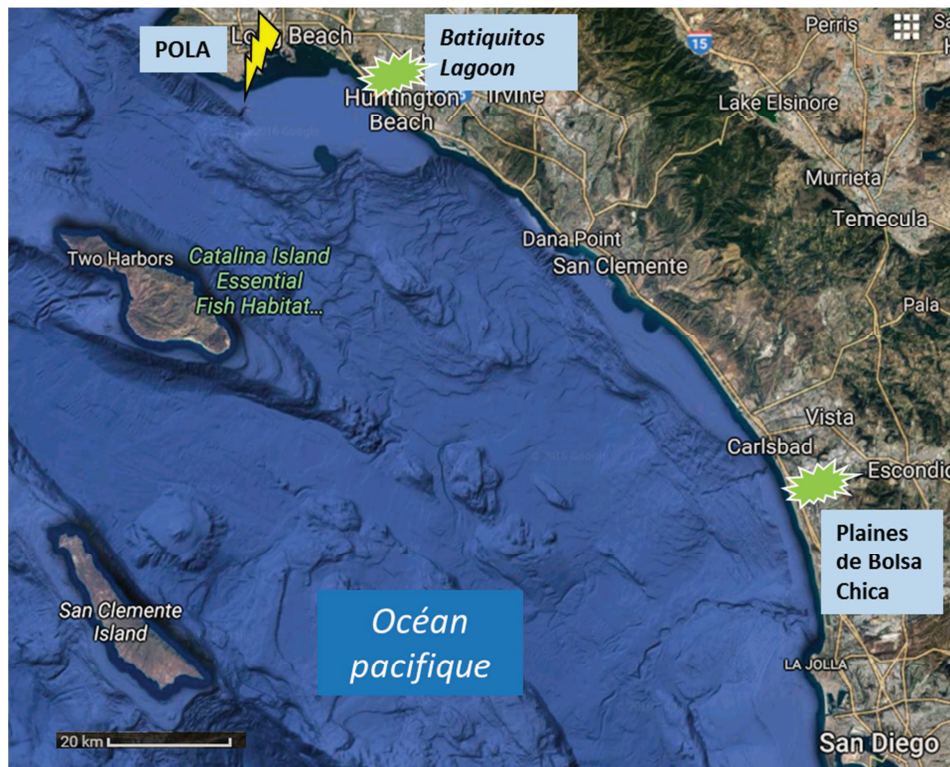


Figure 27 : Localisation du Port de Los Angeles (POLA) et de ses projets compensatoires (© Google Maps pour la carte, Jacob C. pour les projets)

i. Banques portuaires

Les protocoles d'accord (*Memorandum of Understanding* – MOU) établissant les deux banques portuaires (Figure 28) ont été signés par le Département portuaire de la ville de Los Angeles, l'USFWS, le CAFWS et le NMFS. Les agences telles que l'EPA, la *California State Lands Commission*, la *Coastal Commission* et l'USACE n'ont pas été impliquées dans les négociations (Hartmann, 2000). Les impacts sur les espèces à statut, c'est-à-dire protégées dans le cadre d'une réglementation environnementale, n'étaient pas couverts par cet accord. Les banques devaient être actives jusqu'à l'utilisation complète des crédits ou jusqu'à l'abrogation de l'existence des banques après accord de toutes les parties signataires du MOU.

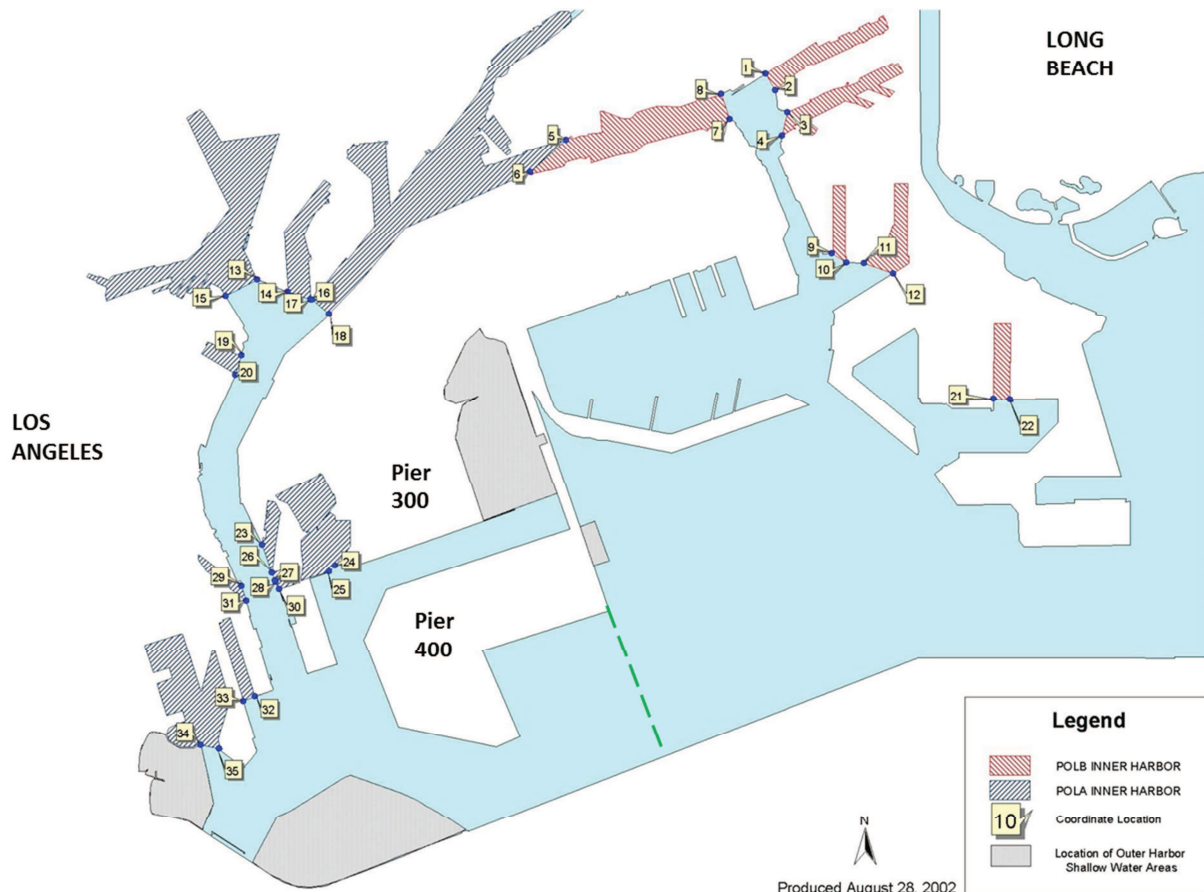


Figure 28 : Délimitations des banques portuaires : en hachuré bleu, arrière-port de Los Angeles (*Inner*) ; en bleu, à gauche du trait pointillé vert, habitats profonds de l'avant-port de Los Angeles et en gris, habitats peu profonds de l'avant-port de Los Angeles (*Outer*) (D'après : City of Los Angeles Harbor Department et al., 2005)

Banque de l'arrière-port

La banque de l'arrière-port a été établie en 1984 pour des impacts liés au dragage ou au comblement dans l'arrière-port (City of Los Angeles Harbor Department et al., 1984). Elle permet d'obtenir de la compensation *in-kind* pour les pertes spatiales et temporelles d'habitats marins avec un ratio « 1 : 1 » pour des projets dans la zone de l'arrière-port. L'excavation de la terre génère des crédits alors que le comblement de zones marines en soustrait. Le MOU initial spécifiait 17,7 acres (6,9 ha) de crédits. Le MOU n'exige pas de maintenance ou de suivis réguliers par les agences. La banque est considérée comme réussie, les communautés biotiques attendues étant présentes cinq ans après la création des habitats marins (Environmental Law Institute, 1994). Actuellement la banque a encore 6,2 crédits disponibles (Prickett, 2011) et des projets en attente vont en ajouter 5,8.

Banque de l'avant-port

La banque de l'avant-port a été établie en 1997 afin de fournir une compensation partielle des impacts inévitables sur les habitats marins générés par le programme de dragage et de remblaiement de la jetée 400 et pour d'autres projets de dragage et comblement dans l'emprise

du port (City of Los Angeles Harbor Department et al., 1997). Dans le laps de temps entre la création de la banque de l'arrière-port et celle de l'avant-port, des suivis ont indiqué que la qualité des habitats de la banque de l'avant-port, en particulier celle des petits fonds et des eaux profondes était meilleure que celle de l'arrière-port. Par conséquent, la banque de l'avant-port a été établie pour de la compensation *out-of-kind* pour des pertes temporelles et spatiales d'habitats marins à des ratios variables selon la localisation des impacts (ratios définis selon les dires d'expert) :

- 1 acre d'habitat de l'arrière-port équivaut à 0,5 crédit de compensation
- 1 acre d'habitats profonds de l'avant-port équivaut à 1 crédit de compensation
- 1 acre d'habitats peu profonds de l'avant-port équivaut à 1,5 crédit de compensation

Actuellement, la banque d'avant-port a 49 crédits (Prickett, K., 2011) et des projets en attente vont en ajouter 52.

ii. **Projet de récif artificiel**

En 2000, la mise en place d'un récif artificiel (RA) avait été envisagée afin de compenser les impacts générés sur une zone rocheuse par le projet de creusement du canal offshore de la jetée 400. D'autre part, une « déclaration de non-compensation »⁶¹ a été écrite par le port pour ce projet de RA en 2003 (LAHD 2003) car les impacts du RA n'ont pas été jugés significatifs. Ce projet de RA n'a jamais été mis en place.

iii. **Banques de compensation *off-site***

***Batiquitos Lagoon* : banque de compensation *out-of-kind* d'habitats portuaires profonds de l'avant-port**

Batiquitos Lagoon est une zone humide côtière de 596 acres (241 ha) proche de Carlsbad (à 90 km au sud du port). Elle fournit des habitats pour des oiseaux aquatiques, des oiseaux marins et notamment pour la Petite sterne (*Sternula antillarum browni*) menacée à l'échelle fédérale, pour le Pluvier neigeux (*Charadrius alexandrinus nivosus*) menacé à l'échelle étatique et pour le Bruant des prés (*Passerculus sandwichensis beldingi*) menacé à l'échelle étatique. A la suite de changements d'origine anthropique, la connexion hydraulique à l'océan a été interrompue par comblement. Le lagon a ensuite accumulé de la vase et du sédiment issus du bassin versant, avec un risque d'envasement généralisé sur une période de 50 ans (*Batiquitos Lagoon Foundation*, 2011).

En 1987, un programme de restauration a été développé avec pour objectif d'améliorer les habitats du lagon et de l'ouvrir à l'influence des marées afin d'attirer les oiseaux migrateurs (*Coastal Conservancy 1987 In: Appy no date*). Le port a été approché en 1987 pour financer le projet afin de contrebalancer des impacts environnementaux liés à ses travaux d'extension. L'accord (*Memorandum of Agreement – MOA*) à l'origine de cette banque de compensation de

⁶¹ Selon le CEQA, une « déclaration de non-compensation » ou « *Mitigated Negative Declaration* », en anglais, doit être préparée pour un projet, lorsque ce dernier ne présente pas d'impacts négatifs significatifs.

Batiquitos fut signé par le port, la ville de Carlsbad, le CSLC, le CAFWS, l'USFWS et le NMFS. Le MOA a permis de fournir une compensation partielle des impacts inévitables sur les habitats marins engendrés par le programme de dragage et de remblaiement de la jetée 400 (Appy, no date). Les services municipaux compétents de la commune de Carlsbad furent désignés comme agence environnementale en charge d'obtenir les permis nécessaires et de gérer les travaux sur site. Le port, quant à lui, a fourni le financement de toute la restauration écologique : étude préliminaire, revue de littérature environnementale, étude finale, travaux et maintenance à perpétuité. A la fin des travaux, la CSLC a cédé le lagon au CAFWS qui est devenu responsable des suivis et de son maintien en réserve écologique donc en site protégé à perpétuité, ainsi que de sa gestion assurée par un fonds fiduciaire (apports garantis et constants), dit de maintenance, garantissant des annuités de 200 000 \$ (17k\$/mois) pour 30 ans (après la certification des travaux). Enfin, un second fonds, dit d'investissement, a été créé afin de prendre le relais du fonds précédent après 30 ans et pour une durée, supposée, illimitée. Les travaux de restauration ont eu lieu de 1994 à 1997 (Figure 29).



Figure 29 : Batiquitos Lagoon (à gauche : chenal permettant la connexion de la zone humide à l'océan ; à droite : zone humide restaurée) (Photos : C. Jacob, 2015)

Les années de suivi 1, 2, 3, 5, et 10 étaient dédiées à une étude de la végétation, de l'ichtyofaune, du benthos, des communautés ornithologiques, de la qualité de l'eau et du sédiment ainsi qu'à deux programmes pilotes de restauration de zostères (*Zostera marina*) et de la Spartine pacifique (*Spartina foliosa*) (Appy no date). Seuls les habitats infralittoraux, intertidaux et les bas marais rentrent dans le calcul des crédits. En revanche, les sites présentant une activité de nidification de la Petite sterne californienne, les marais salants ou marais d'eau douce ne sont pas concernés, pour garder une certaine forme d'équivalence avec les milieux lagunaires marins. Ces crédits peuvent servir à la compensation d'impacts d'habitats marins dans la zone de l'avant-port à un ratio de « 1,06 : 1,00 » (crédit de la zone d'avant-port : acre compensatoire de Batiquitos). L'équivalence a été évaluée en considérant 20 espèces ou groupes présents à la fois sur les sites impactés et restaurés, en leur attribuant un « indice de pertinence » de l'habitat pour l'espèce (jugements d'experts des agences environnementales, selon la meilleure information disponible). Cette méthode est une *Habitat Evaluation Procedure* – HEP modifiée (aucun modèle d'espèces n'était disponible et les circonstances ne permettaient pas d'en construire un, voir Tableau 19). L'évaluation s'est faite sur une période de 50 ans, sur

des espèces de poissons et d'oiseaux seulement. Environ 360 acres (146 ha) de ces habitats ont été restaurés, ce qui est équivalent à 381,6 crédits d'avant-port. Tous les crédits ont été utilisés.

Cependant, le compte de maintenance, qui était censé couvrir une période de 30 ans, a été totalement utilisé car les intérêts générés sur ce compte ont été inférieurs à ce qui était escompté, à cause de la crise économique de 2008. Il n'est pour l'instant pas possible d'accéder au compte d'investissement, ce qui rend les opérations de gestion délicates.

Banque des « Plaines de Bolsa Chica » : compensation *out-of-kind* des habitats portuaires profonds et peu profonds d'avant-port et d'habitats d'arrière-port

Les plaines de Bolsa Chica constituent une zone humide côtière de 1247 acres (505 ha) située à 21 km au sud-est du port fournissant des habitats pour des poissons, des oiseaux aquatiques et marins, la Petite sterne et le Bruant des prés. De nombreuses activités anthropiques (p.ex. extraction de pétrole, mise en place de structures pour le contrôle des inondations) ont modifié ce site en altérant le paysage et son hydrologie, en l'affranchissant de l'influence des marées et en comblant la majorité des zones humides.

Dans les années 70, un développement résidentiel et commercial fut envisagé sur les zones humides restantes, ce qui déclencha l'opposition de groupes environnementalistes. Ces derniers se mobilisèrent pendant 20 ans jusqu'à ce que la zone humide soit restaurée. En 1995, le port de Los Angeles et le port de Long Beach ont identifié la plaine de Bolsa Chica comme projet potentiel de restauration permettant de compenser leurs projets de développement. A cause de l'urbanisation environnante et des impacts permanents subis par les zones humides et aquatiques, et par le fonctionnement hydrologique, une restauration complète des fonctionnalités de la zone n'était pas envisageable. Le projet s'est donc concentré sur la restauration de l'influence des marées et sur l'augmentation de la superficie des zones humides et aquatiques ainsi que sur les ressources piscicoles et faunistiques (City of Los Angeles Harbor Department et al., 1995). Un accord fut signé pour que Bolsa Chica devienne une banque de compensation pour les deux ports. L'Etat de Californie a acheté les zones humides restantes pour le projet de restauration. La *Coastal Commission* fut l'agence responsable et, avec l'aide de l'USFWS, le CAFWS, le NMFS, l'USACE et l'USEPA, elle a préparé toutes les études requises. L'USFWS s'est occupé d'obtenir les permis nécessaires et les ports ont financé toute la restauration (étude préliminaire, étude d'impact, étude finale, travaux et maintenance à perpétuité) (City of Los Angeles Harbor Department et al., 1995). Depuis l'achèvement de la restauration, l'USFWS est responsable du maintien du site comme réserve à perpétuité, du suivi biologique et de la gestion du programme de restauration après travaux. Un fonds de maintenance a été créé pour la gestion du site à perpétuité. Les travaux commencèrent en 2004 et furent achevés en 2006 (Figure 30).



Figure 30 : Restauration des Plaines de Bolsa Chica (Photos : C. Jacob, 2015)

Depuis 2006, un suivi (aux années 2, 5 et 10) est mené sur la qualité de l'eau, des sols, de la végétation, des poissons, du benthos et des oiseaux. Les espèces à statut sont surveillées annuellement.

Le premier *Memorandum of understanding* (MOU) date de 1995. Les amendements au MOU de 1996 et 1997 ont permis d'octroyer des crédits additionnels pour le port en échange de la restauration de l'influence des marées pour le bassin (City of Los Angeles Harbor Department et al., 1996 ; City of Los Angeles Harbor Department et al., 1997). Un troisième amendement en 2005 a accordé des crédits sous réserve de rétablir des zones de marée atténuées (City of Los Angeles Harbor Department et al., 2005). A travers le MOU, 344 acres d'habitats infralittoraux, intertidaux et de bas marais ont été restaurés pour un total de 454 crédits de compensation. Chaque port a reçu 227 crédits (pour un coût de 33,375 millions \$ en 1996) ; les crédits du POLA ont été présentés comme des crédits de l'avant-port. Le deuxième amendement (coût de 6 millions \$) et le troisième (coût de 11,4 millions \$) ont fourni respectivement 40 et 38 crédits pour la restauration de zones entièrement influencées par la marée et d'autres zones à marées atténuées. Le ratio de « 1,32 avant-port : 1 plaines de Bolsa Chica » pour les zones de marées (qualité de la zone portuaire faible) a été déterminé sur la base d'un projet similaire en termes d'impact et de restauration (port de Long Beach *Pier J/Anaheim Bay*) dans lequel une approche hybride utilisant HEP et HEA avait été utilisée (voir Tableau 19). Concernant les zones restaurées de marée atténuées, les crédits furent évalués avec un ratio réduit de « 0,44 avant-port : 1 plaines de Bolsa Chica » (ces zones produisant un tiers de poissons en moins que les zones soumises complètement à la marée). Le projet de Bolsa Chica permit d'obtenir 305 crédits d'avant-port, utilisés pour compenser les impacts des travaux de la jetée 400 (étape 2) et du poste d'amarrage 100. Il reste actuellement 106 crédits, dont 104 déjà affectés à des projets actuels ou proposés.

iv. Projet d'accord-cadre (*Multi-habitat Umbrella Mitigation Banking Agreement – UMBA*⁶²)

Le Port de Los Angeles a ainsi voulu développer un accord-cadre sur une banque de compensation multi-habitat, UMBA, profitant de la nécessité, pour le port, de mettre à jour les

⁶² Terme anglais pour « Accord-cadre sur une banque de compensation multi-habitat »

banques de l'arrière-port et de l'avant-port afin qu'elles soient conformes aux exigences de la *Final Rule* de 2008. En effet, les MOU de ces banques portuaires n'avaient pas été signés par l'USACE et l'EPA. Cette révision de la réglementation gouvernant la compensation des impacts sur les *Waters of the US* (Section 404 du *Clean Water Act*), décidée par l'EPA et l'USACE, a précisé une hiérarchie dans les préférences des services instructeurs (préférence appelée, en anglais, « *soft preference* ») pour les banques de compensation (puis les programmes *In-Lieu Fee* et enfin pour la compensation *permittee responsible*). D'autre part, les projets de compensation doivent, à présent, contenir douze éléments essentiels présentés dans les instruments de création des banques ou *Bank Enabling Instruments* et dans les programmes de gestion à long terme : objectifs, critères de sélection des sites, instruments de protection des sites, états initiaux pour les sites impactés et compensatoires, méthodologie de détermination des crédits, plan de travail de compensation, plan de maintenance, standards de performance écologiques, exigences de suivi, programme de gestion à long terme, programme de gestion adaptative et assurances financières. La réglementation a aussi fait passer l'évaluation de la compensation fondée sur des ratios d'équivalence entre pertes et gains à une évaluation en termes de fonctions et de valeurs des habitats (eCFR 2010a, 2010b). Ceci peut faciliter une approche *out-of-kind* ou de remplacement des fonctions perdues.

Nous venons de décrire l'évolution des banques de compensation du POLA, d'une compensation *in-kind* (Banque de l'arrière-port), à une valorisation de sous-catégories d'eaux côtières (Banque de l'avant-port) et finalement à la réalisation de projets *out-of-kind* (eaux côtières « compensées » par des eaux estuariennes et zones humides côtières) grâce aux banques du lagon de Batiqitos et des plaines de Bolsa Chica. L'UMBA devait permettre au POLA de se munir d'un système fournissant des crédits pour des impacts sur les habitats de l'arrière-port et de l'avant-port, les zostères et les zones humides sous juridiction fédérale. Le but était également de fournir un cadre pour d'éventuelles banques particulières, car *off-site* et *out-of-kind*. Ces dernières auraient pu fournir des crédits de compensation additionnels pour les projets d'extension actuels ou futurs et pour les activités de maintenance (p.ex. dragage, curage, renforcement de digues et quais). Le défi principal de la compensation *out-of-kind* était de déterminer l'équivalence fonctionnelle entre les habitats impactés et ceux restaurés. Ainsi, la méthode qui avait été pressentie s'inspirait de l'*Habitat Equivalency Analysis (The Five-Step Wetland Mitigation Ratio Calculator, King et Price, 2004)*. Des opportunités avaient été pressenties à travers la restauration d'habitats sensibles tels que les zones humides côtières et les habitats rocheux.

Le but de l'UMBA était donc de développer un document commun entre l'USACE, l'EPA, l'USFWS, le CAFWS, la NMFS et la *Coastal Commission*. Mais ce document a été abandonné car l'USACE n'est pas arrivé à se mettre d'accord sur les termes légaux avec les autres agences qui voulaient garder leur autonomie. Les agences ont, en effet, des priorités différentes et leurs exigences de compensations peuvent diverger. Par exemple, dans le cas d'impacts sur des zostères, l'USACE applique sa liste de vérification relative au ratio de compensation⁶³ avant de prendre une décision et de délivrer un permis. Mais l'USACE peut aussi s'appuyer sur le ratio défini dans la

⁶³ Afin de remédier à l'absence de recommandations précises pour la détermination des ratios compensatoires dans le cadre des permis délivrés selon la Section 404 du CWA, de la Section 10 du *Rivers and Harbors Act*, et de la Section 103 du *Marine Protection, Research, and Sanctuaries Act*, une équipe opérationnelle multi-district de l'USACE (au sein de la section Pacifique Sud) a développé un processus régional pour déterminer et documenter les ratios compensatoires, ainsi que des recommandations pour les gestionnaires de projets réglementaires : <http://www.spd.usace.army.mil/Portals/13/docs/regulatory/qmsref/ratio/12501.pdf>.

« Politique californienne de compensation des herbiers de zostères », ou travailler avec le NMFS durant le processus de consultation sur les EFH s'il considère que le ratio issu de la Politique de compensation des herbiers est insuffisant ou trop élevé. Dans le cas des petits fonds côtiers non végétalisés, l'USACE est en désaccord avec le NMFS qui considère cette zone comme habitat potentiel de zostères et donc comme zone à compenser (la Section 404 du CWA ne comptabilise pas le sable non végétalisé parmi les *Special Aquatic Site*).

Au dire des différentes personnes interviewées, une des retombées positives inattendues du travail sur cet instrument, fut que les agences ont été confrontées pour la première fois à des négociations sur les périmètres de compétences de chacune. Elles ont pu ainsi voir quelles étaient les priorités de chaque entité et leur marge de manœuvre. Ces limites peuvent donc façonner la mosaïque décisionnelle sur la compensation.

3.3.4 Programme d'*In-Lieu Fee* (ILF) lié au projet de restauration des zones humides de Californie du Sud (*Southern California Wetlands Recovery Project* – SCWRP)

Le projet de restauration des zones humides de Californie du Sud (*Southern California Wetlands Recovery Project* – SCWRP) constitue un partenariat entre dix-huit agences étatiques et fédérales, travaillant avec des scientifiques, des gouvernements locaux, des organisations environnementales, des entreprises et des enseignants-chercheurs. Le SCWRP a été créé en 1998 afin d'améliorer la coordination entre agences, de mettre en commun des ressources et de promouvoir la restauration des zones humides dans la région qui s'étend de *Point Conception* (Comté de Santa Barbara) au sud de la frontière avec le Mexique.

Le SCWRP est structuré autour d'un conseil d'administration, organe de décision, d'un groupe de gestionnaires des zones humides et d'un comité scientifique consultatif associant chercheurs et praticiens de la restauration des zones humides. Le *Coastal Conservancy* fournit du personnel et sert d'agent financier. Le projet, se fondant sur une approche par bassin versant, vise à préserver et à restaurer non seulement des zones humides comme elles ont été définies par les agences réglementaires mais aussi les habitats infralittoraux de petits fonds côtiers, les zones humides historiques, les zones humides frangeantes et les plaines adjacentes afin d'obtenir des systèmes fonctionnels. Les projets se font en coopération avec les agences locales, régionales et les ONGs.

L'objectif du SCWRP étant d'augmenter la quantité et la qualité des zones humides de la région, sa stratégie s'appuie sur :

- l'acquisition de propriétés à des vendeurs consentants
- la restauration et l'amélioration des zones humides et des bassins versants permises par des propriétaires fonciers et des gestionnaires de terrains
- le développement de recommandations sur le suivi et l'évaluation

Dans la mesure où, dans certains cas, les impacts autorisés (Section 404 du CWA ; Section 10 du *Rivers and Harbors Act* ; *Final Rule* : 33 CFR Parts 325 and 332 and 40 CFR, Part 230) ne peuvent pas être compensés de façon appropriée par le biais de banques de compensation (absence de banques délivrant des crédits de même nature que les impacts), un programme d'*In-Lieu Fee*

peut être utilisé préférentiellement, en particulier lorsque les priorités d'un bassin versant sont mieux respectées. Le choix de passer par l'*In-lieu Fee* est laissé à la discrétion des agences signataires (ou agences constituant l'IRT) lors des demandes de permis au cas par cas. L'*Interagency Review Team* – IRT est constitué de l'USACE, l'EPA, le NMFS, l'USFWS, la *Coastal Commission*, le CDFW, le *State Water Board*⁶⁴, le *Los Angeles Water Board*, le *Santa Ana Water Board*, et le *San Diego Water Board*, et est en charge de superviser l'établissement, l'utilisation, l'opération et la maintenance de l'*In-Lieu Fee* (Draft ILF, 2016).

Les objectifs de l'*In-Lieu Fee* sont :

- De fournir une opportunité pour la mutualisation de projets présentant un meilleur apport en termes de fonctions écologiques que des projets de petites tailles et séparés géographiquement
- D'utiliser les ressources scientifiques et techniques établies à travers le SCWRP
- De formaliser l'approche par bassin versant afin d'identifier les options de compensation disponibles les plus pertinentes, de façon non fragmentée
- De réduire l'incertitude concernant le succès des projets de compensation
- D'atteindre plus efficacement les exigences réglementaires

Les projets potentiels de l'ILF seront sélectionnés à partir des priorités mentionnées dans la stratégie régionale du SCWRP :

- 1) Préserver et restaurer les zones humides côtières
- 2) Préserver et restaurer les corridors de cours d'eau et de zones humides dans les bassins versants côtiers
- 3) Restaurer les habitats natifs et la diversité des espèces
- 4) Intégrer la restauration des zones humides à d'autres objectifs d'intérêt public
- 5) Promouvoir l'éducation et l'accès aux zones humides et aux bassins versants côtiers
- 6) Améliorer la science relative à la restauration et à la gestion des zones côtières en Californie du Sud

Les projets ILF sont évalués selon des critères écologiques, politiques et de faisabilité, élaborés en fonction d'objectifs régionaux, contrôlés par les dix-huit agences membres du groupe des gestionnaires des zones humides et enfin adoptés par le Conseil d'administration. Les projets possibles sont étudiés en relation avec les priorités identifiées dans les documents de planification pertinents tels que les programmes de bassins versants, côtiers, de conservation des espèces. Cet instrument établit de multiples aires de sous-service⁶⁵ au sein d'une aire globale de service du programme. En effet, les projets ILF sont sélectionnés au sein d'aires de sous-service afin de prendre en compte les paramètres liés à la proximité du bassin versant, à la position dans le paysage et aux fonctionnalités des zones humides.

⁶⁴ Le *State Water Board* coordonne l'action des neuf *Water Boards* régionaux californiens, responsables de la protection des masses d'eau. Leurs zones d'activité correspondent aux bassins versants.

⁶⁵ L'aire de service et l'aire de sous-service définissent les zones dans lesquelles un impact sur les *Waters of the US* et/ ou de l'Etat doit se situer pour qu'il puisse être compensé grâce aux crédits de ce programme d'ILF.

Le commanditaire est le *Coastal Conservancy*, il est donc responsable légal de la compensation après achat des crédits par le titulaire du permis. Le *Coastal Conservancy* peut établir un contrat ou une convention avec une tierce partie (p.ex. ONGs, entités privées ou gouvernementales) pour le développement, la mise en place et/ou la gestion à long terme des projets ILF. La gestion sur le long terme passe obligatoirement par une sécurisation foncière (p.ex. un *Conservation Easement*) et se fait par un transfert de responsabilité à un autre organisme.

Le *Coastal Conservancy* établira un compte pour recevoir les fonds issus de la vente des crédits qui seront utilisés pour l'ensemble des coûts liés à la sélection, la conception, l'acquisition, la mise en place et la gestion des projets ILF, aux assurances financières et aux coûts administratifs du *Coastal Conservancy*. Un compte séparé sera établi pour la gestion et la maintenance à long terme des sites des projets ILF. Un système de suivi de la production des crédits, des transactions de crédits et des transactions financières sera mis en place.

Le nombre de crédits générés par chaque projet de compensation sera calculé sur la base du nombre d'acres ou d'unité de fonctionnalité et les crédits seront classés en termes de type d'habitat ou de ressource, de statut juridique et de type de compensation (amélioration, réhabilitation, re-création, création, préservation). Des crédits seront disponibles pour différents types de ressources aquatiques mais aussi pour des espèces menacées et en danger. La méthode CRAM (voir Tableau 19) sera utilisée pour évaluer l'état initial des zones humides dans le cadre de l'évaluation de l'opportunité de mettre en place la compensation. Elle peut être employée pour l'évaluation des standards de performance après compensation et peut être couplée à une analyse spécifique au site de niveau 3⁶⁶ et/ou à une méthode d'évaluation fonctionnelle appropriée. Pour chaque projet ILF, sera spécifiée la méthode qui devra être utilisée pour déterminer les crédits, en consultation avec les signataires du programme d'ILF. L'USACE déterminera le nombre de crédits disponibles pour chaque projet ILF sur la base des recommandations des signataires du programme.

Les conditions d'émission des crédits seront spécifiées pour chaque projet de compensation mais pourront s'inspirer du schéma suivant :

- 15% des crédits anticipés peuvent être émis après acceptation du programme du projet et enregistrement de la sécurisation foncière nécessaire au projet d'ILF
- 25% des crédits anticipés peuvent être émis après acceptation des schémas des ouvrages
- 15% des crédits anticipés peuvent être émis après que les Standards de Performance de l'année 2 sont atteints
- 15% crédits anticipés peuvent être émis après que les Standards de Performance de l'année 3 sont atteints
- 15% crédits anticipés peuvent être émis après que les Standards de Performance de l'année 4 sont atteints
- Les crédits restant peuvent être émis après que les Standards de Performance de l'année 5 sont atteints

⁶⁶ L'EPA se réfère à un cadre de suivi et d'évaluation à 3 niveaux. Le niveau 3 ou évaluation intensive de site fournit une mesure complète de l'état des zones humides reposant sur les taxons biologiques et/ou les fonctions hydro-géomorphologiques.

En ce qui concerne les crédits liés à la préservation, tous les crédits anticipés peuvent être émis après l'acquisition et la sécurisation légale complète des terrains à préserver et la mise en place du Compte de gestion et de maintenance à long terme.

Le travail relatif à cet instrument a commencé en 2012 et devrait s'achever fin 2016.

3.4 Discussion

3.4.1 Les apports de la SAR à l'analyse des études de cas californiens

Après avoir détaillé ces 4 études de cas, nous allons, à présent, utiliser la SAR pour analyser les modèles de gouvernances développés dans l'Etat de Californie et ayant pour but de définir des instruments de compensation des impacts autorisés en zones côtières maritimes. Notre objectif sera ensuite de comparer ces modèles avec ceux qui sont présents actuellement en France, afin d'identifier de possibles pistes d'amélioration du système français.

Le Tableau 20 permet de détailler les 4 exemples décrits précédemment selon les éléments suivants de la SAR :

- Actants non humains
- Actants humains porte-paroles⁶⁷
- Autres actants humains
- Modalités potentielles
- Eléments de traduction
- Points de passage obligés

Ceci nous permet de mettre en évidence les processus clés permettant l'émergence des instruments de compensation.

⁶⁷ Un « porte-parole » est quelqu'un qui parle pour d'autres qui ne parlent pas (humains ou non humains).

Tableau 20 : Analyse des 4 études de cas californiennes au vu de certains éléments de la SAR

Éléments issues de la SAR	Description de l'élément	Exemple 1 : Politique californienne de compensation des herbiers de zostères	Exemple 2 : Compensations dans le cadre du projet SONGS	Exemple 3 : Compensation des impacts de POLA	Exemple 4 : Programme d' <i>In-Lieu Fee</i> lié au SCWRP
Actants non humains	Élément impacté	Herbiers	Macroalgues et poissons	Petits fonds côtiers, herbiers, zones humides	Zones humides, autres <i>Waters of the US</i> , <i>Waters of the State</i> ⁶⁸ , zones tampons de ressources aquatiques, et habitats de plaines non tampons
	Pression	Multiple	Macroalgues : modifications hydrologiques, rejets thermiques / turbidité Poissons : entraînement des larves par le pompage et perte d'habitat de macroalgues	Perte et dommage physiques d'habitat (dragage et comblement)	Multiple
Actants humains porte-paroles	« <i>skilled intermediaries</i> » ou « <i>policy entrepreneurs</i> »	NMFS	<i>Coastal Commission, Marine Committee Review</i> – MRC : 3 membres: 1 nommé par la <i>Coastal Commission</i> , 1 par l'exploitant, 1 par les opposants (ONG)	Port de Los Angeles (POLA)	<i>Coastal Conservancy</i>
Autres actants humains	Autres agences impliquées	USFWS, EPA, USACE, <i>Coastal Commission</i>	NMFS, USFWS, CAFWS	USACE, EPA, USFWS, CAFWS, NMFS, <i>Coastal Commission</i>	<i>Interagency Review Team</i> : USACE, EPA, NMFS, USFWS, <i>Coastal Commission</i> , CDFW, <i>State Water Board</i> , <i>Los Angeles Water Board</i> , <i>Santa Ana Water Board</i> , et <i>San Diego Water Board</i>
	Implication d'autres acteurs (p.ex. maîtres d'ouvrage)		<i>Southern California Edison company</i> (SCE)	Bureaux d'études	SCWRP (partenariat d'acteurs divers : agences fédérales et étatiques travaillant avec scientifiques, autorités locales, ONG, entreprises, etc.)
Modalités potentielles	Statut	<i>Essential Fish Habitat, Habitat Area of Particular Concern</i> et <i>Special Aquatic Site</i>	Macroalgues : <i>Essential Fish Habitat</i> et <i>Habitat Areas of Particular Concern</i> Poissons : sans statut	Herbiers : <i>Essential Fish Habitat</i> et <i>Habitat Areas of Particular Concern, Special Aquatic Site</i> Zones humides côtières : <i>Special Aquatic Site</i> ou <i>Waters of the US</i> Petits fonds côtiers : <i>Waters of the US</i>	Zones humides : <i>Special Aquatic Site</i> ou <i>Waters of the US</i> <i>Waters of the US</i> autres que les zones humides
	Méthode de dimensionnement de la compensation	Méthode similaire à HEA (<i>The Five-Step Wetland Mitigation Ratio Calculator</i>)	Macroalgues : création d'une surface équivalente de laminaires perdues avec 4 standards de performance absolus dont fonctionnement et production de biomasse de poisson similaires à récif naturel Poissons : pas de méthode standardisée (hypothèse : restauration d'une zone humide fournit une valeur égale ou double de la valeur fournie	Banques de l'arrière-port et de l'avant-port : ratios Projets de restauration de zones humides : HEP modifié et HEA Futurs projets <i>out-of-kind</i> : HEA ou <i>The Five-Step Wetland Mitigation Ratio Calculator</i>	CRAM ou une autre méthode d'évaluation fonctionnelle appropriée

⁶⁸ "*Waters of the State*" signifie toute eau de surface ou souterraine, incluant les eaux salées, dans les limites de l'Etat de Californie.

			par un récif artificiel, sur une base surfacique)		
	Solutions techniques existantes	Retours sur les transplantations des 25 dernières années (47 projets) en Californie du Sud	Macroalgues : solution fondée sur différents types de conceptions expérimentales Poissons : solution <i>out-of-kind</i> fondée sur retours d'expérience de restaurations de zones humides	Retours d'expérience sur la restauration de zones humides, d'herbiers, programme sur les récifs artificiels développé dans les années 60 en Californie	Retours d'expérience sur la restauration de zones humides en Californie du Sud
	Dimension temporelle	Retours d'expériences sur les 25 dernières années.	Evaluation des impacts avant et pendant les 2 premières années de la phase d'exploitation. Suivi de 5 ans pendant la phase expérimentale d'élaboration du récif artificiel		Projet SCWRP existe depuis 1998 d'où recul nécessaire sur priorités et connaissance du fonctionnement des zones humides.
	Dimension spatiale	D'abord Californie du Sud puis dans tout l'Etat	A l'échelle d'un projet (mais projets de compensation <i>out-of-kind</i> et <i>out-of-site</i>)	Sur l'emprise portuaire (mais projets de compensation <i>out-of-kind</i> et <i>out-of-site</i>)	Aire de service de l'ILF correspondant au projet SCWRP et 3 aires de sous-service fondées sur les bassins versants et les réseaux hydrographiques, sur les types de zones humides, sur les écorégions ⁶⁹ , les provinces géomorphologiques, et la viabilité économique (demande de compensation suffisante)
Traduction	Élément clé ou non l'interprétation du message	Alignement des objectifs des différentes agences Exigences explicites dans le guide mais aussi flexibilité afin de s'adapter aux différentes compétences techniques des bureaux d'études.	Constitution d'un comité indépendant (MRC). Evaluation des impacts et de la compensation par scientifiques indépendants.	Priorités de l'USACE différentes de celles des autres agences impliquées	Importance de l' <i>Interagency Review Team</i> Chaque agence est libre de choisir de passer par l'ILF Utilisation des ressources scientifiques et techniques établies à travers le SCWRP
Point de passage obligé	Instrument développé	Recommandations via un guide	Solutions de compensation spécifiques au projet avec une phase expérimentale	Accord-cadre sur banque de compensation multi-habitat (UMBA) abandonnée	<i>In-Lieu Fee</i> pour la restauration de zones humides
	Institution(s) l'exigeant	Requises dans les permis USACE et souvent dans les permis de développements côtiers délivrés par la <i>Coastal Commission</i>	Inscrites dans l'amendement au permis d'exploitation.		<i>Soft preference</i> des régulateurs : ILF en 2 ^{ème} position et ici choix de passer par l'ILF laissé à la discrétion des agences signataires lors des demandes de permis au cas par cas
	Futurs défis	Augmenter les moyens de contrôle de la NOAA ou certification des bureaux d'études. Politique peut s'appuyer sur la cartographie des herbiers financée par la Californie du Sud.	Atteindre les objectifs de compensation.	Pour les futurs impacts, soit une compensation au cas par cas sera développée dans le cas d'impacts autres que sur les <i>Waters of the US</i> et les EFH, soit une nouvelle banque pourra être créée pour les impacts sur les <i>Waters of the US</i> et les EFH selon la procédure appropriée.	Mise en place opérationnelle de l'ILF

⁶⁹ Zone géographique homogène sur le plan de sa géomorphologie, de sa géologie, de son climat, de ses sols, de ses ressources en eau, de sa faune et de sa flore.

3.4.2 Processus consensuels

i. Représentation de la nature

Lors des enquêtes, le cas des zones humides a été mentionné à plusieurs reprises comme plus facile à traiter dans le cadre de la compensation. En effet, les points de passage obligés, concernant la compensation des zones humides, sont bien établis aux Etats-Unis depuis les années 80 à la suite de l'émergence du principe de *No Net Loss* au *National Wetland Policy Forum* en 1987, et de son adoption par l'administration de George H. W. Bush en 1989 (Hassan, 2015). Les réglementations relatives à la protection des zones humides sont appliquées depuis de nombreuses années, les objectifs y sont clairement spécifiés, ainsi les points de vue sur le sujet sont beaucoup moins divergents. Les zones humides bénéficient, en outre, d'instruments de compensation comme les banques (Ambrose, 2000 ; Ambrose et al., 2007 ; BenDor et al., 2011) s'appuyant sur des méthodes d'évaluations standardisées telles les RAM (Fennessy et al., 2004) et sur des techniques de restauration référencées (Moreno-Mateos et al., 2012 ; Zedler, 2000). Cette situation a tendance à favoriser la compensation *out-of-kind* d'impacts sur le milieu marin, en faveur des zones humides côtières. On peut considérer que cela se fait au détriment des écosystèmes purement marins. Citons par exemple, le projet de *San Dieguito Lagoon* pour des impacts sur les poissons de la baie de Californie en milieu ouvert (SONGS) et les banques historiques de Bolsa Chica et de *Batiquitos lagoon* pour des impacts sur des petits fonds côtiers (POLA). Mais il est également important de souligner que, alors qu'à l'échelle des Etats-Unis, 50% des zones humides originelles ont été détruites en 200 ans (Ambrose, 2000), 90% des zones humides californiennes à fort enjeu de biodiversité, ont disparu depuis le siècle dernier à cause des activités anthropiques (USFWS). Cette situation a entraîné la mise en place de politiques environnementales californiennes orientées vers leur conservation. Il est important de noter que ces zones humides côtières constituent aussi des zones fonctionnelles (p.ex. nurseries) pour certaines espèces de poissons marins.

Les agences s'accordent ainsi plus facilement lorsque les objectifs de conservation sont clairement définis, ce qui est le cas pour les espèces ou les habitats à statut et lorsque des méthodes de dimensionnement et des solutions techniques existent (cas des zones humides, des zostères). Les actants humains influencent la prise en compte des actants non humains. Ainsi lorsqu'un consensus existe, illustré par la définition d'objectifs clairs de conservation dans les réglementations environnementales, il en découle une certaine représentation de la nature. En effet, comme le mentionne Latour (1989), « étant donné que le règlement d'une controverse est la cause de la représentation de la nature et non sa conséquence, on ne doit jamais avoir recours à l'issue finale – la nature – pour expliquer comment et pourquoi une controverse a été réglée »⁷⁰. Cette remarque s'applique seulement aux domaines non stabilisés de la science et donc à ce qui n'est pas encore réglé (position relativiste).

ii. Les modalités positives, moteurs de la compensation

Au sein de cette représentation de la nature, le statut de protection de l'habitat ou de l'espèce considérée (ici *Essential Fish Habitat*, *Habitat Areas of Particular Concern* et *Special Aquatic Site*)

⁷⁰ De la même manière, « étant donné que le règlement d'une controverse est la cause de la stabilité de la société, nous ne pouvons utiliser la société pour expliquer comment et pourquoi une controverse a été résolue » Latour (1989).

constitue une modalité positive. Ces habitats ou espèces bénéficient d'un consensus sur leur protection. Ceci est particulièrement visible pour les herbiers et les zones humides dans les exemples étudiés. Il en résulte des méthodes de dimensionnement adaptées à ces espèces et aux différentes pressions les concernant, comme les *Rapid Assessment Method* développées pour les zones humides aux Etats-Unis. L'HEA est, ici, utilisée pour le dimensionnement de la compensation des herbiers, pour des impacts autorisés. D'autre part, les solutions techniques d'ingénierie écologique disponibles en milieu côtier concernent principalement les zones humides (Moreno-Mateos et al., 2012) et les espèces « ingénieur » côtières et marines tels les herbiers et macroalgues (Bayraktarov et al., 2016 ; Jacob et al, *en révision*). Ainsi, les statuts particuliers, les méthodes de dimensionnement robustes et les techniques de restauration éprouvées constituent donc des modalités positives encourageant l'intégration d'une connaissance tacite et son incorporation dans les instruments. Ces modalités sont étroitement liées aux actants « élément impacté » et aux « pressions générées ».

iii. Processus de traduction

Ensuite ceux qui construisent les faits doivent nécessairement faire appel au processus de traduction, processus d'interprétation de leurs intérêts et des intérêts de ceux des gens qu'ils recrutent (Latour, 1989). Dans le cas de la politique de compensation des zostères, par exemple, ces herbiers représentent un habitat favorable à de nombreuses espèces protégées selon l'ESA (intérêts de l'USFWS, du CAFWS), listées comme EFH et HAPC selon le MSA (intérêt du NMFS), comme SAS selon le CWA (intérêts de l'EPA et de l'USACE). A ce titre, le processus de traduction n'était pas prépondérant, les buts des différentes agences étaient bien alignés et cohérents. Le NMFS a joué un rôle pivot, en tant que responsable de la gestion des ressources marines et de leurs habitats, en particulier des EFH et HAPC. D'autre part, une certaine flexibilité dans les recommandations a été volontairement conservée afin que ce guide puisse s'adapter aux compétences techniques variées des bureaux d'études.

3.4.3 Processus originaux

Certains processus sortent du cadre classique ou consensuel. Leur étude peut nous renseigner sur des mécanismes plus fins, en œuvre dans la constitution des différents modèles de gouvernance de la compensation. Ces mécanismes sont donc utiles pour comprendre comment sont résolus certains problèmes originaux, dans les zones limites d'utilisation des méthodes ou de prérogatives des acteurs.

i. Hors consensus : le rôle des « *skilled intermediaries* »

Dans le cas de situations plus contrastées, où l'on ne peut pas s'appuyer sur un consensus, d'autres stratégies peuvent être élaborées.

Dans le cas de SONGS, la *Coastal Commission* a eu un rôle initiateur en imposant des conditions supplémentaires au permis et en instituant un comité indépendant : le MCR. Ce dernier est ensuite intervenu en permettant la mise en évidence des impacts par des scientifiques

indépendants. Il a ainsi permis de reconfigurer les acteurs présents par un processus de déconstruction / reconstruction. En fait, la constitution d'un comité indépendant et l'évaluation par des scientifiques indépendants ont été primordiaux afin de redistribuer les intérêts et les buts, en déplaçant les buts et en co-construisant de nouveaux buts communs. Pour le port de Los Angeles, l'autorité portuaire a joué un rôle moteur dans le développement de l'accord-cadre, ayant identifié la nécessité de prendre en compte les impacts potentiels en amont mais elle n'a pas eu de rôle de régulateur. Enfin, pour l'*In-lieu Fee*, le *Coastal Conservancy* a permis de mettre en évidence l'opportunité de faire le lien entre les objectifs de restauration des zones humides et les impacts potentiels sur la côte californienne. Puis l'*Interagency Review Team*, organe de concertation regroupant des agences environnementales fédérales, étatiques et régionales existantes, a pris le relais pour superviser l'établissement, l'utilisation, l'opération et la maintenance de l'ILF. On observe ainsi l'importance de ces « *skilled intermediaries* » ou « *policy entrepreneurs* », capables d'établir des associations entre des acteurs importants, d'expliquer l'utilité potentielle d'un outil aux autres acteurs et de répondre aux modalités négatives dans les processus (Cowell et Lennon, 2014). Ici, ils sont garants des intérêts des systèmes écologiques menacés, ne bénéficiant pas encore de consensus. Ces protagonistes font appel, dans leurs discours, à de nouvelles modalités, que nous explorons dans le paragraphe suivant.

ii. Au-delà des modalités reconnues

Dans le guide de recommandations pour la compensation des zostères initialement appliqué à la Californie du Sud, puis à l'ensemble de l'Etat, le changement d'échelle spatiale correspondant à une unité biogéographique pertinente, c'est-à-dire à une unité d'enjeu, a facilité le processus. Ce redimensionnement a permis d'avoir une réflexion à l'échelle de la Californie, où les activités ayant un impact sur les herbiers sont similaires, même si l'analyse requiert, tout de même, de prendre en compte les particularités locales : les pressions et les caractéristiques de croissance peuvent différer localement. Ceci a permis de sortir d'une approche au cas par cas, pour mutualiser les savoirs et améliorer l'efficacité des décisions. Dans le cas de l'ILF, l'échelle choisie correspond à l'échelle du projet SCWRP, qui est équivalente à l'échelle des enjeux de protection des zones humides en Californie du Sud et qui est divisée ensuite en 3 aires de sous-service sur la base de considérations fonctionnelles et de viabilité économique (demande de compensation suffisante).

Dans le cas de SONGS, un changement d'échelle temporelle a été primordial, d'une part, grâce à un suivi *ad hoc* avant et pendant les deux premières années de la phase d'exploitation afin de déterminer l'impact (processus peu répandu actuellement), d'autre part, grâce à un suivi de cinq ans de la phase expérimentale d'élaboration du récif artificiel pour définir un projet de compensation adapté. Ce changement d'échelle temporelle s'accompagne d'une réponse évolutive et adaptative. Dans les exemples du guide des zostères et de l'ILF, le fait de s'appuyer sur des projets existants qui bénéficiaient d'un retour d'expérience sur une période longue a facilité l'élaboration des instruments correspondants.

Ces nouvelles modalités viennent défier les représentations existantes et permettent de redéfinir les pratiques en faisant émerger des approches innovantes en termes d'élaboration d'instruments de compensation.

iii. Processus de traduction et modalités négatives dans le cas du POLA

Dans le cas du POLA, le fait de développer un document commun à toutes les agences, qui concernait différents éléments impactés, nécessitait que l'USACE réussisse à mobiliser les autres agences sur leurs propres objectifs. Bien que le POLA eût un rôle moteur en tant qu'initiateur de la réflexion sur un accord-cadre, il n'avait pas de rôle de régulateur. Cette impossibilité à redistribuer les intérêts et les objectifs semblent venir d'une mauvaise connaissance des marges de manœuvre de chaque agence en charge des problèmes de compensation d'impacts environnementaux autorisés, étant donné que l'élaboration de cet instrument commun constituait une première en termes de nombre d'agences participantes aux négociations sur des problématiques de compensation marine : l'USACE, l'EPA, l'USFWS, le CAFWS, la NMFS, la *Coastal Commission*. Cette situation illustre bien le dilemme mentionné par Cowell et Lennon (2014) où « l'enrôlement d'acteurs ayant des agendas politiques divergents peut mener à confiner de nouvelles méthodologies d'évaluation dans des usages modestes et informationnels, exerçant un faible levier immédiat sur le scénario de *statu quo*. Au contraire, affirmer qu'une méthodologie particulière doit être acceptée, ou qu'une connaissance produite a des conséquences non négociables sur les politiques existantes, invite des modalités négatives – résistance et rejet ». Le fait de « graver dans le marbre » l'obligation de se référer à une certaine méthode de dimensionnement peut être dissuasif pour certaines agences partenaires qui appréhendent de perdre de leur influence dans les négociations (moins importantes en cas de méthode officielle). La problématique rencontrée pour le POLA est similaire à celle décrite par Mann et Absher (2014) dans le cadre de l'analyse de la construction des banques de conservation⁷¹ en Californie. En effet, les auteurs insistent aussi sur l'importance de la formulation, des cultures des agences et des particularités des contextes pour développer un nouvel outil controversé. Mann et Absher (2014) font remarquer que les mécanismes de gestion ayant pour objectif d'assurer qu'une banque corresponde aux conditions écologiques et socio-économiques locales se transforment en processus de négociations sur des termes juridiques et en processus de révision des modèles afin de garantir les dispositions institutionnelles des agences. Les arguments utilisés, dans le cas de POLA, ont été majoritairement juridiques et ceux-ci n'ont pas permis de dépasser les oppositions, ils se sont ainsi convertis en modalités négatives. Ils ne se sont donc pas avérés être des processus de traduction efficaces.

3.4.4 Points de passage obligés

On obtient alors dans le cas de la politique de compensation des zostères, des lignes directrices auxquelles les permis délivrés par l'USACE et par la *Coastal Commission* peuvent faire référence. Concernant SONGS, les solutions de compensation adaptées au projet ont été inscrites dans l'amendement au permis d'exploitation. Enfin, l'*In-lieu Fee* pourra être prescrit dans le cadre de permis délivrés par les différentes agences signataires en Californie du Sud (*Soft preference* des régulateurs pour l'ILF en deuxième position après les banques de compensation). Ainsi « lorsque ces stratégies aboutissent, le fait qui a été construit devient indispensable ; c'est un point de

⁷¹ Une banque de conservation est une parcelle de terrain gérée pour ses valeurs de conservation. En échange d'une protection à perpétuité du terrain et de sa gestion pour des espèces en voie de disparition, menacées ou candidates pour être inscrites sur les listes d'espèces en voie de disparition ou menacées, le *banker* est autorisé à vendre des crédits à des aménagés.

passage obligé pour tous ceux qui veulent agir en fonction de ce que leur dicte leur intérêt » (Latour, 1989).

Pour le POLA, l'accord-cadre de la banque de compensation multi-habitat a été abandonnée, seule la mise en conformité des deux banques historiques de l'arrière-port et de l'avant-port a pu être menée à bien. Pour les futurs impacts, soit une compensation au cas par cas sera développée pour des impacts autres que sur les *Waters of the US* et les EFH, soit une nouvelle banque pourra être créée pour les impacts sur les *Waters of the US* et les EFH selon la procédure appropriée.

L'analyse de ces quatre études de cas nous amène à confirmer notre postulat initial de l'importance du système écologique, ici représenté par les actants non humains tels que les éléments impactés et les pressions générées, sur les systèmes de gouvernance. Mais l'utilisation de la SAR met en évidence la complexité de ce lien et en particulier le réseau permettant l'émergence ou non d'un instrument de compensation adéquat. La SAR souligne les étapes essentielles pour atteindre le point de passage obligé : la mobilisation des « *skilled intermediaries* » et les modalités utilisées dans les processus de traduction. Nous proposons, un schéma synthétisant ces différents éléments mis en lumière grâce à la SAR (Figure 31).

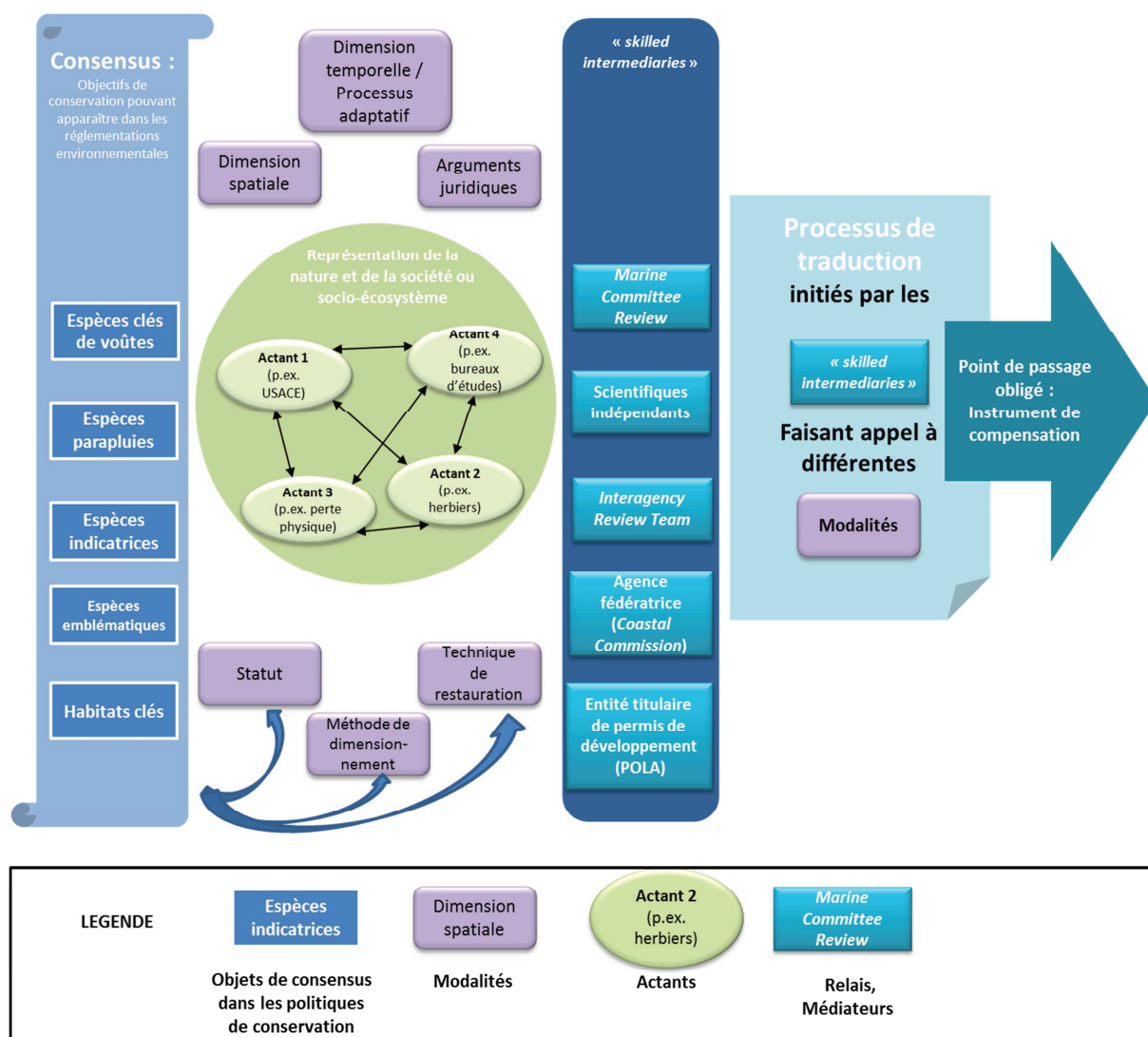


Figure 31 : Schéma synthétisant les différents éléments mis en lumière par la SAR dans le processus de gouvernance liée à l'émergence des instruments de compensation en milieu marin (lecture de gauche à droite ; Conception : C. Jacob)⁷²

En effet, les « *skilled intermediaries* », issus de et s'appuyant sur une reconfiguration des acteurs, arrivent à dépasser les incertitudes engendrées par les modalités négatives et à mener l'ensemble des acteurs du réseau vers les points de passage obligés grâce à l'utilisation d'un processus de traduction performant, qu'ils contribuent à mettre en place. Ce processus de traduction peut s'appuyer sur de nouvelles modalités : un changement d'échelles spatiale et temporelle et donc sur l'utilisation de solutions adaptatives. Comme on l'a mentionné dans la

⁷² Les approches de conservation fondée sur une espèce unique s'appuie sur les quatre types d'espèces suivantes. Les espèces clés de voûte ont un effet disproportionné sur leur écosystème, à cause de leur taille et de leur activité, toute modification de leur population aura par conséquent des effets importants sur leur écosystème. Les espèces parapluie ont une telle exigence en termes d'habitats et/ou de surface que, si l'on peut conserver assez de surface pour assurer leur viabilité, la viabilité d'espèces plus petites et plus abondantes est presque garantie. Les espèces emblématiques sont choisies stratégiquement pour sensibiliser le public ou pour supporter financièrement les actions de conservation. Les espèces indicatrices soit représentent la composition d'une communauté soit reflètent un changement environnemental. L'espèce indicatrice doit répondre au changement environnemental et ce changement doit être visible lors des suivis. Mace et al. (2007).

Section 3.2, le rôle et les motivations des individus constituant les « *skilled intermediaries* » n'ont pas été étudiés, seule l'entité a été examinée.

3.4.5 Vers une reconfiguration de la gouvernance environnementale

Cette problématique de reconfiguration de la gouvernance environnementale en termes de réseaux d'acteurs et d'échelles temporelle et spatiale (termes empruntés au titre de Bulkeley (2005) : « *Reconfiguring environmental governance : Towards a politics of scales and networks* ») a été abordée à plusieurs reprises dans la littérature en géographie. Et ceci, même dans le cas du développement des banques de compensation comme instrument de politique publique, étudié par Mann et Absher (2014), sous l'angle des systèmes socio-écologiques et de la gouvernance environnementale. L'analyse de ces processus passe par la caractérisation des tensions entre besoins d'adaptation, spécificités du contexte et exigences d'harmonisation afin d'atteindre des objectifs communs de politiques, surtout en cas de divergences de buts entre agences ou acteurs (Paavola et al., 2009).

i. Reconfiguration des acteurs

On a observé dans les études de cas californiennes, une tendance vers la constitution de nouveaux arrangements comprenant des agences environnementales existantes ou d'autres acteurs mais sous des formes nouvelles : structures particulières tels les *Marine Committee Review* et *Interagency Review Team*. Ainsi une des réponses pouvant être apportée, et illustrée dans ces exemples californiens est de rassembler des représentants des organismes préexistants pour construire une réponse collaborative à une problématique émergente (Meadowcroft, 2002).

On observe aussi l'implication d'autres acteurs que les agences étatiques ou fédérales comme l'intégration d'ONG (*Friends of the Earth* pour SONGS, dans le projet SCWRP de l'ILF), de maîtres d'ouvrage (SONGS, le Port de Los Angeles), de bureaux d'études (guide pour la compensation des zostères), des scientifiques (SONGS, guide pour la compensation des zostères, ILF). Ceci rejoint Karkkainen (2004) qui, bien que reconnaissant le rôle important et pivot de l'Etat, mentionne que les problèmes environnementaux deviennent actuellement trop complexes pour être résolus par le biais de l'exercice direct de la souveraineté de l'Etat (vision « descendante », ou « venue du haut », ou « *top-down* »). Il encourage l'implication de divers ensembles d'acteurs grâce à des collaborations continues, multipartites et grâce à l'action concertée (approche plus horizontale). Ces acteurs rassemblent des organismes étatiques, des gouvernements infranationaux, des institutions multilatérales, des organisations intergouvernementales et non gouvernementales, des entreprises et la communauté scientifique indépendante.

Bulkeley (2005) encourage le développement d'approches étudiant la gouvernance environnementale dépassant les hiérarchies⁷³ imbriquées, la séparation des niveaux de prises de décision, les divisions entre les états territorialement liés et les relations fluides des acteurs non étatiques. L'objectif est de laisser place à l'étude des arrangements de gouvernance hybride,

⁷³ Hiérarchie dans le sens de classement selon leur importance relative ou leur caractère inclusif.

reposant sur un truisme en géographie humaine, où les échelles sont socialement et politiquement construites et donc contestées (Brenner, 2001; Marston, 2000).

Enfin, on note l'intervention des « *skilled intermediaries* » qui corrobore l'idée que certains acteurs ou institutions ont la capacité de formuler, de garantir et de mettre en place des politiques publiques spécifiques, alors que d'autres non (Gibbs, 2006).

ii. Changements d'échelles

D'autre part, l'analyse des exemples a montré que le recrutement d'acteurs autour d'un même but se fait grâce à l'utilisation de nouveaux arguments liés à des changements d'échelles temporelles et à des réponses adaptatives. Ceci rejoint l'idée développée par Karkkainen (2004) sur le fait que la complexité des processus écosystémiques requiert de s'écarter des règles catégoriques fixes. Il encourage le développement d'une approche s'appuyant sur une « règle évolutive » expérimentale, établie sur un suivi continu de l'état de l'écosystème et des pressions, la production d'un nouvel apprentissage et l'ajustement des politiques en réponse à de nouvelles informations et aux changements environnementaux.

Les échelles spatiales sont aussi modifiées dans les cas étudiés. Ceci implique d'avoir une approche plus globale mais respectant les particularités locales en termes de milieux physique et biologique (cas des zostères) mais aussi en termes de systèmes de gouvernance (cas de l'ILF où les agences étatiques travaillent de concert avec les autorités locales). Cette capacité d'adaptabilité rappelle les propos de Meadowcroft (2002), dans le contexte de la gestion environnementale des écosystèmes terrestres, où il souligne que les objectifs généraux deviennent plus concrets mais aussi plus détaillés, spécifiques et variés ; il en résulte une mosaïque de perspectives de plus en plus différenciées, abordant les problématiques à la fois à une échelle plus fine et plus large. L'auteur dresse un parallèle avec l'émergence de la gouvernance environnementale multipartite : processus devenant plus large et plus inclusif mais aussi plus fragmenté et différencié (participation de différents groupes dans différents contextes selon leurs intérêts). On s'aperçoit ainsi que ce changement d'échelle spatiale affecte aussi les systèmes de gouvernance qui s'adaptent pour mieux les appréhender.

La question des échelles étant actuellement considérée comme l'un des défis majeurs dans l'élaboration des politiques de conservation de la biodiversité, le recours à des structures de gouvernance dynamiques et le développement de politiques flexibles semblent ouvrir des pistes prometteuses (Paloniemi et al., 2012).

3.5 Repenser la gouvernance de la compensation en milieu marin : quels enseignements pour l'espace maritime français ?

3.5.1 Les acteurs

Il devient nécessaire dans le cas de la compensation en milieu marin, de mobiliser de nouveaux acteurs : les « *skilled intermediaries* » s'appuyant sur des organismes environnementaux existants à travers des configurations originales (p.ex. agence des Aires Marines Protégées ; ONGs ; acteurs professionnels tels que les comités de pêche ; bureaux d'études ; gestionnaires N2000 ; entité hybride comme le MCR ou l'IRT). Par exemple, dans le cas de la Grande Barrière de Corail, Bos et al. (2014) appellent à un processus d'examen collégial financé par le maître d'ouvrage et géré par un panel d'experts indépendants commandant des évaluations à des spécialistes travaillant dans le domaine. Il s'agit, tout de même, de demeurer attentif aux risques engendrés par la multiplication des « intermédiaires » comme le manque de visibilité ou la dilution des responsabilités. Certaines initiatives, non mentionnées précédemment, semblent aller dans cette direction innovante. Par exemple, l'*Ocean Protection Council* a sollicité l'*Ocean Science Trust* afin de créer un groupe de travail, sur une durée de 3 mois, émanant de l'*Ocean Protection Council Science Advisory Team*⁷⁴ avec pour objectif de définir de nouvelles approches concernant la compensation en milieu marin (voir le Livre blanc : « *Marine mitigation in California: going beyond traditional approaches* », Ambrose et al., 2016).

Enfin, si l'on compare les acteurs impliqués dans la compensation sur le milieu marin en Californie et en France, on s'aperçoit de certaines similitudes dans leurs prérogatives (Tableau 21).

Tableau 21 : Comparaison des agences californiennes et françaises exerçant des fonctions en relation avec la compensation en milieu marin

Californie	France	Missions des structures françaises identifiées
USACE EPA USFWS et CAFWS	Pouvoir de décision : Préfecture de région, préfecture de département et préfecture maritime Services instructeurs ⁷⁵ : Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), Directions Départementales des Territoires et de la Mer (DDTM)	DREAL : échelon régional du ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer (MEEM), a pour mission, entre autres : - d'élaborer et de mettre en œuvre les politiques de l'État en matière d'environnement, de développement et d'aménagement durables - d'évaluer ou de faire évaluer l'impact environnemental des actions conduites par l'Etat - d'assister les autorités administratives dans leur rôle d'autorité environnementale sur les plans, programmes et projets Instruisent les études d'impact et les dossiers de demandes de dérogations pour espèces protégées. DDTM : elles sont les relais des DREAL pour le déploiement de la politique du ministère, elles mettent en œuvre les politiques de la mer et du littoral. Instruisent les dossiers loi sur l'eau.
<i>Coastal Conservancy</i>	Conservatoire du littoral	Conservatoire du littoral : créé en 1975, le Conservatoire du littoral est un établissement public dont la mission est

⁷⁴ L'Ocean Protection Council Science Advisory Team, constitué de membres scientifiques, développe des recommandations sur des questions scientifiques émanant de l'OPC, ou assistent l'OPC en participant à des groupes de travail afin de discuter des priorités de recherche ou des problématiques critiques de gestion.

⁷⁵ L'instruction de l'évaluation des incidences Natura 2000 est conduite par le service instructeur du dossier de demande déposé par le maître d'ouvrage.

		d'acquérir des parcelles du littoral menacées par l'urbanisation ou dégradées, pour en faire des sites restaurés, aménagés, accueillants.
<i>Ocean Protection Council</i>	Agence des Aires Marines Protégées (AAMP)	AAMP : établissement public créé en 2006 et placé sous la tutelle du MEEM, il contribue aux politiques publiques de développement et de gestion du réseau d'AMP par : <ul style="list-style-type: none"> - la collecte et la mise à disposition d'informations techniques et scientifiques - l'identification de sites marins présentant un fort potentiel en matière de création d'AMP - la création de 10 parcs naturels marins à l'horizon 2020 - l'appui à la gestion des sites Natura 2000 - les partenariats avec les autorités polynésiennes et néocalédoniennes pour l'élaboration et la mise en œuvre d'une stratégie de création d'AMP
NMFS et <i>Ocean Science Trust</i>	Equivalents sur certains aspects à l'Ifremer, à l'Agence des Aires Marines Protégées, au Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), au Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (CEREMA)	Ifremer : créé en 1984, cet établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC) est placé sous la tutelle conjointe du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et du MEEM. L'Ifremer contribue, par ses travaux et ses expertises, à la connaissance des océans et de leurs ressources, à la surveillance du milieu marin et du littoral et au développement durable des activités maritimes par la conception et la mise en œuvre des outils d'observation, d'expérimentation et de surveillance, et gère des bases de données océanographiques. MNHN : participant à la définition des méthodologies d'évaluation de l'état de conservation des habitats Natura 2000 CEREMA : répond au besoin de disposer d'un appui scientifique et technique renforcé, pour élaborer, mettre en œuvre et évaluer les politiques publiques de l'aménagement et du développement durables

Mais, en France, aucune organisation ne possède, pour l'instant, les prérogatives de la *Coastal Commission*, responsable de la planification et de la réglementation de l'utilisation de la zone côtière afin de la protéger et de la mettre en valeur. La *Coastal Commission* a pour mission « de protéger, conserver, restaurer et améliorer l'environnement de la côte californienne », elle a donc une vision plus environnementale qu'économique du développement maritime.

Le Livre bleu relatif à une politique maritime intégrée pour l'Union Européenne (2007) développe l'idée d'une Politique Maritime Intégrée (PMI) qui permettrait de pallier aux manques de cohérence des politiques maritimes sectorielles. La PMI française, prolongement de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) vers le large (Deboudt, 2014), a été traduite par la loi Grenelle II par le biais d'un nouveau chapitre dans le Code de l'environnement : « Politiques pour les milieux marins ». Ainsi une Stratégie Nationale pour la Mer et le Littoral (SNML) encadrera la protection du milieu, la valorisation des ressources marines et la gestion intégrée et concertée des activités liées à la mer et au littoral (hors activités de défense et de sécurité nationale). La SNML est élaborée par le ministère chargé de la mer, en concertation avec le Conseil National de la Mer et des Littoraux créé en 2013 et adoptée par décret pour six ans. Elle est ensuite mise en place à l'échelle des façades maritimes dans le cadre des documents stratégiques de façade (DSF) et de bassins maritimes (DSBM), développée par l'Etat en relation avec les Conseils Maritimes de Façade (CMF) et les Conseils maritimes ultramarins (CMU). Le DSF comprend plusieurs volets, chacun étant consacré à un enjeu particulier, dont un volet

spatialisé, outil de mise en œuvre de la Directive cadre sur la planification de l'espace maritime. Le volet environnemental du DSF, relatif au développement durable des activités maritimes, contient le plan d'action pour le milieu marin (PAMM).

Les Directions Interrégionales de la Mer (DIRM), organisées par façade maritime (Manche Est Mer du Nord, Nord Atlantique Manche Ouest, Sud Atlantique et Méditerranée), exercent quelques missions similaires à la *Coastal Commission*. En effet, elles sont chargées de la conduite des politiques de l'État en matière de développement durable de la mer, de gestion des ressources et de régulation des activités maritimes et s'occupent de l'élaboration et du suivi de la mise en œuvre des DSF. Les évolutions futures montreront si les DIRM s'orienteront plus vers une approche économique, comme le présage la récupération en leur sein de l'intégralité des compétences des anciennes directions régionales des affaires maritimes (DRAM) ou vers une intégration forte de la dimension environnementale.

Ainsi, on s'aperçoit qu'en France, les objectifs de protection des écosystèmes marins sont mis en œuvre par différentes agences, caractéristique aussi partagée par la Californie. Cependant, la vision d'ensemble à l'échelle nationale avec une approche transversale reste encore au stade de gestation. Actuellement, le morcellement de l'application des objectifs de conservation entre différentes agences et l'absence d'institution intégratrice illustre bien le problème lié à l'inexistence d'un porte-parole pour les écosystèmes marins au sens de la SAR (quelqu'un qui parle pour d'autres qui ne parlent pas : humain ou non humain). Une reconfiguration des acteurs ne sera peut-être pas suffisante pour une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux marins, même si l'élaboration d'une agence nationale aux prérogatives similaires à celles de la *Coastal Commission* paraît utopique, on peut cependant penser que la mise en place de la SNML permettra d'aller au-delà d'une perspective de planification des activités maritimes où la protection de l'environnement aurait un rôle mineur à jouer.

3.5.2 Adaptation des échelles spatiales et temporelles

D'autre part, cette restructuration de la mise en place de la compensation sur le milieu marin devrait passer par le développement de nouveaux modes de traduction, faisant appel à de nouvelles modalités afin de rallier plus d'acteurs autour de solutions bénéficiant effectivement aux écosystèmes marins. Ceci peut passer par l'adaptation des échelles spatiales et temporelles.

L'échelle spatiale du projet n'est pas toujours pertinente en milieu marin comme le montre les différents exemples californiens. Il s'agit de raisonner à des échelles plus larges correspondant à l'échelle des enjeux : par exemple, la zone de l'*In-Lieu Fee* coïncide à la zone de recul critique des zones humides côtières en Californie du Sud, le territoire d'application de la politique de compensation des zostères a été étendu à toute la Californie pour mieux appréhender des aires rencontrant des problématiques similaires, tout en considérant les particularités locales. Les outils de planification maritime peuvent faciliter le passage d'échelles locales à des échelles plus globales.

L'échelle temporelle du projet n'est pas toujours suffisante pour mener des suivis pouvant mettre en évidence des impacts, en particulier dans le cas d'incertitudes importantes concernant l'effet d'une pression, compte tenu de la variabilité du milieu marin (cf. l'impact du panache du rejet de SONGS). Il paraît ainsi approprié de développer des programmes de surveillance sur

certaines compartiments afin de bénéficier d'un état initial consistant et d'un suivi dans le temps des effets des projets. Ceci pourrait s'appuyer sur les programmes de surveillance existants (type programme de surveillance des PAMM). Dans le cadre des éoliennes offshore, en l'absence d'impacts avérés, des suivis sur la période d'exploitation ont été proposés (Vaissière et al., 2014). Cette approche encouragerait le recours à un système évolutif et adaptatif, non figé. Actuellement, un impact non décelé à la phase de l'étude d'impact est très difficilement pris en compte par la suite.

A titre d'illustration, on pourrait donc imaginer de développer un programme sur la compensation et plus largement sur les mesures d'atténuation des impacts du rechargement de plages dans une région affectée par une forte érosion côtière et bénéficiant d'un fort tourisme balnéaire (enjeu économique). Dans ce cas, un programme de surveillance de certaines communautés benthiques, des herbiers et d'autres zones fonctionnelles à proximité (enjeux environnementaux) pourrait être développé au travers d'un observatoire de l'environnement afin d'obtenir une vision globale des enjeux. La mutualisation des suivis et la connaissance des conditions ambiantes sont aussi envisagées comme des pistes d'amélioration dans le Livre blanc de la compensation marine en Californie (Ambrose et al., 2016). Cette démarche permettrait de renforcer les étapes d'évitement et de réduction grâce à une meilleure définition des zones d'intérêt en termes de biodiversité constituant des « *no-go zones* » (par le biais de l'interdiction de tout impact sur certaines aires protégées, sur des habitats/espèces menacé(e)s, etc.) et une meilleure évaluation des impacts. Quant à la compensation, elle serait issue de solutions innovantes plus adaptées aux écosystèmes marins. Ce changement d'approche s'appuierait sur un recours à la mutualisation des projets et donc des moyens par le biais, par exemple, d'*In-Lieu Fee*.

3.5.3 Similarités avec la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC)

Les résultats de ces analyses et les pistes de réflexion sur la gouvernance présentent certaines similarités avec le processus de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) mis en place en France. En effet, lorsque l'on s'intéresse à l'histoire de la gestion des littoraux en France, les Schémas de Mise en Valeur de la Mer (SMVM) en 1983 constituent la première initiative complétée ensuite par la loi Littoral du 3 janvier 1986 qui avait pour but « de favoriser la cohérence d'un projet d'aménagement du littoral au sein d'une unité géographique pertinente intégrant l'espace maritime et l'espace terrestre attenant » (Veyret et Ciattoni, 2011). La GIZC, bien que mentionnée dans le *Coastal Zone Management Act* américain dès 1972, puis préconisée dans le rapport final du Sommet de la Terre (1992), et par l'Union européenne dans ses recommandations relatives à la mise en œuvre d'une stratégie de GIZC en Europe (2002), n'est lancée par l'Etat français qu'en 2005 par la Délégation Interministérielle à l'Aménagement et à la Compétitivité des Territoires – DIACT. L'instauration de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) marque un glissement d'un système « réglementaire en général et fortement marqué par la tradition d'un Etat central puissant » (Miossec, 1998) vers un système d'initiative territoriale et de gouvernance locale. Elle constitue « un processus dynamique qui réunit gouvernement et société, scientifiques et décideurs, intérêts publics et privés, en vue de la préparation et de l'exécution d'un plan de protection et de développement des systèmes et ressources côtières » (Meur-Férec, 2009) qui rompt avec les analyses sectorielles. Ce système mixte où l'approche

classique *top-down* (descendante et centralisée) est complétée par une approche *bottom-up* permet différents niveaux d'intégration.

Ainsi, lorsque l'on regarde les résultats de l'analyse de 49 dossiers GIZC français déposés en 2005 (Meur-Férec, 2009), plusieurs points de convergences avec les résultats de notre travail comparatif entre la Californie et la France peuvent être soulignés. Les enjeux et défis communs sont les suivants :

- « travailler à la coordination des politiques sectorielles et des acteurs, au niveau des services de l'Etat en premier lieu »
- « lutter contre l'inertie du système en permettant une évolution vers une nouvelle gouvernance »
- « le rôle moteur des *leaders* est souvent nécessaire à l'impulsion des politiques et des projets locaux », appelés « *skilled intermediaries* » dans cette partie
- « un des défis majeurs de mise en place de la GIZC est de faire communiquer et s'articuler ces deux échelles [globale et locale] »
- La participation de la population locale reste très faible : « La participation de la population se fait souvent, dans la pratique, par le biais d'associations de riverains, d'usagers, de protection de l'environnement, qui sont aussi très peu présentes dans les dossiers. »
- « définir un (ou des) territoire(s) d'application adéquat(s) », comme Le Visage (2004) le mentionne, « ce sont les enjeux qui définissent le territoire et non l'inverse ».
- « intégrer une échelle de temps long »

La GIZC est présentée par Le Visage (2004 *In*: par Meur-Férec, 2009) comme « une méthode de gouvernance pour obtenir une intégration d'objectifs et d'enjeux complexes avec un nombre illimité d'acteurs ». Etablie sur la concertation et le compromis, la GIZC ne doit pas être considérée comme un instrument mais comme un principe organisateur vers un développement durable (Meur-Férec, 2006).

Sur la partie terrestre, les outils de planification spatiale (Volet littoral et maritime des Schéma de Cohérence Territoriale – SCOT valant SMVM et SMVM) deviennent des outils clés de la GIZC (Rey-Valette et Antona, 2009), d'autres dispositifs peuvent aussi être mobilisés : des formes d'organisation collective entre acteurs (Falque, 2005) ou des dispositifs d'engagement volontaire. Rey-Valette et Antona (2009) mentionnent une gouvernance « issue d'une négociation des normes entre acteurs (chartes, contrats, conventions) » s'appuyant fortement sur la concertation en accord avec les principes globaux, les règles juridiques et les plans de planification. Les auteurs soulignent la nécessité d'innovations organisationnelles pour mettre en place ces objectifs.

Ainsi, si l'on considère la gouvernance établie par le biais de la GIZC comme un « outil » et non comme une « finalité », l'expérience accumulée par le biais de la mise en œuvre de la GIZC pourrait informer la gouvernance de la compensation en mer.

Ainsi, cette Partie 3 montre en quoi l'étude de la gouvernance dans le cadre de la compensation marine apporte un éclairage différent et complémentaire de l'état des lieux mené dans la Partie 1 et des pistes d'améliorations méthodologique et conceptuelle proposées dans la Partie 2, permettant une certaine « orchestration » de ces différents éléments. Cette dernière Partie met en évidence le rôle crucial des acteurs, des relations qu'ils établissent entre eux et des relations qu'ils entretiennent avec la nature, dans l'émergence des instruments de compensation marine et plus largement dans la déclinaison de la séquence ERC marine. Cette analyse invite à repenser cette gouvernance en termes de reconfiguration des acteurs et de changement d'échelles spatio-temporelles en s'appuyant sur des outils déjà éprouvés en France tels que la GIZC ou en cours d'élaboration comme la Stratégie Nationale pour la Mer et le Littoral.

Conclusion générale

Synthèses des résultats

La compensation écologique est actuellement présentée comme un instrument de politique publique environnementale permettant d'assurer un développement économique qui annule (en principe) sa participation à l'érosion de la biodiversité. Cet instrument s'inscrit dans la lignée des politiques environnementales prônant depuis les années 1960-1970 la compatibilité de la croissance économique avec la préservation de l'environnement. Dans ce cadre, l'approche géographique permet d'analyser les problématiques liées aux relations nature/sociétés de manière holistique. Elle convoque différentes disciplines afin de mieux analyser les interrelations entre le milieu biophysique et les hommes tels que les modifications apportées au milieu par les hommes, les services rendus par la nature aux hommes et la gouvernance de ces interrelations.

Tout d'abord, à travers un premier état des lieux des pratiques ERC actuelles françaises en milieu marin, nous avons dressé un constat très similaire à celui réalisé lors du début de la compensation en milieu terrestre : manques de garanties concernant l'application des mesures, quasi-absence (ou non-renseignement) de la phase d'évitement et pratiques de compensation non conformes, avec cependant un accent mis sur le manque de connaissances concernant les écosystèmes marins. Dans ce cadre, des compensations qualifiées de socio-économiques semblent se développer au détriment des compensations écologiques. Ceci avait déjà été mentionné par Kermagoret (2014) : un grand nombre de mesures compensatoires étaient tournées vers la communauté des pêcheurs dans le cadre de la mise en place des éoliennes offshore en baie de Saint-Brieuc, situation pouvant être à l'origine d'un phénomène de surcompensation socio-économique mais de sous-compensation écologique. Ces résultats corroborent également ceux de Cowell et al. (2012) et Vaissière et al. (2014). Le peu de compensation écologique proposée cible essentiellement des espèces protégées et la nature « ordinaire » n'est donc jamais prise en compte. Ensuite, sur la base d'une revue bibliographique des techniques de restauration écologique et d'ingénierie écologique disponibles actuellement pour les écosystèmes marins, nous avons dressé les limites et opportunités de leur utilisation comme solutions adaptées aux mesures ERC. D'une part, il est nécessaire d'améliorer la définition de l'efficacité écologique des techniques, la connaissance relative aux causes d'échec, la détermination des coûts et la caractérisation de la résilience des écosystèmes. D'autre part, les techniques existantes gagneraient à être utilisées dans le cadre proposé dans cette thèse, respectant les principes de la compensation et en particulier le principe d'équivalence écologique.

La confusion actuelle entre compensation écologique et compensation « environnementale »⁷⁶, au sens géographique du terme, souvent qualifiée de compensation territoriale ou socio-environnementale favorise des comportements opportunistes au détriment de la Non-Perte Nette de biodiversité. Les compensations territoriales sont définies comme des « compromis socio-politiques locaux qui visent à la fois à améliorer l'acceptabilité sociale des infrastructures et à atténuer *in fine* les disparités environnementales (Ghorra-Gobin, 2000) » (*In*: Gobert, 2008). Bien que la compensation territoriale soit indispensable dans un objectif de justice

⁷⁶ Compensation qui s'intéresserait à un ensemble d'éléments physico-chimiques et biotiques en interrelation avec la dynamique sociale, économique, spatiale.

environnementale ou d'équité territoriale (Gobert, 2010b), elle ne répond pas aux engagements pris pour la conservation de la biodiversité.

Face à l'absence de dimensionnement des mesures compensatoires constatée dans les études d'impact étudiées, nous avons proposé de développer une approche standardisée et opérationnelle applicable à tout type de projet et à tout écosystème. Cette méthode met l'accent sur les phases d'évitement et de réduction et permet de dimensionner la compensation nécessaire en s'appuyant sur les données disponibles dans les études d'impact. Elle s'appuie sur une analyse multicritère de l'état et des fonctionnalités de l'environnement en prenant en compte la temporalité des pertes et des gains. La portée opérationnelle de cette méthode est renforcée par son application à une étude de cas. Ensuite, afin de mieux caractériser les contours de la compensation écologique et de la compensation dite « environnementale », nous avons fait appel au concept de service écosystémique. L'intégration des services écosystémiques dans la compensation peut ainsi s'appuyer sur les pratiques actuelles relatives à l'étude d'impact qui les incorporent déjà mais de façon incomplète. En suivant les recommandations émises, le poids de la biodiversité peut être renforcé, puisqu'elle est à l'origine de la fourniture de services écosystémiques ; et la considération de l'équité sociale peut être accrue. Mais ces évolutions reposent sur une hypothèse forte d'amélioration des pratiques de compensation actuelles avec pour objectif une meilleure prise en compte des fonctions écologiques.

Enfin, l'analyse des processus de gouvernance à l'origine de l'émergence des instruments de compensation en Californie a permis de mieux comprendre les liens entre les différents actants du réseau de la compensation. Ce travail confirme l'importance des éléments étudiés dans les parties précédentes : écosystèmes impactés, méthodologie de dimensionnement et solutions de restauration écologique. Cependant, le rôle clé de certains facteurs, *a priori* discrets, est mis en lumière comme l'intervention des « *skilled intermediaries* » et les jeux fins mais cruciaux des échelles spatiales et temporelles. Le recours à ces facteurs permettrait de « repenser » la gouvernance de la compensation en milieu marin qui s'appuierait plus fortement sur les étapes d'évitement et de réduction mais aussi sur une mutualisation des moyens de compensation en s'inspirant de l'approche de GIZC maintenant modernisée par le biais de la Stratégie Nationale pour la Mer et le Littoral.

Un effort particulier de nos recherches a porté sur le fait de ne pas découpler l'étape de compensation de ses étapes antérieures d'évitement et de réduction dans les analyses. Cet effort revêt une importance particulière dans le milieu marin, lorsqu'on constate la difficulté d'évaluation des impacts, le très faible taux de mesures compensatoires effectives et la forte incertitude relative au succès des solutions de compensation proposées.

Ainsi, la bonne application de ces étapes nécessite de faire appel à des approches innovantes s'appuyant sur l'intégration d'outils développés dans le cadre d'autres politiques environnementales et de mettre l'accent sur l'évitement et la réduction.

Possibilité de transfert des résultats

Les résultats de ce travail de thèse sont particulièrement adaptés au contexte français métropolitain et d'Outre-Mer, puisque fondés sur l'analyse d'études d'impact environnementales issues du cadre réglementaire français et de la gouvernance environnementale maritime

française. Néanmoins, nous avons attaché une attention particulière à ce que les apports de cette thèse puissent être utilisés dans un contexte plus large, européen et international. En effet, les principes de la compensation, la structure de l'étude d'impact, le cadre des services écosystémiques, les caractéristiques des solutions d'ingénierie et de restauration écologiques sont des éléments partagés à l'échelle internationale. Les indicateurs sélectionnés dans la partie méthodologique sont largement inspirés des politiques environnementales européennes mais peuvent être facilement adaptés à d'autres situations. Enfin, l'étude comparative avec la Californie illustre bien une certaine communauté de pratiques avec des transferts possibles sur ces sujets. Enfin, rappelons juste l'importance de la ZEE française (deuxième au niveau mondial) et donc la responsabilité non négligeable de la France dans ces réflexions et la promotion de bonnes pratiques.

Une attente forte de la thèse était de disposer d'une méthodologie opérationnelle de dimensionnement des mesures compensatoires. La version de la méthode hybride décrite dans cette thèse répond aux exigences liées à l'évaluation de l'équivalence mais nécessite un travail supplémentaire pour la rendre plus opérationnelle. En particulier, comme nous l'avons démontré dans la partie sur la gouvernance, pour qu'une méthode devienne incontournable, une étape d'appropriation par les acteurs est nécessaire.

Perspectives de recherche

Rôle des citoyens et développement maritime

Le manque de mobilisation citoyenne sur ces enjeux de compensation marine nécessite d'être analysé. Une approche empirique pourrait être développée autour de projets spécifiques de compensation afin d'étudier les processus d'intégration du public. La consultation du public, par le biais des procédures réglementaires, semble insuffisante (Bas, 2016b ; Lucas, 2015) ; ceci est illustré, entre autres, par les problèmes de temporalité des enquêtes publiques dans le déroulement de la procédure. On constate ainsi un épuisement des outils conventionnels sur cette thématique. Il serait intéressant de connaître, dans quelles mesures, l'approche par les services écosystémiques participe à une prise de conscience de ces enjeux marins. Mais gardons à l'esprit que ce cadre « s'est souvent révélé trop restrictif ou trop large pour refléter précisément les perceptions des acteurs » dans le cas de la mise en place des éoliennes offshore en baie de Saint-Brieuc étudié par Kermagoret (2014).

Politique maritime et environnement

Une analyse en sciences politiques permettrait de caractériser les processus de décisions qui mènent au *statu quo* actuel dans la compensation marine. Ces difficultés n'étant pas seulement l'apanage de la compensation, les raisons du manque de politique environnementale maritime forte pourraient être recherchées. A. Miossec, dans son dictionnaire de la mer et des côtes de 2012, insiste sur le fait que les textes réglementaires français renvoient « aux frontières de la terre et à la vision très terrienne de la mer qui est le propre de la France ». L'espace maritime semble, ainsi, plus souvent appréhendé par les usages situés sur la terre ferme. Suarez de Vivero (2007) a, par exemple, examiné la construction de la vision européenne de la politique maritime et les

éléments sociaux, culturels et historiques qui la sous-tendent. Fritz (2010), quant à lui, a souligné l'importance du rôle joué par la communauté scientifique dans la définition des objectifs environnementaux de la DCSMM. Enfin, on peut citer certaines propositions de mesures pour les PAMM faisant référence à un renforcement des formations sur l'environnement marin à destination des acteurs publics (fonction publique d'Etat et territoriale, élus).

Droit de la mer, propriété et compensation

Les problématiques liées à l'absence de propriété en mer étant souvent invoquées comme frein à la bonne mise en place de la compensation, les verrous juridiques et de gouvernance afférents pourraient être analysés. Il serait instructif d'étudier l'intérêt de systèmes développés pour la gestion des pêches comme les *Territorial Use Rights for Fisheries* (TURFs) et leur possibilité de transfert au cadre de la compensation. Les TURFs sont une forme de droit de propriété dans laquelle des individus ou un groupe de pêcheurs ont un accès exclusif garanti pour récolter des ressources au sein d'une zone géographique définie (Christy, 1982). Les droits de récolte peuvent aller des concessions de pêche données par le gouvernement à la propriété complète de la zone délimitée du TURF (Afflerbach et al., 2014). Se pose aussi la question de la compensation en haute mer. En mars 2016, 26 permis d'exploration relatifs à la recherche de nodules polymétalliques, au bénéfice d'organismes scientifiques ou de recherche, avaient été délivrés par l'Autorité Internationale des Fonds Marins (AIFM). En effet, l'AIFM est un organisme intergouvernemental autonome fondé en 1994 sous l'égide des Nations unies pour organiser et contrôler toutes les activités liées aux ressources minérales des fonds marins, et les activités connexes dans la zone internationale des fonds marins, hors des limites des juridictions nationales. Les Etats membres des Nations Unies sont actuellement en train d'élaborer un accord international sur la gouvernance de la haute mer.

Compensation des activités de pêche

Actuellement, l'activité de pêche commerciale n'est pas soumise à l'obligation de compensation. Cette activité d'extraction de ressources biologiques est régie, au niveau européen, par une politique sectorielle, la Politique Commune des Pêches (PCP). Des réflexions ont été menées sur la compensation de certains impacts indirects comme les prises accidentelles (Gjertsen et al., 2014 ; Wilcox et Donlan, 2009) ou la destruction des fonds par le chalutage. Mais l'application de la compensation à la capture de l'espèce cible, ayant un impact sur la fonctionnalité de l'écosystème via un déséquilibre du réseau trophique et via une diminution de la diversité génétique et des espèces, n'a, pour l'instant, pas été évoquée. En effet, l'approche actuelle de leur gestion s'appuie sur l'utilisation de Totaux Admissibles de Captures (TAC), limites de captures fixées pour la plupart des stocks commerciaux de poissons fondées sur le calcul du Rendement Maximum Durable⁷⁷ ou MSY en anglais. Ils sont répartis entre les pays de l'Union Européenne sous la forme de quotas nationaux. L'application du concept de *No Net Loss* à cette activité constitue une piste de réflexion permettant de repenser non seulement la

⁷⁷ Le rendement maximal durable (en anglais : *Maximum Sustainable Yield* - MSY) est la plus grande quantité de captures que l'on peut extraire d'un stock halieutique à long terme et en moyenne, dans les conditions environnementales existantes (moyennes), sans affecter significativement le processus de reproduction (FAO).

gestion des activités extractrices de ressources biologiques mais aussi l'apport de l'approche NNL aux politiques de conservation.

L'ensemble de ce travail met en lumière les lacunes du système actuel de compensation écologique et plus largement d'atténuation (ERC) en milieu marin, en révélant un certain laxisme à l'égard de ces écosystèmes particuliers et en soulignant son ineffectivité. Ceci pourrait laisser présager le pire au vu des nombreux appels à la croissance bleue (European Commission, 2014, entre autres) et au vu des prévisions d'augmentation de l'activité maritime mondiale.

Cependant, nous avons démontré, tout au long de cette thèse que l'application de la séquence ERC et de la compensation peut s'appuyer sur des approches émergentes. Au niveau européen, la politique maritime s'est dotée récemment de directives ambitieuses qui transcendent les approches sectorielles, telles que la Directive Cadre Stratégie sur le Milieu Marin et la Directive sur la planification spatiale maritime. Espérons que cette dernière développe une planification maritime avec une composante environnementale forte permettant d'avoir une vision intégratrice et non pas purement économique. Il s'agit bien là d'aménager au sens de Paul Claval, l'aménagement étant « un ensemble de mesures concertées qui règlent l'utilisation de l'espace et son équipement de manière à assurer le plein épanouissement des individus, à faciliter la vie sociale en minimisant les frictions qui résultent de la distance ou du rapprochement d'activités antinomiques et à éviter les perturbations de l'équilibre naturel dont la destruction serait, immédiatement ou à terme, nuisible à la collectivité » (*In*: Miossec, 1998). Nous avons donc souligné les synergies possibles entre l'utilisation de la séquence ERC et ces deux directives. L'application de ces dernières peut constituer une opportunité de repenser la gouvernance de la compensation marine. D'autre part, les politiques environnementales intègrent, de plus en plus, le concept de services écosystémiques dans leur agenda, dans l'espoir de faciliter la prise de conscience de l'impact de l'érosion de la biodiversité sur le bien-être humain. Nous avons donc incorporé cette approche dans la compensation en notant les points de vigilance.

Par ces recherches mêlant différentes approches et analysant l'émergence de ce système de gouvernance « orchestrant » les aspects techniques, méthodologiques, conceptuelles, nous tenons à démontrer que les arguments habituellement avancés (milieu mouvant, impacts étendus et diffus, absence de propriété, état des connaissances du milieu marin lacunaire, etc.) pour justifier les pratiques actuelles non orthodoxes peuvent être dépassés en partie. Seul un travail incorporant ces différentes perspectives permettra de transcender ces discours.



Santa Barbara, C. Jacob

Bibliographie

A

Afflerbach J.C., Lester S.E., Dougherty D.T., Poon S.E., 2014. A global survey of “TURF-reserves”, Territorial Use Rights for Fisheries coupled with marine reserves. *Global Ecology and Conservation*. 2: 97–106.

Akrich M., Callon M., Latour, B., 2006. *Sociologie de la traduction: textes fondateurs*. Presses des MINES.

Ambrose R.F., 1994. Mitigating the effects of a coastal power plant on a kelp forest community: rationale and requirements for an artificial reef. *Bulletin of Marine Science*. 55(2-3): 694–708.

Ambrose R.F., 2010. Wetlands mitigation in the United States: assessing the success of mitigation policies. *Wetlands Australia Journal*. 19(1): 1–27.

Ambrose R.F., Callaway J.C., Lee S.F., 2007. *An Evaluation of Compensatory Mitigation Projects Permitted Under Clean Water Act Section 401 by the California State Water Resources Control Board*. 1991-2002. 184 p.

Ambrose R.F., Bernstein B., Anderson S.S., Carr M.H., Murray S.N., Nielsen K.J., Raimondi P.T., 2016. *Marine Mitigation in California: going beyond traditional approaches*. California Ocean Protection Council Science Advisory Team, California Ocean Science Trust, Oakland, California, USA.

Anchor QEA, 2012. *Port of Los Angeles mitigation bank draft mitigation banking credit valuation approach*.

Apostolopoulou E., and Adams W. M., 2015. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. *Oryx*. 1–9.

Appy R.G., no date. *Mitigation: Concept to Reality*. Accessed October 30, 2016. Available at: https://www.researchgate.net/publication/239922898_MITIGATION_CONCEPT_TO_REALITY

Arbelaez D.M.L, Sagre J.D.Q., 2015. Compensaciones de biodiversidad: experiencias en Latinoamérica y aplicación en el context colombiano. *Gestión y Ambiente*. 18(1): 159–177.

Armsworth P.R., 2014. Inclusion of costs in conservation planning depends on limited datasets and hopeful assumptions. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1322: 61–76.

Aronson J., Blignaut J.N., Milton S.J., Le Maitre D., Esler K.J., Limouzin A., Fontaine C., de Wit M.P., Mugido W., Prinsloo P., van der Elst L., Lederer N., 2010. Are Socioeconomic Benefits of Restoration Adequately Quantified? A Meta-analysis of Recent Papers (2000-2008) in Restoration Ecology and 12 Other Scientific Journals. *Restoration Ecology*. 18: 143–154.

Arts J., Caldwell P., Morrison-Saunders A., 2001. Environmental impact assessment follow-up: good practice and future directions—findings from a workshop at the IAIA 2000 conference. *Impact assessment and project appraisal*. 19(3): 175–185.

B

Bailey H., Brookes K.L., Thompson P.M., 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic Biosystems*. 10(8).

Baker J., Sheate W.R., Phillips P., Eales R., 2013. Ecosystem services in environmental assessment – Help or hindrance. *Environmental Impact Assessment Review*. 40: 3–13.

Ballé C., 2009. *Sociologie des organisations*. «Que sais-je?». n° 2499. Presses universitaires de France.

Banque mondiale, 1992. *Governance and Development*. Washington D.C., The World Bank, 69 p.

Baret P. et Chivot M., 2012. Pertinence des principes évaluateur comme outil d'implémentation de la RSE dans le secteur bancaire. In: *Comptabilités et innovation*.

Barnaud C. and Antona M., 2014. Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum*. 56: 113–123.

Baron C., 2003. La gouvernance : débats autour d'un concept polysémique. *Droit et société*. 2: 329–349.

Bas A., Jacob C., Hay J., Pioch S., Thorin S., 2016a. Improving marine biodiversity offsetting: a proposed methodology for better assessing losses and gains. *Journal of Environmental Management*. 175: 46–59.

Bas A., Hay J., Pioch S., 2016b. Quelles perceptions des acteurs du territoire à l'égard des impacts écologiques des projets de parcs éoliens offshore ? Une analyse des prises de parole lors de quatre débats publics. In: S. Robert et H. Melin, *Habiter le littoral Enjeux Contemporains*. Espace et Développement durable, Presses Universitaires de Provence.

Bataquitos Lagoon Foundation, 2011. *About Bataquitos Lagoon*. Accessed October 30, 2016. Available at: <http://www.bataquitosfoundation.org/about/>

Bavoux J.J., 2009. *La géographie: objet, méthodes, débats*. Armand Colin, 240 p.

Bayraktarov E., Saunders M.I., Abdullah S., Mills M., Beher J., Possingham H.P., Mumby P.J., Lovelock, C.E., 2015. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*. 26(4): 1055–1074.

BBOP [Business and Biodiversity Offsets Programme], 2012a. Standard on Biodiversity Offsets. Forest Trends, Washington, D.C.

BBOP [Business and Biodiversity Offsets Programme], 2012b. Glossary. BBOP, Washington, D.C. 2nd updated edition.

Bell J., 2016. Implementing an outcomes-based approach to marine biodiversity offsets: lessons from the Great Barrier Reef. *Australasian Journal of Environmental Management*. 1–16.

BenDor T., Brozovic N., 2007. Assessing the socioeconomic impacts of wetland mitigation in the Chicago region. *Journal of the American Planning Association*. 73 (3): 263–282.

- Bendor T.K., Riggsbee J.A., Doyle M., 2011. Risk and Markets for Ecosystem Services. *Environmental science and technology*. 45(24): 10322–10330.
- Berner P.O., Dickinson S., Andrianarimisa A., 2009. *The Ambatovy Project BBOP Pilot Project*. Business and Biodiversity Offsets Programme Case study.
- Bertrand G. et Bertrand Cl., 2002. *Une géographie traversière. L'environnement à travers territoires et temporalités*. Paris. Editions Arguments. 311 p.
- Bidaud C., Hrabanski M., Méral P., 2015. Voluntary biodiversity offset strategies in Madagascar. *Ecosystem Services*. 15: 181–189.
- Bisset R., 2003. Developments in EIAs methods. In: Wathern P., 2013. *Environmental impact assessment: theory and practice*. Routledge.
- Boehlert G.W. and Gill A.B., 2010. Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography*. 23(2): 68–81.
- Boesch D., Bureson E., Dennison W., Houde E., Kemp M., Kennedy V., Newell R., Paynter K., Orth R., Ulanowicz R., 2001. Factors in the decline of coastal ecosystems. *Science*. 293 (5535): 1589–1590.
- Böhnke-Henrichs A., Baulcomb C., Koss R., Hussain S.S., de Groot R.S., 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of Environmental Management*. 130: 135–145.
- Boisvert V., 2015. Conservation banking mechanisms and the economization of nature: an institutional analysis. *Ecosystem Services*. 1–9
- Borja Á., Dauer D.M., Elliott M., Simenstad C.A., 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries Coasts*. 33: 1249–1260.
- Borja A., Prins T.C., Simboura N., Andersen J.H., Berg T., Marques J.C., Neto J.M., Papadopoulou N., Reker J., Teixeira H., Uusitalo L., 2014. Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Frontiers in Marine Science*. 1:72
- Bos M., Pressey R.L., Stoeckl N., 2014. Effective marine offsets for the Great Barrier Reef World Heritage Area. *Environmental science and policy*. 42: 1–15.
- Boughton D.A., Smith E.R., O'Neill R.V., 1999. Regional vulnerability: a conceptual framework. *Ecosystem Health*. 5: 312–322.
- Braat C.L. and de Groot R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economic, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*. 1: 4–15.
- Brenner N., 2001. The limits to scale? Methodological reflections on scalar structuration. *Progress in Human Geography*. 25(4): 591e614.

Bristow G., Cowell R., Munday M., 2012. Windfalls for whom? The evolving notion of 'community' in community benefit provisions from wind farms. *Geoforum*. 43(6): 1108–1120.

Brown A., Hill R., 1995. Decision-scoping: making EA learn how the design process works. *Project Appraisal*. 10: 223–232.

Brownlie S., King N., Treweek J., 2012. Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss? *Impact Assessment and Project Appraisal*. 31(1): 24–33.

Brunel S., 2012. *Le développement durable, un concept ancien*. *Que sais-je?* 5: 19–27.

Brunhes J., 1920. *Géographie humaine de la France* (Vol. 1). Plon-Nourrit.

Brundtland G.H., 1987. *Our common future*. Report of the World Commission on Environment and Development.

Bulkeley H., 2005. Reconfiguring environmental governance: Towards a politics of scales and networks. *Political geography*. 24(8): 875–902.

Bull J.W., Suttle K.B., Gordon A., Singh N.J., Milner-Gulland E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*. 47: 369–380.

Bullock M.J., Aronson J., Newton A.C., Pywell R.F., Rey-Benayas M.J., 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*. 26(10) : 541–549.

Burylo M., Regnery B., Julliard R., Quenouille B., 2013. Compenser aussi la perte de services écologiques. *Espaces Naturels*. (41): 18.

C

Cáceres D.M., Tapella E., Quétier F., Díaz S., 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society*. 20(1): 62.

Callon M., 1986. Some elements of a sociology of translation: domestication of the scallops and fishermen of St Brieuc Bay. In: *Power, Action and Belief: A New Sociology of Knowledge?* Ed. J Law (Routledge, London) pp 196–233

Calvet, C., Napoléone, C., Salles, J.-M., 2015a. The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics. *Sustainability*. 7: 7357–7378.

Calvet C., Ollivier G., Napoleone C., 2015b. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation*. 92: 492–503.

Carbones del Cerrejón Limited y Conservación Internacional, 2012. *Propuesta modelo de compensación ambiental aplicado a la intervención por los permisos de aprovechamiento forestal*. Departamento de Gestión Ambiental. Carbones del Cerrejón Limited.

Cardinale B.J., Duffy E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava S.D., Naeem S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 486: 59–67.

Carson R., 1962. *Silent Spring*.

Cavallier G.C., 1998. *Défis pour la gouvernance urbaine dans l'Union européenne*. Fondation européenne pour l'amélioration des conditions de vie et de travail. 76 pages.

CBD and UNEP-WCMC [Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre], 2012. *Best policy guidance for the integration of biodiversity and ecosystem services in standards*. Montreal, Technical Series No. 73, 52 p.

Chapman D. and Lejeune K., 2007. *Review report on resource equivalency methods and applications*. Resource equivalency methods for assessing environmental damage in the EU. REMEDE report.

Chorley R.J. and Kennedy B.A., 1971. *Physical Geography: A systems approach*. London: Prentice-Hall International. 370 p.

Christy F.T., 1982. *Territorial use rights in marine fisheries: definitions and conditions* (No. 227). Food & Agriculture Organization.

City of Los Angeles Harbor Department et al. (U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service, California Department of Fish and Game, California Coastal Conservancy, California Resources Agency, California State Lands Commission, City of Los Angeles, City of Long Beach), 1984. *Memorandum of Understanding Among the Harbor Department of the City of Los Angeles, CDFG, NOAA, and USFWS, to Establish A Procedure for Advance Compensation of Marine Habitat Losses Incurred by Selected Port Development Projects within the Harbor District of the City of Los Angeles*.

City of Los Angeles Harbor Department et al. (U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service, California Department of Fish and Game, California Coastal Conservancy, California Resources Agency, California State Lands Commission, City of Los Angeles, City of Long Beach), 1995. *Agreement Among with the City of Los Angeles, the City of Long Beach, California Coastal Conservancy, California Resources Agency, USACE, USEPA, CDFG, USFWS, and the NMFS Establish a Project for the Purpose of Wetland Restoration and Compensation of Marine Habitat Losses Incurred by Port Development landfills within the Harbor Districts of the Cities of Los Angeles and Long Beach at the Bolsa Chica Lowlands*.

City of Los Angeles Harbor Department et al. (U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service, California Department of Fish and Game, California Coastal Conservancy, California Resources Agency, California State Lands Commission, City of Los Angeles, City of Long Beach), 1996. *First Amendment to the Agreement to Establish a Project for Wetlands Acquisition and Restoration at the Bolsa Chica Lowlands in Orange County, California, for the Purpose, Among Others, of Compensating for Marine Habitat Losses Incurred by Port Development Landfills within the Harbor Districts of the Cities of Los Angeles and Long Beach, California*.

City of Los Angeles Harbor Department et al. (U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service, California Department of Fish and Game, California Coastal Conservancy, California Resources Agency, California State Lands Commission, City of Los Angeles, City of Long Beach), 1997. *Second Amendment to the Agreement to Establish a Project for Wetlands Acquisition and Restoration at the Bolsa Chica Lowlands in Orange County, California, for the Purpose, Among Others, of Compensating for Marine Habitat Losses Incurred by Port Development Landfills within the Harbor Districts of the Cities of Los Angeles and Long Beach, California.*

City of Los Angeles Harbor Department et al. (U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service, California Department of Fish and Game, California Coastal Conservancy, California Resources Agency, California State Lands Commission, City of Los Angeles, City of Long Beach), 2005. *Third Amendment to the Agreement to Establish a Project for Wetlands Acquisition and Restoration at the Bolsa Chica Lowlands in Orange County, California, for the Purpose, Among Others, of Compensating for Marine Habitat Losses Incurred by Port Development Landfills within the Harbor Districts of the Cities of Los Angeles and Long Beach, California.*

Clare S., Krogman N., Foote L., Lemphers N., 2011. Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management*. 19(2): 165–182.

Clewell A.F., Aronson J., Randriamampionona C., Fontaine C., 2010. *La restauration écologique: Principes, valeurs et structure d'une profession émergente*. Actes Sud.

Collie J.S., Hall S.J., Kaiser M.J., Poiner I.R., 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of animal ecology*. 69(5): 785–798.

Collins A, Cowell R, Flynn A, 2009. Evaluation and environmental governance: the institutionalisation of ecological footprinting. *Environment and Planning A*. 41 1707–1725.

Commissariat général du plan, 2005. *Prix du temps et la décision publique, révision du taux d'actualisation public*. Rapport du groupe d'experts présidé par D. Lebègue, coordinateur : P. Hirtzman, rapporteur général : L. Baumstark, 112p.

Conway M., Rayment M., White A., Berman S., 2013. *Exploring Potential Demand for and Supply of Habitat Banking in the EU and Appropriate Design Elements for a Habitat Banking Scheme*. Final Report submitted to DG Environment. ICF GHK, London.

Cooper L. M. and Sheate W. R., 2002. Cumulative effects assessment: A review of UK environmental impact statements. *Environmental impact assessment review*. 22(4): 415–439.

Cooper K., Burdon D., Atkins J.P., Weiss L., Somerfield P., Elliott M., Turner K., Ware S., Vivian C., 2013. Can the benefits of physical seabed restoration justify the costs? An assessment of a disused aggregate extraction site off the Thames Estuary. *Marine pollution bulletin*. 75(1): 33–45.

Costanza R. and Daly H., 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*. 6: 37–46.

Costello M.J., Coll M., Danovaro R., Halpin P., Ojaveer H., Miloslavich P., 2010. A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PloS one*. 5(8): e12110.

Cowell R., Bristow G., Munday M., 2012. Wind energy and justice for disadvantaged communities. *Joseph Rowntree Foundation*. York.

Cowell R. and Lennon M., 2014. The utilisation of environmental knowledge in land-use planning: drawing lessons for an ecosystem services approach. *Environment and Planning C: Government and Policy*. 32(2): 263–282.

Cowell R., Ellis G., Sherry-Brennan F., Strachan P.A., Toke, D., 2015. Rescaling the Governance of Renewable Energy: Lessons from the UK Devolution Experience. *Journal of Environmental Policy and Planning*. 1–23.

CSBI [Cross-Sector Biodiversity Initiative], 2015. *A cross-sector guide for implementing the mitigation hierarchy*. Available from: <http://www.ipieca.org/publication/cross-sector-guide-implementing-mitigation-hierarchy>.

Curran M., Hellweg S., Beck J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*. 24(4): 617–632.

D

de Billy V., Tournebize J., Barnaud G., Benoît M., Birgand F., Garnier J., Lesaffre B., Lévêque C., de Marsily G., Muller S., Musy A., Zimmer D., 2015. Compenser la destruction de zones humides. Retours d'expériences sur les méthodes et réflexions inspirées par le projet d'aéroport de Notre-Dame-des-Landes (France). *Natures Sciences Sociétés*. 23(1): 27–41.

de Groot R.S., Blignaut J., Ploeg S., Aronson J., Elmqvist T., Farley J., 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology*. 27: 1286–1293.

de Vivero J.L.S., 2007. The European vision for oceans and seas—Social and political dimensions of the Green Paper on Maritime Policy for the EU. *Marine Policy*. 31(4): 409–414.

Deboudt P., 2014. *Géographie des mers et des océans*. Ed. Sedes.

Degeling P., 1995. The significance of 'sectors' in calls for urban public health intersectoralism: an Australian perspective. *Policy and Politics*. 23(289): 301.

Demangeon A., 1942. *Problèmes de géographie humaine*. A. Colin ed. Paris. 378 p.

Devictor V., (ed.) 2015. Biodiversity offsetting [special issue]. *Biological Conservation*. 192: 483–559

Deysher L.E., Dean T.A., Grove R.S., Jahn, A., 2002. Design considerations for an artificial reef to grow giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) in Southern California. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 59(suppl): S201–S207.

Doswald N., Barcellos Harris M., Jones M., Pilla E., Mulder I., 2012. *Biodiversity offsets: voluntary and compliance regimes*. A review of existing schemes, initiatives and guidance for financial institutions. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. UNEP FI, Geneva, Switzerland

Draft ILF, 2016. *Southern California Wetlands Recovery Project, In-Lieu Fee program enabling instrument*.

Drayson K., Wood G., Thompson S., 2015. Assessing the quality of the ecological component of English Environmental Statements. *Journal of environmental management*. 160: 241–253.

DSDIP, 2013. *Great Barrier Reef coastal zone strategic assessment: strategic assessment report*. Department of State Development, Infrastructure and Planning, Queensland Government, Australia.

Duarte C.M., Borja A., Carstensen J., Elliott M., Krause-Jensen D., Marbà N., 2013. Paradigms in the Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems. *Estuaries Coasts*. 38: 1202–1212.

Duke G., 2015. Chapter 26 - Making Natural Capital and Ecosystem Services Operational in Europe through Biodiversity Offsetting and Habitat Banking in Jacobs. S., Dendoncker, N., Keune, H. (eds.) *Ecosystem Services*. Global Issues, Local Practices, Elsevier.

Dulvy N.K., Sadovy Y., Reynolds J.D., 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and fisheries*. 4(1): 25–64.

Dumax N., Rozan A., 2011. Using an adapted HEP to assess environmental cost. *Ecological Economics*. 72, 53–59.

Dunford R.W., Ginn T.C., Desvousges W.H., 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*. 48(1): 49–70.

Dunne J.A., Williams R.J., Martinez N.D., 2004. Network structure and robustness of marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*. 273: 291–302.

E

EC, 1992. “Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora” Official Journal of the European Union L206 7–50, 22 July (European Commission, Brussels).

EC, 2000. “Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy” Official Journal of the European Union L3271–73, 22 December (European Commission, Brussels).

EC, 2003. “Directive 2003/4/EC of the European Parliament and of the Council of 28 January 2003 on public access to environmental information and repealing Council Directive 90/313/EEC” Official Journal of the European Union L41 26–32, 14 February (European Commission, Brussels).

EC, 2008. “Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive)” Official Journal of the European Union L164 19–40, 25 June (European Commission, Brussels).

EC, 2011. “Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment Text with EEA relevance” Official Journal of the European Union L26 1–21, 28 January (European Commission, Brussels).

EC, 2014. "Innovation in the Blue Economy: realising the potential of our seas and oceans for jobs and growth" Communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, COM(2014) 254 final/2, May 2014 (European Commission, Brussels).

eCFR [Electronic Code of Federal Regulations], 2010a. Title 33. Navigation and Navigable Waters, Part 332 Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, Section 8 Mitigation Banks and In-Lieu Fee Programs.

eCFR [Electronic Code of Federal Regulations], 2010b. Title 40: Protection of the Environment, Part 230 Section 404(b)(1) Guidelines for the Specification of Disposal Sites for Dredged or Fill Material, Subpart J Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, Section 98 Mitigation Banks and In-Lieu Fee Programs.

Ehrlich P.R. and Ehrlich A.H., 1968. *The population bomb: Population control or race to oblivion?*

Ehrlich P.R. and Ehrlich A.H., 1981. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.

Elliott M. and Quintino V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*. 54(6): 640–645.

Elliott M., Burdon D., Hemingway K.L., Apitz S.E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science—a revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74(3): 349–366.

Emu Ltd., 2004. *Marine Aggregate Restoration and Enhancement: Strategic Policy Overview*. Report No. 04/J/01/06/0548/0437. Emu Ltd. on behalf of The British Marine Aggregate Producers Association, the Crown Estate and English Nature.

Environmental Law Institute, 1994. *National Wetland Mitigation Banking Study: Wetland Mitigation Banking: Resource Document*. Prepared for the USACE, Institute for Water Resources, Washington, DC. IWR Report 94-WMB-2.

EU, 2014. "Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning" Official Journal of the European Union L257 135-145, 28 August (European Commission, Brussels).

European Commission, 2011. *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*. COM(2011) 244. Brussels.

European Commission, 2014. COM(2014) 254/2, *Innovation in the Blue Economy: realising the potential of our seas and oceans for jobs and growth*.

Evans N.T. and F.T. Short, 2005. Functional trajectory models for assessment of transplanted eelgrass, *Zostera marina* L., in the Great Bay Estuary, New Hampshire. *Estuaries*. 28(6): 936–947.

F

Faith D.P., 2012. Common ground for biodiversity and ecosystem services: the “partial protection” challenge. *F1000Research*. 1:30.

Falque M., 2005. Une boîte à outils pour la protection et la gestion des espaces littoraux. *Etudes foncières*. 113, 33–36.

Fennessy S., 2004. *Review of rapid methods for assessing wetland condition*. EPA/620/R-04/009.

Fennessy M.S., Jacobs A.D., Kentula M.E., 2007. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*. 27(3): 543–560.

Finkelstein M.S., Bakker V., Doak D.F., Sullivan B., Lewison R., Satterthwaite W.H., McIntyre P.B., Wolf S., Priddel D., Arnold J.M., Henry R. W., Sievert P., Croxall J., 2008. Evaluating the potential effectiveness of compensatory mitigation strategies for marine bycatch. *PloS one*. 3(6), e2480.

Fletcher W.J., 2005. The application of qualitative risk assessment methodology to prioritize issues for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 1576–1587.

Fonseca M.S., Kenworthy W.J, Colby D.R., Rittmaster K.A., Thayer G.W., 1990. Comparisons of fauna among natural and transplanted eelgrass *Zostera marina* meadows: criteria for mitigation. *Marine Ecology Progress Series*. 65: 251–264.

Fonseca M.S., Judson Kenworthy W., Julius B.E., Shutler S., Fluke S., 2002. Seagrasses. In: Perrow M.R., Davy A.J. (Eds.), *Handbook of Ecological Restoration*. Restoration in Practice, vol. 2. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 149e170.

Fritz J.S., 2010. Towards a ‘new form of governance’ in science-policy relations in the European Maritime Policy. *Marine Policy*. 34(1): 1–6.

Froger G., Hrabanski M., (ed.) 2015. Biodiversity Offsets as Market-Based Instruments for Ecosystem Services? [special issue]. *Ecosystem Services*. 15: 1–190.

G

GAO [Government Accountability Office] (2005). *Wetlands protection. Corps of engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring*. U.S. Government Accountability Office Report GAO-05-898, Washington, D.C.

Gastineau P., Taugourdeau E., 2014. Compensating for environmental damages. *Ecological Economics*. 97: 150–161.

Gaudin J.P., 1998. « La gouvernance moderne, hier et aujourd’hui : quelques éclairages à partir des politiques publiques françaises ». *Revue internationale des sciences sociales*. 155: 51–60.

Geneletti D., 2013a. Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. 40: 1–2.

- Geneletti D. (ed.) 2013b. Ecosystem services in EIA and SEA [special issue]. *Environmental Impact Assessment Review*. 40: 1–88.
- George P., 1971. *L'Environnement*. Paris : Presses universitaires de France, coll. « Que sais-je ? », 128 p.
- Ghorra-Gobin C., 2000. De la justice environnementale : réflexion prospective autour du principe de compensation. In: J. Theys, *L'environnement du XXIe siècle*. vol. III, pp. 153-159.
- Gibbs D., 2006. Prospects for an environmental economic geography: linking ecological modernization and regulationist approaches. *Economic Geography*. 82(2): 193–215.
- Gjertsen H., Squires D., Dutton P. H., Eguchi T., 2014. Cost-Effectiveness of Alternative Conservation Strategies with Application to the Pacific Leatherback Turtle. *Conservation biology*. 28(1): 140–149.
- Glasson J., Therivel R., Chadwick A., 2005. *Introduction to environmental impact assessment*. Third ed. London: Routledge.
- Gobert J., 2008. Compensation territoriale, justice et inégalités environnementales aux Etats-Unis. *Espace populations sociétés*. 2008(1): 71–82.
- Gobert J., 2010a. Les compensations socio-environnementales: un outil socio-politique d'acceptabilité de l'implantation ou de l'extension d'infrastructures? (Doctoral dissertation, Paris Est).
- Gobert J., 2010b. Éthique environnementale, remédiation écologique et compensations territoriales: entre antinomie et correspondances. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*. 10(1).
- Gobert J., 2015. Chapitre 3. Mesures compensatoires socio-environnementales et acceptation sociale. In: Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Editions QUAE, Versailles. 34–44.
- Godden D. and Vernon D., 2003. Theoretical issues in using offsets for managing biodiversity. In: *Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society*, Fremantle, February.
- Gomez-Baggethun E., de Groot R., Lomas L.P., Montes C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*. 69 (6): 1209–1218.
- Gonçalves B., Marques A., Velho Da Maia Soares M.A., Pereira H.M., 2015. Biodiversity Offsets: From Current Challenges to Harmonized Metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 14: 61–67.
- Gontier M., Balfors B., Mörtberg U., 2006. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review*. 26(3): 268–286.

González-Correa J.M., Bayle J.T., Sánchez-Lizaso J.L., Valle C., Sánchez-Jerez P., Ruiz J.M., 2005. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 320: 65–76

Grabowski J.H., Peterson C.H., Cuddington K., Byers J.E., Wilson W., Hastings A., 2007. Restoring oyster reefs to recover ecosystem services. *Theoretical ecology series*. 4: 281–298.

H

Haines-Young R. and Potschin M., 2013. *Common international classification of ecosystem services (CICES): consultation on version 4, August-December 2012*.

Halpern B.S., Selkoe K. A., Micheli F., Kappel C. V., 2007. Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology*. 21(5): 1301–1315.

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 Communication*. 6: 7615.

Harrison P., Berry P., Simpson G., Haslett J., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egoh B., Garcia-Llorente M., Geamana N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L., Turkelboom F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*. 9: 191–203.

Hartmann J., 2000. The Southern California Wetlands Recovery Project: The Unfolding Story. *Golden Gate University Law Review*. 30(4): 885–967. Accessed October 30, 2016. Available from: <http://digitalcommons.law.ggu.edu/ggulrev/vol30/iss4/4/>

Hassan F., Levrel H., Scemama P., Vaissière A-C., 2015. Le cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les zones humides. In: Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Editions QUAE, Versailles. 34–44.

Hattam C., Atkins J.P., Beaumont N., Börger T., Böhnke-Henrichs A., Burdon D., de Groot R., Hoefnagel E., Nunes A.L.D.P., Piwowarczyk J., Sastre S., Austen M.C., 2015. Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. *Ecological Indicators*. 49: 61–75.

Hawkins S.J., 2004. Scaling up: the role of species and habitat patches in functioning of coastal ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 14(3): 217–219.

Hawkins S.J., Allen J.R., Fielding N.J., Wilkinson S.B., Wallace I.D., 1999. Liverpool Bay and the estuaries: human impact, recent recovery and restoration, in: *Ecology and Landscape Development: A History of the Mersey Basin. Conference Proceedings*. pp. 155–165.

Hay J., 2015. Chapitre 6. Compensation en nature des dommages accidentels. In: Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Editions QUAE, Versailles. 66–77.

Himley M., 2008. Geographies of environmental governance: The nexus of nature and neoliberalism. *Geography Compass*. 2(2): 433–451.

Hoffman R.S., 1986. Fishery Utilization of Eelgrass (*Zostera marina*) Beds and Non-vegetated Shallow Water Areas in San Diego Bay. SWR-86-4, NMFS/SWR.

Hough P. and Robertson M., 2009. Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*. 17(1): 15–33.

Hughes T.P., Bellwood D.R., Folke C., Steneck R.S., Wilson J., 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in ecology and evolution*. 20(7): 380–386.

Huston M.A. and Huston M.A., 1994. *Biological diversity: the coexistence of species*. Cambridge University Press.

I

IAIA [International Association for Impact Assessment], 2009. *What is impact assessment?* Fargo, USA.

IFC [International Finance Corporation], 2012a. Guidance Note on Environmental and Social Sustainability. Available from: http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/Topics_Ext_Content/IFC_External_Corporate_Site/IFC+Sustainability/Our+Approach/Risk+Management/Performance+Standards/.

IFC [International Finance Corporation], 2012b. Performance Standards on Environmental and Social Sustainability. Available from: http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/Topics_Ext_Content/IFC_External_Corporate_Site/IFC+Sustainability/Our+Approach/Risk+Management/Performance+Standards/.

Inger R., Attrill M.J., Bearhop S., Broderick A.C., Grecian W.J., Hodgson D.J., Mills C., Sheehan E., Votier S.C., Witt M.J., Godley B.J., 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*. 46(6): 1145–53.

Ives C.D., Bekessy S.A., 2015. The ethics of offsetting nature. *Frontiers, Ecology and Environment*. 13(10): 568–573.

J

Jacob C., Quétier F., Aronson J., Pioch S. and Levrel H., 2015. Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace: défis et perspectives. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. 14(3).

Jacob C., Pioch S., Thorin S., 2016a. The effectiveness of the mitigation hierarchy in environmental impact studies on marine ecosystems: A case study in France. *Environmental Impact Assessment Review*. 60: 83–98.

Jacob C., Vaissiere A-C., Bas A., Calvet C., 2016b. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services*. 21: 92–102.

Jacob C., Buffard A., Pioch S., Thorin S., (en revision à *Ecological Engineering*). Ecological restoration and engineering for marine ecosystems: a proposed framework for improved mitigation hierarchy practices.

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., Neßhöver C., Norton B., Ott K., Potschin M., Rauschmayer F., von Haaren C., Wichmann S., 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*. 93: 260–268.

Jay S., Jones C., Slinn P., Wood C., 2007. Environmental impact assessment: Retrospect and prospect. *Environmental impact assessment review*. 27(4), 287–300.

Jessop B., 1998. L'essor de la gouvernance et ses risques d'échec: le cas du développement économique. *Revue internationale des sciences sociales*. 155: 31–49.

Jessop J., Spyreas G., Pociask G.E., Benson T.J., Ward M.P., Ken A.D., Matthews J.W., 2015. Tradeoffs among ecosystem services in restored wetlands. *Biological Conservation*. 191: 341–348.

Jiricka A., Pröbstl U., 2009. One common way — the strategic and methodological influence on environmental planning across Europe. *Environmental Impact Assessment Review*. 29: 379–389.

Jones H.P., Schmitz O.J., 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. *PloS one*. 4(5): e5653.

K

Kaiser M.J. and Attrill M.J., 2011. *Marine ecology: processes, systems, and impacts*. Oxford University Press.

Kapp W., 1983. Social costs in economic development, in: Ullmann, J.E. (Ed.), *Social Costs, Economic development, and Environmental Disruption*. University Press of America, Lanham (First published in 1965).

Karkkainen B.C., 2004. Post-sovereign environmental governance. *Global Environmental Politics*. 4(1): 72–96.

Kentula M.E., Sifneos J. C., Good J.W., Rylko M., Kunz K., 1992. Trends and patterns in Section 404 permitting requiring compensatory mitigation in Oregon and Washington, USA. *Environmental Management*. 16: 109–119.

Kermagoret C., 2014. La compensation des impacts sociaux et écologiques pour les projets d'aménagement : acceptation, perceptions et préférences des acteurs du territoire. Application au projet de parc éolien en mer de la baie de Saint-Brieuc (Doctoral dissertation, Brest)

Kermagoret C., Levrel H., Carlier A., 2014. The Impact and Compensation of Offshore Wind Farm Development: Analysing the Institutional Discourse from a French Case Study. *Scottish Geographical Journal*. 130(3): 188–206.

Kermagoret C., Levrel H., Carlier A., 2015. La compensation au service de l'acceptabilité sociale: un état de l'art des apports empiriques et du débat scientifique. *Réflexions au service du*

développement de l'énergie éolienne en mer. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*. 15(3).

King D.M. and E.W. Price, 2004. Developing Defensible Wetland Mitigation Ratios: A Companion to "*The Five-step Wetland Mitigation Ratio Calculator*." Prepared by King and Associates, Inc. for NOAA, Office of Habitat Conservation, Habitat Protection Division.

L

LAHD, 2004. *Marine Exchange of Long Beach and Los Angeles Harbor Inc.*

Landsberg F., Treweek J., Mercedes Stickler M., Henninger N., Venn O., 2013. *Weaving ecosystem services into impact assessment*. Technical Appendix, Version 1.0. WRI, Washington, DC.

Latour B., 1989. *La science en action. Introduction à la sociologie des sciences*. Paris : La Découverte. 672 p.

Laurans Y., Rankovic A., Billé R., Pirard R., Mermet L., 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management*. 119: 208–219.

Le Galès P., 1995. Du gouvernement des villes à la gouvernance urbaine. *Revue française de science politique*. 57–95.

Le Visage C., 2004. Principes de base de la gestion intégrée des zones côtières. Communication aux Assises Nationales du Littoral, ANEL, Les Sables d'Olonnes, 29 avril 2004.

Legg C.J., Nagy L., 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of environmental management*. 78(2): 194–199.

Lenihan H.S., 1999. Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. *Ecological Monographs*. 69(3): 251–275.

Lenihan H.S., Peterson C.H., 1998. How habitat degradation through fishery disturbance enhances impacts of hypoxia on oyster reefs. *Ecological Applications*. 8(1): 128–140.

Levrel H., Hay J., Bas A., Gastineau P., Pioch S., 2012a. Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité. *Natures Sciences Sociétés*. 20 : 16–29.

Levrel H., Pioch S., Spieler R., 2012b. Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*. 36: 1202–1210.

Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S., 2015. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Editions QUAE, Versailles.

Lindeboom H., Degraer S., Dannheim J., Gill A.B., Wilhelmsson D., 2015. Offshore wind park monitoring programmes, lessons learned and recommendations for the future. *Hydrobiologia*. 756: 169–180.

Liquete C., Piroddi C., Drakou E.G., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A., Egohet B., 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PloS one*. 8(7): e67737.

Lotze H.K., Lenihan H.S., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R.G., Kay M.C., Kidwell S.M., Kirby M.X., Peterson C.H., Jackson J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*. 312 (5781): 1806–1809.

Lucas M., 2014. La compensation écologique des zones humides en France : vers une intégration des services écosystémiques ? *Droit de l'environnement*. 219: 19–25.

Lucas M., 2015. *Etude juridique de la compensation écologique*. Thèses, Bibliothèque de droit de l'urbanisme et de l'environnement. L.G.D.J. 652p.

M

Mace G.M., Possingham H.P., Leader-Williams N., 2007. Prioritizing choices in conservation. In: Bennett B. C., 2007. *Key Topics in Conservation Biology*. Edited by David W Macdonald and Katrina Service. Malden (Massachusetts): Blackwell Publishing. 307 p.

MAES [Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services], 2013. *An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*.

Mäler K. G., Aniyar S., Jansson Å., 2008. Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 105(28): 9501–9506.

Mandle L., Tallis H., Sotomayor L., Vogl A.L., 2015. Who loses? Tracking ecosystem service redistribution from road development and mitigation in the Peruvian Amazon. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 13: 309–315.

Mann C., 2015. Strategies for sustainable policy design: Constructive assessment of biodiversity offsets and banking. *Ecosystem Services*. 16: 266–274.

Mann C., Absher J.D., 2014. Adjusting policy to institutional, cultural and biophysical context conditions: The case of conservation banking in California. *Land Use Policy*. 36: 73–82.

Maris V., 2014. *Nature à vendre, les limites des services écosystémiques*. Editions QUAE. Versailles. 96p.

Maron M., Bull J.W., Evans M.G., Gordon A., 2015. Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation*. 192: 504–512.

Maron M., Gordon A., Mackey B.G., Possingham H.P., Watson J.E., 2015. Conservation: Stop misuse of biodiversity offsets. *Nature*. 523: 401–403.

Maron M., Hobbs R., Moilanen A., Matthews J.W., Christie K., Gardner T.A., Keith D.A., Lindenmayer D.B., McAlpine C.A., 2012. Are restoration offsets Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*. 155: 141–148.

- Marsh G.P., 1865. *Man and nature, physical geography as modified by human action*. Charles Scribner.
- Marston S., 2000. The social construction of scale. *Progress in Human Geography*. 24: 219e242.
- Martínez-Alier J., Munda J., O'Neill J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*. 26: 277–286.
- Marty P. et Lepart J., 2009. Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen. *Géocarrefour*. 84(3): 173–180.
- Matthews J.W. and Endress A.G., 2008. Performance criteria, compliance success, and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environmental Management*. 41(1): 130–141.
- McKenney B.A. and Kiesecker J.M., 2009. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*. 45(1): 165–176.
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment], 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meadowcroft J., 2002. Politics and scale: some implications for environmental governance. *Landscape and urban planning*. 61(2): 169–179.
- Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J., Behrens W.W., 1972. *The limits to growth*. New York, 102.
- MEEM [Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer], 2012. *Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*. Paris, France.
- MEEM [Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer], 2013. *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*. Paris, France.
- Ménard C., 2003. L'approche néo-institutionnelle : des concepts, une méthode, des résultats. *Cahiers d'économie Politique / Papers in Political Economy*. 44: 103–118.
- Ménard C., 2012. *L'économie des organisations*. La découverte, « Repères », 128 pages.
- Mengerink K., Schempp A., Austin J., 2009. *Ocean and coastal ecosystem-based management: implementation handbook*. Environmental Law Institute, Washington, DC, USA.
- Méral P., 2012. Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés*. 20(1): 3–15.
- Merkel K.W., 1988. Growth and survival of transplanted eelgrass: The importance of planting unit size and spacing. In: *Proceedings of the California Eelgrass Symposium*. Chula Vista, CA.
- Meur-Férec C., 2006. De la dynamique naturelle à la gestion intégrée de l'espace littoral : un itinéraire de géographe. *Géographie*. Université de Nantes.

Meur-Férec C., 2009. La GIZC à l'épreuve du terrain : premiers enseignements d'une expérience française. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*. Hors-série 5.

Miossec A., 1994. Les côtes atlantiques des Etats-Unis à l'épreuve du Coastal Zone Management Act. *Noréis*. 161(1): 35–53.

Miossec A., 1998. *Géographie humaine des littoraux maritimes*. CNED.

Miossec A., 2012. *Dictionnaire de la mer et des côtes*. Presses universitaires de Rennes.

Moreno-Mateos D., Power M.E., Comín F.A., Yockteng R., 2012. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PloS Biology*. 10(1): e1001247.

Moreno-Mateos D., Maris V., Béchet A., Curran M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological conservation*. 192: 552–559.

Morrison-Saunders A. and Pope J., 2013. Conceptualising and managing trade-offs in sustainability assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. 38: 54–63.

Munns W.R., Rea A.W., Mazzotta M.J., Wainger L.A., Saterson K., 2015. Toward a standard lexicon for ecosystem services. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 11(4): 666–673.

Murdoch J., 1998. The spaces of actor-network theory. *Geoforum*. 29: 357–374.

N

NOAA [National Oceanic and Atmospheric Administration], 2006. Habitat Equivalency Analysis: An Overview, Washington, DC: NOAA Damage Assessment and Restoration Program, 24 p. Available online at <http://www.darrp.noaa.gov/library/pdf/heaoverv.pdf>.

NOAA-DARP [National Oceanic and Atmospheric Administration-Damage Assessment and Restoration Program], 1999. Discounting and the treatment of uncertainty in natural resource damage assessment. Technical Paper 99-1.

Nations Unies, 2012. *L'avenir que nous voulons*. Résolution adoptée par l'Assemblée générale.

Neurath O., 2005. Wirtschaftsplan und Naturalrechnung. Laub, Berlin, trans. "Economic Plan and Calculation in Kind". In: Ubel, T.E., Cohen, R.S. (Eds.), *Otto Neurath Economic Writings. Selections 1904-1945*. Kluwer, Dordrecht, pp. 405–465 (First published in 1925).

NMFS, 2014. *California Eelgrass Mitigation Policy and Implementing Guidelines*.

Noble B., 2008. Strategic approaches to regional cumulative effects assessment: a case study of the Great Sand Hills, Canada. *Impact Assessment and Project Appraisal*. 26(2): 78–90.

Norgaard R.B., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*. 69(6): 1219–1227.

O

OECD, 2016. *The Ocean Economy in 2030*. OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264251724-en>

Olsen N., Bishop J., Anstee S., 2011. *Exploring Ecosystem Valuation to Move Towards Net Positive Impact on Biodiversity in the Mining Sector*. IUCN and Rio Tinto, Gland; London.

O'Neill J., 1993. *Ecology, Policy and Politics*. Routledge, London.

Orth R.J., Carruthers T.J., Dennison W.C., Duarte C.M., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Olyarnik S., Short F.T., Waycott M., Williams S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*. 56: 987–996.

OSPAR Commission, 2003. *Criteria for the Identification of Species and Habitats in need of Protection and their Method of Application* (The Texel-Faial Criteria). Annex V of Strategy on the Protection and Conservation of the Ecosystems and Biological Diversity of the Maritime Area.

P

Paavola J., Gouldson A., Kluvánková-Oravská T., 2009. Interplay of actors, scales, frameworks and regimes in the governance of biodiversity. *Environmental Policy and Governance*. 19(3): 148–158.

Page M., Schroeter S., Reed D., 2016. *2015 Annual Report of the Status of Condition A: Wetland Mitigation*. San Onofre Nuclear Generating Station (SONGS) Mitigation Program Submitted to the California Coastal Commission. Marine Science Institute, University of California Santa Barbara.

Palmer M.A and Filoso S., 2009. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science*. 325(5940): 575–576.

Paloniemi R., Apostolopoulou E., Primmer E., Grodzinska-Jurcak M., Henle K., Ring I., Kettunen M., Tzanopoulos, Potts S.G., van den Hove S., Marty P., McConville A., Similä J., 2012. Biodiversity conservation across scales: lessons from a science–policy dialogue. *Nature Conservation*. 2: 7.

Pergent-Martini C. and Pasqualini V., 2000. Seagrass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biologia Marina Mediterranea*. 7(2): 405–409.

Pergent-Martini C., 2000. Protection des habitats d'herbiers de Phanérogames marines de Méditerranée. *Les études d'impacts en milieu marin*. CAR/ASP Tunis & EqEL publ. 1–49.

Permit amendment, 1997. *Adopted findings and conditions permit amendment and condition compliance, Permit 6-81-330-A (SONGS Units 2 & 3)*.

Perrow M.R. and Davy A.J., 2002. *Handbook for Ecological Restoration*, vol. 1 and 2. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Pioch S., Jacob C., Bas A., 2015. L'Unified Mitigation Assessment Method : une méthode intégrée de notation des fonctions écologiques. In: Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch

S. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement*. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité Editions QUAE, Versailles. 34–44.

Pioch S., Kilfoyle K., Levrel H., Spieler R., 2011. Green marine construction. *Journal of Coastal Research*. 257–268.

PNUE, 2011. Vers une économie verte : Pour un développement durable et une éradication de la pauvreté. www.unep.org/greeneconomy

Prickett K., 2011. *Personal communication with L. Jarrett*. Los Angeles, CA. February 22, 2011.

Q

Quétier F. and Lavorel S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*. 144(12): 2991–2999.

Quétier F., Regnery B., Levrel H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science and Policy*. 38: 120–131.

R

Reclus E., 1905-1908. *L'homme et la terre*. 6 vol., Paris. Librairie universelle. Vol. 1, 104 p.

Reed D., Schroeter S., Page M., 2016. *2015 Annual Report of the Status of Condition C: Kelp Reef Mitigation*. San Onofre Nuclear Generating Station (SONGS) Mitigation Program Submitted to the California Coastal Commission. Marine Science Institute, University of California Santa Barbara

Regnery B., Couvet D., Kerbiriou C., 2013. Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives. *Conservation Biology*. 27(6) : 1335–1343.

Resource Insights, 1999. *Final Program Environmental Impact Report for the Construction and Management of an Artificial Reef in the Pacific Ocean Near San Clemente, California (EIR)*. Prepared for California State Lands Commission, Sacramento, CA, 1999. 391 pp.

Réunion du Conseil de l'OCDE au niveau des ministres, 27-28 mai 2010. *Rapport intérimaire de la stratégie pour une croissance verte : Concrétiser notre engagement en faveur d'un avenir durable*.

Reyers B., Polasky S., Tallis T., Mooney H., A. Larigauderie A., 2012. Finding common ground for biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*. 62(5): 503–507.

Rey-Valette H. et Antona M., 2009. Gouvernance et gestion intégrée du littoral: l'exemple des recherches françaises. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*. 9(1).

Rhodes R.A.W., 1996. The new governance: governing without government. *Political studies*. 44(4): 652–667.

Robertson M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*. 35(3): 361–373.

Robertson M., 2006. The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Environment and Planning D: Society and Space*. 24: 367–387.

Robertson M., 2010. Performing environmental governance. *Geoforum*. 41(1): 7–10.

Robertson M., 2012. Measurement and alienation: making a world of ecosystem services. *Transactions of the Institute of British Geographers*. 37(3): 386–401.

Rockström J., Steffen W.L., Noone K., Persson Å., Chapin III F. S., Lambin E., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., and Foley J., 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*. 14(2): 32.

Ruhl J.B. and Salzman J., 2006. The effects of wetland mitigation banking on people. *National Wetlands Newsletter*. 28(2): 8–13.

Ruiz-Jaen M.C. and Mitchell Aide T., 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*. 13: 569–577.

S

Salzman, J. and Ruhl, J.B., 2000. Currencies and the commodification of environmental law. *Stanford Law Review*. 607–694.

Sandbrook C.G. and Burgess N.D., 2015. Biodiversity and ecosystem services: Not all positive. *Ecosystem Services*. 12: 29.

Scemama P. et Levrel H., 2014. L'émergence du marché de la compensation aux États-Unis: changements institutionnels et impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Revue d'Economie Politique*. 123: 1–32.

Schröter M., van der Zanden E.H., van Oudenhoven A.P.E., Remme R.P., Serna-Chavez H.M., de Groot R., Opdam P., 2014. Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. *Conservation Letters*. 7(6): 514–523.

Schumacher E.F., 1973. *Small is Beautiful: Economics as if People Mattered*. Blond and Briggs, London. 288 p.

Sheaves M., Coles R., Dale P., Grech A., Pressey R.L., Waltham N.J., 2015. Enhancing the value and validity of EIA: serious science to protect Australia's Great Barrier Reef. *Conservation Letters*. 9(5): 377–38

SER [Society for Ecological Restoration] Primer, 2004. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Sorre M., 1943. *Les fondements biologiques de la géographie humaine. Essai d'une écologie de l'homme*. A. Colin, Paris, 356 p.

Stern N.H., Peters S., Bakhshi V., Bowen A., Cameron C., Catovsky S., Crane D., Cruickshank S., Dietz S., Edmonson N., Garbett S-L., Hamid L., Hoffman G., Ingram D., Jones B., Patmore N., Radcliffe H., Sathiyarajah R., Stock M., Taylor C., Vernon T., Wanjie H., Zenghelis D., 2006. *Stern Review: The economics of climate change* (Vol. 30). Cambridge: Cambridge University Press.

Stoker G., 1998. Cinq propositions pour une théorie de la gouvernance. *Revue internationale des sciences sociales*. 155: 19–30.

Sullivan S. and Hannis M., 2015. Nets and frames, losses and gains: Value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England. *Ecosystem Services*. 15: 162–173.

T

Tallis H., Kennedy M.C., Ruckelshaus M., Goldstein J., Kiesecker J.M., 2015. Mitigation for one & all: an integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*. 55: 21–34.

Tardieu L., Roussel S., Thompson J.D., Labarraque D., Salles J.M., 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. *Journal of environmental management*. 152: 145–157.

TEEB [The Economics of Ecosystems and Biodiversity], 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Chapter 2, Biodiversity, ecosystems and ecosystem services, Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.

The Resilience Alliance, 2002. *What is Resilience?* Available from: <http://resalliance.org/ev_en.php?ID¼1004_201&ID2¼DO_TOPIC>.

Thompson S., Treweek J.R., Thurling D.J., 1997. The ecological component of environmental impact assessment: a critical review of British environmental statements. *Journal of environmental Planning and Management*. 40(2): 157–172.

Tinker L., Cobb D., Bond A., Cashmore, M., 2005. Impact mitigation in environmental impact assessment: paper promises or the basis of consent conditions? *Impact Assessment and Project Appraisal*. 23(4): 265–280.

Tricart J. et Kilian J., 1979. *L'écogéographie et l'aménagement du milieu naturel*. Paris, Maspéro. 326 p.

Tucker G.M., Allen B., Conway M., Dickie I., Hart K., Rayment M., Schulp C.J.E, 2014. *Policy Options for an EU No Net Loss Initiative*. Report to the European Commission (with Annexes). Institute for European Environmental Policy, London/Brussels.

U

UNCLOS [United Nations Convention on the Law of the Sea], 1982. December 10, 1982, 1833 U.N.T.S. 397

UNECE [United Nations Economic Commission for Europe], 1991. *Convention on environmental impact assessment in a transboundary context*.

UNESCO, 2001. *Des hommes et des outils pour une gestion intégrée de la zone côtière*. Manuel et guides de l'UNESCO. 42: 1–64.

United Nations, 2016. *The First Global Integrated Marine Assessment, World Ocean Assessment I*.

USACE [United States Army Corps of Engineers] and USEPA [United States Environmental Protection Agency], 2008. Compensatory mitigation for losses of aquatic resources; Final Rule. In: Federal Register, 73 Fed. Reg. 70, p. 19593–19705, 242 p.

V

Vaissière A.C. and Levrel H., 2015. Biodiversity offset markets: what are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking. *Ecological Economics*. 110: 81–88.

Vaissière A.C., Levrel H., Pioch S., Carlier A., 2014. Biodiversity offsets for offshore wind farm projects: the current situation in Europe. *Marine Policy*. 48: 172–183.

Van der Molen J., Smith H. C. M., Lepper P., Limpenny S., Rees J., 2014. Predicting the large-scale consequences of offshore wind turbine array development on a North Sea ecosystem. *Continental Shelf Research*. 85: 60–72.

Van Dover C.L., Aronson J., Pendleton L., Smith S., Arnaud-Haond S., Moreno-Mateos D., Barbier E., Billett D., Bowers K., Danovaro R., Edwards A., Kellert S., Morato T., Pollard E., Rogers A., Warner R., 2014. Ecological restoration in the deep sea: Desiderata. *Marine Policy*. 44: 98–106.

VanderZwaag D., 2002. The precautionary principle and marine environmental protection: slippery shores, rough seas, and rising normative tides. *Ocean Development and International Law*. 33(2): 165–188.

Veyret Y. et Ciattoni A., 2011. *Géo-environnement*. Armand Colin. Campus. 186 p.

Veyret Y., 2005. *Le développement durable: approches plurielles*. Paris, Hatier, Collection « Initial », 287 p.

Villarroya A. and Puig J., 2010. Ecological compensation and Environmental Impact Assessment in Spain. *Environmental Impact Assessment Review*. 30: 357–362.

W

Wainger L. and Mazzotta M., 2011. Realizing the Potential of Ecosystem Services: A Framework for Relating Ecological Changes to Economic Benefits. *Environmental Management*. 48: 710–733.

Walker B. J., Wiersma B., Bailey E., 2014. Community benefits, framing and the social acceptance of offshore wind farms: an experimental study in England. *Energy Research and Social Science*. 3: 46–54.

Wende W., Bruns E., Quétier F., 2015. L'expérience allemande de la compensation écologique. In: Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement*. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité Editions QUAE, Versailles. 58–65.

Westwood A., Reuchlin-Hughenoltz E., Keith D.M., 2014. Re-defining recovery: A generalized framework for assessing species recovery. *Biological Conservation*. 172: 155–162.

Wilcox C. and Donlan C. J., 2007. Compensatory mitigation as a solution to fisheries bycatch–biodiversity conservation conflicts. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5(6), 325–331.

Wilson K., Pressey R. L., Newton A., Burgman M., Possingham H., and Weston C., 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management*. 35: 527–543.

Wortley L., Hero J-M., Howes M., 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*. 21: 537–543.

Wunder S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*. 117: 234–243.

Z

Zedler J.B., 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 15(10): 402–407.

Liste des acronymes

AAMP	Agence des Aires Marines Protégées
AIFM	Autorité Internationale des Fonds Marins
AMP	Aire Marine Protégée
ARIES	Artificial Intelligence for Ecosystem Services
BBOP	Business and Biodiversity Offsets Programme
CAFWS	Californian Department of Fish and Wildlife
CBD	Convention sur la Diversité Biologique
CE	Compensation Ecologique
CERCLA	Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act
CH	Critical Habitat
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CMF	Conseil Maritime de Façade
CMU	Conseil Maritime Ultramarin
CRAM	Californian Rapid Assessment Method
CSBI	Cross-Sector Biodiversity Initiative
CSLC	California State Lands Commission
CWA	Clean Water Act
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DCSMM	Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
DDTM	Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DIRM	Direction Interrégionale de la Mer
DPM	Domaine Public Maritime
DRAM	Direction Régionale des Affaires Maritimes
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
DSAY	Discounted Service Acre Year
DSBM	Document Stratégique de Bassins Maritimes
DSF	Document Stratégique de Façade
EA	Environmental Assessment
EFH	Essential Fish Habitat
EIE	Etude d'Impacts Environnementale
EIS	Environmental Impact Statement
EPA	Environmental Protection Agency
ERC	Eviter - Réduire - Compenser
ESA	Endangered Species Act
F-DEP	Florida Department of Environmental Protection
FONSI	Finding of No Significant Impact
GAO	United-States Government Accountability Office
GIZC	Gestion Intégrée des Zones Côtières
GN	Guidance Note
HAPC	Habitat Areas of Particular Concern
HEA	Habitat Equivalency Analysis
HEP	Habitat Evaluation Procedure

HSI	Habitat Suitability Indice
ICMM	International Council on Mining and Metals
IEE	Indice d'Enjeu Environnemental
IFC	International Finance Corporation
ILF	In-Lieu Fee
InVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs
IPIECA	International Petroleum Industry Environmental Conservation Association
IRT	Interagency Review Team
JPA	Joint Powers Authority
MAES	Mapping and Assessment Ecosystem and their Services
MCR	Marine Committee Review
MEA	Millenium Ecosystems Assessment
MEEM	Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer
MNHN	Muséum National d'Histoire Naturelle
MO	Matière Organique
MOA	Memorandum of Agreement
MOU	Memorandum of Understanding
MSA	Magnuson-Stevens Act
MSY	Maximum Sustainable Yield
NEPA	National Environmental Policy Act
NMFS	National Marine Fisheries Service de la NOAA
NNL	No Net Loss
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OECD en anglais)
ONG	Organisation Non Gouvernementale
ONU	Organisation des Nations Unies
OPA	Oil Pollution Act
OPAL	Offset Portfolio Analyzer and Locator
OPC	Ocean Protection Council
OST	Ocean Science Trust
PAMM	Plan d'Action pour le Milieu Marin
PCP	Politique Commune des Pêches
PER	Permis Exclusif de Recherche
PLU	Plan Local d'Urbanisme
PMI	Politique Maritime Intégrée
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
POLA	Port of Los Angeles
PS	Performance Standard
RA	Récif Artificiel
RAM	Rapid Assessment Method
REA	Resource Equivalency Analysis
REMEDE	Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage
SAR	Sociologie de l'Acteur Réseau
SAS	Special Aquatic Site
SCCWRP	Southern California Coastal Water Research Project

SCE	Southern California Edison
SCOT	Schéma de Cohérence Territoriale
SCWRP	Southern California Wetlands Recovery Project
SE	Services Ecosystémiques
SER	Société d'Ecologie de la Restauration
SMVM	Schéma de Mise en Valeur de la Mer
SNML	Stratégie Nationale pour la Mer et le Littoral
SONGS	San Onofre Nuclear Generating Station
TAC	Totaux Admissibles de Captures
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TURFs	Territorial Use Rights for Fisheries
UE	Union européenne
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UMAM	Unified Mitigation Assessment Method
UMBA	Umbrella Mitigation Bank Agreement
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea
UNEP-WCMC	United Nations Environment Programme's World Conservation Monitoring Centre
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
USACE	United-States Army Corps of Engineer
USFWS	United-States Fish and Wildlife Service
WoS	Web of Science
WRI	World Resources Institute
ZEE	Zone Economique Exclusive

Liste des tableaux

Tableau 1 : Exemple de classification des services écosystémiques marins (adaptée d'Hattam et al., 2015 ; modifié de Böhnke-Heinrichs et al., 2010 et TEEB, 2010)	22
Tableau 2 : Activités maritimes établies et émergentes (d'après OECD, 2016)	23
Tableau 3 : Différences entre l'économie maritime et terrestre (d'après OECD, 2016)	24
Tableau 4 : Principaux textes prévoyant de la compensation, pour des impacts ou des dommages sur la faune, la flore, les milieux naturels marins en France (Source : Jacob et al., 2015)	31
Tableau 5 : Indicateurs utilisés dans l'analyse : reposants sur les descripteurs pour déterminer le « bon état écologique » (Annexe I, DCSMM)	42
Tableau 6 : Exemples de champs remplis dans la base de données (E : Evitement, R : Réduction, C : Compensation, S : Suivi, A : Accompagnement)	44
Tableau 7 : Pressions et impacts générés par type de projet.....	49
Tableau 8 : Argumentation utilisée pour justifier l'intensité de l'impact	51
Tableau 9 : Nombre d'impacts concernés par des mesures	59
Tableau 10 : Intersection des mesures proposées avec les impacts décrits – Nb : nombre, Nb m/ Nb int : Nb de mesures / Nb d'impacts avec cette intensité (les impacts positifs ne sont pas mentionnés : ils concernent 3% des impacts).....	61
Tableau 11 : Degrés d'équivalence atteints par différentes techniques de restauration pour l'herbier de Posidonie.....	74
Tableau 12 : Comparaison de HEA et UMAM (Quétier et Lavorel, 2011 ; Pioch et al., 2015 ; Levrel et al., 2012b).....	84
Tableau 13 : Définition et signification de la notation des indicateurs de structures physico-chimique, biologique et de fonctionnalités écologique.....	87
Tableau 14 : Signification des notes pour établir l'indice d'enjeu environnemental (IEE)	90
Tableau 15 : Exemple simplifié pour illustrer le système de calcul pour un écosystème décrit à l'aide de deux indicateurs	91
Tableau 16 : Hiérarchisation des impacts écologiques de l'extension portuaire	96
Tableau 17 : Description des acteurs californiens et de leur rôle en relation avec la compensation sur le milieu marin.....	126
Tableau 18 : Principales réglementations relatives à la compensation en milieu marin en Californie	128
Tableau 19 : Différentes méthodologies de dimensionnement de la compensation en Californie	129
Tableau 20 : Analyse des 4 études de cas californiennes au vu de certains éléments de la SAR	149
Tableau 21 : Comparaison des agences californiennes et françaises exerçant des fonctions en relation avec la compensation en milieu marin	159

Liste des figures

Figure 1 : Evolution des valeurs ajoutées associées à chaque activité maritime entre 2010 et 2030 (activités en croissance : activités portuaires, éolien offshore, transformation industrielle de poissons, construction et réparation navale, pêche industrielle).....	24
Figure 2 : Scores des impacts cumulatifs globaux en 2008 (Source : Halpern et al., 2008 ; Reprinted with permission from AAAS)	26
Figure 3 : Un cadre conceptuel décrivant les relations hommes/nature (adapté du TEEB, 2010)	29
Figure 4 : La séquence Eviter-Réduire-Compenser	31
Figure 5 : Population côtière et dégradation du littoral (adaptée de Burke et al., 2001 ; Harrison et Pearce 2001 ; UNEP 2002b ; © Bounford.com and UNEP/GRID-Arendal).....	39
Figure 6 : Délimitations de l'espace maritime sous juridiction de l'état côtier (Conception : C. Jacob)	41
Figure 7 : Répartition des eaux sous juridiction française sur le globe (Source : Sénat).....	41
Figure 8 : Types de projets de développement dans les études analysées (PER : Permis Exclusif de Recherches, Récifs artificiels mis en place comme outil de gestion des pêches)	45
Figure 9 : Date de l'élaboration des études analysées	46
Figure 10 : a. Type de maîtres d'ouvrage : la responsabilité substantielle des entités publiques dans l'achèvement de la Non-Perte Nette (11% des entités publiques étaient des autorités de Grands Ports Maritimes). b. Durée des travaux : Les impacts de la phase de construction ne peuvent pas être toujours comparés à ceux provoqués par les événements naturels (p.ex. tempêtes, vagues de chaleur)	46
Figure 11 : Coût des projets (les coûts sont en euros, m pour million). Il est plutôt difficile de conduire une analyse économique : seuls 27% présentaient à la fois le coût total et celui du projet et les coûts liés à la séquence ERC.....	47
Figure 12 : Les principaux éléments écologiques et socio-économiques impactés observés (a), et les éléments écologiques impactés seulement (b).....	48
Figure 13 : Les principales pressions observées sur les éléments écologiques et socio-économiques (a), et les éléments écologiques seulement (b).....	48
Figure 14 : Mesures proposées par type de pression ciblée pour l'ensemble des éléments écologiques et socio-économiques et pour les éléments écologiques seulement (Acc : accompagnement)	53
Figure 15 : Distribution des mesures proposées dans les études d'impact.....	54
Figure 16 : Mesures proposées par type d'impact ciblé sur l'ensemble des éléments écologiques et socio-économiques et les éléments écologiques seulement (PC : Pêche commerciale ; SNP : sports nautiques et de plaisance ; ABR : activités balnéaires et récréatives ; EP : espèces protégées).....	54
Figure 17 : Eléments impactés bénéficiant de mesures compensatoires (Plaisance : Sports nautiques et de plaisance ; nombre de projets entre parenthèses).....	56
Figure 18 : Pressions à l'origine de la compensation (nombre de projets entre parenthèses).....	57
Figure 19 : Publications WoS relatives à la restauration des écosystèmes marins, classées par élément ciblé	68
Figure 20 : Différents niveaux d'équivalence (d'après Calvet et al., 2015a).....	74
Figure 21 : Pertes et gains de fonctionnalités	99

Figure 22 : Les services écosystémiques évalués avec la biodiversité en utilisant la séquence ERC (conception : Jacob et al., 2016b)	116
Figure 23 : Localisation des quatre études de cas (Guide sur les zostères : ensemble de la Californie ; <i>San Onofre Nuclear Generating Station – SONGS</i> à San Onofre ; <i>Port Of Los Angeles – POLA</i> à Los Angeles et <i>Southern California Wetlands Recovery Project – SCWRP</i> : bande côtière entre les deux points verts : Point Conception, au nord et la frontière avec le Mexique, au sud) (© Google Maps pour la carte, Jacob C. pour les projets).....	130
Figure 24 : Localisation du <i>San Onofre Generating Station – SONGS</i> et de ses projets compensatoires (© Google Maps pour la carte, Jacob C. pour les projets).....	133
Figure 25 : Localisation du projet compensatoire « <i>Wheeler North Reef</i> » (Source : Resource Insights, 1999)	135
Figure 26 : Le port de Los Angeles (Photos : C. Jacob, 2015)	137
Figure 27 : Localisation du Port de Los Angeles (POLA) et de ses projets compensatoires (© Google Maps pour la carte, Jacob C. pour les projets).....	138
Figure 28 : Délimitations des banques portuaires : en hachuré bleu, arrière-port de Los Angeles (<i>Inner</i>) ; en bleu, à gauche du trait pointillé vert, habitats profonds de l'avant-port de Los Angeles et en gris, habitats peu profonds de l'avant-port de Los Angeles (<i>Outer</i>) (D'après : City of Los Angeles Harbor Department et al., 2005).....	139
Figure 29 : Baticuitos Lagoon (à gauche : chenal permettant la connexion de la zone humide à l'océan ; à droite : zone humide restaurée) (Photos : C. Jacob, 2015)	141
Figure 30 : Restauration des Plaines de Bolsa Chica (Photos : C. Jacob, 2015)	143
Figure 31 : Schéma synthétisant les différents éléments mis en lumière par la SAR dans les processus de gouvernance liée à l'émergence des instruments de compensation en milieu marin (lecture de gauche à droite ; Conception : C. Jacob).....	156

Liste des annexes

Annexe 1: Croisement entre pressions et impacts dans les rapports étudiés	207
Annexe 2 : Types de mesures proposées par type de pression ciblée.....	209
Annexe 3 : Types de mesures proposés par type d'habitat/espèce et d'activités socio-économiques	210
Annexe 4 : Critères utilisés pour la recherche sur WoS entre 1995 et mars 2015 (termes présents dans le titre, les mots clés ou le résumé)	212
Annexe 5 : Sujets abordés dans les articles trouvés sur WoS avant sélection des articles pertinents pour la restauration marine	213
Annexe 6 : Résultats de la revue de littérature présentés sur la restauration écologique pour les écosystèmes marins.....	214
Annexe 7 : Notation des indicateurs et des indices d'enjeu environnemental	223
Annexe 8 : Calcul des pertes et des gains par HEA.....	230
Annexe 9 : Liste des personnes interrogées en Californie.....	233
Annexe 10 : Questionnaire utilisé pour les acteurs californiens	235

Annexes

Annexe 1: Croisement entre pressions et impacts dans les rapports étudiés

Colonnes : pressions résultant en un impact, lignes : habitat/espèces et activités socio-économiques impactés, le nombre correspond au nombre d'occurrence du couple "pression/impact" dans les études analysées.

	Pertes physiques	Dommages physiques	Modification turbidité et sédiment	Perturbations sonores sous-marines	Macro-déchets marins	Risque de dérangement, collisions	Modifications hydrologiques, rejets thermiques	Contamination par des substances dangereuses	Enrichissement en nutriments et MO - eutrophisation	Introduction de pathogènes microbiens	Introduction d'espèces non-indigènes	Extraction sélective d'espèces	Total	
Mammifères marins		2	5	11	1	13	4	2		1		1	40	7.2%
Oiseaux marins	2	3	2	4	1	17	1	2		1			33	5.9%
Reptiles marins (tortues)	1	1	1		1	3	1	2		1			11	2.0%
Poissons et céphalopodes	7	10	10	5		14	5	6	2	1		1	61	11.0%
Plancton			8				3	6				1	18	3.2%
Phytobenthos	9	8	17		1	1	3	4		1	1		45	8.1%
Corail	1	2	2										5	0.9%
Mangroves	2		1	0			1						4	0.7%
Coquillages protégés	1	2	1				2						6	1.1%
Biocénoses du médiolittoral meuble	1	2	1				1	1					6	1.1%
Biocénoses du médiolittoral rocheux	3	1					1		1				6	1.1%
Biocénoses de substrat dur, infralittoral et circalittoral	4	3	4				1	1					13	2.3%
Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	26	30	18				7	4	4		1		90	16.2%
Biocénoses de substrat meuble, circalittoral	5	3	3				1						12	2.2%
Biocénoses bathyales et abyssales	6	1	1	1		1	1	3					14	2.5%
Poissons et céphalopodes exploités	1	2		1			3	2					9	1.6%
Coquillages exploités	1			1		1		3		2			8	1.4%
Réseaux trophiques							1	2					3	0.5%
Zone de frayère	2	3				1	1						7	1.3%

Zone de nurserie	2	5				1						8	1.4%	
Autres zones fonctionnelles	1	1		1		1		1				5	0.9%	
Eau			15				9	22	6	5		57	10.3%	
Sédiment (partie abiotique)	1	1						9	6			17	3.1%	
Activités câblières / servitude			1									1	0.2%	
Activités de transport maritime et fluvial						1			1			2	0.4%	
Activités balnéaires, fréquentation des plages, baignade	2					4	1	2		3		12	2.2%	
Navigation de plaisance, sports nautiques	1	1				3				1		6	1.1%	
Pêche récréative	1					2		1		3		7	1.3%	
Aquaculture			1					1		1		3	0.5%	
Pêche commerciale	8	5	1			17	3	3		3		40	7.2%	
Paysage côtier	2					3						5	0.9%	
Paysage sous-marin	1	1										2	0.4%	
Total	91	87	92	24	4	82	51	77	20	23	2	3	556	
	16.4%	15.6%	16.5%	4.3%	0.7%	14.7%	9.2%	13.8%	3.6%	4.1%	0.4%	0.5%		

Annexe 2 : Types de mesures proposées par type de pression ciblée

Mesures : E – Evitement, R – Réduction, C – Compensation, S – Suivi, Ac – Accompagnement pour l'ensemble des impacts écologiques et socio-économiques

							Distribution des mesures pour chaque pression					Distribution des mesures selon le nombre total de mesures ERCSAc					
	E	R	C	S	Ac	Total	E	R	C	S	Ac	E	R	C	S	Ac	Total
Pertes physiques d'habitats (étouffement, colmatage)	8	12	8	24	4	56	14%	21%	14%	42%	7%	17%	10%	35%	17%	29%	16%
Dommages physiques (abrasion, extraction de matériaux)	9	8	7	15	3	42	21%	19%	17%	36%	7%	20%	7%	30%	10%	21%	12%
Modification turbidité et sédiment	2	33	2	28	0	65	3%	51%	3%	43%	0%	4%	27%	9%	19%	0%	19%
Perturbations sonores sous-marines	1	7	0	5	0	13	8%	54%	0%	38%	0%	2%	6%	0%	3%	0%	4%
Dérangement, collisions	22	32	4	15	4	77	29%	42%	5%	19%	5%	48%	26%	17%	10%	29%	22%
Modifications hydrologiques, rejets thermiques	1	7	2	15	0	25	4%	28%	8%	60%	0%	2%	6%	9%	10%	0%	7%
Contamination par des substances dangereuses	3	15	0	29	3	50	6%	30%	0%	58%	6%	7%	12%	0%	20%	21%	14%
Enrichissement en nutriments et matière organique - eutrophisation	0	4	0	7	0	11	0%	36%	0%	64%	0%	0%	3%	0%	5%	0%	3%
Introduction de pathogènes microbiens	0	1	0	6	0	7	0%	14%	0%	86%	0%	0%	1%	0%	4%	0%	2%
Introduction d'espèces non indigènes	0	0	0	1	0	1	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%
Extraction sélective d'espèces	0	2	0	0	0	2	0%	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	1%
Total	46	121	23	145	14	349	13%	35%	7%	42%	4%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	13%	35%	7%	42%	4%												

Annexe 3 : Types de mesures proposés par type d'habitat/espèce et d'activités socio-économiques

Mesures : E – Evitement, R – Réduction, C – Compensation, S – Suivi, Ac – Accompagnement

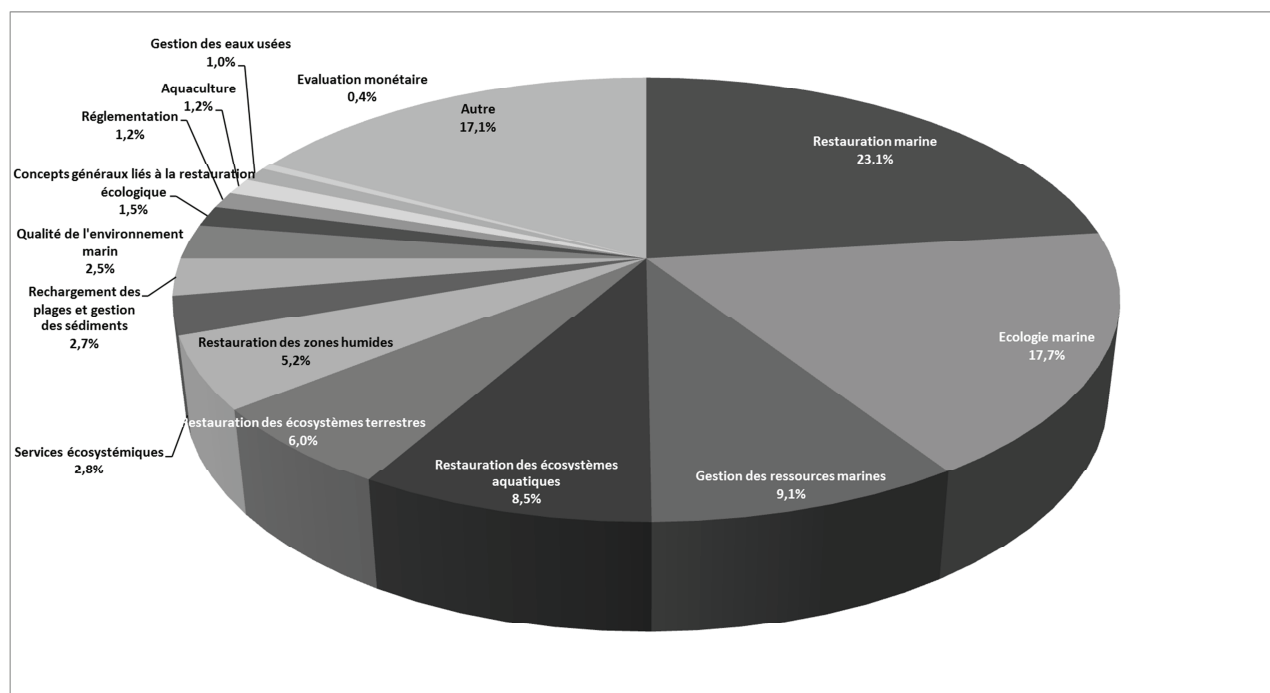
							Distribution des mesures pour chaque élément					Distribution des mesures selon le nombre total de mesures ERCSAC					
	E	R	C	S	Ac	Total	E	R	C	S	Ac	E	R	C	S	Ac	Total
Mammifères marins	2	12	0	10	1	25	8%	48%	0%	40%	4%	4%	10%	0%	7%	7%	7%
Oiseaux marins	2	10	2	5	2	21	10%	48%	10%	24%	10%	4%	8%	9%	3%	14%	6%
Reptiles marins (tortues)	0	2	0	0	0	2	0%	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	1%
Poissons et céphalopodes	1	6	0	5	0	12	8%	50%	0%	42%	0%	2%	5%	0%	3%	0%	3%
Plancton	0	4	0	0	0	4	0%	100%	0%	0%	0%	0%	3%	0%	0%	0%	1%
Phytophenthos	7	18	7	16	2	50	14%	36%	14%	32%	4%	15%	15%	30%	11%	14%	14%
Corail	2	1	3	2	0	8	25%	13%	38%	25%	0%	4%	1%	13%	1%	0%	2%
Mangroves	0	2	3	1	0	6	0%	33%	50%	17%	0%	0%	2%	13%	1%	0%	2%
Coquillages protégés	0	0	3	5	0	8	0%	0%	38%	63%	0%	0%	0%	13%	3%	0%	2%
Biocénoses du médiolittoral meuble	1	0	0	0	0	1	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
Biocénoses du médiolittoral rocheux	0	0	0	1	0	1	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%
Biocénoses de substrat dur, infralittoral et circalittoral	2	1	0	4	0	7	29%	14%	0%	57%	0%	4%	1%	0%	3%	0%	2%
Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	3	19	0	20	1	43	7%	44%	0%	47%	2%	7%	16%	0%	14%	7%	12%
Biocénoses de substrat meuble, circalittoral	1	4	0	2	0	7	14%	57%	0%	29%	0%	2%	3%	0%	1%	7%	2%
Biocénoses bathyales et abyssales	0	3	0	5	1	9	0%	33%	0%	56%	11%	0%	2%	0%	3%	7%	3%
Poissons et céphalopodes exploités	0	0	0	3	0	3	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	1%
Coquillages exploités	0	0	0	2	0	2	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	1%
Réseaux trophiques	0	0	0	0	0	0											
Zone de frayère	1	0	0	0	0	1	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
Zone de nurserie	1	0	0	0	0	1	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
Autres zones fonctionnelles	1	0	0	0	0	1	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
Eau	2	19	0	29	1	51	4%	37%	0%	57%	2%	4%	16%	0%	20%	7%	15%
Pertes physiques d'habitats (étouffement, colmatage)	0	6	0	30	4	40	0%	15%	0%	75%	10%	0%	5%	0%	21%	29%	11%
Dommages physiques (abrasion, extraction de matériaux)	1	0	0	0	0	1	100%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
Modification turbidité et	0	0	0	0	0	0											0%

sédiment																	
Perturbations sonores sous-marines	8	3	2	0	1	14	57%	21%	14%	0%	7%	17%	2%	9%	0%	7%	4%
Dérangement, collisions	4	2	1	0	0	7	57%	29%	14%	0%	0%	9%	2%	4%	0%	0%	2%
Modifications hydrologiques, rejets thermiques	0	1	0	0	0	1	0%	100%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%
Contamination par des substances dangereuses	2	1	0	2	0	5	40%	20%	0%	40%	0%	4%	1%	0%	1%	0%	1%
Enrichissement en nutriments et matière organique - eutrophisation	4	6	2	3	0	15	27%	40%	13%	20%	0%	9%	5%	9%	2%	0%	4%
Introduction de pathogènes microbiens	1	1	0	0	0	2	50%	50%	0%	0%	0%	2%	1%	0%	0%	0%	1%
Introduction d'espèces non indigènes	0	0	0	0	1	1	0%	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	7%	0%
Total	46	121	23	145	14	349	13%	35%	7%	42%	4%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	13%	35%	7%	42%	4%												

Annexe 4 : Critères utilisés pour la recherche sur WoS entre 1995 et mars 2015 (termes présents dans le titre, les mots clés ou le résumé)

- Première recherche : “ecological engineering”, “environmental technology”, “ecological enhancement”, “ecodesign”, “green infrastructure” or “eco-engineering” and “marine”, “sea”, “coastal” or “ocean”
- Deuxième recherche : “restoration” or “ecosystem restoration”, and “marine” or “ocean”, excluding “wetland”, “estuar*”, “forest” or “saltmarsh”

Annexe 5 : Sujets abordés dans les articles trouvés sur WoS avant sélection des articles pertinents pour la restauration marine



Annexe 6 : Résultats de la revue de littérature présentés sur la restauration écologique pour les écosystèmes marins

Les résultats sont présentés, en anglais, selon les paramètres suivis (MP) ; la durée de suivi (TM) ; le texte en italique indique les paramètres qui n'étaient pas suivis mais qu'il serait pertinent de suivre pour un meilleur suivi). Des articles du journal *Ecological Management and Restoration*, qui n'est pas inclus dans la base données WoS ainsi que d'autres articles connexes ont été ajoutés, ce qui ajoute 98 publications au corpus. D'autre part, de la littérature grise liée aux pratiques des bureaux d'études en environnement ont complété l'échantillon (22 documents supplémentaires).

Coral reefs			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Transplantation	This is the most common restoration technique, involving the transplantation of coral colonies, juveniles or fragments to a natural or artificial substrate. Usually, epoxy is used to attach the coral to natural or artificial (e.g. concrete, steel rods) hard substrates.	MP: Survival rate ^{13,4} , cover ⁵ , axial ^{13,4,5} and radial ^{4,5} growth, environmental parameters ⁴ ; <i>Impact on donor site</i> TM: 7 months to 5 years	Survival rate of 91–92% after one year, and of 60% after 5 years ⁵ . Survival rates: <i>Acropora formosa</i> (69–100% in month 17), <i>Acropora nobilias</i> (82% in month 18), <i>Acropora microphthalma</i> (100% in month 17), <i>Porites lichen</i> (100%), <i>Porites lobata</i> (92%), <i>Porites lutea</i> (92% in month 28), <i>Heliopora coerulea</i> (100% after 1 year) ⁷ . Survival rate of 87% on artificial substrate and of 67% on natural substrate after 1 year (<i>Pocillopora</i>) ¹³ . Tendency to promote common and dominant species ¹ .
Transplantation of nursery-raised corals	This involves the breeding of coral larvae or fragments before transplantation. Larvae, ova and embryos are directly collected with a funnel net or by the installation of artificial substrate near the colonies. Fragments are removed from natural colonies or retrieved from the seafloor. Nurseries can be raised on artificial substrates such as concrete, slate or nets.	MP: Survival ^{10,6} , growth ³ , colony volume ⁶ , recruitment ⁶ , zooxanthella and gonad analysis (in lab) ³ . TM: 1 to 18 months	Worldwide, more than 100 000 colonies of more than 86 species with low mortality and improved growth rate ⁸ . Higher survival for mid-water nurseries than for benthic nurseries ¹⁰ . 10 000 colonies released more than 20 million larvae in 7 months, 27–36% of larvae attached, survival > 80% for attached planula after 3 months (in lab) ⁸ . Survival rate of 51–52% for transplants coming from nursery ⁶ . Impact on donor site reduced.
Electro-stimulation	This involves mineral accretion by electrolysis to improve the growth of transplanted juveniles or the colonization by larvae. A low continuous current encourages the deposit of minerals present in seawater.	MP: Survival rate TM: 6 months	Reinforces juvenile attachment, improves survival (survival rate of 86% with electrolysis, 70% without), better growth after transplantation ⁹ . <i>Acropora</i> : quicker growth of electro-stimulated individuals than those present in natural colonies in the vicinity ¹¹ . <i>Pocillopora</i> : all fragments dead within 3 months ¹¹ .
Artificial reefs	This involves increasing the available hard substrate for natural colonization of coral larvae (must be located close to a healthy and productive coral reef).	MP: Abundance, coral size, environmental parameters TM: 3.5 to 5 years	7 months after artificial reef installation: 6 to 67.7 corals per unit ² . 45% to 58% of similitude in community composition between artificial and natural reefs ¹² .
¹ (Abelson, 2006); ² Al-Horani and Khalaf, 2013; ³ Amar and Rinkevich, 2007; ⁴ (Gomez et al., 2011); ⁵ Kolinski and Helton, 2006; ⁶ (Mbije et al., 2013); ⁷ (Omori and Iwao, 2014); ⁸ (Rinkevich, 2014); ⁹ (Sabater and Yap, 2002); ¹⁰ (Schopmeyer et al., 2012); ¹¹ (Schuhmacher et al., 2002); ¹² (Thanner et al., 2006); ¹³ (Tortolero-Langarica et al., 2014)			
Seagrass meadows			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Transplantation	This involves removing the rhizome or entire plant from a seagrass donor and transplanting it to a natural or artificial substrate (e.g. cement base or grid) by attaching it with various methods (e.g. epoxy glue, props, hooks,	MP: Survival rate ^{2,5,7,3,9} , leaf length ^{2,5,7} , density ^{5,7} , cover ^{7,3} , internode length ² , internode growth rate ² , leaf width ² ,	<i>P. australis</i> : 95–98% survival, flowering and seed production after 1–5 years ² . <i>Z. marina</i> : 73–83% survival at 2–3 months and a density of 130 shoots/m ² after 2 years; complete restoration of site after 2 years ⁵ . <i>P. coriacea</i> , <i>A. griffithi</i> , <i>P. sinuosa</i> : 61–100% survival (with 25–85% survival for <i>A.</i>

	staples, elastic bands or shells) manually or using a machine. <i>Posidonia oceanica</i> (Neptune grass) ⁴ , <i>Posidonia australis</i> ² , <i>Posidonia coriacea</i> ⁷ , <i>Amphibolis griffithii</i> ⁷ , <i>Posidonia sinuosa</i> ⁷ , <i>Zostera marina</i> (eelgrass) ^{4,5} , <i>Halodule wrightii</i> (shoalgrass) ³ , <i>Thalassia testudinum</i> (turtlegrass), <i>Syringodium filiforme</i> (manatee grass)	ramification pattern ² , harvested grass volume ⁷ ; <i>Impact on donor site</i> TM: 3 months to 4 years	<i>griffithii</i>) after 2 years, a density of 300 shoots/m ² max, growth of 3–18 cm/year (for mechanical transplantation) ⁷ . <i>H. wrightii</i> : 63% survival for mechanical transplantation and 100% survival for manual transplantation after 3 years ³ . Mechanical transplantation: 75 shoots of 0.55m ² /day ⁷
Sowing	This involves seeding using seeds from a donor seagrass meadow (harvested from the seafloor by divers or by an underwater mower). These can be seeded directly on the site manually or mechanically, diffused (through 'buoys'), or cultivated in a laboratory until germination and then planting the young seedlings directly in the sediment on webs or on a prop. <i>Cymodocea nodosa</i> (slender seagrass) ⁹ , <i>Z. marina</i> ⁶ , <i>T. testudinum</i> .	MP: Survival ^{6,9} , seed viability, growth, seeding rate, seagrass density, canopy height, cover by epiphytes ³ , number of new shoots TM: 6 months to 3 years	<i>Z. marina</i> : up to 2.5 million seeds mechanically harvested ⁶ . <i>C. nodosa</i> : 60% of seeds germinated after 3 months of culture; better results for germinated seeds planted manually directly in the substrate only when using webs or trays ⁹ . Mechanical plantation of seeds: 28% seeded successfully after 6 months, more efficient than seeding through buoys (1%) or manually (5%) ⁶ . Seed sowing minimizes the impacts on the donor site and allows more genetic diversity than transplanting adults ⁹ .
Electro-stimulation	This involves mineral accretion by electrolysis to improve the growth of transplanted shoots. A low continuous current encourages the deposit of minerals present in seawater.	MP: <i>Survival, growth rate and density</i> TM: 3 months	<i>P. oceanica</i> : observation of new shoots and intermediary leaves after 3 months of electrostimulation ⁸ . Ca supplied by accretion increases root development and resistance to external attacks, and Mg supplied by accretion helps to form chlorophyll, cellular proteins and aids amino acid synthesis.
Micro-propagation	This involves cloning plants axenically from terminal buds to produce a large number of clonal offspring. <i>Ruppia maritima</i> (beaked tasselweed), <i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	MP: <i>Risk of genetic impoverishment</i>	Difficulty of culturing seagrass due to knowledge gaps concerning their biology and reproductive physiology ¹ .
¹ (Ailstock and Shafer, 2006); ² Bastyan and Cambridge, 2008; ³ (Bell et al., 2008); ⁴ (Boudouresque, 2006); ⁵ Lee and Park, 2008; ⁶ Marion and Orth, 2010; ⁷ (Paling et al., 2001); ⁸ Vaccarella and Goreau, 2012; ⁹ (Zarranz et al., 2010)			
Macroalgae beds			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Transplantation	This is the most common restoration technique. It involves attaching adult or juvenile thalli using epoxy glue, polyurethane foam or hooks on a natural or artificial substrate. Transplantation can be undertaken on coastal structures when populations are too remote for natural colonization (e.g. <i>Cystoseira barbata</i> , <i>Cystoseira amentacea</i>).	MP: Survival rate, growth, morphometry and thallus surface, time required for colonization by juveniles or sori production; <i>Impact on donor site, minimum size of juveniles for transplantation</i> TM: 3 months to 1 year	<i>Nereocystis luetkeana</i> (bull kelp) – juveniles (Carney et al., 2005): 56% of mortality after 24 days (rupture of epoxy fixation). Sori production between 37 and 56 days after transplantation. <i>Cystoseira compressa</i> and <i>C. barbata</i> – adults (Falace et al., 2006): 90% survival (attached by polyurethane foam or hooks). <i>C. barbata</i> (Falace et al., 2006): 80% survival, with no difference between transplanted and natural macroalgae; natural colonization after a few months. <i>C. compressa</i> (Falace et al., 2006): decrease in thallus length compared to natural algae. <i>C. barbata</i> on a coastal structure (Perkol-Finkel et al., 2012): first reproduction recruits observed in the vicinity of the transplants on artificial substrates after 8 months; loss of 80% of the transplants after 8 days caused by significant predation.
Sowing	This involves the sowing of sori directly after harvesting them or the outplanting of spores or microscopic	MP: Germination rate; <i>Zoospore rate by sample, survival rate</i>	<i>Sargassum spp</i> (gulfweed) (Terawaki et al., 2003): germination rate > 80%. Transplantation of young sporophytes is possible between 21 and 23 days after

	sporophytes grown in laboratory cultures on a substrate. It is also possible to induce the fertility of male or female gametophytes to produce microscopic sporophytes.	<i>between different development stages, time required to obtain an adult plant</i> TM: 1 month	gametophyte inoculation, with a stipe length of less than 15 cm (Carney et al., 2005).
Artificial reef	This involves increasing the available hard substrate for natural macroalgae colonization.	MP: Abundance and species richness; <i>Community succession, distance between artificial reef and natural community</i> TM: 5 years	After 5 years of monitoring, macroalgae, fish and benthic invertebrate density on artificial reefs is similar or superior to natural reefs in the vicinity (Reed et al., 2006).
Ichthyofauna			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Postlarval Capture and Culture (PCC)	This involves restocking ecosystems to boost biodiversity and fish density for fishing purposes.	MP: Capture rate (as this technique mainly aims to restore commercial species)	Very few ecological monitoring results are available in scientific literature. 26 million <i>Paralichthys olivaceus</i> (bastard halibut) and 20 million <i>Pagrus major</i> (red seabream) juveniles released in Japan in 2002 (Gerard et al., 2008). 1 million <i>Gadus morhua</i> (Atlantic cod) juveniles released on the Norwegian coast in the 1990s (Gerard et al., 2008).
Artificial reef	This involves creating an artificial reef to replace some of the degraded functions (e.g. as a habitat or feeding zone) or ecosystem services (e.g. fish provision) or to increase connectivity (e.g. to improve recruitment of species with limited dispersal).	MP: Density, abundance and species richness	An artificial reef in the Mediterranean has a density of <i>Diplodus sargus</i> (white seabream) 30 to 109 times superior to natural habitats (Pastor, 2008). Varying reef size by doubling or tripling the number of reef modules increased total fish abundance and species richness, but not by an identical multiple (Jordan et al., 2005). Debates around artificial reef utility: Need to design appropriate experiments to discriminate between 1) attraction and redistribution of existing individuals with no net increase in overall abundance and 2) addition of new individuals through reproduction leading to a net increase in overall abundance (Brickhill et al., 2005). Need to consider the question of habitat limitation in the ecosystem (Seaman, 2007).
Artificial algae	This involves imitating the size, shape and density of natural macroalgae (e.g. <i>Cystoseira spp.</i> or <i>Sargassum spp.</i>). Artificial algae can be made out of polypropylene, polyethylene or nylon and attached to an artificial reef with a steel and epoxy anchor to replace the habitat function of macroalgae in zones where environmental conditions prevent natural recovery.	MP: Visual monitoring of fish; <i>Abundance, species richness, durability of the structures</i> TM: 2 years	Increase in the abundance and biomass of ichthyofauna when artificial macroalgae are installed on reefs (Fernández et al., 2009).
Invertebrates: bivalves (oyster, scallop, abalone, mussel, giant clam), crustaceans (lobster), sea fans			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Transplantation	This involves transplanting adults from another site. It is used for some bivalve mollusks (<i>Pinna nobilis</i> , noble pen shell and <i>Tridacna spp.</i> , giant clam).	MP: Survival and growth rates TM: 2 months to 5 years	<i>P. nobilis</i> (Katsanevakis, 2009): 20 transplanted, 80% survival after 1 year; 45 transplanted, 95.6% survival after 5 years; growth rates did not differ to those of non-transplanted individuals <i>Paramuricea clavata</i> (violescent sea-whip) (Linares et al., 2008): 70% survival obtained with the 'stick' technique after 1.5 years

Planting hatchery-raised juveniles	This involves releasing cultured larvae to rebuild stocks.	MP: Survival, growth; <i>Genetic analysis to identify the link between released larvae and settled adults</i> TM: 2 weeks to 4 years	<i>Patinopecten yessoensis</i> (Japanese scallop) (Gerard et al., 2008): juvenile survival rate >30%. <i>Argopecten irradians</i> (bay scallop): the population estimate is 18 times higher than the average abundance of bay scallops over the past decade (Arnold, 2008); an 11- to 32-fold increase in larval recruitment after 4 years (Tettelbach et al., 2013). <i>Ostrea lurida</i> (Olympia oyster) (Dinnel et al., 2009): 97.1% seed survival after 1 year and 73.9% after 4 years. <i>Haliotis kamtschatkana</i> (northern abalone) (Hansen and Gosselin, 2013): 83% survival 24 h after release and only 34% after 2 weeks.
Artificial reef	This involves creating an artificial reef to replace some of the degraded functions (e.g. as a habitat or feeding zone) or ecosystem services (e.g. crustacean provision) or to increase connectivity (e.g. to improve recruitment of species with limited dispersal).	MP: Diversity, abundance, movement, mortality, nutritional condition TM: 1 to 2 years	<i>Panulirus argus</i> (Caribbean spiny lobster) (Behringer and Butler, 2006): Enhanced density had no measurable effect on juvenile lobster mortality from predation or nutritional condition; increase in the short-term residency of juvenile lobsters. Specialist fauna, common algae, invertebrates (Chapman, 2012): no clear succession, variable colonization, but diversity and abundance of some organisms matched those of natural habitats within a few months.
'Green' marine construction			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Modification of concrete surface: This facilitates species colonization by targeting 'ecosystem engineers', which influence other species by altering environmental conditions and by providing habitats and other resources (Jones et al., 1994); (Jones et al., 1997) in (Harley, 2006)) (e.g. barnacles in intertidal zones).			
Surface texture	This involves modifying the texture of a construction by methods such as making grooves in the surface of the concrete or by including shells, fiberglass, natural fibers or porous granulates in the cement, or by attaching small structures to artificial constructions to improve colonization.	MP: Number of barnacles and metamorphosed juveniles, species richness; <i>Recruitment of secondary colonizer, risk linked to proliferative species</i> TM: 4 to 32 months	More colonization is observed on grooved surfaces; species numbers are similar on grooved concrete and natural rocks; cover and species richness is greater on grooved concrete (Coombes et al., 2015). 8–17 colonies attached to artificial substrate with square bars, whereas 0–4 colonies attached to concrete with no irregularities (Omori and Fujiwara, 2004).
Artificial cavities	This involves the creation of cavities of different sizes at different heights in a dike. These cavities can be integrated in the design of a dike or added to pre-existing dikes.	MP: Species richness; <i>Risk of colonization by proliferative species</i> TM: 7 to 19 months	Increase in diversity according to the height and size of cavities (Firth et al., 2014). 40% of species are common to artificial and natural cavities (Chapman and Blockley, 2009). Some functional groups are unique to cavities: anemones, annelids, ascidians, bivalves, hydroids and sponges. Species richness is higher on pre-existing dikes with artificial cavities compared to smooth walls (Browne and Chapman, 2014).
Creation of specific structures: This technique exists mainly in pilot projects (e.g. micro-habitats to restore habitat or nursery functions and semi-floating dikes to minimize physical footprint).			
Marine sediment remediation			
Technique	Principle	MP and TM	Effectiveness
Bioaugmentation (ex situ and in situ)	This involves the addition of exogenous bacteria or inputs that stimulate microbial activity by providing oxygen, nutrients or chemical products (e.g. gaseous hydrogen, acetate, lactate or alcohol). This technique can be used to degrade organic or inorganic oxidized pollutants or to reduce accumulated sediments in ports	MP: Pollutant concentration, respiratory activity (lab tests). Bio-dredging: sediment thickness, granulometry, density, water quality, organic matter quality;	Degradation of 98% of alkanes and 55–65% of hydrocarbons by mineral additives; without bioaugmentation, degradation of 90% of alkanes and 35% of hydrocarbons (Haines et al., 2003). Degradation rates of hydrocarbons are 2–5 times higher with nitrogenous additives (Prince, 1997).

	(bio-dredging). It does not require sediment excavation.	<i>Risk of toxicity and impact on present communities</i> TM: 28 days to 6 months (for bio-dredging)	
Electro-oxidation (ex situ)	This involves using electro-osmosis to cause pollutants to migrate and to precipitate through a membrane via the action of an electric field generated by electrodes (pollutant recovery is required after migration as the pollutants are not degraded).	MP: Pollutant concentration; <i>Impact on present communities</i>	Elimination of heavy metals at 85–95% (As, Cd, Cr, Co, Hg, Ni, Mn, Zn, Mo, Sb) (Virkutyte et al., 2002).
Electro-biostimulation (ex situ)	This involves using an electrical current to stimulate microbial activity, allowing organic pollutants to be degraded by bacteria more quickly than in natural conditions. Electrodes placed in contaminated sediment act as electron donors to cause degradation through a reduction reaction (for chlorinated chemical products) or act as electron acceptors to cause degradation through oxidation reaction (for hydrocarbons). It does not require sediment excavation.	MP: Pollutant concentration; <i>Impact on present communities</i> TM: 120 days	Elimination of 62% of PCBs compared to 15% in natural conditions (1.5V of applied tension) (Li and Yu, 2015). Hydrocarbon degradation 12 times faster than in natural conditions (Li and Yu, 2015). 68–72% of hydrocarbons (TPH) degraded within 5 days, 82–90% within 120 days, an increase in efficacy of 241% compared to degradation without stimulation (21% degraded) (Lu et al., 2014).

Références du tableau

- Abelson, A., 2006. Artificial reefs vs coral transplantation as restoration tools for mitigating coral reef deterioration: benefits, concerns, and proposed guidelines. *Bull. Mar. Sci.* 78, 151–159.
- Ailstock, S., Shafer, D., 2006. Applications and limitations of micropropagation for the production of underwater grasses. DTIC Document.
- Al-Horani, F.A., Khalaf, M.A., 2013. Developing artificial reefs for the mitigation of man-made coral reef damages in the Gulf of Aqaba, Red Sea: coral recruitment after 3.5 years of deployment. *Mar. Biol. Res.* 9, 749–757.
- Amar, K.O., Rinkevich, B., 2007. A floating mid-water coral nursery as larval dispersion hub: testing an idea. *Mar. Biol.* 151, 713–718.
- Arnold, W.S., 2008. Application of larval release for restocking and stock enhancement of coastal marine bivalve populations. *Rev. Fish. Sci.* 16, 65–71.
- Bastyan, G.R., Cambridge, M.L., 2008. Transplantation as a method for restoring the seagrass *Posidonia australis*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79, 289–299.
- Behringer, D.C., Butler, M.J., 2006. Density-dependent population dynamics in juvenile *Panulirus argus* (Latreille): the impact of artificial density enhancement. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 334, 84–95.
- Bell, S.S., Tewfik, A., Hall, M.O., Fonseca, M.S., 2008. Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: implications for assessing restoration success and habitat equivalency. *Restor. Ecol.* 16, 407–416.
- Boudouresque, C.F., 2006. Les herbiers à *Posidonia oceanica*. Fr. RAMOGE Pub.
- Browne, M.A., Chapman, M.G., 2014. Mitigating against the loss of species by adding artificial intertidal pools to existing seawalls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 497, 119–129.
- Carney, L.T., Waaland, Jr., Klinger, T., Ewing, K., 2005. Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 302, 49–61.
- Chapman, M.G., Blockley, D.J., 2009. Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia* 161, 625–635.
- Coombes, M.A., La Marca, E.C., Naylor, L.A., Thompson, R.C., 2015. Getting into the groove: Opportunities to enhance the ecological value of hard coastal infrastructure using fine-scale surface textures. *Ecol. Eng.* 77, 314–323.
- Dinnel, P.A., Peabody, B., Peter-Contesse, T., 2009. Rebuilding Olympia Oysters, *Ostrea lurida* Carpenter 1864, in Fidalgo Bay, Washington. *J. Shellfish Res.* 28, 79–85.
- Falace, A., Zanelli, E., Bressan, G., 2006. Algal transplantation as a potential tool for artificial reef management and environmental mitigation. *Bull. Mar. Sci.* 78, 161–166.
- Fernández, T.V., D'Anna, G., Badalamenti, F., Pérez-Ruzafa, A., 2009. Effect of simulated macroalgae on the fish assemblage associated with a temperate reef system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 376, 7–16.

- Firth, L.B., Thompson, R.C., Bohn, K., Abbiati, M., Airoidi, L., Bouma, T.J., Bozzeda, F., Ceccherelli, V.U., Colangelo, M.A., Evans, A., others, 2014. Between a rock and a hard place: environmental and engineering considerations when designing coastal defence structures. *Coast. Eng.* 87, 122–135.
- Gerard, A., Thouard, E., Zambonino, J.-L., Gaignon, J.-L., Antoine, L., Harache, Y., Veron, G., Perez, J., 2008. Repeuplement et soutien aux ressources halieutiques-Etat des connaissances et recommandations.
- Gomez, E.D., Yap, H.T., Cabaitan, P.C., Dizon, R.M., 2011. Successful transplantation of a fragmenting coral, *Montipora digitata*, for reef rehabilitation. *Coast. Manag.* 39, 556–574.
- Haines, J.R., Koran, K.M., Holder, E.L., Venosa, A.D., 2003. Protocol for laboratory testing of crude-oil bioremediation products in freshwater conditions. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 30, 107–113.
- Hansen, S.C., Gosselin, L.A., 2013. Do predators, handling stress or field acclimation periods influence the survivorship of hatchery-reared abalone *Haliotis kamtschatkana* outplanted into natural habitats? *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 23, 246–253.
- Harley, C.D., 2006. Effects of physical ecosystem engineering and herbivory on intertidal community structure. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 317, 29.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78, 1946–1957.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers, in: *Ecosystem Management*. Springer, pp. 130–147.
- Jordan, L.K., Gilliam, D.S., Spieler, R.E., 2005. Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 326, 170–186.
- Katsanevakis, S., 2009. Population dynamics of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in a marine lake: a metapopulation matrix modeling approach. *Mar. Biol.* 156, 1715–1732.
- Kolinski, S.P., Helton, D.R., 2006. An assessment of corals five years following transplantation at Aua, Tutuila, American Samoa. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Regional Office.
- Lee, K.-S., Park, J.-I., 2008. An effective transplanting technique using shells for restoration of *Zostera marina* habitats. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1015–1021.
- Li, W.-W., Yu, H.-Q., 2015. Stimulating sediment bioremediation with benthic microbial fuel cells. *Biotechnol. Adv.* 33, 1–12.
- Linares, C., Coma, R., Zabala, M., 2008. Restoration of threatened red gorgonian populations: an experimental and modelling approach. *Biol. Conserv.* 141, 427–437.
- Lu, L., Yazdi, H., Jin, S., Zuo, Y., Fallgren, P.H., Ren, Z.J., 2014. Enhanced bioremediation of hydrocarbon-contaminated soil using pilot-scale bioelectrochemical systems. *J. Hazard. Mater.* 274, 8–15.

- Marion, S.R., Orth, R.J., 2010. Innovative Techniques for Large-scale Seagrass Restoration Using *Zostera marina* (eelgrass) Seeds. *Restor. Ecol.* 18, 514–526.
- Mbije, N.E., Spanier, E., Rinkevich, B., 2013. A first endeavour in restoring denuded, post-bleached reefs in Tanzania. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 128, 41–51.
- Omori, M., Fujiwara, S., 2004. Manual for restoration and remediation of coral reefs. Nature Conservation Bureau, Ministry of the Environment, Japan.
- Omori, M., Iwao, K., 2014. Methods of farming sexually propagated corals and outplanting for coral reef rehabilitation; with list of references for coral reef rehabilitation through active restoration measure. *Akajima Mar. Sci. Lab. Okinawa Jpn.* 1–63.
- Paling, E.I., van Keulen, M., Wheeler, K., Phillips, J., Dyhrberg, R., 2001. Mechanical seagrass transplantation in Western Australia. *Ecol. Eng.* 16, 331–339.
- Pastor, J., 2008. Rôle des enrochements côtiers artificiels dans la connectivité des populations, cas du sar commun (*Diplodus sargus*, Linné, 1758) en Méditerranée nord-occidentale. Université de Perpignan; Ecole pratique des hautes études-EPHE PARIS.
- Perkol-Finkel, S., Ferrario, F., Nicotera, V., Airoidi, L., 2012. Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. *J. Appl. Ecol.* 49, 1457–1466.
- Prince, R.C., 1997. Bioremediation of marine oil spills. *Trends Biotechnol.* 15, 158–160.
- Reed, D.C., Schroeter, S.C., Huang, D., Anderson, T.W., Ambrose, R.F., 2006. Quantitative assessment of different artificial reef designs in mitigating losses to kelp forest fishes. *Bull. Mar. Sci.* 78, 133–150.
- Rinkevich, B., 2014. Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 7, 28–36.
- Sabater, M.G., Yap, H.T., 2002. Growth and survival of coral transplants with and without electrochemical deposition of CaCO₃. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 272, 131–146.
- Schopmeyer, S.A., Lirman, D., Bartels, E., Byrne, J., Gilliam, D.S., Hunt, J., Johnson, M.E., Larson, E.A., Maxwell, K., Nedimyer, K., others, 2012. In situ coral nurseries serve as genetic repositories for coral reef restoration after an extreme cold-water event. *Restor. Ecol.* 20, 696–703.
- Schuhmacher, H., Van Treeck, P., Eisinger, M., Paster, M., 2002. Transplantation of coral fragments from ship groundings on electrochemically formed reef structures, in: *Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium, Bali, 23-27 October 2000.*, pp. 983–990.
- Seaman, W., 2007. Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia* 580, 143–155.
- Terawaki, T., Yoshikawa, K., Yoshida, G., Uchimura, M., Iseki, K., 2003. Ecology and restoration techniques for Sargassum beds in the Seto Inland Sea, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 47, 198–201.

- Tettelbach, S.T., Peterson, B.J., Carroll, J.M., Hughes, S.W., Bonal, D.M., Weinstock, A.J., Europe, J.R., Furman, B.T., Smith, C.F., 2013. Priming the larval pump: resurgence of bay scallop recruitment following initiation of intensive restoration efforts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 478, 153–172.
- Thanner, S.E., McIntosh, T.L., Blair, S.M., 2006. Development of benthic and fish assemblages on artificial reef materials compared to adjacent natural reef assemblages in Miami-Dade County, Florida. *Bull. Mar. Sci.* 78, 57–70.
- Tortolero-Langarica, J.J.A., Cupul-Magaña, A.L., Rodríguez-Troncoso, A.P., 2014. Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean Coast. Manag.* 96, 12–19.
- Vaccarella, R., Goreau, T.J., 2012. Restoration of Seagrass Mats (*Posidonia oceanica*) with Electrical Stimulation. *Innov. Methods Mar. Ecosyst. Restor.* CRC Press Boca Raton Fla. 161–167.
- Virkutyte, J., Sillanpää, M., Latostenmaa, P., 2002. Electrokinetic soil remediation—critical overview. *Sci. Total Environ.* 289, 97–121.
- Zarranz, M.E., González-Henríquez, N., García-Jiménez, P., Robaina, R.R., 2010. Restoration of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows through seed propagation: germination in vitro, seedling culture and field transplants. *Bot. Mar.* 53, 173–181.

Annexe 7 : Notation des indicateurs et des indices d'enjeu environnemental

Notation structure physico-chimique

Indicateurs	Critères	ETAT INITIAL				PHASE TRAVAUX				PHASE OPERATIONNELLE				Note d'Impact Phase Travaux (WPIS)	Note d'Impact Phase Opérationnelle (OPIS)
		Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESICr)	Note de chaque indicateur (Sc état initial)	Commentaires	Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESICr)	Note de chaque indicateur (Sc phase travaux)	Commentaires	Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESICr)	Note de chaque indicateur (Sc phase opérationnelle)	Commentaires		
STRUCTURE PHYSICO-CHIMIQUE															
Morpho-dynamique	Morphologie des fonds	2	2	0,282752121	Modification du substrat due à l'infrastructure portuaire existante	1,8	2	0,27018536	Modification du substrat due à l'infrastructure portuaire existante	1,8	2	0,27018536	Léger creusement du bassin	-	-
	Dynamique hydro-sédimentaire	2,5	2		Peu d'ensablement	2,5	2		Peu d'impact sur les courants locaux	2,5	2		Pas de modification comparée à l'état initial		
Qualité du sédiment	Niveau de pollution en contaminants chimiques organiques et métaux	2,5	1,5	0,259189444	Pollution légère au Cr à l'extérieur du port et pas d'espèces bio-indicatrices de pollution (AMBI)	2	1,5	0,235626767	Légère augmentation possible due aux travaux	2,25	1,5	0,247408106	Augmentation de la fréquentation portuaire, léger impact sur la pollution	-	-
	Matière organique dans le sédiment	3	1,5		Léger enrichissement en MO, communautés normales	3	1,5		Pas de modification comparée à l'état initial	3	1,5		Pas de modification comparée à l'état initial		
Qualité de l'eau	Niveau de pollution en contaminants chimiques	3	1,5	0,612629595	Manque de données mais de sources connues de contaminants	2,5	1,5	0,557650016	Manque d'information mais augmentation de la fréquentation portuaire et risque de pollution	2,5	1,5	0,589066918	Manque d'information mais augmentation de la fréquentation portuaire et risque de pollution	-	-
	Niveau de contamination	3	1		Bonne qualité attestée par	3	1		Pas de modification comparée à	3	1		Pas de modification comparée à		
														0,012566761	0,012566761
														0,023562677	0,011781338
														0,054979579	0,023562677

	bactériologique			les réseaux de traitement des eaux usées			l'état initial			l'état initial		
	Niveau d'eutrophisation	3	2		Bon niveau d'O ₂ , bonne dégradation de l'azote	3		2	3		2	
	Conditions générales	3	2		Proches des conditions naturelles	2,5		2	Augmentation de la turbidité		3	2
Somme de tous les ESI	31,83											

Notation structure biologique

Indicateurs	Critères	ETAT INITIAL				PHASE TRAVAUX				PHASE OPERATIONNELLE				Note d'Impact Phase Travaux (WPIS)	Note d'Impact Phase Opérationnelle (OPIS)
		Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESICr)	Note de chaque indicateur (Sc état initial)	Commentaires	Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESICr)	Note de chaque indicateur (Sc phase travaux)	Commentaires	Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESICr)	Note de chaque indicateur (Sc phase opérationnelle)	Commentaires		
Etat des communautés benthiques sur les digues (substrat dur)	Structure et composition des espèces	2	1,00	0,062833805	Légère colonisation des digues par des invertébrés benthiques et couverture algale (murs internes et externes)	1,5	1,00	0,047125353	Destruction des communautés présentes sur les digues détruites	2	1,00	0,062833805	Recolonisation des nouvelles digues	- 0,015708451	0
Etat des communautés benthiques sur substrat meuble		2	1,00	0,062833805	Communautés benthiques pauvres caractérisées de biocénoses non stables et en transition (influencées par le port existant)	1	1,00	0,031416902	Perte de communautés benthiques présentes dans la zone draguée	2	1,00	0,062833805	Reconstitution des communautés benthiques après 3 à 5 ans	- 0,031416902	0
Etat des herbiers		2	2,63	0,164938	Phase de	1	2,63	0,082469	Destruction	1	2,63	0,082469369	Destruction	-	-

de Posidonies			737	régression, mauvais recouvrement, densité anormale, enfouissement des rhizomes peu profond			369	directe de 326 m ² d'herbiers due à l'emprise des structures. Destruction directe de 584 m ² d'herbiers à cause du dragage, influence de la turbidité (effet indirect dû aux travaux) sur 1230 m ² d'herbiers à l'intérieur de l'emprise du futur port				directe de 326 m ² d'herbiers due à l'emprise des structures. Destruction directe de 584 m ² d'herbiers à cause du dragage, influence de la turbidité (effet indirect dû aux travaux) sur 1230 m ² d'herbiers à l'intérieur de l'emprise du futur port	0,082469369	0,082469369
Etat des Grandes nacrées	3	1,63	0,153157399	Présence de 11 individus dans l'enceinte du futur parc	2	1,63	0,102104932	Transplantation avant travaux mais dégradation possible de leur état	2	1,63	0,102104932	Transplantation avant travaux mais dégradation possible de leur état	-0,051052466	-0,051052466
Etat de l'ichtyofaune	2,5	1,33	0,104723008	Grand nombre d'espèces proches des digues existantes	2	1,33	0,083778406	Dérangement et turbidité	2,7	1,33	0,113100848	Augmentation de la surface de substrat dur avec les nouvelles digues: plus de ressources alimentaires et d'abris: effet récif	-0,020944602	0,008377841
Etat des mammifères marins	3	1,75	0,164938737	Site dans un sanctuaire pour mammifères marins mais pas de présence d'individus noté depuis 1986 (Tursiops truncatus)	2,75	1,75	0,151193842	Emission de bruit mais faible probabilité de présence de mammifères marins	2,75	1,75	0,151193842	Dérangement dû à l'augmentation du trafic	-0,013744895	-0,013744895

Somme de tous les ESI	31,83
-----------------------	-------

Notation fonctionnalités

Indicateurs	Critères	ETAT INITIAL				PHASE TRAVAUX				PHASE OPERATIONNELLE				Note d'Impact Phase Travaux (WPIS)	Note d'Impact Phase Opérationnelle (OPIS)
		Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESlcr)	Note de chaque indicateur (Sc état initial)	Commentaires	Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESlcr)	Note de chaque indicateur (Sc phase travaux)	Commentaires	Note de chaque critère (Mcr)	Indice d'enjeu environnemental (ESlcr)	Note de chaque indicateur (Sc phase opérationnelle)	Commentaires		
Espèces prolifératrices et exotiques	Fonctionnalités délivrées par la zone étudiée	2	2	0,125667609	Une tâche de Caulerpa racemosa observée à l'entrée du port actuel	2	2	0,125667609	Pas affectée par les travaux	2	2	0,125667609	Pas affectée par l'infrastructure	0	0
Niveau de connectivité écologique / fragmentation		2	2	0,125667609	Présence du port avec un faible impact sur la connectivité	1,5	2	0,094250707	Diminution de la connectivité à cause des travaux	1,5	2	0,094250707	Diminution de la connectivité à cause des nouvelles digues	-0,031416902	-0,031416902
Réseau trophique		?	?	?	Aucune information	?	?	?	Aucune information	?	?	?	Aucune information	?	?
Zone de frayère et de nurserie		?	?	?	Absence	?	?	0	Absence	?	?	?	Absence	0	0
Zone de nourricerie		2	2,5	0,157084511	Présence de Posidonie (mais dégradée) et de substrat dur (nourricerie et refuge)	1	2,5	0,078542256	Destruction de la Posidonie au sein de l'enceinte du port et destruction des digues	1,5	2,5	0,117813384	Destruction de la Posidonie au sein de l'enceinte du port mais construction de nouvelles digues	-0,078542256	-0,039271128
Zone de repos et de refuge		2	2,5	0,157084511	Présence de Posidonie (mais dégradée) et de substrat dur (nourricerie et refuge)	1	2,5	0,078542256	Destruction de la Posidonie au sein de l'enceinte du port et destruction des digues	1,5	2,5	0,117813384	Destruction de la Posidonie au sein de l'enceinte du port mais construction de	-0,078542256	-0,039271128

			enjeu dans les documents de planification et de gestion		
Morpho-dynamique	Morphologie des fonds	2	?	2	Posidonie et Grande nacre très dépendantes des bonnes conditions morpho-dynamiques
	Dynamique hydro-sédimentaire	2	?	2	
Qualité du sédiment	Niveau de pollution en contaminants chimiques organiques et métaux	1,5	?	1,5	Posidonie et Grande nacre peu dépendantes de la qualité des sédiments
	Matière organique dans le sédiment	1,5	?	1,5	
Qualité de l'eau	Niveau de pollution en contaminants chimiques	1,5	?	1,5	Posidonie et Grande nacre peu dépendante des contaminants dans l'eau
	Niveau de contamination bactériologique	1	?	1	Posidonie et Grande nacre non dépendantes de la contamination bactériologique
	Niveau d'eutrophisation	2	?	2	Posidonie et Grande nacre

				dépendantes du niveau d'eutrophication
Conditions générales	2	?	2	Posidonie et Grande nacre dépendant des conditions générales

INDICE D'ENJEU ENVIRONNEMENTAL (ESI) LIE AUX CRITERES FONCTIONNELS

	Relation de dépendance entre les critères biologiques et fonctionnels	Critères fonctionnels identifiés comme enjeu dans les documents de planification et de gestion	Indice d'enjeu environnemental (ESI)	Commentaires
Espèces prolifératrices et exotiques (e.g. ophiures, blooms phytoplanctoniques)	2	?	2	Posidonie menacée par la prolifération de <i>Caulerpa racemosa</i>
Niveau de connectivité écologique / fragmentation	2	?	2	Posidonie menacée par la fragmentation
Réseau trophique	?	?	?	
Zone de frayère et de nurserie	?	?	?	
Zone de nourricerie	2,5	?	2,5	Ichtyofaune fortement dépendante de ces zones
Zone de repos et de refuge	2,5	?	2,5	

Annexe 8 : Calcul des pertes et des gains par HEA

Calcul des pertes

Surface impactée : 2140 m²

Year	Functionalities lost at impact area (%)			Impacted area (m ²) (b)	Present value factor (c)	Functionalities Losses (DSAYs) (d = a x b x c)
	Beginning of the year	End of the year	Mean (a)			
2015 (base year)	0,00%	7,00%	3,50%	2140	1	74,900
2016	7,00%	8,80%	7,90%	2140	0,961538462	162,558
2017	8,80%	10,60%	9,70%	2140	0,924556213	191,919
2018	10,60%	12,40%	11,50%	2140	0,888996359	218,782
2019	12,40%	14,20%	13,30%	2140	0,854804191	243,294
2020	14,20%	16,00%	15,10%	2140	0,821927107	265,598
2021	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,790314526	270,604
2022	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,759917813	260,196
2023	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,730690205	250,188
2024	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,702586736	240,566
2025	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,675564169	231,313
2026	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,649580932	222,417
2027	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,62459705	213,862
2028	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,600574086	205,637
2029	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,577475083	197,727
2030	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,555264503	190,123
2031	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,533908176	182,810
2032	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,513373246	175,779
2033	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,493628121	169,018
2034	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,474642424	162,518
2035	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,456386946	156,267
2036	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,438833602	150,257

2037	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,421955387	144,478
2038	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,405726333	138,921
2039	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,390121474	133,578
2040	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,375116802	128,440
2041	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,360689233	123,500
2042	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,34681657	118,750
2043	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,333477471	114,183
2044	16,00%	16,00%	16,00%	2140	0,320651415	109,791
TOTAL FUNCTIONALITIES LOSSES (DSAYs)						5447,971

Calcul des gains

Year	Functionalities delivered by the offset site (%)			Functionalities gains (%) per m ² (c = b - a)	Present value factor (d)	Functionalities gains (DSAYs) per m ² (e = c x d)
	Beginning of the year (a)	End of the year	Mean (b)			
2015 (base year)	6,29%	7,31%	6,80%	0,51%	1,000	0,005096696
2016	7,31%	8,33%	7,82%	1,53%	0,962	0,014702008
2017	8,33%	9,35%	8,84%	2,55%	0,925	0,023560911
2018	9,35%	10,37%	9,86%	3,57%	0,889	0,031716611
2019	10,37%	11,39%	10,88%	4,59%	0,855	0,039210096
2020	11,39%	12,41%	11,90%	5,61%	0,822	0,04608024
2021	12,41%	13,43%	12,92%	6,63%	0,790	0,05236391
2022	13,43%	14,45%	13,94%	7,65%	0,760	0,058096054
2023	14,45%	15,47%	14,96%	8,66%	0,731	0,063309802
2024	15,47%	16,49%	15,98%	9,68%	0,703	0,068036552
2025	16,49%	17,51%	17,00%	10,70%	0,676	0,072306052
2026	17,51%	18,53%	18,02%	11,72%	0,650	0,076146483
2027	18,53%	19,55%	19,04%	12,74%	0,625	0,079584535

2028	19,55%	20,57%	20,06%	13,76%	0,601	0,082645479
2029	20,57%	21,59%	21,08%	14,78%	0,577	0,085353237
2030	21,59%	22,60%	22,09%	15,80%	0,555	0,087730449
2031	22,60%	23,62%	23,11%	16,82%	0,534	0,089798537
2032	23,62%	24,64%	24,13%	17,84%	0,513	0,091577762
2033	24,64%	25,66%	25,15%	18,86%	0,494	0,093087285
2034	25,66%	26,68%	26,17%	19,88%	0,475	0,094345222
2035	26,68%	27,70%	27,19%	20,90%	0,456	0,09536869
2036	27,70%	28,72%	28,21%	21,92%	0,439	0,096173867
2037	28,72%	29,74%	29,23%	22,94%	0,422	0,096776029
2038	29,74%	30,76%	30,25%	23,95%	0,406	0,097189602
2039	30,76%	31,78%	31,27%	24,97%	0,390	0,097428201
2040	31,78%	32,80%	32,29%	25,99%	0,375	0,097504676
2041	32,80%	33,82%	33,31%	27,01%	0,361	0,097431143
2042	33,82%	34,84%	34,33%	28,03%	0,347	0,097219028
2043	34,84%	35,86%	35,35%	29,05%	0,333	0,096879102
2044	35,86%	36,88%	36,37%	30,07%	0,321	0,096421508
					TOTAL FUNCTIONALITIES (DSAYs) PER M ²	
					2,223139767	

Annexe 9 : Liste des personnes interrogées en Californie

Nom	Prénom	Structure	Fonction
AMBROSE	Rich	University of California, Los Angeles	Professor and Director Environmental Science and Engineering Program
BULL (Scarborough)	Ann	Bureau of Ocean Energy Management	Chief, Environmental Sciences Pacific OCS Region
CALLAWAY	John	University of San Francisco	Professor, Wetland ecology and restoration
CHAVEZ	Eric	Protected Resources Division NOAA Fisheries West Coast Region	Marine Habitat Resource Specialist
CHRISTIE	Jocelyn	CA Coastal Conservancy	Sea Grant Fellow
COOPER	Megan	CA Coastal conservancy	Deputy Regional Manager, South Coast Southern California Wetlands Recovery Project, Co-manager
COSTELLO	Christopher	University of California, Santa Barbara	Professor of Environmental and Resource Economics
CROWDER	Larry	Center for Ocean Solutions	Director
DUNCAN	Benet	Ocean Science Trust	Project Scientist
GOEDEN	Brenda	San Francisco Bay Conservation and Development Commission	Sediment Program Manager San Francisco Bay Conservation and Development Commission
GOLDBLATT	Chris	Fish Reef Project	Manager
HUCKELBRIDGE	Kate	CA Coastal Commission	Senior Environmental Scientist
JONES	Michael	The Security Network & The Maritime Alliance San Diego, CA	President
JONES	Paul	US Environmental Protection Agency	Ecologist, Wetlands Office
KIHSLINGER	Rebecca	Environmental Law Institute	Science and Policy Analyst
KNIGHT	Emily	Ocean Science Trust	Program manager
LOVE	Milton	University of California, Santa Barbara	Associate Research Biologist, Marine Science Institute
MALONE	Jack	Anchor QEA (environmental consultancy)	Consultant
MAHER	Eileen M.	Port of San Diego	Assistant Director, Environmental Services
MENGERINK	Kathryn J.	Environmental Law Institute	Senior Attorney & Co-Director, Ocean Program at the Environmental Law Institute
MOONEY	Robert	Marine Taxonomic Services (MTS) (environmental consultancy)	Principal Consultant
OGAWA	Craig	Oil Spill Preparedness and Response, Bureau of Safety and Environmental Enforcement	Senior Preparedness Analyst

PANZER	David	Bureau of Ocean Energy Management	Chief, Environmental Analysis Section, Pacific OCS Region
PAZNOKAS	William	CA Dept of Fish and Wildlife	Staff Environmental Scientist Marine Region
POHL	David	ESA (environmental consultancy)	Consultant
PRICKETT	Kat	Port of Los Angeles	Environmental Specialist
REED	Dan	University of California, Santa Barbara	Research Biologist, Marine Science Institute Deputy Director, Marine Science Institute
STEIN	Eric	Southern California Coastal Water Research Project	Principal Scientist, Biology Department
STEVENS	Theresa	USACE, Los Angeles District, Regulatory Division	Senior Project Manager
VILLARREAL	Marisa	Ocean Science Trust	Project Scientist

Annexe 10 : Questionnaire utilisé pour les acteurs californiens

Mitigation implementation for marine and coastal ecosystems

The following questionnaire focuses mainly on legal mitigation for authorized impacts but information on accidental damages can also be gathered during interviews.

Attention should be paid to identify what is specific to CA and what is shared among States.

Governance

- Which entities are engaged in the implementation of mitigation for marine and coastal ecosystems? Are federal and state agencies both involved?
 - Are permit applications subject to fees?
 - What are the main regulatory procedures that are applied to marine and coastal development projects?
 - What is the average duration of the regulatory procedure?
 - Do development projects often call upon the argument of public interest?
 - How do regulatory authorities relate with consulting firms?
 - How does the public tender system work?
 - Is there any available data on denied permits for projects due to a lack of compliance concerning offset (or mitigation)? If possible, please provide quantitative data
 - Who oversees the implementation of an offset?
 - Who is responsible for the implementation of the offset? Who is in charge? Private company? NGO?
 - Is there any mitigation bank targeting marine ecosystems in CA (or in other States)?
 - Are offsets implemented through in-lieu-fees?
 - What kinds of contracts are implemented for offset measures (concession)?
 - What are the obligations in terms of dismantling / rehabilitation of the site after the operation phase?
 - Are there any soft preferences concerning assessment methodologies?
 - How local people are involved throughout the process (public consultation)?
 - Do offset measures play a role in acceptability of the development project? For which part of the population (NGOs, etc.)?
- ⇒ Map of stakeholders

Impacts and offset assessment

- What are the main impacts on marine and coastal ecosystems? What are the future main impacts (more harbors? Marine renewable energies infrastructures? Other?)

- How are impact assessments conducted? Are they based on assessment methodologies (use of field protocols)? Are methodologies developed by environmental consultancies or by regulatory authorities? Is there any mandatory method to be used?
- How is offset sizing undertaken? Does it rely on ratios (how were they set? Surface vs. functions) or an assessment methodology?
- Which kind of ecological indicators are used to assess ecological losses and gains: related to species/habitats, functions, connectivity or ecosystem services?
- Are any assessments based on the value approach (with monetary metrics units)?
- How are cumulative effects taken into account?

Mitigation policy implementation

- Which types of avoidance/reduction/offset measures are implemented following impacting projects? (measures can be linked to a particular project or pressure)
- Does mitigation call upon marine spatial planning to undertake avoidance?
- Is eco-design used to reduce impact?
- Are innovative techniques used to avoid/reduce impacts?
- What are the costs of mitigation and monitoring measures (compared to development project's budget: design and construction)? Are they set prior to the project?
- What kinds of tools have been developed to better monitor mitigation policy implementation (GIS, Database, etc.)?
- Do regulators undertake field visits to oversee the mitigation implementation?
- How regulators ensure that the project is the one producing the lowest residual impact?

Offset practice

- What kinds of impacts are offset through legal mitigation (solely impacts on protected species and habitats or impacts on other more common natural resources)?
- What about impacts on Essential Fish Habitats? Any examples of impacts on EFH that have been offset?
- What kinds of measures can be proposed as offset (engineering techniques, management measures' funding, awareness campaigns, monitoring, etc.)?
- How are offset sites selected? Is there any list detailing location of degraded ecosystems (spatial planning)?
- Is the spatial planning of offsets determined by ecological criteria (within a functional area)? How far offset sites can be from the impacted area?
- How are monitoring protocols developed? With the private consulting firms? With researchers? Are there common approaches across CA? Across States?
- What is the duration of the monitoring?
- Are there any examples where offsets had to be modified because of unsuccessful measures?

- How is the uncertainty of the outcomes of the offset measure addressed? How the risks related to external pressures on the offset measure are addressed (e.g. oil slick, pollution of the water, etc.)?

Ecological engineering

- What are the techniques commonly used for marine ecosystems restoration?
 - Is there any feedback available on the outcome of the marine ecosystems restoration techniques?
 - Are standards of performance available?
 - What are the costs of the various marine ecosystems restoration techniques?
 - Who funds the restoration projects?
 - Are there research programs on restoration techniques?
 - Are there any opportunities to invest in ecological engineering?
 - How are restoration sites monitored?
- ⇒ What were the milestones of marine mitigation policy? What are the current trends and perspectives?

