



université de bretagne
occidentale

UNIVERSITE
BRETAGNE
LOIRE

THÈSE / UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE
sous le sceau de l'Université Bretagne Loire

pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE

Mention : Sciences Economiques
École Doctorale des Sciences et de la MER

présentée par

Adeline BAS

Préparée au Centre de Droit et d'Economie de la
Mer, UMR 6308 AMURE

Analyse de la compensation
écologique comme instrument
d'internalisation et de lutte
contre l'érosion de
la biodiversité marine
Illustration par l'éolien en mer

Thèse soutenue le 28 Février 2017
devant le jury composé de :

Hélène REY-VALETTE

Maître de conférences, Université Montpellier 1 / *Rapporteur*

Michel TROMMETTER

Directeur de recherches, INRA / *Rapporteur*

Nathalie FRASCARIA-LACOSTE

Professeur, AgroParis Tech / *Examinatrice*

Géraldine FROGER

Professeur, Université de Toulouse - Jean Jaurès / *Examinatrice*

Jean BONCOEUR

Professeur, Université de Bretagne Occidentale / *Directeur de thèse*

Julien HAY

Maître de conférences, Université de Bretagne Occidentale / *Encadrant*

Sylvain PIOCH

Maître de conférences, Université Montpellier 3 / *Encadrant, Invité du jury*

Jean-Philippe PAGOT

Directeur environnement maritime, EDF Energies Nouvelles / *Invité du jury*

Analyse de la compensation écologique comme instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine

Illustration par l'éolien en mer

Thèse de doctorat
Mention Sciences Economiques

Par **Adeline BAS**

Préparée à l'Université de Bretagne Occidentale, au Centre de Droit et d'Economie de la Mer
- UMR Amure

Soutenue publiquement le 28 Février 2017 devant le jury composé de :

Hélène REY-VALETTE	Maître de conférences, Université Montpellier 1	Rapporteur
Michel TROMMETTER	Directeur de recherches, INRA	Rapporteur
Nathalie FRASCARIA-LACOSTE	Professeur, AgroParis Tech	Examinatrice
Géraldine FROGER	Professeur, Université de Toulouse – Jean Jaurès	Examinatrice
Jean BONCOEUR	Professeur, Université de Bretagne Occidentale	Directeur de thèse
Julien HAY	Maître de conférences, Université de Bretagne Occidentale	Encadrant
Sylvain PIOCH	Maître de conférences, Université Montpellier 3	Encadrant, invité du jury
Jean-Philippe PAGOT	Directeur environnement maritime, EDF Energies Nouvelles	Invité du jury



Remerciements

La thèse c'est comme le vélo. On file lorsqu'on a le vent dans le dos, on galère dans les côtes, on met parfois pied à terre lorsque les difficultés sont trop importantes pour être franchies du premier coup. Mais l'important c'est de persévérer, alors on pousse le vélo, on mouline pour continuer à avancer. Et c'est dans ces moments-là que les encouragements nous remettent en selle, nous poussent à continuer et à ne rien lâcher. Aussi, je tiens à remercier chaleureusement les personnes m'ayant soutenu tout au long de ce cheminement que constitue un travail de thèse.

En premier lieu, j'adresse mes remerciements à Jean Boncoeur pour avoir accepté de diriger ces travaux de thèse. J'exprime également mes plus sincères remerciements à Julien Hay. Merci pour ton soutien, la liberté que tu m'as laissée pour conduire à ma convenance ce projet de thèse et ta disponibilité pour m'éclairer dans les moments de flou. Notre collaboration a débuté bien avant la thèse et je te remercie pour la confiance que tu m'as accordée lorsque tu t'es lancé à mes côtés dans cette aventure. Un grand merci également à Sylvain Pioch pour son encadrement depuis la belle ville de Montpellier. Merci pour ton hospitalité, ton enthousiasme et nos échanges toujours passionnés sur l'aménagement durable en mer.

Je tiens ensuite à remercier EDF EN et l'équipe Enviro sans qui cette thèse n'aurait pu être réalisée. Merci à Henri-Pierre Roche et Jean-Philippe Pagot de m'avoir fait confiance pour ce travail. Je tiens à remercier tout particulièrement Jean-Philippe pour sa disponibilité et l'entière liberté avec laquelle j'ai pu conduire ce travail de thèse. Merci également à la fine équipe Enviro pour leur gentillesse et leur soutien : Cécile Chapelle, Céline Dam Hieu, Marie Guegan, Jean-Marie Loaec, Hervé Monin et Gaétan Morin.

Ce travail de thèse n'aurait pas été le même sans les conseils avisés des membres du comité de thèse. Je remercie ainsi chaleureusement Agnès Barillier, Antoine Carlier, Harold Levrel, Marie-Eve Reinert et Anne Rozan pour le temps précieux qu'ils m'ont consacré.

J'ai une pensée toute particulière pour Marie-Eve Reinert. Merci pour tes avis éclairés, tes encouragements et l'intérêt que tu as porté à mon travail.

Au cours de cette thèse, j'ai eu l'opportunité de rencontrer Eric Foucher, Gwenola de Roton et Morgane Remaud. Je les remercie d'avoir eu la gentillesse de partager leurs expériences et leurs expertises.

Mon travail de thèse a bénéficié et s'est appuyé sur les travaux précédemment réalisés par la team Compensation : Pierre Scemama, Anne-Charlotte Vaissière, Charlène Kermagoret, Coralie Calvet, Céline Jacob, Harold Levrel et Fabien Quétier. Un grand merci à vous !

J'adresse également mes remerciements à l'ensemble des membres de l'UMR Amure pour leur accueil plus que chaleureux et leur gentillesse. Je remercie tout particulièrement Denis, Katia, Manuelle, Johanna, Séverine et Nicolas R. pour leurs encouragements sans faille. Merci également à miss Sophie M., tu es une chouette personne, d'une gentillesse infinie, mille mercis ! L'ambiance du labo ne serait probablement pas la même sans vous : entre les parties de mus, les pauses café et les à-côtés, un grand merci à Julien T., Manu, Michel, Eva, Christelle, Antoine, Océane, Valia, Joanna, Sophie G., Charlène, Pierre, Anne-Charlotte, Adrien, Marianne, Soazig et Brice. Vous êtes top !

Je tiens par ailleurs à remercier mes 'colocataires' de bureau : Gabrielle pour son caractère basque si attachant, Charlène pour son optimisme à toute épreuve et Océane pour son soutien dans la

dernière ligne droite (merci aussi à toi de m'avoir fait découvrir toutes ces activités manuelles mais aussi sportives ; sans toi, je n'aurais jamais osé me lancer !).

Elisabeth Bondu, de l'école doctorale, nous accueille toujours avec le sourire et fait preuve d'une grande bienveillance à l'égard des doctorants. Je te remercie vivement pour ton aide lors de la fin de cette thèse.

Le manuscrit a été relu par les yeux aiguisés de Pierre, Charlène, Céline, Nicolas D. et Océane. Merci pour votre aide tant sur le fond que sur la forme.

La thèse est un travail de longue haleine où il est important de faire des pauses. Et côté pause, les grimpeurs brestois savent y faire ! Merci à Cécile K., Audrey, Pascal, Cécile C., Emeric, Gaëlle, Patrice, Jérôme et Jo pour m'avoir aéré l'esprit et supporté pendant mes sautes d'humeur.

Voilà près de six années que j'ai découvert la thématique de recherche sur laquelle repose mon travail de thèse. Je la dois à Hélène Gaubert qui m'a si gentiment encadré lors du stage de master 2. Merci infiniment Hélène pour ton soutien.

Toutes ces années de thèse auraient été bien moins palpitantes sans Céline Jacob. On n'a finalement peut-être pas sauvé le monde, mais on aura bien cogité ensemble en plus d'avoir pagayé, randonnée, grimpé, papoté et j'en passe. Merci à toi ma *wing worker*, we dit it !

Je souhaite encore remercier ma famille pour leur soutien à tous les niveaux. Je remercie mes parents qui m'ont transmis le respect de la nature et mes petites sœurs, Pauline et Blandine, pour leur soutien même à distance. Je remercie également Myriam, Alain et Arnaud pour leur gentille attention.

Enfin, un immense merci à Nicolas pour m'avoir soutenu et supporté durant toutes ces années. Merci infiniment pour ta patience et ton soutien moral mais aussi technique !

Encore quelques coups de pédales et la ligne d'arrivée sera franchie... il sera alors temps de se lancer dans une nouvelle aventure !

Résumé

L'espace maritime est de plus en plus investi par les activités d'origine anthropique, comme en témoigne le développement récent des énergies marines renouvelables et plus particulièrement celui de l'éolien en mer en France. En parallèle, on assiste à une érosion de la biodiversité d'une telle ampleur qu'elle est parfois qualifiée de sixième crise d'extinction. Dans une perspective de développement durable, l'installation des énergies renouvelables en mer s'effectue dans le respect des législations environnementales. Dans le cadre réglementaire français, les aménageurs doivent fournir une étude d'impact pour garantir l'innocuité de leur projet sur le milieu naturel. Pour y parvenir, les porteurs de projets doivent mettre en œuvre une séquence appelée Eviter-Réduire-Compenser (ERC) dont l'objectif est de parvenir à une non-perte nette de biodiversité à l'échelle du projet d'aménagement. L'objectif de la thèse est de questionner l'efficacité de cette séquence, et plus particulièrement celle de la compensation écologique, en tant qu'instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine. L'efficacité de la compensation écologique est appréciée empiriquement par rapport à sa capacité à atteindre en pratique l'objectif qui lui est assigné réglementairement (i.e. un bilan écologique neutre). Une approche empirique qualitative a ainsi été mise en œuvre pour (i) identifier les facteurs écologiques et sociétaux qui orientent la compensation écologique ainsi que leurs caractéristiques qui, du point de vue théorique, doivent permettre à la compensation d'atteindre l'objectif de non-perte nette de biodiversité ; et (ii) contrôler si ces conditions sont vérifiées en pratique. L'analyse de l'efficacité de la compensation écologique s'appuie sur l'exemple de l'éolien en mer en Europe et en France. Elle met en avant les enjeux pluridisciplinaires à relever pour permettre à la compensation d'atteindre son objectif. Ils sont d'ordre : (i) juridiques et institutionnels en raison d'un manque de cadrage suffisant de la réglementation sur la définition, la mise en œuvre et le contrôle de la compensation écologique ; (ii) méthodologiques du fait des difficultés à quantifier les impacts écologiques, à réaliser des actions directes sur le milieu naturel marin et à dimensionner ces actions pour qu'elles respectent la contrainte de l'équivalence écologique, (iii) sociétaux en raison de la contribution de la compensation écologique à l'acceptabilité sociale des projets d'aménagement. Sur ce dernier point, l'analyse de la pratique de la compensation en mer met en évidence un glissement d'une compensation basée sur une équivalence écologique stricte à une compensation fondée sur une équivalence écologique relâchée. Les actions de compensation tendent à être plus généralistes et/ou davantage dirigées vers les services écosystémiques que sur les composantes des écosystèmes. Cette forme particulière de compensation écologique associée aux actions volontaires des aménageurs (i.e. les mesures d'accompagnement) peut ainsi contribuer à favoriser l'acceptabilité sociale par les populations locales d'un projet d'aménagement. En ciblant certaines composantes du milieu naturel, les mesures ERC et d'accompagnement peuvent en partie répondre à des attentes émises par les populations présentes sur le territoire d'implantation du projet. L'analyse réalisée dans le cadre de cette thèse met ainsi en évidence l'ampleur des enjeux scientifiques, méthodologiques, réglementaires et sociétaux sur lesquels il importe que des réflexions soient menées pour améliorer l'efficacité environnementale de la compensation écologique en mer. Sur la base de ce constat, une approche méthodologique, basée sur une évaluation multicritères, est proposée afin de renforcer les étapes d'évitement et de réduction pour finalement mieux définir les besoins de compensation écologique en mer.

Mots clés : *Compensation écologique, Séquence Eviter-Réduire-Compenser, Énergies marines renouvelables, Éolien en mer, Acceptabilité sociale, Milieu marin, Méthodes de dimensionnement, Non-perte nette de biodiversité*

Abstract

The installation of marine renewable energies is carried out in compliance with French environmental legislation. The mitigation hierarchy is thus applied to achieve an objective of no net loss of biodiversity. This thesis aims at questioning the effectiveness of the mitigation hierarchy and more specifically biodiversity offsetting as an internalization instrument to halt the erosion of marine biodiversity. We use a qualitative empirical approach to (i) identify the ecological and societal factors as well as their theoretical characteristics that are supposed to enable the offsets achieving the objective of no net loss of biodiversity; and (ii) control whether these conditions are verified in practice for the case of offshore wind farms in Europe and France. The analysis highlights the legal, institutional, methodological and societal issues to be addressed in order to enable biodiversity offsetting to achieve the no net loss priority. On the basis of this observation, a multi-criteria assessment is carried out to reinforce the avoidance and reduction steps of the mitigation hierarchy in order to better define offsetting needs. Ultimately, the analysis shows a shift in biodiversity offsetting based on a strict ecological equivalence to a biodiversity offsetting based on a released ecological equivalence. Offsetting actions tend to be more generalist and / or more directed to ecosystem services than to ecosystem components. Associated with accompanying measures, offsetting actions can help to increase the social acceptability of a development project.

Keywords: *Biodiversity offsets, Mitigation hierarchy, Marine renewable energy, Offshore wind farm, Social acceptability, Marine ecosystems, Losses and gains assessment methodology, No Net Loss of biodiversity*

Avant-propos

Ce travail de thèse a bénéficié d'un financement CIFRE par le biais d'un contrat avec EDF Energies Nouvelles. La thèse s'est déroulée de septembre 2012 à février 2017. Elle a été réalisée au sein de l'UMR Amure (Centre de Droit et d'Economie Maritime - Université de Bretagne Occidentale) en collaboration avec le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (Université de Montpellier III). Toutefois les propos qui suivent sont libres de tout contrôle et n'engagent que l'auteur.

Production scientifique

Articles de recherche

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., Vaissière A-C., **Bas, A.**, & Calvet C. (2016). Investing the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services*, 21, 92-102.

Bas A., Gastineau P., Hay J. et Levrel H. (2013). Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental. *Revue d'économie politique*, 2013/1 Vol. 123, p. 127-157.

Chapitres d'ouvrage

Bas, A., Hay, J., & Pioch, S. (2016). 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 & H. Melin (Eds.), *Habiter le littoral. Entre enjeux de société et enjeux de connaissances* (pp. 207–224). Presses Universitaires de Provence.

Bas, A., Gastineau, P., Hay, J., & Pioch, S. (2015). Habitat Equivalency Analysis - Estimation de l'équivalence écologique sur la base des services et ressources rendus par l'habitat. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 224–235). Editions QUAE.

Pioch, S., Jacob, C., & **Bas, A.** (2015). L'Uniform Mitigation Assessment Method - Une méthode intégrée de notation des fonctions écologiques. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 236–250). Editions QUAE.

Participations à des conférences

Bas A., Hay J. and Pioch S. (2015). Ecological equivalency and offsetting in the context of offshore wind farms: myth or reality? *Conference on Wind energy and Wildlife impacts*, March 9-12, 2015, Berlin, Germany.

Bas A., Hay J. and Pioch S. (2014). Mitigation hierarchy and no net loss in practice - The case of offshore wind farms in France (poster). *The International Society for Ecological Economics*, August 13-15, 2015, Reykjavik, Iceland.

Bas A., Hay J. and Pioch S. (2014). Débats publics et parcs éoliens offshore : l'environnement côtier au cœur des préoccupations des acteurs locaux. *26èmes Journées Scientifiques de la Société d'Écologie Humaine*, 16 - 18 octobre 2014, Marseille, France.

Sommaire

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE 1 – CADRE D’EVALUATION DE LA PRATIQUE DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE	17
1. Les facteurs écologiques de la compensation écologique.....	18
2. Les facteurs sociétaux de la compensation écologique.....	24
3. Discussion sur le caractère non strictement écologique de la compensation	26
CHAPITRE 2 – ETAT DES LIEUX DE LA MISE EN ŒUVRE DE LA SEQUENCE ERC EN MER DANS LE CAS DE L’EOLIEN EN MER	41
1. Le cadre juridique français de la compensation écologique.....	42
2. Les impacts écologiques et socio-économiques des parcs éoliens en mer	51
3. Les outils techniques et méthodologiques de mise en œuvre de la compensation écologique	64
4. L’acceptabilité sociale d’un projet d’aménagement	74
5. Les mesures ERC, de suivi et d’accompagnement, proposées pour l’éolien en mer en Europe et en France..	81
CHAPITRE 3 – ANALYSE DE LA PRATIQUE ET DE L’EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE EN MER.....	91
1. Les imprécisions du cadre réglementaire : origines et conséquences sur la pratique de la compensation écologique.....	92
2. L’évaluation de la compensation écologique : un défi méthodologique.....	104
3. Une faisabilité et une efficacité limitées des actions de compensation écologique	109
4. L’élaboration de la compensation écologique dans une perspective d’acceptabilité sociale	113
CHAPITRE 4 – PROPOSITION D’UNE APPROCHE METHODOLOGIQUE POUR AMELIORER L’EVALUATION DU BESOIN DE COMPENSATION ECOLOGIQUE	129
1. Description de l’approche multicritères.....	130
2. Cas d’étude.....	140
3. Discussion et conclusion.....	150
CONCLUSION GENERALE	153
BIBLIOGRAPHIE.....	159
ANNEXES	173
LISTE DES TABLEAUX	229
TABLE DES FIGURES	230
LISTE DES ENCADRES.....	231
TABLE DES MATIERES.....	233
LISTE DES ACRONYMES	237



© Erwan Amice

Introduction générale

A. Les enjeux des énergies marines renouvelables

Dans un contexte de changement climatique de plus en plus prégnant, l'Union Européenne a développé une stratégie, initiée en 2008 et actualisée en 2014, pour construire « une Europe de l'Énergie durable répondant aux enjeux économiques et écologiques du XXIème siècle » (MEEM, 2014). Cette stratégie, appelée Paquet Energie-Climat, vise à l'horizon 2030 à réduire les émissions de gaz à effet de serre d'au moins 40 % (par rapport aux niveaux de 1990) ; de porter la part des énergies renouvelables à au moins 27 % et d'améliorer l'efficacité énergétique de 30 %. Cette ambition s'est notamment traduite pour la France par l'objectif d'atteindre 32 % d'énergies renouvelables dans la consommation d'énergie finale.

Pour satisfaire cet engagement, la France a mis en place en 2009 un plan de développement des énergies renouvelables qui prévoit la mise en œuvre de 6 000 mégawatts d'installations éoliennes en mer et d'énergies marines en France d'ici 2020 (MEEM, 2011). La France dispose en effet d'un potentiel énergétique exploitable parmi les plus importants au niveau mondial de par les 11 millions de kilomètres carrés d'espace maritime sous sa juridiction.

Parmi les énergies marines renouvelables¹, les technologies actuellement viables sur le plan commercial sont l'éolien en mer posé et les barrages marémoteurs. Malgré sa capacité de production électrique élevée, l'énergie marémotrice est peu développée notamment en raison des modifications importantes du milieu naturel liées à la réalisation de barrages. Aussi, la France a choisi de soutenir l'installation de parcs éoliens en mer pour à la fois répondre aux ambitions énergétiques européennes et développer une filière industrielle nationale de l'éolien en mer.

Cette politique menée par la France intervient alors que l'éolien en mer est déjà présent en Europe du Nord depuis les années 1990. A la suite du premier parc installé au Danemark en 1991, d'autres parcs éoliens en mer se sont ensuite développés dans les pays voisins nord-européens (Pays-Bas, Suède, Finlande, Norvège, Royaume-Uni, Belgique, Allemagne), de sorte qu'en 2014, 74 parcs éoliens en mer sont dénombrés en Europe soit 2 488 éoliennes pour une puissance de 8 043 mégawatts (EWEA, 2015).

Avec l'ambition de combler son retard, la France a prévu l'installation de six parcs entre la Manche et le Golfe de Gascogne. Deux appels d'offres successifs (2011 et 2013) ont permis d'attribuer les sites préalablement définis par concertation à des industriels regroupés en consortiums². Un troisième appel d'offres, lancé en avril 2016, est actuellement en cours pour le site de Dunkerque. Les premiers parcs devraient entrer en construction en 2018 pour une mise en exploitation prévue en 2020.

Les projets de parcs éoliens en mer, comme tout projet d'aménagement, doivent se conformer aux différentes contraintes environnementales imposées par la législation française. Les consortiums, que nous dénommerons par la suite maîtres d'ouvrage, ont ainsi l'obligation de réaliser une étude d'impact pour garantir l'innocuité de leurs projets sur le milieu naturel.

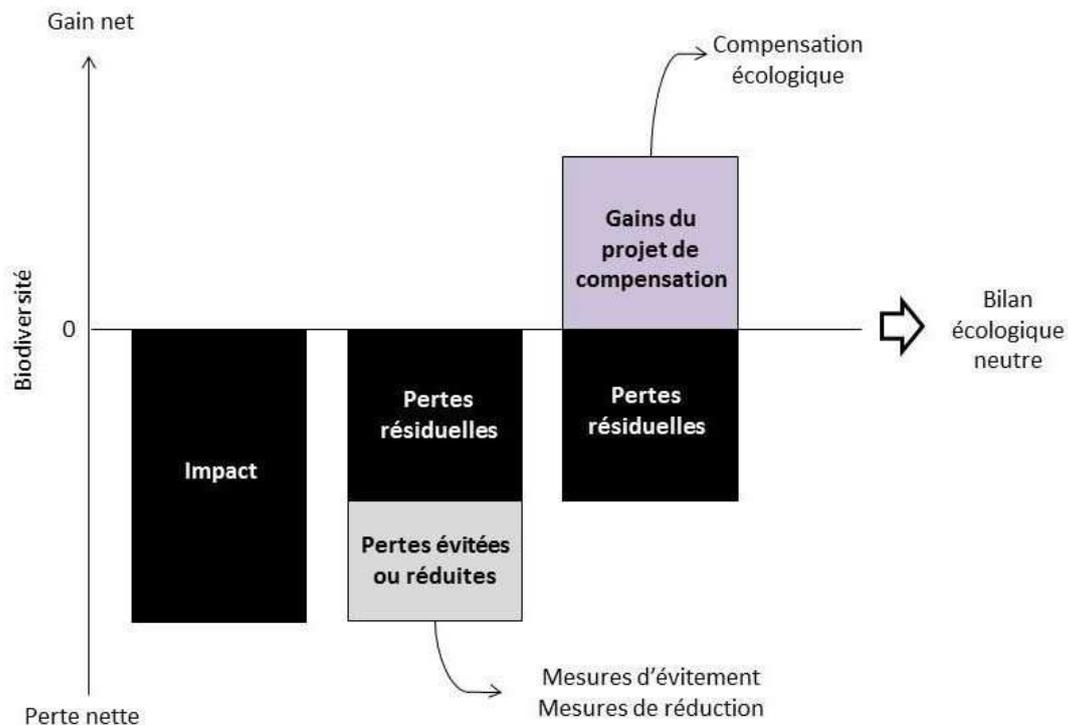
¹ Les autres technologies sont les dispositifs reposant sur l'énergie éolienne flottante, l'énergie hydrolienne, l'énergie thermique des mers, l'énergie houlomotrice et le *Sea Water Air Conditioning*.

² Appel d'offres de 2011 : Saint-Nazaire, Fécamp et Courseulles-sur-Mer (consortium formé par EDF Energies Nouvelles, DONG Energy, wpd Offshore/Nass & Wind Offshore et Alstom) ; Saint-Brieuc (consortium formé par Iberdrola, Eoles Res et Areva).

Appel d'offres 2013 : Tréport et Iles d'Yeu et de Noirmoutier (consortium formé par ENGIE, EDP Renewables et Neoen Marine).

Cette étude les oblige à mettre en œuvre une séquence, appelée réglementairement, Eviter-Réduire-Compenser (ERC). Les maîtres d’ouvrage ont ainsi l’obligation d’éviter et de réduire les impacts de leurs projets d’aménagement sur l’environnement et de compenser les impacts résiduels significatifs³ (Cf. Figure 1).

Figure 1 – Représentation conceptuelle de la séquence ERC (d’après Quétier et al., 2012)



L’objectif recherché à travers la séquence ERC est l’atteinte d’un bilan écologique neutre⁴ à l’échelle d’un projet d’aménagement en imposant aux maîtres d’ouvrage la conception et la réalisation d’un ensemble de mesures d’évitement, de réduction et de compensation. Au terme de cette séquence, l’étape « Compenser » consiste en la réalisation d’actions biophysiques (par exemple des actions de restauration de milieu naturel) pour parvenir à une équivalence écologique (i.e. similarité entre les milieux naturels dégradés par l’aménagement et les milieux naturels restaurés).

³ La significativité de l’impact est une notion clé puisqu’elle détermine la réalisation de la compensation écologique. Sa définition n’est toutefois pas stabilisée au vue de la difficulté, du point de vue écologique, à identifier un niveau de dégradation à partir duquel l’ampleur des impacts nécessite la mise en œuvre d’une compensation écologique (Lawrence, 2007; Wood, 2008). La détermination de ce seuil intègre une part de subjectivité. Elle est en partie dépendante des préférences sociales et renvoie à la notion d’acceptabilité de l’impact : la société choisit le niveau de modification « acceptable » pour l’environnement et pour la société elle-même.

⁴ Egalement appelé *No Net Loss* dans la littérature scientifique.

B. L'émergence de la compensation écologique dans un contexte d'érosion de la biodiversité

L'idée d'atteindre un bilan écologique neutre suite à la réalisation d'aménagements a émergé dans les années 1970 dans un contexte où l'érosion de la biodiversité⁵ est apparue comme un enjeu environnemental majeur.

Notre mode de vie, de plus en plus gourmand en ressources et espaces naturels, a conduit les scientifiques, dès les années 1970, à alerter l'opinion publique sur l'urgence à tenir compte des problèmes environnementaux dans nos modèles de développement. Le taux actuel d'extinction des espèces est tel que certains scientifiques évoquent une sixième crise d'extinction (Ceballos et al., 2015). La biodiversité marine n'est pas épargnée puisque les populations d'espèces marines ont décliné de 49 % entre 1970 et 2012 (WWF, 2015).

Cette dégradation accélérée de la biodiversité trouve son origine dans la destruction et la pollution des habitats, la surexploitation des ressources naturelles, « la dissémination anarchique d'espèces partout sur la planète » et le changement climatique (Boeuf, 2014). Les activités humaines sont donc clairement impliquées dans l'effondrement de la biodiversité. Les pressions d'origine anthropique en mer ont en effet augmenté ces cinq dernières années de 66 % en haute mer et de 77 % dans les zones sous juridictions nationales, témoignant ainsi d'un impact élevé des activités humaines sur le milieu marin (Halpern et al., 2015).

Face à ce constat, la communauté scientifique et le monde politique ont défini et mis en place, depuis une trentaine d'années, des objectifs et des stratégies pour tenter d'enrayer l'érosion de la biodiversité⁶. Différents instruments utilisables pour atteindre cet objectif ont été mis en avant (outils réglementaires, approches volontaires, mécanismes de marché) parmi lesquels figure la compensation écologique.

C'est lors du troisième Sommet de la Terre en 2002 à Johannesburg, que les pays signataires de la Convention pour la Diversité Biologique (CBD) se sont engagés à stopper l'érosion de la biodiversité d'ici 2010. Cet objectif n'ayant pas été atteint à cette date, les gouvernements ont adopté en 2010, lors de la conférence de Nagoya, un Plan Stratégique pour la Biodiversité (appelé également Objectifs d'Aïchi) pour stopper les pertes de biodiversité d'ici 2020. Cet engagement s'est traduit au niveau européen par l'adoption de la stratégie européenne pour la biodiversité (2011) où, pour la première fois, sont explicitement associés l'objectif « stopper l'érosion de la biodiversité » et le mécanisme de compensation écologique, identifié comme un moyen pour « éviter toute perte nette de la biodiversité et des services écosystémiques » d'ici à 2020 (Objectif 2, Action 7 (Commission Européenne, 2011)).

⁵ Selon la définition actuellement la plus répandue, la biodiversité se rapporte à « la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces (diversité génétique), entre les espèces (diversité spécifique), et des écosystèmes (diversité écosystémique) » (Convention pour la Diversité Biologique, Article 2).

⁶ La prise de conscience de la dégradation de la biodiversité remonte aux années 1970 avec le rapport Meadows (Les limites de la croissance, 1972) et la première conférence mondiale sur l'environnement de Stockholm (1972). Elle s'est ensuite amplifiée avec le rapport Brundtland sur le développement durable et une succession de sommets internationaux visant à concilier développement économique et préservation de la biodiversité (Sommet de la Terre). La Convention pour la Diversité Biologique (1992) résulte de ce processus et a conduit à l'institutionnalisation de la conservation de la biodiversité comme un enjeu international majeur.

C. La compensation écologique dans le contexte français

L'essor de la compensation écologique, observé sur le plan international, se décline également à l'échelle nationale. En France, la compensation écologique est aujourd'hui un outil réglementaire intégré à de nombreux codes juridiques : code de l'environnement⁷, code forestier⁸, code de l'urbanisme et code de l'expropriation.

Dans le cas spécifique du code de l'environnement, cet outil réglementaire est utilisé pour compenser des pertes écologiques accidentelles résultant de l'activité d'un exploitant (Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale) et des pertes écologiques anticipées liées à la réalisation d'un aménagement (Loi relative à la protection de la nature, Etude d'impact, Natura 2000, Espèces protégées, etc.). La compensation écologique n'a, à ce jour, jamais été mise en œuvre à la suite d'impacts écologiques accidentels en raison du champ d'application restreint de la loi sur la responsabilité environnementale (Mudgal, Chenot, Salès, & Fogleman, 2013). Cet outil est donc utilisé en France uniquement dans le cadre réglementaire associé aux impacts anticipés.

La compensation écologique, intégrée dans la séquence ERC, est ancienne puisqu'elle remonte à 1976 avec la loi relative à la protection de la nature. Elle a toutefois été assez peu appliquée jusqu'à la fin des années 2000 (Quétier, Regnery, & Levrel, 2014). Son regain actuel s'explique en partie par un renforcement réglementaire intervenu à la suite d'une mise en demeure de la France par la Commission Européenne pour cause de non-conformité avec les directives européennes (dont la directive Habitats 92/43/CE du 21 mai 1992).

La séquence ERC a tout d'abord été renforcée suite à l'adoption de l'arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demandes de dérogations portant sur la destruction d'espèces protégées, arrêté qui résulte d'une transposition tardive d'une des obligations de la directive Habitats. Dans le cas d'un projet d'aménagement, il est possible de déroger à l'interdiction de destruction d'espèces protégées sous certaines conditions, notamment si une compensation écologique est prévue. Cet arrêté a conduit à une forte augmentation des demandes de dérogation pour lesquelles des mesures de compensation ont été associées (Regnery et al., 2013).

La mise en œuvre de la séquence ERC dans le contexte des projets d'aménagement a ensuite été améliorée grâce à la réforme de l'étude d'impact⁹ (2011), issue de la loi portant Engagement National pour l'Environnement du 12 juillet 2010, dite loi Grenelle II. La réforme de l'étude d'impact a conduit à rendre juridiquement contraignant le respect de la séquence ERC : les arrêtés d'autorisation des projets d'aménagement fondés sur l'étude d'impact doivent désormais inclure les mesures associées à la séquence ERC.

Plus récemment, la séquence ERC est devenue un principe général du droit de l'environnement grâce à la loi du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (Laurans, Ferté-Devin, Lapeyre, & Wemaëre, 2016). La séquence ERC devient ainsi un principe institutionnel fort.

⁷ Étude d'impact, Installations Classées, Évaluations environnementales des plans, Dérogations à la protection stricte des espèces protégées, Évaluation des incidences Natura 2000, Dispositions relatives à la loi sur la responsabilité environnementale, Aménagements ou travaux autorisés au titre de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques, Trames vertes et bleues.

⁸ Mesures compensatoires lors d'autorisations de défrichement.

⁹ Décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements.

D. La compensation écologique : un objet d'étude transdisciplinaire

La montée en puissance institutionnelle présentée ci-dessus a contribué à faire de la compensation écologique un objet d'étude tant de la part des sciences écologiques et que de celle des sciences sociales.

La compensation écologique intéresse en premier lieu, et de façon évidente, les sciences écologiques, en particulier dans le domaine de la biologie de la conservation. Les sciences du vivant sont en effet primordiales pour mettre en œuvre la compensation par le biais d'actions de restauration du milieu naturel. Des travaux ont par exemple été réalisés sur les aspects méthodologiques et le succès des actions de compensation (Moreno-Mateos, Power, Comín, & Yockteng, 2012; Quétier & Lavorel, 2011; Regnery, 2013).

Les sciences juridiques se sont elles aussi penchées sur la compensation écologique, pour clarifier juridiquement ce mécanisme provenant du droit européen et transposé en droit français (Lucas, 2015; Martin, 2015). Ces travaux s'inscrivent dans un mouvement actuel en France où les sciences juridiques appliquées à l'environnement poursuivent l'objectif d'une meilleure réparation des atteintes à l'environnement, à l'image de la proposition d'une nomenclature des préjudices environnementaux par Neyret et Martin (2012).

De par son ancrage territorial, la compensation écologique est également un objet d'étude en géographie. Elle est notamment associée à une vision durable de l'aménagement du territoire. La compensation y est étudiée sous un angle holistique où sont questionnées les multiples interactions entre l'homme et la nature sur un territoire (Jacob, 2016; Oiry, 2015; Pioch, 2016). La compensation écologique est plus particulièrement examinée en complément des « compensations socio-environnementales » pour couvrir l'ensemble des impacts écologiques et socio-économiques d'un projet d'aménagement (Gobert, 2010).

E. L'étude de la compensation sous l'angle des sciences économiques

La compensation écologique est également appréhendée à travers le prisme de l'analyse économique.

Les moyens humains et financiers étant limités, les politiques de conservation de la biodiversité nécessitent que des choix soient faits sur les objets à protéger et les instruments à utiliser. Des arbitrages sont donc à réaliser et les sciences économiques, assimilées parfois à une théorie des choix, peuvent alors être mobilisées en proposant des outils pour aider à la prise de décision en matière de gestion de la biodiversité.

La compensation écologique peut être envisagée comme un instrument d'internalisation au service de la lutte contre le déclin de la biodiversité. Entendu au sens large, le concept économique d'internalisation fait référence à l'ensemble des mécanismes incitatifs (Cf. Encadré 1) visant à infléchir les acteurs privés à se comporter de manière conforme à un optimum social, ou pour le dire autrement, à faire converger intérêts individuels et intérêt collectif.

L'analyse de la compensation écologique comme instrument d'internalisation diffère selon qu'elle est abordée à travers le cadre de l'économie de l'environnement ou à travers celui de l'économie écologique, deux cadres qui mobilisent la notion d'intérêt collectif et de préférences sociales de façons différentes.

Economie de l'environnement : une approche utilitariste de la compensation écologique

L'économie de l'environnement mobilise le cadre analytique néoclassique de l'économie du bien-être. L'intérêt collectif est défini par rapport à la notion de bien-être social (ou collectif), entendu comme l'agrégation des niveaux de satisfaction (d'utilité) des individus d'une communauté/société donnée. L'objectif poursuivi par le paradigme de l'économie de l'environnement est la maximisation de ce bien-être social, sous contrainte des ressources (naturelles, matérielles, financières) limitées à la disposition de la société (Guerrien, 2002).

Le principe de compensation dans le cadre de l'économie de l'environnement repose sur les mécanismes d'internalisation des externalités environnementales.

La réalisation d'un projet d'aménagement conduit généralement à une dégradation de la biodiversité du fait d'une artificialisation du milieu naturel. Certains individus subissent en conséquence une perte de bien-être liée à une suppression ou à une modification de leurs activités matérielles (activités de loisirs et professionnelles par exemple) et/ou immatérielles (spiritualité par exemple) en lien avec le milieu naturel dégradé par le projet (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

Du point de vue de l'économie de l'environnement, la dégradation de l'environnement causée par l'activité de l'aménageur est à l'origine d'externalités négatives si ces pertes individuelles de bien-être ne font l'objet d'aucune transaction (marchande ou non) entre les agents affectés et le responsable du projet d'aménagement (Bonnieux & Desaignes, 1998).

La présence d'externalités conduirait l'aménageur à mettre en œuvre le projet sous une forme qui ne permettrait pas d'en maximiser les retombées sociales, faute de toutes les considérer dans la discussion des coûts et des bénéfices sociaux du projet (Bontems & Rotillon, 2013).

Un enjeu majeur consiste alors à amener l'aménageur à intégrer, ou internaliser, ces effets externes dans la définition du projet.

A première vue, la compensation écologique s'apparente à un mécanisme d'internalisation, dans la mesure où, à travers son coût, elle conduit les aménageurs à tenir compte des impacts environnementaux de leurs projets. Cependant, le recours à cet instrument pour corriger les défaillances des prises de décisions individuelles soulève un certain nombre de questions du point de vue de l'économie de l'environnement.

Sur le bien-fondé de l'objectif de neutralité écologique tout d'abord. L'objectif mis en avant par le cadre normatif de l'économie du bien-être est celui de la maximisation du bien-être collectif. La compensation écologique dans ce cadre vise donc à maintenir un niveau de bien-être social en contrebalançant une perte de bien-être, résultant d'une dégradation de la biodiversité, par un gain d'utilité généré par la restauration de cette biodiversité. Cet objectif est ainsi défini à partir des préférences des individus et ne se confond pas nécessairement de ce fait avec la référence écologique d'un arrêt de l'érosion de la biodiversité. Rien n'empêche, par principe, que la maximisation du bien-être collectif se fasse au prix d'un consentement social à une poursuite de l'érosion de la biodiversité, ou au contraire dans l'attente sociale d'une amélioration de la biodiversité.

Encadré 1 : Les mécanismes d'internalisation

Il existe divers instruments pour internaliser les externalités environnementales. Ces instruments sont mobilisés selon deux approches : l'approche réglementaire et l'approche économique.

Dans le cas de l'approche réglementaire, également appelée selon la terminologie anglo-saxonne *command and control*, un agent particulier garant de l'intérêt général (généralement l'Etat) cherche à modifier les perceptions que peuvent avoir les individus à propos des problèmes environnementaux. Des normes peuvent ainsi être émises pour imposer aux individus une quantité maximale de pollution, un statut de protection ou encore un quota de prélèvement de ressources naturelles. La mise en œuvre de normes est assortie de sanctions en cas de non-respect des règles. Des taxes peuvent également être imposées par l'Etat pour inciter les individus à choisir de manière décentralisée le niveau optimal de pollution ou de dégradation de la biodiversité. Cette solution, préconisée par Pigou (1932) et développée par Meade (1952), vise ainsi à restaurer l'efficacité des marchés (Bontems & Rotillon, 2013; Froger, Calvo-Mendieta, Petit, & Vivien, 2016).

Une approche plus libérale est également envisageable pour internaliser les externalités environnementales et repose sur des mécanismes incitatifs liés au marché. Il s'agit de l'approche dite économique. Le fondement de cette approche repose sur la théorie de Coase (1960) selon laquelle une négociation directe entre pollués et pollueurs permettrait d'atteindre une situation Pareto-optimale (i.e. qui maximise le bien-être social) dans des conditions particulières (droits de propriété bien définis, absence de coûts de transaction c'est-à-dire de coûts liés à l'information et à la négociation). C'est sur cette base qu'ont été mis en place les marchés de droits à polluer où des quotas de ressources naturelles, assimilés à des droits de propriétés, sont échangés. Ce mécanisme introduit un prix pour la ressource naturelle concernée qui était auparavant inexistant. Les acteurs économiques vont par ce biais inclure ce nouveau coût dans leur calcul économique privé et conduire le marché à allouer de manière efficace l'ensemble des ressources (Bontems & Rotillon, 2013; Froger et al., 2016).

Sur son efficacité économique ensuite. Si la compensation écologique vise à neutraliser les impacts résiduels d'un projet d'aménagement, celle-ci ne saurait toutefois se faire à n'importe quel coût financier. Il importe, dans la perspective de non-perte nette de bien-être social dans laquelle s'inscrit la compensation écologique, que le coût social d'opportunité de la mise en œuvre des mesures de compensation soit inférieur, sinon égal, à la valeur sociale (exprimée en unité monétaire) des pertes écologiques que l'on cherche à compenser. La compensation écologique doit, de ce fait, être conforme au principe de l'analyse coûts-avantages¹⁰ en tant qu'outil d'aide à la décision pour indiquer jusqu'où des actions sont économiquement justifiées (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Dans le cas contraire, la mise en œuvre des mesures compensatoires conduirait à un sacrifice social de ressources injustifié sur le plan de l'analyse coûts-avantages.

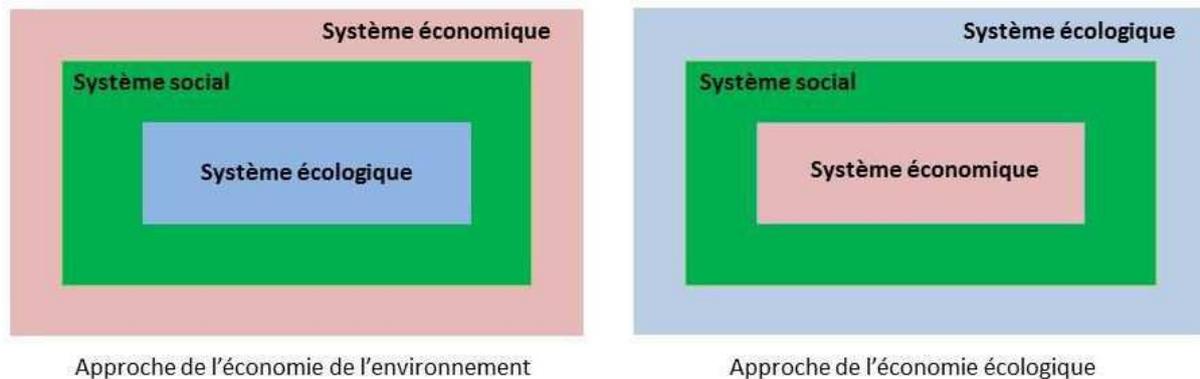
Economie écologique : une approche biophysique de la compensation écologique

Le positionnement de l'économie écologique¹¹ à l'égard de la compensation écologique diverge sensiblement du cadre précédent. Pour l'économie écologique, le système économique est considéré comme un sous-ensemble du système écologique, en conséquence de quoi les contraintes environnementales s'imposent au premier (Cf. Figure 2).

¹⁰ Selon le principe de l'analyse coûts-avantages, un projet d'aménagement (ou une action de compensation) sera réalisé si les bénéfices associés au projet sont supérieurs à ses coûts.

¹¹ L'économie écologique s'est construite en tant que courant divergent et critique vis-à-vis de l'économie de l'environnement. L'économie écologique est issue de diverses influences théoriques et méthodologies provenant des sciences sociales et des sciences de la nature pour étudier, dans une démarche holistique, « les interactions entre économie et fonctionnement biophysique de la Terre dont l'économie dépend » en tenant compte des « aspects sociaux et politiques ainsi que [des] questions de justice sociale » (Froger et al., 2016, p9 et 11).

Figure 2 – L'imbrication des systèmes économiques, sociaux et écologiques selon l'économie de l'environnement et l'économie écologique (d'après Diemer, 2012)



Le maintien d'un stock de capital naturel¹² constant dans le temps constitue, pour le paradigme de l'économie écologique, une condition essentielle pour assurer un développement humain durable. La poursuite de l'intérêt collectif passe alors par un arrêt de l'érosion de la biodiversité. L'engagement d'instruments tels que la compensation écologique, dans un objectif de neutralité écologique, trouve alors toute sa place.

Par ailleurs, l'économie écologique mobilise un registre différent de celui de l'économie de l'environnement pour discuter la pertinence d'un choix ou d'un instrument. La traduction du principe de neutralité écologique sous la forme d'un objectif réglementaire est en effet considérée comme le reflet et le produit négocié de conventions sociales, reflétant l'état des préférences collectives à un moment donné au sein d'une société (Levrel, 2012).

Ne se référant ni au concept utilitariste de préférences individuelles, ni au critère de maximisation du bien-être collectif, l'économie écologique évite le recours à toute évaluation monétaire du capital naturel fondée sur la notion de Valeur Economique Totale, ainsi que tout instrument de gestion s'appuyant sur ce type d'évaluation¹³.

Les économistes écologiques ont en revanche recours à des évaluations multicritères, mieux adaptées selon eux pour tenir compte de la complexité de la biodiversité, qui mêlent des critères quantitatifs monétaires (pour évaluer les coûts et avantages économiques d'un projet) à des critères quantitatifs non monétaires et qualitatifs (pour évaluer les effets sociaux et environnementaux d'un projet) (Froger et al., 2016).

¹² Le capital naturel, qui renvoie aux ressources naturelles physiques et biologiques, est une des trois formes de capital constituant le stock global de capital. Les deux autres formes étant le capital physique (i.e. les actifs manufacturés tels que les machines et les équipements techniques utilisés dans les processus de production) et le capital humain (i.e. l'éducation, la santé qui permettent d'améliorer les connaissances, les compétences et les performances humaines) (Costanza & Daly, 2012).

¹³ La Valeur Economique Totale (VET) est un concept rassemblant les différentes valeurs que l'homme associe à la biodiversité. La VET est décomposée en valeurs d'usage (liées à l'utilité retirée de l'utilisation de ressources naturelles) et en valeurs de non-usage (liées au caractère patrimonial de la biodiversité et à son existence, indépendamment de tout usage actuel ou futur) (Bontems & Rotillon, 2013). Des méthodes de valorisation économique fondées sur ce concept ont été développées pour estimer monétairement les valeurs d'usage et de non-usage. Les estimations obtenues font l'objet de nombreuses critiques dont la principale est la sous-estimation des valeurs en raison de la difficulté à appréhender les valeurs de non-usage et les valeurs d'usage non marchand (Levrel, 2012) (Cf. Chapitre 1).

De même, ils privilégient une évaluation monétaire du capital naturel fondée sur les coûts de maintien de la biodiversité, une approche ayant à la fois un fort ancrage biophysique et une portée directement opérationnelle en appui à l'objectif de lutte contre l'érosion de la biodiversité. La compensation écologique constitue de ce point de vue un instrument d'internalisation intéressant, puisqu'il permet, à la manière du principe pollueur-payeur, de répercuter le coût et d'assurer la mise en œuvre du maintien du capital naturel.

Economie institutionnelle : la pertinence organisationnelle des banques de compensation

Enfin, l'essor réglementaire de la compensation écologique a conduit à la multiplication, ces dernières années, de publications en économie institutionnelle. Il existe aujourd'hui une littérature relativement riche sur une des formes organisationnelles que peut prendre la compensation écologique : les banques de compensation¹⁴.

Ces banques de compensation sont mises en œuvre et gérées par un opérateur tiers qui anticipe une demande de compensation et se charge de restaurer un milieu naturel en vue de vendre des unités aux aménageurs au titre de la compensation. Des travaux à la fois théoriques et empiriques ont ainsi étudié les facteurs économiques et institutionnels qui conduisent à recourir à l'utilisation des banques de compensation. Ces travaux s'appuient sur une démarche de type institutionnaliste (Froger, Ménard, & Méral, 2015; Pilgrim et al., 2013; van Teeffelen et al., 2014) ou sur une approche fondée sur la théorie néo-institutionnelle (Calvet, 2015; Scemama & Levrel, 2013; Vaissière & Levrel, 2015) pour notamment étudier comment les caractéristiques des banques de compensation permettent de concilier développement économique et préservation de la biodiversité.

F. Contexte et objectifs de la thèse

La présente thèse a été réalisée dans le cadre du dispositif CIFRE, en lien avec l'entreprise EDF Energies Nouvelles, lauréate de trois projets de parcs éoliens en mer dans le cadre du premier appel d'offres. Elle vise à répondre à un besoin de recherche identifié par l'entreprise partenaire sur la définition et la mise en œuvre de la compensation écologique en mer.

Contrairement à la pratique en milieu terrestre (Cf. Encadré 2), la compensation écologique en mer en est encore à ses débuts. En France, très peu de compensations en mer ont été réalisées dans le cadre des études d'impact¹⁵ (Jacob, Pioch, & Thorin, 2016). C'est dans ce contexte que l'entreprise EDF Energies Nouvelles a souhaité engager des recherches au sujet de l'identification et du dimensionnement de mesures de compensation écologique en mer, en appui à la mise en œuvre de la séquence ERC.

Cette attente nous a conduit à étudier comment et à quel point la pratique actuelle de la compensation écologique est en mesure de contrebalancer les impacts environnementaux des aménagements marins et côtiers.

¹⁴ Les autres formes organisationnelles de la compensation écologique étant (i) une approche au cas par cas, qui correspond aux actions individuelles de compensation adossées à chaque projet d'aménagement, et (ii) une approche via un fonds (géré par une association environnementale ou les services de l'Etat) abondé par les aménageurs, qui se charge ensuite de réaliser des actions biophysiques ou des actions bénéfiques pour l'environnement.

¹⁵ Nous verrons dans le chapitre 1 que la compensation écologique en mer est davantage développée dans les pays anglo-saxons.

Plus généralement, cette analyse nous a permis de questionner l'efficacité de la compensation écologique en tant qu'instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine, en référence au cadre de l'économie écologique présenté précédemment.

L'efficacité de cet instrument est appréciée empiriquement par rapport à sa capacité à atteindre en pratique l'objectif qui lui est assigné réglementairement, à savoir celui d'une non-perte nette de biodiversité.

Ce parti pris méthodologique s'explique tout d'abord par le fait que le respect de l'objectif de neutralité écologique constitue une condition nécessaire pour garantir que la compensation écologique joue complètement son rôle en termes d'internalisation. En outre, il est adapté à la forme particulière que revêt la compensation écologique, c'est-à-dire des actions sur le milieu naturel, par rapport à d'autres mécanismes d'internalisation. Une attention spécifique doit ainsi être apportée à ce mode d'internalisation.

Cet angle de recherche nous amène à ne pas traiter certaines questions importantes en matière de gestion environnementale, notamment celle relative au coût de la compensation écologique pour atteindre l'objectif de non-perte nette de biodiversité par rapport aux autres instruments d'internalisation.

Pour autant, et comme nous le verrons, la discussion de la capacité à atteindre en pratique cet objectif ne peut se réduire à la prise en compte d'enjeux relevant exclusivement de l'écologie et nécessite également de mobiliser différents facteurs sociaux.

Encadré 2 : La compensation écologique terrestre

La mise en œuvre de la compensation écologique s'effectue aujourd'hui essentiellement en milieu terrestre. Les zones humides sont historiquement les tout premiers milieux à avoir fait l'objet de compensation écologique. Elles ont fait l'objet en 1971 d'une protection par le biais de la convention internationale RAMSAR qui fait appel à la compensation écologique dès lors qu'un Etat signataire de cette convention retire ou diminue la superficie d'une zone humide inscrite sur la Liste des zones humides d'importance internationale (Lucas, 2015).

Les Etats-Unis ont appliqué très tôt la séquence ERC sur les zones humides dégradées par la réalisation d'aménagement. Cette contrainte émane de la section 404 du *Clean Water Act* de 1972, également appelée *Wetland Mitigation*, dont l'objectif est de maintenir et de restaurer l'intégrité physique, chimique et biologique des zones humides sur le territoire américain (Fennessy, Jacobs, & Kentula, 2004).

En France, la compensation écologique des zones humides est encadrée par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006). C'est probablement le mode de compensation le plus abouti en France : elle est définie à l'échelle des bassins versants par le biais des Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) qui exigent la mise en œuvre de mesures compensatoires sous certaines conditions (respect de ratio surfacique, fonctionnalités écologiques équivalentes, etc.) (Quétier, Regnery, Jacob, & Levrel, 2015).

Outre les zones humides, les espèces et les milieux protégés à terre font l'objet de compensation écologique du fait d'une forte législation en la matière. Les espèces et milieux protégés au titre de Natura 2000 (Directives Habitats et Oiseaux) ainsi que ceux protégés par la loi relative à la protection de la nature.

La compensation écologique réalisée sur les écosystèmes terrestres a fait l'objet d'une abondante littérature. Sa mise en œuvre et son efficacité environnementale ont été discutées dans le contexte français (Calvet, 2015; Jacob, Quétier, Aronson, Pioch, & Levrel, 2014; Lucas, 2015; Quétier et al., 2014; Regnery, 2013). Des difficultés méthodologiques et institutionnelles sont notamment soulignées pour expliquer la capacité limitée de la compensation écologique à enrayer l'érosion de la biodiversité terrestre.

G. Présentation des cas d'étude

L'étude de la compensation écologique en mer, effectuée dans ce travail de thèse, est réalisée à partir de quatre projets de parcs éoliens en mer : Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp (Cf. Figure 3). Elle s'appuie plus spécifiquement sur la composante marine des parcs, constituée des éoliennes et des câbles inter-éoliennes, sans tenir compte de la composante terrestre liée au raccordement électrique (Cf. Figure 4).

Les caractéristiques des quatre projets de parcs éoliens en mer sont relativement similaires en termes de nombre d'éoliennes (entre 75 et 100), de puissance électrique totale (entre 450 et 500 mégawatts), de superficie couverte par chaque parc (entre 50 et 77 km²) et de distance minimale entre les parcs et la côte (entre 10 et 16 km) (Cf. Tableau 1).

Les parcs étudiés seront implantés dans trois régions (Pays de la Loire, Bretagne et Normandie) qui sont relativement semblables sur le plan socio-économique (démographie, économie régionale, etc.). A l'échelle des territoires d'implantation, les littoraux concernés sont particulièrement attractifs sur le plan touristique avec la présence de stations balnéaires renommées (La Baule, Erquy, Etretat par exemple). Des enjeux liés aux activités de pêche professionnelle sont présents sur l'ensemble des sites avec toutefois une particularité pour les sites de Saint-Brieuc et Courseulles-sur-Mer en raison de la présence de gisements naturels classés de coquilles Saint-Jacques.

Malgré ces similarités, des spécificités à l'échelle des territoires d'implantation sont à noter sur les aspects environnementaux et culturels.

Le parc de Saint-Nazaire sera installé sur le Banc de Guérande caractérisé par un haut fond rocheux de nature calcaire. Des laminaires (espèces d'algues) sont dénombrées parmi les espèces benthiques présentes sur le Banc de Guérande. Elles constituent un enjeu environnemental en raison de leur caractère protégé au sens de Natura 2000 même si le Banc de Guérande ne fait pas partie de ce réseau européen. Le parc de Saint-Brieuc sera implanté au sein d'un territoire ayant une dimension paysagère assez forte. Le littoral de la Baie de Saint-Brieuc possède en effet des sites majeurs tels que Bréhat ou la Côte de Penthièvre et présente une labellisation Grands Sites de France pour les caps d'Erquy et Fréhel. Au sein de la Baie de Seine, le parc de Courseulles-sur-Mer fera face à la Côte de Nacre et la Côte du Bessin qui revêtent des dimensions patrimoniales et historiques particulières du fait de la présence des plages du débarquement (pour lesquelles un classement UNESCO est actuellement en cours). Enfin, le parc de Fécamp sera installé au sein d'une zone de protection spéciale « Littoral seino-marin », protégée au titre de Natura 2000 du fait de quelques 44 espèces d'oiseaux marins d'intérêt communautaire recensées. Cette zone se situe au large de la Côte d'Albâtre, réputée pour ses falaises parmi lesquelles celles d'Étretat, classées Grand Site de France et en cours de classement UNESCO.

Figure 3 – Positionnement géographique des quatre sites éoliens en mer étudiés (Bas, Hay, & Pioch, 2016)

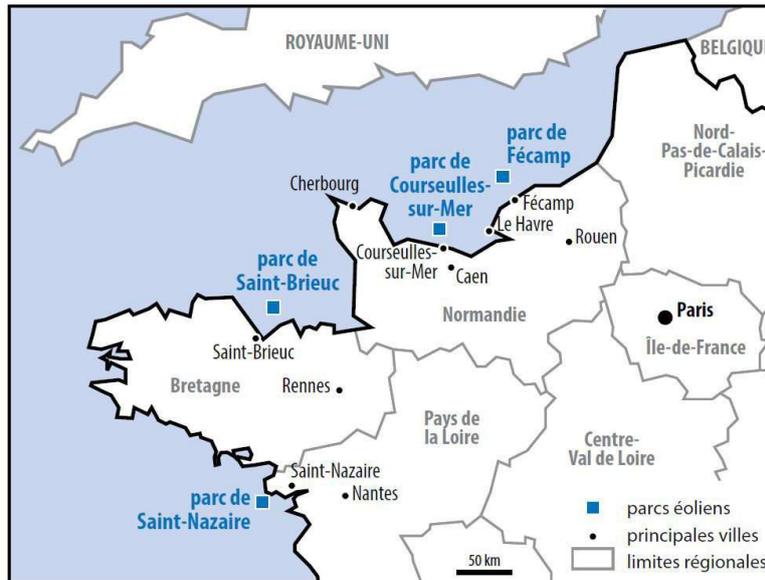
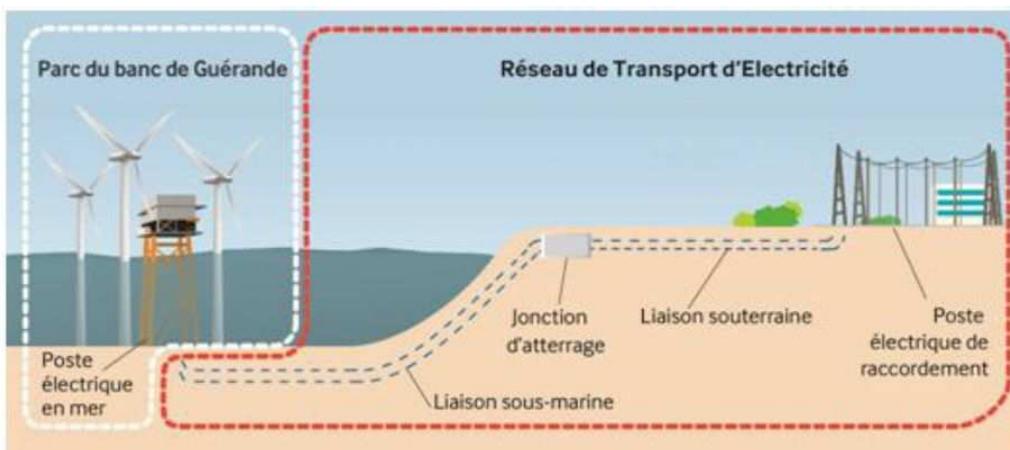


Tableau 1 – Caractéristiques techniques des parcs éoliens en mer issus du premier appel d'offres (Ailes Marines S.A.S., 2016a; Eoliennes Offshore des Hautes Falaises, 2015; Eoliennes Offshore du Calvados, 2015a; Parc du Banc de Guérande, 2015a)

Site	Nombre d'éoliennes	Superficie du parc	Puissance installée	Distance minimale à la côte	Montant de l'investissement (hors raccordement)	Consortium	Nom de la société de projet
Saint-Nazaire	80	78 km ²	480 MW	12 km	2 milliards d'euros	EDF Energies Nouvelles Dong Energy Nass & Wind Offshore Alstom	Parc du Banc de Guérande
Saint-Brieuc	100	77 km ²	500 MW	16 km	2 milliards d'euros	Iberdrola Eole Res Areva Technip Neoen Marine	Ailes Marines
Courseulles-sur-Mer	75	50 km ²	450 MW	10 km	1,8 milliard d'euros	EDF Energies Nouvelles Dong Energy Wpd Offshore Alstom	Eoliennes Offshore du Calvados
Fécamp	83	65 km ²	498 MW	13 km	2 milliards d'euros		Eoliennes Offshore des Hautes Falaises

Figure 4 – Schéma simplifié des composantes marines et terrestres d'un parc éolien en mer (Parc du Banc de Guérande, 2015a)



H. La démarche mise en œuvre

Une approche empirique qualitative a été retenue pour étudier l'efficacité de la compensation écologique dans un contexte de projet d'aménagement. Cette approche consiste schématiquement :

- (i) à déterminer les facteurs qui orientent la compensation écologique et leurs caractéristiques qui, du point de vue théorique, doivent permettre à la compensation écologique d'atteindre un bilan écologique neutre ;
- (ii) et contrôler si ces conditions sont vérifiées en pratique.

Le recours à cette approche est apparu nécessaire compte tenu des particularités du sujet de thèse.

Sur le plan disciplinaire et la nature des données, en premier lieu. Comme nous le verrons dans le premier chapitre, la compensation écologique est un objet aux multiples dimensions qui nécessite de recourir à une approche pluridisciplinaire pour révéler la multiplicité des enjeux gravitant autour de cet outil. Des incursions ont donc été nécessaires dans les sciences juridiques, en écologie voire en sociologie pour étudier la compensation écologique dans toute sa complexité. Une approche qualitative permet d'assurer la cohérence des données mobilisées issues de ces divers champs disciplinaires.

La démarche pluridisciplinaire, adoptée dans ce travail de thèse, nous a conduit à utiliser des données qualitatives de nature différente, complémentaires aux données écologiques. Certaines proviennent de la réglementation française, d'autres sont issues des réunions de débats publics associées aux quatre parcs éoliens en mer étudiés dans cette thèse.

Sur la disponibilité des données ensuite. L'accès à des données écologiques provenant des études d'impact a été fortement limité en raison de la proximité du calendrier de la thèse et celui des projets de parcs français. Au démarrage de la thèse (septembre 2012), les projets venaient d'être attribués aux consortiums lauréats (avril 2012) qui ont par la suite confirmé la réalisation des projets à l'issue de la période de levée des risques (octobre 2013). Les études d'impact des parcs étudiés ont été déposées pour instruction auprès des services administratifs à la fin de l'année 2014 et ont été rendues publiques lors de la phase d'enquête publique à l'été 2015.

Cette contrainte a conduit à élargir le périmètre des cas d'étude à l'éolien en mer au niveau européen et à s'intéresser plus largement à tout type de projet d'aménagement en mer (extension portuaire par exemple). En outre, elle a rendu nécessaire un travail de revue de littérature de l'état des connaissances aussi bien en matière d'impacts environnementaux des éoliennes en mer qu'en matière d'ingénierie écologique pour réaliser des mesures compensatoires en milieu marin.

Ce cheminement méthodologique a permis d'observer que la mise en œuvre de la compensation écologique ne relève pas du seul ressort de l'écologie, comme le cadre réglementaire le suggère de prime abord. Elle met également en lumière la place et l'importance des enjeux sociétaux, en particulier la prise en compte des attentes sociales, dans ce cadre, et leur incidence sur la manière dont la compensation écologique peut répondre à l'objectif de non-perte nette de biodiversité.

La démarche adoptée dans ce travail de thèse prolonge ainsi deux travaux récents réalisés en économie sur la compensation écologique dans le contexte de l'éolien en mer (Cf. Encadré 3), l'un portant sur les caractéristiques permettant le recours à une compensation écologique au cas par cas (Vaissière & Levrel, 2015; Vaissière, Levrel, Pioch, & Carlier, 2014), l'autre portant sur la demande de compensation des acteurs d'un territoire (Kermagoret, Levrel, Carlier, & Dachary-Bernard, 2016; Kermagoret, Levrel, Carlier, & Ponsero, 2016).

Encadré 3 : Travaux de recherche en économie appliqués à la compensation écologique dans le contexte de l'éolien en mer

Deux travaux récents en économie sont venus éclairer la pratique de la compensation écologique réalisée dans le contexte spécifique de l'éolien en mer. Le premier a été réalisé par Vaissière et al. (2015; 2014) à partir d'une étude des mesures ERC recensées dans les études d'impact des parcs éoliens en mer d'Europe du Nord. Ces auteurs se sont appuyés sur une analyse néo-institutionnelle pour argumenter le choix d'une compensation écologique au cas par cas ou par le biais de banque de compensation (notamment sur la base de critères liés au niveau d'incertitude et au niveau de complexité des écosystèmes à compenser). Le second a été réalisé par Kermagoret et al. (2016a; 2016b) en abordant la compensation écologique sous l'angle des perceptions et des préférences des acteurs du territoire d'implantation du projet de parc éolien de Saint-Brieuc. A travers une approche qualitative basée sur la cartographie cognitive et une approche quantitative basée sur la méthode des choix expérimentaux, l'auteur s'est attaché à caractériser la demande de compensation des acteurs du territoire par rapport aux impacts perçus.

L'originalité des travaux de thèse, par rapport à ceux existant en sciences économiques sur la compensation écologique, provient de l'inclusion de dimensions sociales dans l'étude de l'efficacité de cet outil réglementaire. Cette caractéristique est présente dans les travaux de Kermagoret et al. (2016a; 2016b) mais sans que soient questionnés les liens entre ces dimensions sociales et l'efficacité de la compensation écologique. L'efficacité de la compensation est par ailleurs interrogée par Vaissière et al. (2015; 2014) et Calvet (2015) sans que la dimension sociale ne soit étudiée. Les travaux de thèse ont ainsi voulu mêler les dimensions écologiques et sociales pour analyser l'efficacité de la compensation écologique en mer.

I. Plan de la thèse

La thèse est composée de quatre chapitres.

Le chapitre 1 propose un cadre d'évaluation de la pratique de la compensation écologique en mer. Il constitue de ce fait la première étape de l'approche qualitative utilisée pour mener ce travail de thèse. Dans un premier temps, les facteurs et leurs caractéristiques théoriques sont définis par rapport à l'objectif assigné à la compensation écologique dans le cadre d'un projet d'aménagement en mer, c'est-à-dire l'atteinte d'un bilan écologique neutre. Il s'agit ainsi de mettre à plat les critères relatifs aux sphères réglementaires, écologiques et sociétales, propres à une compensation écologique assurant une non-perte nette de biodiversité à l'échelle d'un projet d'aménagement. Dans un second temps, la proximité des critères écologiques et sociétaux est discutée à travers le concept de services écosystémiques. Cette discussion a pour objectif d'explicitier la présence d'enjeux sociétaux dans la pratique de la compensation.

Le chapitre 2 fait un état des lieux de la mise en œuvre de la compensation écologique, et plus largement de la séquence ERC en mer. Il s'appuie sur une revue de la littérature pour caractériser l'état actuel des facteurs réglementaires, écologiques et sociétaux, identifiés dans le chapitre 1, dans le cas particulier de l'éolien en mer. L'état de l'art a été conduit dans l'objectif de proposer une image la plus complète possible des interactions entre un parc éolien, le milieu naturel et la société pour ensuite mieux comprendre l'importance des enjeux sociétaux dans la compensation écologique en mer.

Le chapitre 3 constitue la seconde étape de l'approche qualitative développée dans la thèse. Les caractéristiques théoriques des différents facteurs identifiés dans le chapitre 1 comme étant essentiels pour atteindre un bilan écologique neutre, sont comparées aux caractéristiques mises en évidence par l'état des lieux réalisé dans le chapitre 2. Le chapitre 3 conduit ainsi à discuter l'efficacité de la compensation écologique en mer en tant qu'instrument d'internalisation et de lutte

contre l'érosion de la biodiversité marine. Il met en avant les enjeux à résoudre pour que la compensation écologique remplisse pleinement l'objectif réglementaire de non-perte nette de biodiversité.

Enfin, le chapitre 4 apporte une réponse à l'enjeu méthodologique identifié parmi l'ensemble des enjeux relevés dans le chapitre précédent. Il propose une approche méthodologique pour renforcer les étapes Eviter et Réduire de la séquence ERC et pour *in fine* mieux définir les besoins de compensation en mer. Ce cadre méthodologique repose sur une analyse multicritères et est illustrée par une application à un projet d'aménagement marin (éolien en mer) et côtier (extension portuaire).

Chapitre 1 – Cadre d'évaluation de la pratique de la compensation écologique

Ce chapitre propose un cadre d'évaluation pour étudier la capacité de la compensation écologique à atteindre l'objectif réglementaire de non-perte nette de biodiversité. Il vise, dans un premier temps, à identifier les facteurs écologiques et sociétaux qui orientent la pratique de la compensation écologique (sections 1 et 2). Les caractéristiques de ces facteurs, qui permettent en théorie l'atteinte d'un bilan écologique neutre par la compensation écologique, sont également présentées. Ce chapitre vise, dans un second temps, à discuter le caractère non strictement écologique de la compensation (section 3). Cette discussion fait suite à la présence de paramètres de nature sociétale dans la définition et la mise en œuvre de la compensation écologique.

1. Les facteurs écologiques de la compensation écologique

Les facteurs de nature écologique, identifiés dans cette première section, sont liés aux composantes élémentaires de la compensation, à savoir les actions de compensation possibles (section 1.2), le niveau d'équivalence écologique recherché (section 1.3) et la fiabilité de l'évaluation du niveau de compensation (section 1.4). Avant d'aborder les facteurs relatifs à ces composantes structurelles de la compensation écologique, il importe de considérer le premier facteur du point de vue de la chronologie de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) : la mise en œuvre de la compensation est conditionnée aux résultats des mesures d'évitement et de réduction (section 1.1).

1.1. Le besoin de compensation écologique comme le résultat des mesures d'évitement et de réduction

La thèse porte essentiellement sur la compensation écologique. Or, cet outil d'origine réglementaire n'est pas un outil autonome puisqu'il s'inscrit dans la séquence ERC. C'est en réalité la combinaison des trois étapes de la séquence ERC qui cherche à enrayer l'érosion de la biodiversité et non la seule compensation. Toutefois, dans les cas où l'évitement et la réduction n'ont pas suffisamment minimisé les impacts écologiques, il revient à la compensation la charge d'aboutir à un bilan neutre sur le plan écologique.

La mise en œuvre de la compensation écologique est donc conditionnée aux résultats des mesures d'évitement et de réduction qui auront été déterminées en amont. La réalisation de mesures d'évitement et de réduction adéquates et efficaces vise à limiter autant que possible les impacts écologiques résiduels d'un aménagement, et de réduire par conséquent le besoin de recourir à la compensation.

Les mesures d'évitement et de réduction constituent ainsi le tout premier paramètre à prendre en compte dans l'analyse de l'efficacité de la compensation écologique. Une approche de précaution consiste à considérer que la compensation la plus efficace sur le plan environnemental est en quelque sorte une compensation qui n'a pas lieu d'être. Dans un tel contexte, une application rigoureuse des étapes d'évitement et de réduction, en restreignant l'étendue de la compensation à réaliser, est une condition essentielle pour permettre à cette dernière de contrebalancer toute érosion de la biodiversité.

Ce paramètre écologique n'est pas étudié de manière approfondie dans cette thèse, notre objet d'étude étant la compensation écologique dès lors qu'elle est réalisée. Néanmoins, le parti pris de se focaliser sur la compensation ne doit pas occulter l'importance de l'intégralité de la séquence ERC pour stopper l'érosion de la biodiversité.

1.2. Le succès et le caractère additionnel des actions de compensation écologique

La pratique de la compensation écologique et son résultat dépendent de la capacité des actions de compensation à atteindre leurs objectifs et de leur additionnalité vis-à-vis de mesures existantes. Ces deux éléments, centrés sur les actions de compensation, constituent un second facteur à prendre en compte dans l'analyse, et sont présentés spécifiquement (1.2.2) après avoir précisé le contour des actions relevant de la compensation biophysique (1.2.1).

1.2.1. Les actions biophysiques et les mesures de gestion

Différentes actions sont possibles pour réaliser la compensation écologique. Les actions disponibles peuvent être regroupées en deux catégories : les actions biophysiques et les mesures de gestion. Ces deux ensembles ont en commun de conduire à la réalisation d'actions plus ou moins directes sur les milieux naturels. Aussi, par commodité dans la suite du manuscrit, elles sont regroupées sous le vocable « compensation biophysique ».

Actions biophysiques

Les actions biophysiques sont des actions qui touchent directement la structure des écosystèmes. C'est pourquoi ce type d'action est parfois appelé 'compensation en nature'. Les actions biophysiques agissent directement sur les milieux naturels au niveau de l'habitat, de l'espèce ou des fonctions écologiques¹⁶ en ayant recours aux techniques d'ingénierie écologique¹⁷. En ce sens, elles sont parfois qualifiées de mesures actives car elles soutiennent la régénération du milieu naturel visé qui n'aurait pu se régénérer seul (Carlier, 2015).

Les actions biophysiques peuvent être distinguées selon les deux catégories suivantes¹⁸ :

- Les actions de **restauration** portant sur des habitats, des espèces et des fonctions dégradés par un aménagement. L'objectif de la restauration est de permettre le retour de l'écosystème ou de certaines de ses composantes à un état prédéfini (état généralement appelé 'état initial', c'est-à-dire celui qui existait avant la réalisation de l'aménagement).
- Les actions de **création** visant à créer des habitats ou des fonctionnalités.

Ces actions peuvent être réalisées sur le site naturel dégradé ou à proximité : on parle alors d'actions *in situ*. Elles peuvent au contraire être réalisées à une distance éloignée et l'on fait référence dans ce cas à une compensation *ex situ* (MEEM, 2012, 2013 ; Business and Biodiversity Offsets Programme, 2012).

Mesures de gestion

Contrairement aux mesures biophysiques qui agissent de manière directe sur les milieux naturels, les mesures de gestion visent à stopper certaines pressions subies par le milieu naturel et lui permettre ainsi de se régénérer seul. Pour cette raison, les mesures de gestion sont parfois qualifiées de mesures passives (Carlier, 2015). Elles sont scindées en deux catégories :

- Les mesures de **préservation**. Dans le cas marin, il peut s'agir de mettre en place une aire marine protégée.
- Les mesures de **gestion des pressions**. Il s'agit d'actions visant soit à diminuer les pressions d'origine anthropique sur le milieu marin (encadrement contraignant des pratiques

¹⁶ Les fonctions écologiques sont les « interactions entre des organismes et l'environnement physique qui contribuent à l'auto-préservation d'un écosystème, par exemple production de biomasse, cycle du carbone, transport des éléments nutritifs » (Levrel, Frascaria-Lacoste, Hay, Martin, & Pioch, 2015).

¹⁷ Les techniques d'ingénierie écologique apportent des processus d'assistance à la régénération des écosystèmes par des interventions dirigées par l'homme (Lenfant et al., 2015). Elles consistent, par exemple, en du bouturage de corail ou à de la transplantation d'herbiers.

¹⁸ Nous avons restreint les actions biophysiques aux actions de restauration et de création. Il existe néanmoins d'autres terminologies (remédiation, réaffectation, réhabilitation, etc.) qui reflètent la diversité des finalités associées aux actions biophysiques (Carlier, 2015). Il existe par ailleurs un débat, sur lequel nous ne nous attardons pas, sur la définition de la restauration selon qu'elle est réalisée sous l'angle de l'ingénierie écologique ou de l'écologie de la restauration (Clewel & Aronson, 2010).

humaines), soit à diminuer les pressions qui semblent être d'origine naturelle (prolifération d'espèces envahissantes par exemple).

1.2.2. Le succès des actions de compensation écologique

La compensation écologique a pour objectif d'enrayer l'érosion de la biodiversité à l'échelle d'un projet d'aménagement. Cet objectif sera d'autant mieux atteint que les actions utilisées pour mettre en œuvre la compensation sont efficaces.

L'efficacité de la compensation biophysique se mesure généralement par un taux de succès, lui-même défini par rapport à un objectif fixé et mesuré à l'aide de critères d'évaluation. Utilisées dans un contexte de compensation écologique, l'efficacité de ces mesures doit donc être mesurée par rapport à l'atteinte, ou non, d'un bilan neutre sur le plan écologique. En l'absence de directives précises sur la procédure à suivre pour évaluer l'efficacité des actions de compensation, les critères pour évaluer leur efficacité sont déterminés de manière *ad hoc*. Des recommandations ont néanmoins été faites sur les critères d'évaluation du succès des actions de restauration ou de création telles que les recommandations de la *Society for Ecological Restoration*¹⁹ (SER, 2004) (par exemple, la réussite de l'action est évaluée en comparant la diversité et la structure des communautés présentes entre le site de compensation et le site de référence). Le choix des critères d'évaluation est particulièrement décisif pour les conclusions tirées en matière d'efficacité supposée de l'action de compensation. En effet, plus le nombre de critères est élevé, plus le nombre de points de comparaison est important et plus on s'attend à ce que l'efficacité de l'action de compensation soit évaluée de manière précise.

1.2.3. Le respect du principe d'additionnalité

La discussion de l'efficacité de la compensation écologique doit par ailleurs tenir compte du caractère additionnel des mesures compensatoires. Pour qu'il y ait compensation, il faut en effet que les actions proposées soient additionnelles tant sur le plan écologique que financier par rapport aux actions environnementales déjà en place.

Toute action de compensation doit apporter une plus-value écologique, c'est-à-dire apporter des gains écologiques sur la zone où est mise en œuvre la compensation. En outre, les actions de compensation écologique doivent également être additionnelles par rapport aux engagements privés ou publics existants (MEEM, 2013). Par exemple, la mise en place d'une aire marine protégée déjà désignée par les services de l'Etat ne peut être proposée au titre de la compensation écologique. La raison tient au fait que les gains écologiques apportés par cette mesure se seraient produits même si le projet d'aménagement, à l'origine d'un besoin de compensation écologique, n'avait pas existé.

Le caractère additionnel de l'action de compensation est donc primordial dans un exercice de compensation. En cas de non-respect de ce critère, une perte de biodiversité serait constatée.

¹⁹ Ces recommandations sont davantage détaillées dans le chapitre 2.

1.3. Le niveau d'équivalence écologique recherché

Le niveau d'équivalence écologique entre les pertes générées par le projet et les gains obtenus par l'action de compensation constitue un troisième paramètre à prendre en compte. En effet, les implications en termes d'érosion de la biodiversité varient selon le degré d'équivalence obtenu.

L'équivalence, recherchée et obtenue par les actions de compensation biophysique, peut être plus ou moins stricte selon les caractéristiques et la localisation de la compensation. Le degré d'équivalence est déduit de la comparaison des pertes et gains écologiques en fonction de leur nature, quantité, qualité et de leur localisation.

La nature des gains peut être strictement identique à la nature des pertes écologiques comme par exemple la destruction d'un herbier à cymodocées qui serait compensée par la restauration d'un herbier du même type. Dans ce cas, une équivalence écologique stricte est respectée. Ce type d'équivalence est également appelée *in-kind* ou *like-for-like* pour souligner le fait que les éléments naturels compensés sont de même nature, de même qualité et de même quantité que ceux dégradés par l'aménagement.

La notion d'équivalence intègre également une dimension spatiale puisqu'il importe généralement, dans une perspective d'équivalence stricte, que les actions de compensation écologique soient réalisées le plus près possible du lieu d'impact afin notamment de conserver une connectivité écologique entre le site dégradé et le site compensé (ainsi qu'avec les milieux environnants) (MEEM, 2012, 2013 ; Business and Biodiversity Offsets Programme, 2012).

Dès que l'on s'écarte de ce cadre précis de l'équivalence stricte en modifiant au moins l'une des caractéristiques et/ou la localisation de la compensation (par exemple en compensant la destruction d'un herbier de cymodocées par la restauration d'un herbier de posidonie), l'équivalence obtenue est une équivalence relâchée, également appelée *out-of-kind* ou *like-for-unlike* (MEEM, 2012, 2013 ; Business and Biodiversity Offsets Programme, 2012).

Au regard de ces deux types d'équivalence, stricte d'un côté et relâchée de l'autre, il s'avère que l'objectif de non-perte nette de biodiversité ne peut être rigoureusement atteint que dans le cadre d'une équivalence écologique stricte. Une équivalence relâchée implique nécessairement des formes de pertes nettes de biodiversité.

1.4. La qualité de l'évaluation des pertes et des gains écologiques

La qualité de l'évaluation des pertes et des gains écologiques obtenue à l'aide de méthodologies spécifiques conditionne en partie la capacité de la compensation écologique à atteindre un bilan neutre sur le plan écologique.

Après avoir défini les méthodes utilisées pour déterminer le niveau de compensation écologique (section 1.4.1), les critères principaux qui fondent une évaluation de qualité sont rapportés dans la section 1.4.2.

1.4.1. Les méthodes biophysiques spécifiques à l'évaluation de la compensation écologique

Les méthodes biophysiques, parfois qualifiées de méthodes de dimensionnement, visent à déterminer la taille de l'action biophysique à réaliser (i.e. la surface d'habitat ou le nombre d'individus à restaurer) pour compenser les pertes écologiques résiduelles d'un projet d'aménagement. Pour cela, elles s'appuient sur une double évaluation :

- (i) celle de l'état de l'habitat dégradé avant et après impact, afin d'établir la nature et l'ampleur des pertes écologiques ;
- (ii) celle de l'état de l'habitat visé par l'action biophysique, avant et après compensation, afin de mesurer les gains écologiques.

Cette double évaluation s'effectue à partir d'un nombre plus ou moins important d'indicateurs biophysiques : densité, richesse spécifique, etc.

Les méthodes biophysiques sont mises en œuvre selon un processus en trois étapes :

- (i) évaluation des pertes écologiques qui résultent du projet d'aménagement
- (ii) évaluation des gains écologiques apportés par l'action de compensation
- (iii) comparaison des pertes et des gains pour en déduire la surface sur laquelle sera mise en œuvre la compensation (i.e. la surface compensatoire).

Les méthodes de dimensionnement portent essentiellement sur l'habitat et s'appuient sur des raisonnements surfaciques. Néanmoins, certaines méthodes sont spécifiques aux espèces et dans ce cas, la troisième étape de leur mise en œuvre consiste à comparer les pertes et les gains de manière à évaluer un nombre d'individus à restaurer.

De manière schématique, l'essentiel des méthodes de dimensionnement font reposer le calcul des pertes écologiques sur la logique suivante :

$$\text{Pertes écologiques} = \text{Niveau de dégradation du milieu} \times \text{Surface dégradée}$$

où le niveau de dégradation est établi à partir du différentiel de qualité du milieu avant l'impact et celui espéré après impact. Cette logique s'applique également pour la phase relative à l'évaluation des gains où une anticipation des résultats des actions de compensation sur l'état du milieu compensé est réalisée :

$$\text{Gains écologiques} = \text{Niveau d'amélioration du milieu remis en état} \times \text{Surface compensée}$$

L'évaluation du niveau de compensation écologique par les méthodes biophysiques est ensuite généralement pondérée par divers critères tels que la durée nécessaire pour que l'action de compensation soit pleinement efficace, l'incertitude sur le succès de la compensation ou encore la proximité fonctionnelle entre le site dégradé et le site restauré.

A travers l'estimation du niveau de compensation, les méthodes de dimensionnement biophysiques donnent une valeur écologique à la fois à la dégradation du milieu causée par le projet d'aménagement et à l'amélioration du milieu sur lequel sera réalisée l'action de compensation.

Près d'une centaine de méthodes de dimensionnement de la compensation pour des habitats et espèces ont été recensées (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2012) mais peu sont spécifiquement dédiées au milieu marin. Les écosystèmes concernés par ces méthodes sont essentiellement des écosystèmes terrestres et aquatiques, certaines méthodes s'appliquant toutefois aux écosystèmes estuariens et côtiers peu profonds. A titre illustratif, un échantillon de ces méthodes utilisées en milieu marin et côtier est présenté dans le tableau 2.

Tableau 2 – Echantillon de méthodes de dimensionnement utilisées en milieu marin et côtier (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009, 2012; MEEM, 2012)

<p>HEA <i>Habitat Equivalency Analysis</i> (Etats-Unis)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisée pour tout type de milieu mais en pratique utilisée essentiellement pour des zones humides terrestres ou côtières - Surface compensatoire évaluée selon le différentiel de niveau de fonctionnalité avant/après impact et avant/après compensation - Utilisation de quelques espèces indicatrices (le plus souvent une seule) du niveau fonctionnel - Pertes et gains évalués annuellement sur l'ensemble de la période concernée - Aucun taux correctif utilisé pour tenir compte de l'incertitude sur la réussite de la compensation - Recours à l'actualisation - Utilisée pour compenser des impacts accidentels et anticipés
<p>UMAM <i>Uniform Mitigation Assessment Method</i> (Floride)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisée pour évaluer les fonctionnalités des zones humides terrestres et côtières, et les récifs coralliens - Surface compensatoire évaluée selon le différentiel de niveau de fonctionnalité avant/après impact et avant/après compensation - Utilisation de 37 indicateurs portant sur la connectivité et le paysage, les caractéristiques hydrologiques, la structure des communautés benthiques ou végétales - Notation de ces indicateurs par rapport à un niveau de référence (niveau de performance optimale) - Utilisation de taux correctifs : (1) lié à la durée nécessaire pour que la mesure compensatoire soit opérationnelle, (2) lié au type de compensation et à l'incertitude sur le succès de la compensation - Utilisée pour compenser des impacts anticipés
<p>Variante de HEA fondée les liens trophiques (Etats-Unis)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Surface compensatoire évaluée de manière à compenser les pertes d'individus d'une espèce - Utilisable pour tout type d'espèce (en pratique, essentiellement poissons et oiseaux) - Evaluation de la compensation basée sur les liens trophiques entre habitat et espèce (en termes de biomasse primaire ou secondaire) - Pertes et gains évalués annuellement sur l'ensemble de la période concernée - Aucun taux correctif utilisé pour tenir compte de l'incertitude sur la réussite de la compensation - Recours à l'actualisation - Utilisée pour compenser des impacts accidentels et anticipés (même si en pratique on ne trouve des exemples que pour des impacts accidentels) - Utilisée dans le cadre des procédures américaines <i>Natural Resource Damage Assessment</i> visant à compenser les impacts accidentels sur des espèces (oiseaux marins notamment)

1.4.2. L'appréciation de la qualité de l'évaluation

La qualité de l'évaluation des pertes et des gains écologiques obtenue à l'aide des méthodes biophysiques peut s'apprécier au regard de trois critères principaux : (i) le choix des indicateurs biophysiques, (ii) le traitement des échelles spatiales et temporelles et (iii) la robustesse des résultats. Les deux premiers critères sont liés à la précision de l'évaluation et le troisième a trait à la qualité technique intrinsèque des méthodes biophysiques.

Compenser l'intégralité des pertes écologiques est l'objectif vers lequel il faut tendre pour stopper l'érosion de la biodiversité à l'échelle d'un projet d'aménagement. Atteindre cet objectif suppose une évaluation de l'ensemble des pertes écologiques. Il importe donc que l'évaluation des pertes soit la plus fine, précise et exhaustive possible. La précision et la finesse de l'évaluation dépend du choix des indicateurs biophysiques retenus pour les besoins de l'évaluation. L'évaluation sera d'autant plus précise que les indicateurs, à partir desquels sont évaluées les pertes, résument l'information mais sans trop la dégrader et la simplifier.

La manière dont sont incorporées les dimensions spatiales et temporelles influe également sur la précision de l'évaluation des pertes et des gains écologiques. La prise en compte d'une zone d'impact plus ou moins élargie, en tenant compte par exemple des continuités écologiques, s'en ressentira nécessairement dans l'évaluation des pertes (et des gains). Il en est de même pour la prise en compte de la temporalité. L'évaluation sera d'autant plus précise que la durée des pertes et des gains considérée est en adéquation avec les cycles naturels des milieux et des espèces ciblées par la compensation écologique. Il importe par ailleurs que l'évaluation des pertes soit réalisée sur chacune des phases de développement du projet d'aménagement (construction, exploitation et

démantèlement) pour avoir une estimation la plus complète et fine possible, puisque la nature et l'ampleur des pertes écologiques ne sont généralement pas les mêmes selon les stades du cycle de vie d'un projet.

Enfin, un dernier critère important est celui relatif à la qualité technique intrinsèque des méthodes biophysiques. En fonction des données utilisées et des biais méthodologiques, les résultats obtenus par les méthodes d'évaluation biophysiques seront plus ou moins robustes et fiables (MEEM, 2012).

Il ressort ainsi de cette brève description des critères essentiels à considérer lors d'un exercice d'évaluation de la compensation que les actions de compensation biophysique seront plus à même d'aboutir à une non-perte nette de biodiversité dès lors que (i) la totalité des pertes est capturée par les indicateurs biophysiques utilisés lors de l'évaluation ; (ii) la temporalité des pertes et des gains est adaptée aux caractéristiques des milieux et des espèces concernés ; (iii) la connectivité associée aux zones dégradée et compensée est prise en compte ; (iv) et les biais méthodologiques propres aux méthodes biophysiques sont minimisés.

2. Les facteurs sociétaux de la compensation écologique

La capacité de la compensation écologique à atteindre l'objectif de non-perte nette de biodiversité n'est pas uniquement influencée par des paramètres écologiques. Il s'agit d'un outil réglementaire qui s'intègre dans une politique plus large de gestion et de conservation la biodiversité. Sa mise en œuvre se fait dans un cadre réglementaire donné, dont la précision conditionne les résultats des mesures de compensation (section 2.1). En outre, la compensation écologique contribue plus largement à l'acceptabilité sociale d'un projet. Elle peut de ce fait être définie en réponse à des préférences sociales, ce qui en modifie potentiellement les effets à attendre sur le plan écologique (section 2.2).

2.1. La précision du cadre réglementaire

La mise en œuvre de la compensation écologique est conditionnée par le contexte réglementaire dans lequel elle s'inscrit. On peut en effet s'attendre à ce que la compensation écologique atteigne davantage son objectif dès lors que le cadre réglementaire est suffisamment précis sur sa définition et ses modalités de mise en œuvre.

Divers travaux scientifiques et rapports ont effectué des revues de la réglementation et d'autres dispositifs non réglementaires (du type doctrine) dans différents pays mettant en œuvre la compensation écologique (Jacob, Quétier, Aronson, Pioch, & Levrel, 2014; MEEM, 2012). Les systèmes de compensation proposés par ces pays varient sur différents points tels que la définition du seuil de significativité à partir duquel est lancée la compensation, les méthodes pour déterminer le niveau d'équivalence, les règles concernant la proximité géographique des actions de compensation ou encore le mode d'organisation de la compensation (au cas par cas, banques de compensation, fonds de compensation).

Dans le cas français, la compensation écologique s'inscrit dans différents régimes juridiques (Natura 2000, espèces protégées, loi sur l'eau, etc.) où sont indiqués l'objet et les modalités pratiques de la compensation écologique.

En tant qu'élément de cadrage pour guider la compensation écologique à atteindre l'objectif qu'on lui a assigné, il est nécessaire que le cadre réglementaire soit précis sur divers points. Il importe ainsi que les définitions des éléments de base de la compensation soient les plus limpides possibles

(définition des notions d'impact, d'impacts cumulés et du seuil de significativité par exemple). Il semble par ailleurs nécessaire que les méthodologies à utiliser et les techniques de compensation à privilégier soient précisées (par exemple, les méthodologies pour évaluer l'état initial, les impacts et pour dimensionner les actions de compensation). Les conditions dans lesquelles un suivi écologique est mis en place pour s'assurer du succès de la compensation devraient par ailleurs être énoncées.

Outre la précision du cadre réglementaire, il importe également qu'un système de contrôle et de sanction soit mis en place pour inciter les aménageurs à réaliser une compensation écologique lorsque celle-ci est nécessaire. L'absence de contrôles ou la mise en place de sanctions peu crédibles nuisent en effet à la mise en œuvre effective de la compensation écologique, et plus largement de la séquence ERC.

2.2. Les mesures ERC et les mesures d'accompagnement dans une perspective d'acceptabilité sociale d'un projet d'aménagement

Le niveau d'acceptabilité sociale d'un projet d'aménagement constitue un second paramètre qui conditionne en partie l'élaboration de la compensation écologique. Cet élément se démarque du précédent car il ne concerne pas uniquement les actions de compensation écologique mais plus largement un ensemble des mesures proposées par l'aménageur, parmi lesquelles figurent les mesures de compensation écologique.

Même si la notion n'est encore pas totalement stabilisée, l'acceptabilité sociale renvoie généralement à la « perception des parties prenantes locales qu'un projet [...] est socialement acceptable ou légitime » (Raufflet, 2014). C'est un processus qui conduit à l'acceptation ou au rejet d'un projet par les populations locales²⁰ (Fournis & Fortin, 2015).

L'acceptabilité sociale est une problématique majeure aussi bien pour les aménageurs, qui doivent gérer ce risque social pour éviter un blocage de leur projet, que pour les acteurs locaux qui sont confrontés à l'accueil d'un nouvel aménagement.

La mise en œuvre de grands projets d'aménagement s'accompagne en France d'une concertation avec les parties prenantes des projets y compris les populations locales. Cette concertation, prévue par la loi n°2002-276 du 27 février 2002 relative à la démocratie de proximité, est un processus constitué de diverses étapes (débats publics, enquêtes publiques, etc.) qui couvrent l'ensemble des phases de développement d'un projet d'aménagement²¹.

Par le biais de cette concertation, les aménageurs cherchent à favoriser l'adhésion la plus large possible des populations locales car le blocage d'un projet ou un retard important est source de coûts supplémentaires souvent conséquents. Ils peuvent alors développer des stratégies pour faciliter l'acceptabilité sociale en proposant un ensemble de mesures visant à mieux intégrer le projet dans le territoire, combinant des actions réglementaires -les mesures ERC dont la compensation

²⁰ La définition du caractère « local » de l'emprise d'un projet d'aménagement sur un territoire n'est pas une chose aisée. Il est en effet difficile de circonscrire les acteurs locaux dans un périmètre donné (bande littorale, département, région, territoire national) puisqu'un aménagement peut avoir des répercussions sur de larges échelles géographiques. Dans le cadre de la thèse, le caractère « local » renvoie généralement aux acteurs des communes littorales concernées par les projets éoliens en mer ainsi qu'aux acteurs présents aux échelles départementale et régionale.

²¹ Le processus de concertation adossé aux projets de parcs éoliens en mer sera détaillé dans le chapitre 3.

écologique- à des actions volontaires, également appelées mesures d'accompagnement²² (Oiry, 2015).

L'acceptabilité sociale se construisant au fur et à mesure du processus de concertation, l'ensemble de ces mesures peut en partie répondre à des attentes formulées par les acteurs locaux et ainsi orienter les stratégies des aménageurs pour atteindre un niveau d'acceptabilité suffisant.

Une littérature relativement abondante a montré comment les caractéristiques des mesures d'accompagnement, et parfois de compensation écologique, influençaient le niveau d'acceptation des projets par les populations locales. Certains auteurs ont ainsi montré, au travers d'études auprès de populations locales, qu'une compensation collective -par le biais de financements de biens publics collectifs (hôpital, crèche, jardins par exemple)- favorisait davantage l'acceptabilité sociale d'un projet, que des mesures de compensations monétaires et individuelles (Claro, 2007; ter Mors, Terwel, & Daamen, 2012).

La recherche d'un niveau d'acceptabilité permettant la réalisation sans heurts du projet d'aménagement peut par conséquent influencer le contenu des mesures d'évitement, de réduction, de compensation et des mesures d'accompagnement proposées par les aménageurs.

3. Discussion sur le caractère non strictement écologique de la compensation

Les facteurs sociétaux décrits précédemment soulignent le caractère non strictement écologique de la compensation puisque le cadre réglementaire et l'acceptabilité sociale des projets d'aménagement influencent l'objet et la forme de la compensation écologique.

L'objectif poursuivi par cette section est donc de discuter les raisons de la présence de cette dimension humaine dans la compensation écologique.

Une dégradation de la biodiversité par un aménagement entraîne des pertes écologiques mais pas seulement. Des pertes de bien-être sont également générées en raison d'une modification ou d'une suppression des interactions entre les populations humaines et la biodiversité (pertes d'usage et de non-usage).

Les pertes de bien-être côtoient ainsi les pertes écologiques : il est alors possible d'envisager une compensation visant les pertes de bien-être et/ou une compensation visant les pertes écologiques. Selon l'objectif visé par la compensation, elle s'inscrit soit dans un référentiel écologique (compensation des pertes écologiques pour atteindre une non-perte nette de biodiversité), soit dans un référentiel économique basé sur le bien-être (compensation des pertes d'utilité pour atteindre une non-perte nette de bien-être). La distinction claire entre ces deux référentiels n'est toutefois pas aussi franche. Deux raisons sont à l'origine de cette situation : (i) la perméabilité entre 'pertes écologiques' et 'pertes de bien-être' par le biais des services écosystémiques (section 3.2) ; (ii) les choix sociétaux réalisés et intégrés dans les politiques de conservation de la nature (section 3.3).

Avant d'aborder ces deux raisons essentielles qui conduisent à l'inclusion de considérations sociales dans la compensation écologique, il importe de définir ce qu'est la compensation en termes de bien-

²² Les mesures d'accompagnement sont proposées volontairement par les aménageurs pour faciliter l'intégration de leur projet dans le territoire. Elles peuvent avoir différents objectifs et viser l'environnement (actions de sensibilisation à la protection du milieu marin par exemple), le tissu économique local (soutien à des filières économiques par exemple) et la population locale (soutien financier à des manifestations culturelles par exemple).

être et ses modalités pratiques afin de mieux saisir les interactions possibles entre ‘compensation écologique’ et ‘compensation en bien-être’ (section 3.1).

3.1. La compensation des pertes de bien-être

La compensation des pertes de bien-être issues d’une dégradation de la biodiversité est l’approche généralement mobilisée par les économistes de l’environnement pour compenser ce type de pertes dans le cadre d’un projet d’aménagement (Cf. Introduction générale). Elle vise, dans une perspective coûts-avantages, à évaluer l’importance et la distribution des coûts et des bénéfices sociaux du projet d’aménagement, de manière à identifier les personnes réceptrices des bénéfices et celles qui subissent les coûts. La compensation des pertes de bien-être est ensuite envisagée sous la forme d’un transfert d’une partie des bénéfices des gagnants vers les personnes ayant subi des pertes de bien-être, de manière à ce que le niveau de bien-être de ces dernières ne soit pas diminué²³.

La compensation considérée dans ce cadre est exprimée en unités monétaires dans la mesure où elle est basée sur une évaluation des coûts et des bénéfices sociaux engendrés par un projet d’aménagement. Pour autant, cette clé d’entrée monétaire n’envisage pas uniquement la forme de la compensation sous l’angle d’un transfert financier. Il est ainsi possible de mettre en œuvre une compensation via des actions biophysiques et des mesures de gestion qui agissent plus ou moins indirectement sur le milieu naturel. Dans ce cas précis, la compensation des pertes de bien-être s’effectue par le biais du concept de services écosystémiques (Cf. Encadré 4).

Encadré 4 : Définition du concept de services écosystémiques

Le concept de services écosystémiques, formalisé par le *Millenium Ecosystem Assessment* (2005), renvoie aux bénéfices que retire l’homme de la nature. Il traduit ainsi le lien entre biodiversité et bien-être humain. Quatre types de services écosystémiques ont été identifiés (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) :

- Les services d’approvisionnement (ou de prélèvement) résultent de l’exploitation directe des écosystèmes. Ils correspondent aux produits finis issus des écosystèmes. Cette catégorie de services renvoie directement à un usage de la biodiversité.
- Les services culturels sont liés aux dimensions récréatives, esthétiques et spirituelles apportées par les écosystèmes au bien-être humain (ils découlent indirectement des fonctions écologiques). Les services culturels reflètent à la fois un usage pour les activités récréatives et un non-usage pour les dimensions liées à l’esthétisme et à la spiritualité.
- Les services de régulation proviennent des processus de régulation des fonctions dont les hommes bénéficient. Par rapport aux deux catégories de services citées précédemment, les services de régulation présentent le lien le plus distendu entre les écosystèmes et le bien-être humain. Ils constituent un usage très indirect de la biodiversité dans le sens où ces services servent à contrôler le bon fonctionnement des écosystèmes pour la production des services d’approvisionnement et culturels.
- Les services de support renvoient aux processus écologiques permettant le renouvellement de la vie sur Terre. Cette catégorie de services regroupe les processus élémentaires essentiels à l’existence de tous les écosystèmes et sont, par définition, les fonctions écologiques de base nécessaires au maintien des trois catégories de services citées précédemment (par exemple formation des sols, production primaire). De ce fait, les services de support ne sont généralement pas considérés dans les exercices de valorisation.

²³ Cette situation renvoie au principe de compensation de Kaldor-Hicks (Hicks, 1939; Kaldor, 1939) qui permet, d’un point de vue théorique, que le projet d’aménagement atteigne une situation optimale au sens de Pareto c’est-à-dire qu’il conduise à une situation améliorant le bien-être de certains individus sans réduire celui des autres.

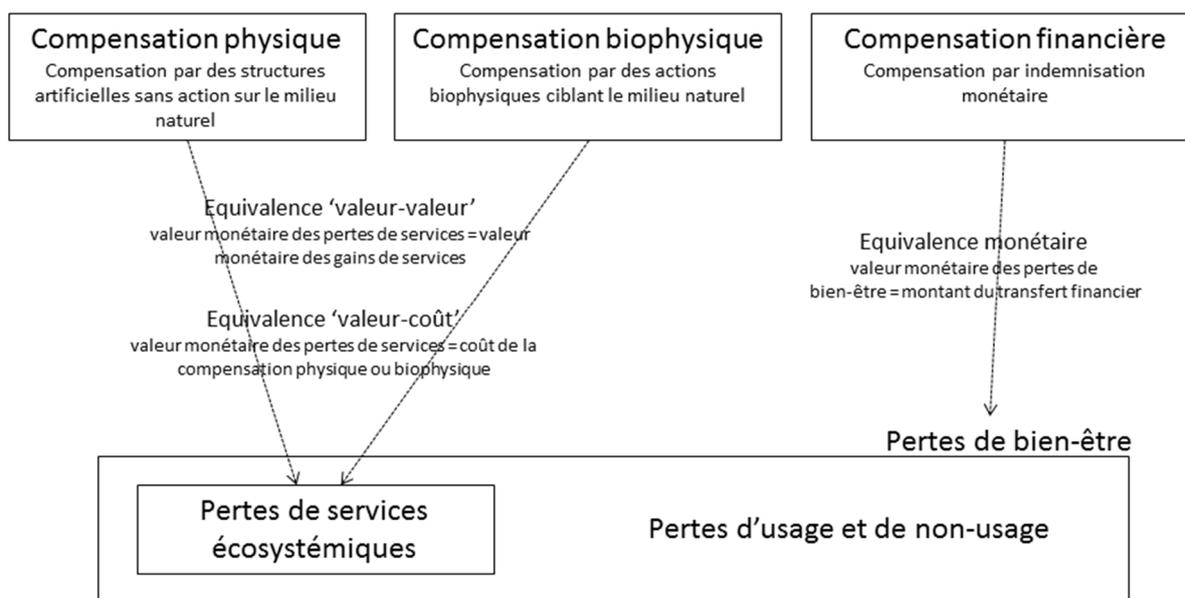
Ainsi, la liberté est laissée à l'évaluateur d'estimer les pertes et les gains de bien-être selon différents proxys (services écosystémiques, unités monétaires). Néanmoins, quel que soit le choix effectué, les résultats de l'évaluation seront nécessairement exprimés en unité monétaire.

La compensation en bien-être s'effectue par le biais de différentes actions de compensation (section 3.1.1) et s'évalue à l'aide de diverses méthodologies (section 3.1.3). Trois types d'équivalence de nature distincte peuvent être atteints grâce à une compensation en bien-être (équivalences 'valeur-valeur', 'valeur-coût' et monétaire). Ils sont décrits dans la section 3.1.2. Les descriptions apportées par ces trois sous-sections donnent une vision synthétique des composantes d'une compensation en bien-être. Elles permettront ensuite de mieux discuter la perméabilité supposée entre 'pertes écologiques' et 'pertes de bien-être'.

3.1.1. Les actions de compensation des pertes de bien-être

Les actions de compensation des pertes de bien-être sont de trois types : une compensation physique, une compensation financière et une compensation biophysique (Cf. Figure 5). Les deux premiers sont spécifiques à la compensation des pertes de bien-être et ne sont pas mobilisables dans le cadre de la compensation écologique.

Figure 5 – La compensation des pertes de bien-être : actions de compensation et niveau d'équivalence



La compensation physique porte sur les pertes de services écosystémiques. Elle consiste à mettre en place des infrastructures visant à remplacer artificiellement un ou des services écosystémiques perdus suite à la destruction d'un milieu naturel (par exemple, la création d'une station d'épuration permet de compenser une perte de service de filtration et d'épuration à la suite d'une destruction de zone humide). La compensation physique ne conduit donc pas, à la différence de la compensation biophysique, à des actions sur les milieux naturels.

Les indemnités financières visent à contrebalancer, au moyen de transfert monétaire, toute perte de bien-être consécutive à une dégradation de la biodiversité. Il peut s'agir par exemple d'une indemnisation de pertes marchandes (ex : une baisse de chiffre d'affaires suite à l'arrêt d'une activité

professionnelle liée au milieu naturel) ou de pertes non marchandes (ex : une perte de bien-être causée par l'arrêt d'une activité récréative en lien avec le milieu naturel). A la différence de la compensation physique, l'indemnisation monétaire ne repose pas nécessairement sur les services écosystémiques. Par ailleurs, elle revêt une dimension individuelle puisque chaque personne lésée doit être indemnisée contrairement à la compensation physique des services écosystémiques qui présente une dimension collective puisque le ou les services recréés artificiellement bénéficient à un ensemble d'individus.

Enfin, il est possible de mobiliser des actions biophysiques et des mesures de gestion pour compenser des pertes de bien-être. A la différence de leurs utilisations dans le cadre de la compensation écologique, la compensation biophysique mobilisée ici sert à compenser des pertes de bien-être exprimées sur la base des services écosystémiques. Elles prennent la forme d'actions visant à restaurer les fonctionnalités écologiques servant de support aux services dégradés par l'aménagement et pris en compte dans la démarche de compensation.

3.1.2. La notion d'équivalence sous l'angle du bien-être

Dans le cadre de la compensation des pertes de bien-être, trois approches différentes peuvent être envisagées pour discuter l'équivalence des gains associés aux mesures de compensation et des pertes liées aux impacts résiduels d'un projet d'aménagement : l'équivalence 'valeur-valeur', l'équivalence 'valeur-coût' et l'équivalence monétaire (Cf. Figure 5).

Les approches 'valeur- valeur' et 'valeur-coût' s'appuient sur le concept de services écosystémiques et s'appliquent pour les formes de compensation biophysique (actions biophysiques et mesures de gestion) et de compensation physique (réalisation d'infrastructures pour produire de manière artificielle certains services écosystémiques).

Equivalence 'valeur – valeur'

L'équivalence 'valeur-valeur' vise à faire correspondre les pertes de services écosystémiques résultant d'une dégradation de la biodiversité générée par un aménagement aux gains de services produits par une action de compensation. Le critère d'équivalence est celui d'une égalité entre la valeur des pertes de services écosystémiques (liée à baisse de bien-être résultant de ces pertes) et celle des gains de services écosystémiques (liée à la hausse de bien-être) issus de l'action de compensation. L'unité de mesure utilisée pour exprimer ces valeurs est monétaire. L'équivalence 'valeur-valeur' oblige par conséquent à procéder à une double évaluation monétaire (celle des services écosystémiques perdus et celle de ceux gagnés) au moyen de méthodes d'évaluation spécifiques (Cf. section 3.1.3).

Equivalence 'valeur – coût'

L'équivalence 'valeur-coût' est légèrement différente de l'équivalence 'valeur-valeur'. Elle mobilise également l'unité monétaire. Toutefois, le critère d'équivalence est celui d'une égalité entre la valeur des services écosystémiques perdus et le coût de la mise en œuvre de la compensation biophysique ou physique. Comparativement à l'approche 'valeur-valeur', elle requiert moins d'efforts en termes d'évaluation monétaire puisqu'une seule évaluation de ce type (celle des pertes) est à réaliser dans ce cadre. La valeur ainsi inférée est ensuite utilisée pour dimensionner, sur la base de leur coût, les mesures de compensation qui auront été retenues.

De ce fait, l'équivalence 'valeur-coût' ne garantit pas une équivalence comptable entre la valeur des pertes de services écosystémiques et celle des gains tirés des services écosystémiques générés par

les mesures de compensation. Elle est mise en œuvre dans le cas où le recours à l'équivalence 'valeur-valeur' est considéré comme trop coûteux (financièrement ou en temps) au regard du gain de précision de l'équivalence qu'elle permet.

Equivalence monétaire

La compensation des pertes de bien-être par équivalent monétaire diffère des types d'équivalence précédents essentiellement sur le plan du mode de compensation.

Fondée sur le paradigme de l'économie du bien-être²⁴, elle suppose que la compensation prenne la forme d'une indemnisation monétaire versée à chacun des individus lésés par la dégradation de la biodiversité suite à la réalisation d'un aménagement. Elle implique par conséquent une seule évaluation monétaire : celle de l'ensemble des pertes de bien-être causées par les impacts du projet. Ces pertes de bien-être sont envisagées sous la forme de consentement à recevoir des individus, c'est-à-dire les hausses de revenu qui permettraient de maintenir le bien-être des personnes lésées par les impacts écologiques au même niveau que si ces impacts n'avaient pas eu lieu. La somme ainsi calculée représente le montant total des transferts financiers qu'il importe de réaliser auprès des agents économiques pour compenser leur perte de bien-être.

De même que pour l'équivalence 'valeur-valeur', l'équivalence monétaire permet une équivalence parfaite en termes de variation de bien-être puisque la valeur monétaire des pertes de bien-être est compensée par une indemnisation monétaire du même montant.

Cependant, la forme de la compensation qu'elle implique -une indemnisation monétaire des personnes lésées- ne conduit à aucune action positive sur le milieu naturel (compensation biophysique) ni à aucune action de compensation physique. Les services écosystémiques perdus, et qui ont fait l'objet de l'évaluation monétaire, engendrent par conséquent des pertes nettes sur le plan écologique.

3.1.3. L'évaluation de la compensation des pertes de bien-être : les méthodes de monétarisation

Comme cela a été vu au point précédent, la compensation des pertes de bien-être recourt à l'évaluation monétaire. Deux approches sont possibles pour attribuer une valeur monétaire aux pertes (et gains) de bien-être découlant d'une dégradation de la biodiversité : l'approche basée sur le concept de Valeur Economique Totale et l'approche par les coûts de maintien de la biodiversité.

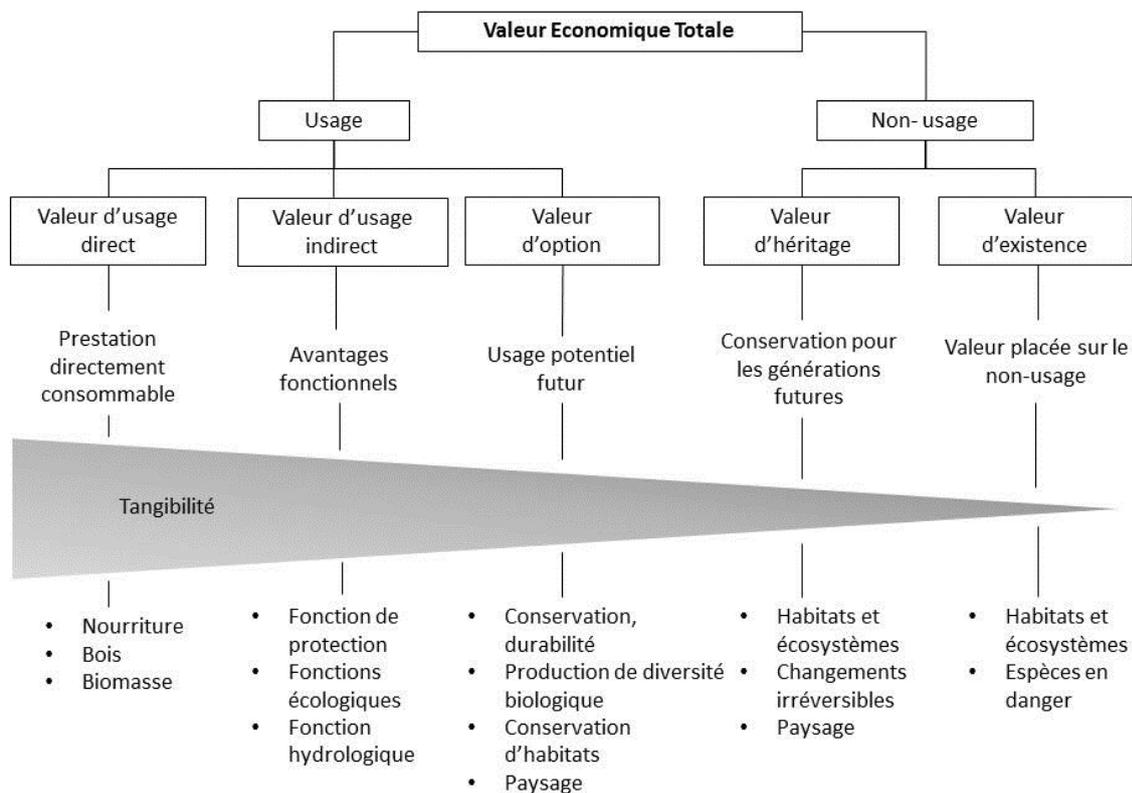
²⁴ L'économie du bien-être est le cadre analytique sur lequel s'appuie l'économie de l'environnement et des ressources naturelles. Ce paradigme est fondé sur la recherche de situations optimales qui permettront de maximiser le bien-être social.

L'approche par la valeur (Valeur Economique Totale de la biodiversité)

Cette approche rassemble un panel de méthodes dont l'objectif est d'évaluer les valeurs d'usage et de non-usage qui composent la valeur globale d'un écosystème. Elle s'appuie sur le concept de Valeur Economique Totale (VET) de l'environnement (Cf. Figure 6) qui se décline en différentes composantes (Chevassus-au-Louis et al., 2009) :

- des valeurs d'usage (ou instrumentales) : valeur d'usage directe (prestations directement consommables : nourriture, bois, etc.), valeur d'usage indirecte (avantages fonctionnels : fonctions de protection, hydrologiques, etc.) et valeur d'option (usage potentiel futur : conservation, durabilité, paysage, etc.)
- et des valeurs de non-usage : valeur d'héritage (conservation pour les générations futures : écosystèmes, paysages, etc.) et valeur d'existence (valeur placée sur le non-usage : espèces en danger)

Figure 6 – Les valeurs associées à la biodiversité (Chevassus-au-Louis et al., 2009)



En pratique, les méthodes de monétarisation s'attachent non pas à estimer la valeur économique totale de la biodiversité mais seulement quelques-unes de ses composantes les plus faciles à approcher. C'est par exemple le cas des services écosystémiques d'approvisionnement tel que la pêche où il est possible d'approximer la valeur d'usage par le prix de marché des poissons vendus. L'évaluation peut s'avérer plus complexe lorsque l'utilisation d'une composante de la biodiversité s'effectue en dehors d'un marché et qu'elle présente une valeur non liée à une quelconque

utilisation. Des méthodes spécifiques ont alors été développées pour tenter d'évaluer ces types de valeurs : les méthodes fondées sur les préférences. La valeur monétaire de la composante de la biodiversité ciblée est ainsi évaluée à partir de marchés fictifs (immobilier, coût de transport par exemple) ou à partir de déclarations recueillies lors d'enquêtes. Le tableau 3 présente de manière synthétique les méthodes les plus connues de monétarisation fondées sur les préférences des individus.

Tableau 3 – Synthèse des méthodes d'évaluation économiques basées sur les préférences des individus (Chevassus-au-Louis et al., 2009; The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010)

Méthodes basées sur les préférences révélées	Méthodes des prix hédoniques	La valeur de la qualité de l'environnement est déduite de l'observation de la valeur des biens immobiliers. Cette méthode repose sur l'hypothèse que les caractéristiques de l'environnement influent sur le prix d'un bien immobilier et qu'il est possible de l'isoler du reste des autres variables influençant ce prix. Cette méthode est notamment bien adaptée pour l'évaluation des aménités paysagères.
	Méthodes des coûts de transport	La valeur du bien environnemental est approchée par les dépenses engagées en transport et en temps par les individus pour se rendre sur un site naturel (parcs naturels, plages, etc.). Les dépenses engagées sont considérées comme un prix d'accès. Cette méthode est bien adaptée pour l'évaluation des valeurs récréatives.
Méthodes basées sur les préférences déclarées	Evaluation contingente	La valeur du bien environnemental est déduite du consentement à payer (CAP) exprimé par les individus pour protéger ou obtenir ce bien. Les individus sont confrontés à un scénario hypothétique intégrant une dimension financière et un scénario de statu quo.
	Méthode des choix expérimentaux	De même que pour l'évaluation contingente, la valeur du bien environnementale est déduite du CAP exprimé par les individus. La différence réside dans les modalités de mise en œuvre. Les individus sont confrontés à un ensemble de scénarios correspondant à diverses descriptions alternatives du projet qui leur est soumis.
Transfert de bénéfices		Réutilisation de valeurs obtenues dans des contextes différents. Cette technique présente l'intérêt d'éviter une évaluation <i>ad hoc</i> généralement coûteuse.

L'approche par les coûts (coûts de maintien de la biodiversité)

A la différence de l'approche précédente, l'approche par les coûts de maintien de la biodiversité ne cherche pas à évaluer la valeur des composantes naturelles en tant que telle mais le coût nécessaire pour conserver ces composantes à un niveau donné (Levrel, Hay, Bas, Gastineau, & Pioch, 2012). En pratique, il s'agit d'évaluer les pertes de bien-être sur la base des coûts de restauration et des coûts associés aux changements de pratique (Chevassus-au-Louis et al., 2009; Levrel et al., 2012).

Dans le cas des coûts de restauration, la valeur monétaire des pertes de bien-être est inférée à partir du coût de la compensation biophysique ou physique. Le coût de restauration est relié à l'ensemble des investissements réalisés pour conserver l'état de la biodiversité. Ces investissements sont de diverses natures : « la restauration d'un écosystème qui a été dégradé ; la création d'un nouvel écosystème dans le cas de mesures compensatoires ; l'amélioration de la qualité d'un écosystème qui n'a pas été dégradé, mais dont les potentialités écologiques peuvent être accrues par un aménagement particulier, voire la préservation totale d'un écosystème » (Levrel et al., 2012, p22).

Les investissements réalisés pour maintenir l'état de la biodiversité sont plus larges que les seuls coûts de restauration et englobent également « les coûts associés aux changements d'activités, de techniques, de pratiques qui ont pour objectif d'atténuer les impacts de ces dernières sur la biodiversité » (Levrel et al., 2012, p22).

3.2. Le concept de services écosystémiques à l'origine des interactions entre compensation écologique et compensation en bien-être

Les définitions réalisées précédemment des composantes d'une compensation des pertes de bien-être et des pertes écologiques, liées à une dégradation de la biodiversité, permettent d'apprécier la nature des interactions existantes entre 'compensation écologique' et 'compensation en bien-être'.

La compensation écologique et la compensation des pertes de bien-être semblent, de prime abord, s'inscrire dans des référentiels bien distincts : le référentiel écologique pour la compensation écologique et le référentiel anthropocentré, lié au bien-être, pour la compensation des pertes de bien-être.

Il s'avère toutefois que la frontière entre 'compensation écologique' et 'compensation en bien-être' n'est pas aussi nette et aussi étanche qu'elle n'y paraît. Une compensation écologique peut avoir des répercussions sur le plan du bien-être humain et vice-versa. Ces répercussions sont des conséquences indirectes de la compensation dans le sens où cette dernière est initialement effectuée dans un objectif précis : compenser des pertes écologiques ou des pertes de bien-être. La compensation s'inscrit donc dans un référentiel particulier selon l'objectif poursuivi tout en ayant des incidences dans le référentiel non concerné initialement.

Cette section vise à explorer et discuter la rencontre, via le concept de services écosystémiques, des dimensions écologiques et sociales dans la réalisation d'une compensation écologique ou d'une compensation en bien-être. Les interactions entre écologie et société sont visibles au niveau de trois composantes de la compensation.

Typologie des pertes

Tout d'abord, au niveau de la typologie des pertes. Les pertes (et les gains) relatives à chacune des catégories de compensation (écologique ou bien-être) sont représentées par la figure 7 pour mettre en évidence les relations entre le milieu humain et le milieu naturel.

La composante écologique de ce socio-écosystème simplifié²⁵ est composée d'habitats, d'espèces et de fonctionnalités écologiques. La composante anthropocentrée quant à elle regroupe les services écosystémiques ainsi que les usages et les non-usages liés à la biodiversité. Ces deux composantes du socio-écosystème sont liées entre elles par les flux générés des écosystèmes vers les services écosystémiques.

La figure 7 permet ainsi de visualiser les effets en cascade d'une dégradation de la biodiversité allant de la perte écologique à la perte de bien-être. Le passage de la fonctionnalité écologique au service écosystémique constitue une étape clé puisqu'elle est la porte d'entrée conceptuelle du lien entre nature et société. C'est à travers cette relation que l'on peut illustrer les conséquences indirectes que peut avoir une compensation sur l'un ou l'autre des référentiels.

²⁵ Le socio-écosystème présenté ici reprend la décomposition du socio-écosystème le plus couramment utilisé aujourd'hui, probablement pour des raisons de communication et de clarté, par le monde scientifique et les décideurs publics pour traiter du problème d'érosion de la biodiversité (Maes et al., 2013; MEA, 2005; TEEB, 2010). Il est toutefois critiqué de par la vision anthropocentrée de la nature qu'il véhicule. Cette vision correspond à l'éthique utilitariste où la nature n'est perçue que par le biais de ses contributions au bien-être humain via l'utilité retirée des composantes naturelles. A côté de cette éthique utilitariste existent d'autres visions de la nature (dont les éthiques bio-centrique et éco-centrique) qui reconnaissent des valeurs autres à la biodiversité que la seule valeur utilitariste (Chevassus-au-Louis et al., 2009)

Prenons l'exemple d'une compensation biophysique visant la restauration d'un récif corallien dégradé à la suite d'un aménagement. L'action de restauration prend la forme de bouturage de branches de corail. Dans une perspective de compensation écologique, cette action de compensation a pour objectif d'améliorer l'état écologique du récif dégradé. De manière indirecte, la restauration du récif corallien aura des répercussions sociales puisque l'amélioration de l'état écologique du récif conduira à augmenter le service récréatif lié à la plongée de loisirs. L'amélioration de la qualité du récif devrait en effet le rendre plus attractif auprès des plongeurs puisqu'un récif corallien en bon état écologique est généralement associé à une diversité en espèces importante.

Changeons maintenant de perspective en utilisant cette même action de restauration mais cette fois-ci pour compenser des pertes de bien-être. L'aménagement a conduit à des pertes de services récréatifs liés à la destruction du récif corallien. La compensation biophysique par le bouturage de branches de corail permettra de restaurer le service récréatif perdu. Ce faisant, la qualité écologique du récif sera améliorée : l'action de compensation initialement réalisée dans un cadre anthropocentré aura donc des incidences positives sur le plan écologique sans toutefois permettre l'atteinte d'une non-perte de biodiversité.

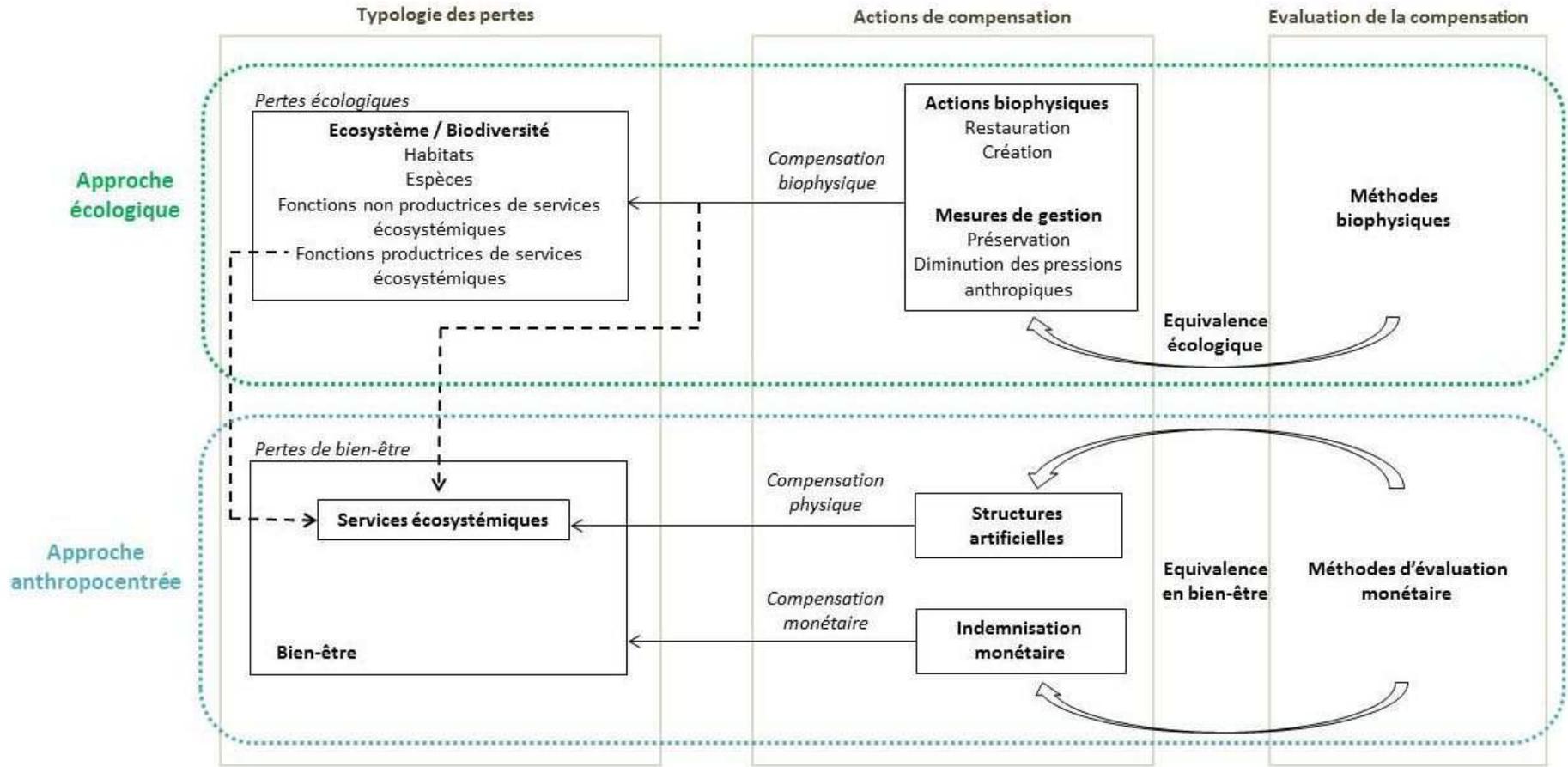
Actions de compensation biophysique

Les interactions entre écologie et société sont ensuite visibles par le biais des actions de compensation biophysique. Les services écosystémiques étant la clé d'entrée conceptuelle reliant la compensation écologique et la compensation en bien-être, la perméabilité entre ces deux approches apparaît dès lors qu'une action de compensation biophysique vise de manière directe ou indirecte les services écosystémiques. La compensation biophysique présente ainsi la caractéristique d'être transversale entre le référentiel écologique et le référentiel bien-être.

Méthodes d'évaluation de la compensation

Enfin, les interactions entre le référentiel écologique et le référentiel en bien-être sont perceptibles par le biais des méthodes d'évaluation de la compensation. Le caractère transversal des actions de compensation biophysique se retrouve nécessairement dans les méthodes d'évaluation permettant de dimensionner la compensation. Les méthodes biophysiques décrites dans la section 1.4.1 sont en effet utilisées à la fois dans la compensation écologique et la compensation en bien-être dès lors que celle-ci s'effectue par le biais d'une compensation biophysique des services écosystémiques.

Figure 7 – Schéma simplifié des composantes de la compensation écologique et de la compensation en bien-être et leurs interactions



3.3. La compensation écologique : le reflet de nos choix sociétaux en matière de conservation de la nature

Equivalence écologique et substituabilité

Outre la frontière perméable entre ‘pertes écologiques’ et ‘pertes en bien-être’ rendue visible par le concept de services écosystémiques, l’inclusion de considérations sociales dans la compensation écologique trouve également son origine dans la manière dont les populations humaines perçoivent la biodiversité et les conséquences que cela entraîne sur le plan des politiques de conservation de la nature.

Les politiques actuelles de conservation de la biodiversité, telles que la directive européenne Habitats, visent essentiellement les écosystèmes et les espèces vulnérables révélant ainsi les arbitrages réalisés compte tenu des moyens humains et financiers disponibles pour mettre en œuvre ces politiques. Certes, les données scientifiques justifient les actions réalisées pour protéger les milieux vulnérables mais leur protection reflète également en partie notre attachement à la biodiversité remarquable. Les espaces et espèces menacés revêtent généralement une dimension emblématique et symbolique : par exemple, le golfe du Morbihan cumule de nombreux dispositifs réglementaires de protection liés aux enjeux écologiques présents dans cette zone (Arrêtés préfectoraux de protection de biotope, Espaces naturels sensibles, Parc naturel régional, site RAMSAR, etc.), cette situation allant de pair avec une forte dimension patrimoniale accordée par les populations locales aux composantes naturelles et au paysage du golfe du Morbihan.

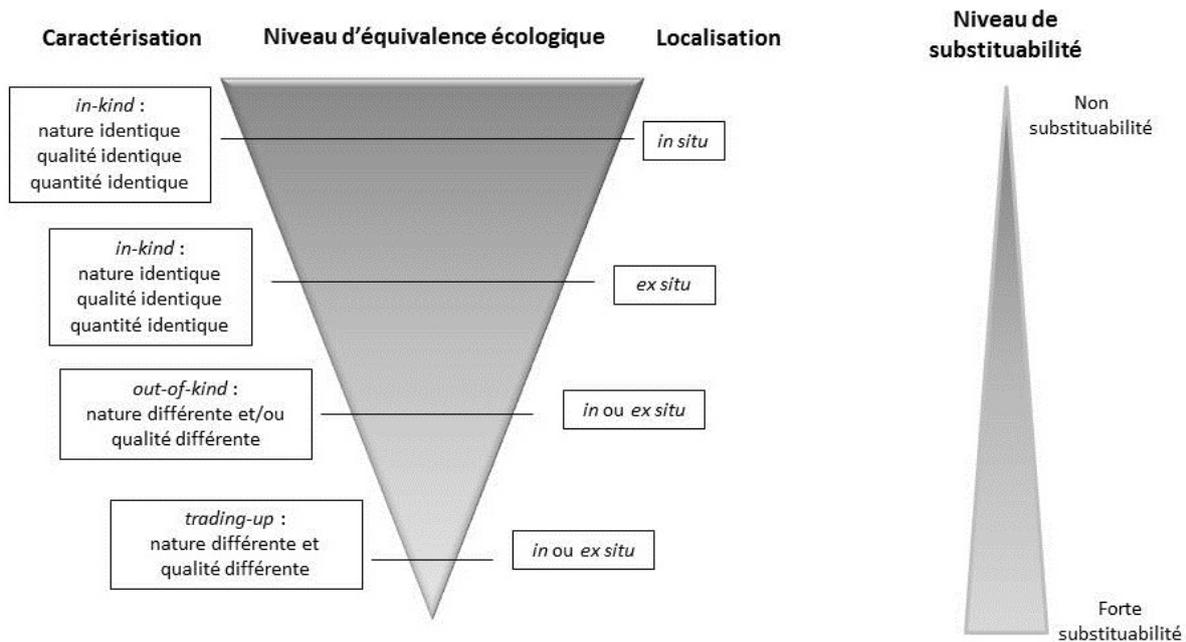
La compensation écologique fait donc partie d’un panel d’outils dont disposent les politiques de conservation pour enrayer la dégradation de la biodiversité. Elle est donc appliquée à partir des choix opérés dans les politiques publiques de conservation de la nature.

La détermination du niveau d’équivalence attendu lors de la définition de la compensation écologique constitue un indicateur des choix réalisés en termes de conservation de la biodiversité. La notion d’équivalence est en effet corrélée à la notion de substituabilité : jusqu’à quel point accepte-t-on d’échanger des pertes écologiques d’une certaine nature contre des gains de nature différente ? Le niveau de substituabilité socialement accepté entre les pertes et les gains découle de la position prise par les politiques de conservation de la biodiversité sur la définition de l’objectif de non-perte nette de biodiversité : selon le degré accepté d’interchangeabilité des éléments naturels, la définition de cet objectif sera plus ou moins stricte. Moins la définition de l’objectif de non-perte nette de biodiversité est stricte, plus la compensation écologique offre de flexibilité sur le plan des mesures biophysiques permises pour compenser les pertes. Il est alors plus aisé d’atteindre, au sein de ce niveau d’équivalence, l’objectif d’arrêt de l’érosion de la biodiversité même si les pertes et les gains écologiques ne sont pas identiques.

Comme cela a été vu précédemment, le niveau d’équivalence écologique varie d’une situation idéale où la compensation permet de contrebalancer à l’identique les pertes écologiques en termes de nature, de qualité et de quantité, à une situation où la compensation porte sur des éléments naturels différents de ceux initialement dégradés. Le niveau d’équivalence écologique oscille donc entre une équivalence de type *in-kind* et une équivalence de type *out-of-kind*. Dès lors que l’on se situe en dehors de l’équivalence écologique stricte, une forme de substituabilité est socialement acceptée. Cette substituabilité sera d’autant plus grande que la localisation et les caractéristiques de la compensation (nature, qualité, quantité des gains écologiques) s’éloignent de la localisation et des caractéristiques des pertes écologiques (Cf. Figure 8).

L'importance des choix sociétaux dans le degré de substituabilité accepté est par exemple visible dans le cas particulier de la compensation appelée *trading-up* ou *like-for-better*. Il s'agit d'une forme de compensation *out-of-kind* où la compensation écologique est explicitement dirigée vers des éléments naturels emblématiques jugés davantage prioritaires sur le plan de la conservation que les éléments naturels initialement dégradés par le projet d'aménagement. La compensation de type *trading-up* exprime ainsi de manière explicite les préférences sociales pour certaines composantes de la biodiversité.

Figure 8 – Equivalence écologique et substituabilité ('Nature' = type d'habitat/espèces/fonction ; 'Qualité' = caractéristiques et attributs des habitats/espèces/fonctions ; 'Quantité' = unités de surface ou nombre d'individus)



Substituabilité et durabilité

Le degré de souplesse laissé par les politiques de conservation de la biodiversité sur le niveau de substituabilité des composantes naturelles renvoie à la définition de la durabilité de notre mode de développement. Différentes acceptions du développement durable coexistent en économie : celle soutenue par les économistes de l'environnement, dite de durabilité faible, et celle mise en avant par les économistes écologiques, dite de durabilité forte (Bontems & Rotillon, 2013). Pour les premiers, une trajectoire de développement est durable à la condition de transmettre aux générations futures un stock global de capital (physique, humain et naturel) *a minima* constant. Cette vision admet la possibilité de substitution entre les différentes formes de capital (notamment une baisse du capital naturel au profit d'une hausse des deux autres formes de capital) à la condition que cette substitution contribue à maintenir ou augmenter le stock global de capital. Pour les seconds, une trajectoire de développement est durable à condition de conserver dans le temps un stock minimal de capital naturel. La durabilité ne peut être ici envisagée que dans un contexte de substituabilité faible : le stock de capital naturel ne peut être abaissé en dessous de ce seuil minimal afin de garantir la pérennité du système économique et social (Froger et al., 2016).

La compensation écologique est un outil pouvant se rattacher à l'une ou l'autre de ces visions selon les contraintes fixées en termes d'équivalence et de substituabilité. L'atteinte d'une équivalence

écologique stricte, c'est-à-dire *in-kind*, restreint fortement la possibilité de substitution et implique un aménagement du territoire dans une perspective de durabilité forte. Une équivalence de type *out-of-kind* renvoie quant à elle à une forte substituabilité et donc plutôt une logique de durabilité faible (Cf. Figure 8).

Conclusion

La compensation écologique, intégrée dans la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC), vise à contrebalancer les pertes écologiques résultant d'un projet d'aménagement. Les actions de compensation produisent des gains écologiques pour aboutir à une non-perte nette de biodiversité à l'échelle de l'aménagement.

Une analyse de la pratique de la compensation écologique implique la mise en évidence, d'une part, de facteurs qui agissent sur la définition et la mise en œuvre de la compensation écologique et, d'autre part, leurs caractéristiques qui conditionnent, en théorie, la capacité de la compensation écologique à enrayer localement l'érosion de la biodiversité. Nous avons identifié dans ce premier chapitre différents facteurs de nature à la fois écologique et sociétale.

Les facteurs écologiques reposent sur les composantes structurelles élémentaires de la compensation écologique. Ils relèvent ainsi (i) des résultats des mesures d'évitement et de réduction, (ii) de l'efficacité et de l'additionnalité des actions de compensation, (iii) du niveau d'équivalence recherché par la compensation, et (iv) de la qualité de l'évaluation de la compensation.

Malgré sa clé d'entrée écologique, la compensation est également influencée par des facteurs sociétaux. Ces derniers relèvent de (i) la précision du cadre réglementaire, qui régit la pratique de la compensation écologique, et (ii) d'une éventuelle corrélation de la compensation écologique (et plus largement des mesures ERC et d'accompagnement) avec les attentes sociales de la population humaine présente sur le territoire d'implantation du projet d'aménagement.

La figure 7, en proposant une représentation simplifiée des composantes de la compensation écologique et de la compensation en bien-être, illustre via le concept de services écosystémiques les interactions indirectes qui existent entre la compensation de pertes écologiques et la compensation de pertes de bien-être. Il ressort ainsi de ce schéma que les actions de compensation biophysique et les méthodes de dimensionnement associées sont transversales entre le référentiel écologique (auquel est associée la compensation écologique) et le référentiel bien-être (auquel est associée la compensation des pertes de bien-être).

Par ailleurs, l'inclusion de considérations sociales dans la compensation écologique résulte également des choix sociétaux effectués en matière de conservation de la nature. Les politiques de gestion de la nature étant conditionnées par des moyens humains et financiers limités, des choix sont faits sur les espèces et les milieux naturels à préserver. Il en résulte une forme de substituabilité, socialement acceptée, entre les composantes naturelles désignées par les politiques de conservation de la nature comme étant à préserver et celles qui ne le sont pas.

La compensation écologique faisant partie du panel d'outils utilisés par les politiques de conservation de la nature pour mettre en œuvre leurs stratégies environnementales, elle porte donc nécessairement la marque des choix sociétaux réalisés sur les éléments naturels à préserver.

L'identification des facteurs écologiques et sociétaux réalisée dans ce chapitre conduit par ailleurs à déterminer les conditions théoriques que la compensation écologique doit remplir pour atteindre l'objectif réglementaire de non-perte nette de biodiversité. Cet objectif sera atteint si :

- les actions de compensation (i.e. actions biophysiques et mesures de gestion) ont un taux de réussite élevé et sont additionnelles par rapport aux mesures environnementales existantes ;
- l'équivalence écologique est stricte de manière à remplir pleinement l'objectif de non-perte nette de biodiversité ;
- l'évaluation de la compensation est précise et robuste : les indicateurs biophysiques retenus pour l'évaluation de la compensation sont pertinents pour capter l'ensemble des pertes écologiques ; les dimensions spatiales et temporelles retenues pour l'évaluation sont en adéquation avec la temporalité et la spatialité des pertes et des gains ;
- le cadre réglementaire est suffisamment précis pour faciliter la mise en œuvre de la compensation écologique et la guider pour qu'elle puisse atteindre l'objectif du bilan écologique neutre.

L'ensemble de ces critères fournit un cadre d'évaluation de l'efficacité environnementale de la compensation écologique. Nous nous appuyons sur ce cadre d'évaluation pour analyser la manière dont les facteurs écologiques et sociétaux influent sur la compensation écologique marine à travers l'exemple de l'éolien en mer.

Chapitre 2 – Etat des lieux de la mise en œuvre de la séquence ERC en mer dans le cas de l'éolien en mer

Un état des lieux de la pratique de la séquence ERC en mer est réalisé dans le présent chapitre en s'appuyant sur l'exemple de l'éolien en mer en France (i.e. les projets de parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp) et en Europe du Nord. Le chapitre 2 vise ainsi à décrire les facteurs écologiques et sociétaux identifiés dans le chapitre précédent.

Il débute par une synthèse du cadre juridique français de la séquence ERC avec une présentation des principaux dispositifs juridiques intégrant de la compensation écologique (section 1). Il se poursuit ensuite par une revue de la littérature des impacts écologiques et socio-économiques résultant de l'éolien en mer de manière à avoir une vision globale des impacts issus de ce type d'aménagement (section 2). Les outils techniques et méthodologiques permettant de mettre en œuvre la compensation écologique sont détaillés dans la section 3. La section 4 est consacrée à la question de l'acceptabilité sociale des projets d'aménagement. Les conséquences des impacts écologiques et socio-économiques sur les comportements favorables ou défavorables aux projets d'aménagement sont notamment discutées. Les mesures ERC, de suivi et d'accompagnement proposées dans le cas des projets éoliens français et européens sont enfin rapportées en section 5.

1. Le cadre juridique français de la compensation écologique

L'introduction de la compensation écologique dans le droit de l'environnement français ne semble pas être issue du monde scientifique. Il semblerait que ce soit le « fruit d'une pensée politique » provenant des parlementaires dont la traduction concrète s'est matérialisée par l'introduction des mesures compensatoires et de la séquence ERC dans la loi n°76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature (Lucas, 2015).

La loi relative à la protection de la nature, à l'origine de l'étude d'impact de droit commun, est le premier dispositif législatif à incorporer la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) en droit français. D'autres dispositifs ont ensuite repris cette séquence. Il existe donc à ce jour divers dispositifs juridiques requérant une évaluation environnementale, sous certaines conditions, des projets d'aménagement terrestres ou marins (section 1.1). Selon les dispositifs juridiques, le contenu de ces évaluations environnementales peut varier sur différents points notamment sur leur objet et la finalité des mesures ERC (section 1.2).

Une Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel (2012a) et ses Lignes directrices (2013) ont été produites par le ministère de l'environnement pour une meilleure harmonisation et un meilleur encadrement de la pratique de la séquence ERC (section 1.3).

La mise en œuvre de la séquence ERC, et donc de la compensation écologique, est ainsi guidée par l'ensemble de ces textes. La section 1.4 présente brièvement la manière dont sont évalués les impacts dans les évaluations environnementales.

1.1. Les dispositifs juridiques intégrant de la compensation écologique

Les principaux dispositifs juridiques, qui requièrent de la compensation écologique²⁶, et auxquels sont soumis les projets d'aménagements marins et côtiers²⁷, sont au nombre de quatre : l'étude d'impact de droit commun, la loi sur l'eau, les dispositifs liés à Natura 2000 et à la dérogation pour destruction d'espèces protégées. Ces dispositifs juridiques imposent la réalisation d'évaluations environnementales dont l'objectif est d'intégrer l'environnement dans l'élaboration d'un projet d'aménagement. Ces évaluations environnementales qu'elles soient réalisées dans l'un ou l'autre de ces dispositifs prévoient la mise en œuvre de la séquence ERC. Chaque dispositif réglementaire est brièvement décrit ci-après.

*Evaluation environnementale dans le cadre de l'étude d'impact de droit commun*²⁸

Les projets d'aménagement marins et côtiers sont soumis à étude d'impact dès lors que le projet est référencé dans l'annexe de l'article R. 122-2 du code de l'environnement (CE). L'étude d'impact vise à apprécier les effets du projet sur l'environnement et la santé humaine en vue de concevoir un projet ayant le moins d'impacts possibles. La séquence ERC est intégrée à l'étude d'impact et cherche ainsi à atteindre un bilan écologique nul à l'échelle du projet d'aménagement.

²⁶ Lorsqu'elle s'avère nécessaire.

²⁷ Et terrestre si le projet d'aménagement affecte le milieu aquatique.

²⁸ Articles L. 122-1 à L. 122-3 et R. 122-1 à R.122-15 du code de l'environnement.

*Evaluation des incidences au titre de la loi sur l'eau*²⁹

Les projets d'aménagement marins et côtiers doivent obtenir au préalable une autorisation au titre de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006). L'objectif principal de cette loi étant d'atteindre le retour à un bon état écologique des eaux tel que défini par la directive-cadre sur l'eau, les atteintes au milieu aquatique et à la qualité de l'eau liées à un projet d'aménagement doivent être réduites³⁰.

La demande d'autorisation au titre de la loi sur l'eau implique la réalisation d'un document d'incidences rapportant les effets du projet d'aménagement sur le milieu aquatique et la qualité de l'eau. Le cas échéant, des mesures ERC sont indiquées dans le document d'incidences.

*Evaluation des incidences Natura 2000*³¹

Le réseau Natura 2000 est un ensemble de sites naturels européens, terrestres et marins, identifiés pour la rareté ou la fragilité des espèces sauvages, animales ou végétales, et de leurs habitats. Ce réseau vise à maintenir dans un état de conservation favorable les espèces et habitats ayant contribué à la désignation des sites Natura 2000.

Dès lors que les projets d'aménagement sont soumis à étude d'impact (de droit commun) ou à autorisation au titre de la loi sur l'eau, ils doivent faire l'objet d'une étude d'incidences au titre de Natura 2000, qu'ils soient ou non situés dans une zone Natura 2000. Cette étude rapporte les effets du projet sur les espèces et les habitats protégés au titre de Natura 2000. Dans le cas où des effets négatifs significatifs perdureraient malgré la réalisation de mesures d'évitement et de réduction, un projet d'aménagement peut être réalisé dans un site Natura 2000 dès lors que trois conditions sont réunies : (i) l'absence de solution alternative au projet d'aménagement, (ii) la présence de raisons impératives d'intérêt public majeur conduisant à la nécessité d'adopter le projet, (iii) et la mise en œuvre de mesures compensatoires pour permettre de maintenir l'intégrité du réseau Natura 2000 via le maintien d'un état de conservation favorable (L. 214-4 du CE).

*Dérogation à la protection stricte des espèces*³²

Dans le cas où les projets d'aménagement affectent des espèces protégées, ou les habitats naturels de ces espèces, une demande de dérogation à la protection stricte de ces espèces est exigée. Ce dispositif a pour objectif de restaurer et de maintenir l'état de conservation des espèces (faune et flore sauvages) les plus menacées. Les espèces et les habitats naturels de ces espèces sont fixés par arrêtés ministériels et préfectoraux. L'autorisation est délivrée « à condition qu'il n'existe pas d'autre solution satisfaisante et que la dérogation ne nuise pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle » (L. 411-2 du CE).

L'évaluation environnementale produite dans ce cas particulier doit ainsi comporter des mesures ERC pour assurer le maintien des espèces protégées dans un état de conservation favorable.

²⁹ Articles L. 214-1 à L. 214-6, L. 216-1 à L. 216-2 et R. 214-1 à R. 214-5 du code de l'environnement.

³⁰ Cet objectif est décliné à l'échelle régionale par les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) qui prévoient notamment des mesures compensatoires obligatoires en cas de dégradation de zones humides.

³¹ Articles L. 414-4 à L. 414-7 et R. 414-19 à R. 414-29 du code de l'environnement.

³² Articles L. 411-1 à L. 411-6, R. 411-1 à R. 411-14 du code de l'environnement.

Evaluation environnementale unique

L'aménageur a la possibilité de fusionner ces démarches administratives en produisant un document unique d'évaluation des effets de son projet sur l'environnement. Une étude d'impact unique est ainsi produite qui doit toutefois répondre aux exigences de chaque dispositif juridique en cohérence avec le principe d'indépendance des législations. La production de ce document unique permet à la fois d'avoir une évaluation globale des effets du projet sur l'environnement et de faciliter la conduite du projet par le maître d'ouvrage et l'instruction de l'étude par les services de l'Etat (MEEM, 2013).

Dans le cas particulier des projets de parcs éoliens en mer, une étude d'impact unique est par ailleurs produite à l'échelle du programme de travaux. Un parc éolien en mer impliquant une partie marine (le parc à proprement parlé) et une partie terrestre liée au raccordement, il est considéré comme étant une unité fonctionnelle ce qui justifie la dénomination de programme de travaux au sens de l'article L. 121-1 du code de l'environnement.

1.2. Le contenu des évaluations environnementales

Cette section vise à présenter de manière plus détaillée le contenu des évaluations environnementales envisagées sous chaque dispositif juridique. L'objet des évaluations environnementales, la description des effets des projets d'aménagement sur l'environnement, la définition et la finalité des mesures ERC ainsi que l'indication des mesures de suivi y sont rapidement décrites (et sont synthétisées dans le tableau 4).

1.2.1. Objet des évaluations environnementales

Les évaluations environnementales ont pour objet d'évaluer les effets du projet d'aménagement sur l'environnement. La santé humaine vient également s'ajouter en tant qu'objet de l'évaluation des effets pour l'étude d'impact de droit commun et l'évaluation des incidences au titre de la loi sur l'eau.

L'objet des évaluations environnementales est plus ou moins précis selon les dispositifs réglementaires (Cf. Tableau 4). Il est défini de manière large dans le cas de l'étude d'impact de droit commun et l'évaluation des incidences au titre de la loi sur l'eau en faisant notamment référence aux effets sur la ressource en eau, le milieu aquatique (article R. 214-6 du CE) ou encore sur la population, la biodiversité, les biens matériels et le patrimoine culturel (article R. 122-5 du CE). Sont ainsi compris la biodiversité remarquable et ordinaire ainsi que les aspects liés à la santé humaine.

Pour les dispositifs juridiques relatifs à Natura 2000 et aux espèces protégées, l'objet des évaluations environnementales est plus précis puisqu'il porte sur les espèces et espaces naturels visés par ces réglementations.

1.2.2. Définition et analyse des effets du projet sur l'environnement

La définition et l'analyse des effets du projet sur l'environnement sont relativement similaires quel que soit le dispositif juridique (Cf. Tableau 4). L'évaluation environnementale doit généralement rapporter les effets directs, indirects, temporaires, permanents et cumulés du projet d'aménagement sur l'environnement. Les dispositifs juridiques liés à ces évaluations environnementales ne précisent pas davantage la définition de ces 'effets'.

L'analyse des effets est effectuée à partir de la réalisation d'un état initial. Des mesures d'évitement et de réduction sont proposées dans les évaluations environnementales pour minimiser les effets

négatifs des projets d'aménagement sur l'environnement. Toutefois, si des effets résiduels significatifs ou notables (terminologie variable selon les dispositifs juridiques) perdurent malgré la mise en œuvre de mesures d'évitement et de réduction, des mesures compensatoires (c'est-à-dire de la compensation écologique) sont requises.

1.2.3. Définitions et finalité des mesures ERC

Les mesures ERC sont assez peu définies par les dispositifs juridiques relatifs aux évaluations environnementales (Cf. Tableau 4). Des mesures doivent être prises pour « éviter les effets négatifs [...] et réduire les effets n'ayant pu être évités » (étude d'impact de droit commun, R. 122-5 du CE), « supprimer ou réduire ces effets dommageables » (Natura 2000, R. 414-23 du CE). « S'il y a lieu » (loi sur l'eau, R. 214-6 du CE), des mesures compensatoires sont à apporter pour « compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits » (étude d'impact de droit commun, R. 122-5 du CE).

En revanche, la finalité des mesures ERC diffère selon les dispositifs juridiques, notamment entre l'étude de droit commun et les autres dispositifs.

Dans le cadre des dispositifs liés à Natura 2000 et des espèces protégées, la finalité des mesures ERC est précisée par rapport à l'objectif poursuivi par ces dispositifs.

Ainsi, si des effets liés au projet d'aménagement sont anticipés sur un site Natura 2000, des mesures ERC sont à mettre en œuvre pour que le projet ne remette pas en question l'état de conservation des espèces et habitats désignés au titre de Natura 2000. *In fine*, le projet ne doit pas remettre en cause la cohérence de ce réseau écologique. La finalité des mesures ERC est donc précisée par rapport à l'objectif du réseau Natura 2000 énoncé par la directive Habitats (92/42/CEE du Conseil du 21 mai 1992, article 2).

Dans le cadre de la demande d'autorisation pour déroger à la protection stricte des espèces, la finalité des mesures ERC est de garantir le maintien dans un état de conservation favorable les espèces concernées par la demande de dérogation, dans leur aire de répartition naturelle. Cette finalité est cohérente avec les objectifs affichés de la directive Habitats (92/42/CEE du Conseil du 21 mai 1992) et de la directive Oiseaux (2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009).

La finalité des mesures ERC est moins évidente dans le cadre de l'étude d'impact de droit commun. L'article R. 112-5 du code de l'environnement relatif au contenu de l'étude d'impact indique que les mesures ERC doivent « éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine », « réduire les effets n'ayant pu être évités » et « compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits ». Il n'y a pas d'objectif précis annoncé sur le résultat à atteindre par les mesures ERC.

Cette absence de finalité clairement précisée des mesures ERC dans le cadre de l'étude d'impact de droit commun se retrouve également dans le dispositif réglementaire relatif à la loi sur l'eau. L'article R. 214-32 du code de l'environnement indique simplement que le document d'incidences doit comporter si besoin « les mesures correctives ou compensatoires envisagées ».

On notera par ailleurs que la finalité des mesures ERC est en partie corrélée avec la définition de l'objet de l'évaluation environnementale propre à chaque dispositif juridique.

Tableau 4 – Les principaux dispositifs juridiques français intégrant de la compensation écologique

Dispositif juridique de la compensation écologique	Références correspondantes	Objet de l'évaluation environnementale	Définition des effets	Définition des mesures ERC	Finalité des mesures ERC	Mesures de suivi
Etude d'impact de droit commun	Articles L. 122-1 à L. 122-3 et R. 122-1 à R. 122-15 du CE.	La population, la santé humaine, la biodiversité, les terres, le sol, l'eau, l'air, le climat, les biens matériels, le patrimoine culturel, y compris les aspects architecturaux et archéologiques, et le paysage (R. 122-5 du CE)	La description des éventuelles incidences notables sur les facteurs mentionnés au III de l'article L. 122-1 porte sur les effets directs et, le cas échéant, sur les effets indirects secondaires, cumulatifs, transfrontaliers, à court, moyen et long termes, permanents et temporaires, positifs et négatifs du projet (R. 122-5 du CE)	L'étude d'impact doit comporter « Les mesures prévues par le maître de l'ouvrage pour : - éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine et réduire les effets n'ayant pu être évités ; - compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs <u>notables</u> du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits. S'il n'est pas possible de compenser ces effets, le maître d'ouvrage justifie cette impossibilité. » (R. 122-5 du CE)	Finalité écologique et humaine	L'étude d'impact doit comporter une « présentation des principales modalités de suivi [des] mesures [ERC] et du suivi de leurs effets sur les éléments mentionnés au 5° » (R. 122-5 du CE)
Evaluation des incidences au titre de la loi sur l'eau	Articles L. 214-1 à L. 214-11, L. 216-1 à L. 216-2, R. 211-6, R. 214-1 à R. 214-56, R. 214-6 et R. 214-32 du CE.	La ressource en eau, le milieu aquatique, l'écoulement, le niveau et la qualité des eaux, y compris de ruissellement (R. 214-6 du CE)	Les incidences directes et indirectes, temporaires et permanentes du projet (R. 214-6 du CE)	L'évaluation des incidences du projet précise « <u>s'il y a lieu</u> les mesures correctives ou compensatoires envisagées » (R. 214-6 du CE)	Finalité écologique	Non mentionné
Evaluation des incidences Natura 2000	Articles L. 414-4 à L. 414-7, et R. 414-19 à R. 414-29 du CE.	Habitats naturels et espèces ayant conduit à la désignation du site Natura 2000 (R. 414-23 du CE)	Le dossier d'évaluation des incidences Natura 2000 comprend « une analyse des effets temporaires ou permanents, directs ou indirects [...] [et des] effets cumulés » (R. 414-23 du CE)	Le dossier d'évaluation des incidences Natura 2000 comprend « un exposé des mesures qui seront prises pour supprimer ou réduire ces effets dommageables ». En cas d' « effets <u>significatifs</u> dommageables subsistent sur l'état de conservation des habitats naturels et des espèces qui ont justifié la désignation du ou des sites », le dossier expose « la description des mesures envisagées pour compenser les effets dommageables ». « Les mesures compensatoires permettent une compensation efficace et proportionnée au regard de l'atteinte portée aux objectifs de conservation du ou des sites Natura 2000 concernés et du maintien de la cohérence globale du réseau Natura 2000 » (R. 414-23 du CE)	Finalité écologique	Suivi de « la bonne mise en œuvre effective des mesures de suppression, de réduction et de compensation » (Circulaire du 15 avril 2010 relative à l'évaluation des incidences Natura 2000)

Dispositif juridique de la compensation écologique	Références correspondantes	Objet de l'évaluation environnementale	Définition des effets	Définition des mesures ERC	Finalité des mesures ERC	Mesures de suivi
<p>Dérogation à la protection stricte des espèces</p>	<p>Articles L. 411-1 à L. 411-6, R. 411-1 à R. 411-14 du CE.</p>	<p>Sites d'intérêt géologique, d'habitats naturels, d'espèces animales ou végétales et de leurs habitats (L. 411-1 du CE)</p>	<p>1° La destruction ou l'enlèvement des œufs ou des nids, la mutilation, la destruction, la capture ou l'enlèvement, la perturbation intentionnelle, la naturalisation d'animaux de ces espèces ou, qu'ils soient vivants ou morts, leur transport, leur colportage, leur utilisation, leur détention, leur mise en vente, leur vente ou leur achat ; 2° La destruction, la coupe, la mutilation, l'arrachage, la cueillette ou l'enlèvement de végétaux de ces espèces, de leurs fructifications ou de toute autre forme prise par ces espèces au cours de leur cycle biologique, leur transport, leur colportage, leur utilisation, leur mise en vente, leur vente ou leur achat, la détention de spécimens prélevés dans le milieu naturel ; 3° La destruction, l'altération ou la dégradation de ces habitats naturels ou de ces habitats d'espèces ; 4° La destruction, l'altération ou la dégradation des sites d'intérêt géologique, notamment les cavités souterraines naturelles ou artificielles, ainsi que le prélèvement, la destruction ou la dégradation de fossiles, minéraux et concrétions présents sur ces sites. (L. 411-1 du CE)</p>	<p>La demande de dérogation contient « <u>s'il y a lieu</u>, des mesures d'atténuation ou de compensation mises en œuvre, ayant des conséquences bénéfiques pour les espèces concernées » (Arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demande et d'instruction des dérogations définies au 4° de l'article L. 411-2 du code de l'environnement portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées)</p>	<p>Finalité écologique</p>	<p>Mise en œuvre d'un suivi pour s'assurer que les mesures d'atténuation ou de compensation apporte un « effet réel sur le maintien à long terme de l'état de conservation favorable des espèces concernées » (Circulaire du 21 janvier 2008 relative aux décisions administratives individuelles relevant du ministère chargé de la protection de la nature dans le domaine de la faune et de la flore sauvages)</p>

1.2.4. Les mesures de suivi

Pour évaluer la réalité des effets du projet d'aménagement sur l'environnement et s'assurer de l'efficacité des mesures ERC, des mesures de suivi sont mises en place.

L'étude d'impact de droit commun prévoit ainsi que soit rapportée dans l'étude d'impact une « présentation des principales modalités de suivi [des mesures ERC] et du suivi de leurs effets » sur l'environnement et la santé humaine (R. 122-5 du CE).

Des circulaires administratives³³ sont venues préciser la mise en place de suivis dans le cas des dispositifs relatifs à Natura 2000 et aux espèces protégées dont l'objectif est de s'assurer de la mise en œuvre de moyens suffisants pour maintenir sur le long terme l'état de conservation des espèces et habitats.

1.3. La Doctrine ERC et ses Lignes directrices

La compensation écologique, et plus largement les mesures ERC, sont communes à différents dispositifs juridiques. Les définitions apportées par ces dispositifs n'étant pas égales et pas toujours très détaillées, le ministère de l'environnement a produit une « Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel » (2012a) suivie des « Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel » (2013) en vue d'harmoniser la définition et la pratique de la séquence ERC.

L'objectif de ces documents est de « transcrire dans les pratiques des maîtres d'ouvrage, de leurs prestataires, des services de l'Etat et des collectivités territoriales, les obligations découlant des textes législatifs et réglementaires, [...] en précisant de manière pragmatique les principes qui les guident, dans le souci d'améliorer la qualité des projets tout au long de leur processus d'élaboration et de leur vie et d'assurer une homogénéité de traitement sur le territoire » (MEEM, 2012a, p1).

La Doctrine ERC et ses Lignes directrices, qui n'ont par ailleurs aucune valeur réglementaire³⁴, sont venues préciser les fondements de la séquence ERC et donc de la compensation écologique. La priorité est donnée à l'évitement et à la réduction. Dans les cas où de la compensation écologique est requise, elle doit être « au moins équivalente » et « permettre le rétablissement de la qualité environnementale du milieu impacté, à un niveau au moins équivalent de l'état initial et si possible d'obtenir un gain net, en particulier pour les milieux dégradés, compte-tenu de leur sensibilité et des objectifs généraux d'atteinte du bon état écologique des milieux » (MEEM, 2012a, p6).

Les mesures de compensation écologique doivent par ailleurs être « additionnelles aux actions publiques existantes ou prévues en matière de protection de l'environnement [...]. Elles peuvent conforter ces actions publiques [...] mais ne pas s'y substituer. » (MEEM, 2012a, p7).

En outre, la Doctrine ERC et ses Lignes directrices donnent quelques orientations sur le plan de la gestion des mesures ERC. Le maître d'ouvrage doit « pérenniser les effets des mesures de réduction et de compensation aussi longtemps que les impacts sont présents » (MEEM, 2012a, p7). Un

³³ Circulaire du 15 avril 2010 relative à l'évaluation des incidences Natura 2000 et Circulaire du 21 janvier 2008 relative aux décisions administratives individuelles relevant du ministère chargé de la protection de la nature dans le domaine de la faune et de la flore sauvages.

³⁴ La Doctrine ERC et ses Lignes directrices « constituent un document méthodologique, qui établit des principes et propose des méthodes à caractère non normatif. » (MEDDE, 2013, Lignes directrices, p4). Ces documents ne contraignent pas la pratique de la séquence ERC, ils établissent des recommandations que peuvent suivre ou non les aménageurs et les services de l'Etat.

programme doit être mis en œuvre et « permettre une gestion adaptative des mesures [de réduction et de compensation pour] s’assurer de la pérennité de leurs effets » (MEEM, 2012a, p8).

Enfin, les Lignes directrices viennent préciser la forme que peut prendre la compensation écologique à savoir des actions de « restauration ou réhabilitation, création de milieux et/ou, dans certains cas, évolution des pratiques de gestion » (MEEM, 2013, p98).

En supplément des mesures ERC, le maître d’ouvrage peut renforcer leurs actions en mettant en œuvre des mesures d’accompagnement. La Doctrine ERC précise ainsi que, « en complément, des mesures, dites « d’accompagnement » [...], peuvent être définies pour améliorer l’efficacité ou donner des garanties supplémentaires de succès environnemental aux mesures compensatoires. » (MEEM, 2012a, p7). Ces mesures d’accompagnement peuvent par exemple prendre la forme de financement de programme de recherche, de soutien à des structures locales, de la mise en place d’observatoires ou d’actions de sensibilisation et/ou communication (MEEM, 2013, p102).

Cas particulier du milieu marin dans la séquence ERC

Le ministère de l’environnement, par l’intermédiaire des Lignes directrices (2013), reconnaît le caractère spécifique de la mise en œuvre de la séquence ERC en mer par rapport au milieu terrestre. Une fiche des Lignes directrices est en effet consacrée aux enjeux spécifiques de la séquence ERC en milieu marin (MEEM, 2013, fiche n°31, p211). Elle met en avant les lacunes actuelles en matière de connaissances sur ce milieu : « à l’exception de certains groupements ou initiatives comme SIEGMA [groupement d’intérêt scientifique sur les effets des activités extractives sur le milieu marin] ou l’IFRECOR (spécialisée sur les récifs coralliens, mangroves et herbiers), il existe un manque de ressources en expertises spécialisées et/ ou nouvelles (ex. : les spécialistes du benthos, du phytoplancton, etc.), tant dans la sphère privée que publique. » (p 212).

De ce fait, la mise en œuvre de mesures ERC en milieu marin est particulièrement complexe. La fiche 31 des Lignes directrices recense les spécificités du milieu marin qui viennent contraindre la mise en place de la compensation écologique : « les écosystèmes marins sont moins cloisonnés que les écosystèmes terrestres ; ils communiquent et sont interdépendants sur des distances considérables ; l’acquisition foncière est exclue car le domaine public maritime (DPM) est inaliénable et imprescriptible³⁵ ; les actions de restauration sont plus difficiles et coûteuses à mettre en place qu’à terre, et leur efficacité est incertaine. » (p 216).

Face aux difficultés à réaliser une compensation écologique en mer, le ministère de l’environnement trouve pertinent la réalisation de programmes d’expérimentations et d’acquisition de connaissances scientifiques au titre des mesures compensatoires pour, à terme, permettre la conception de mesures compensatoires plus adaptées.

³⁵ Le domaine public maritime est inaliénable et imprescriptible, « ce qui signifie, d’une part, que les biens du domaine public ne peuvent être cédés, et d’autre part, qu’une occupation ou une utilisation prolongée par un ou plusieurs particuliers qui se succèdent sur cette zone ne leur confère aucun droit réel ou droit de propriété dont ils pourraient se prévaloir à l’égard de la personne publique. » (Préfecture maritime de l’Atlantique, en ligne, page consultée le 20/10/2016, <https://www.premar-atlantique.gouv.fr/intervenir/domaine-public-maritime-dpm.html>)

1.4. Les évaluations environnementales en pratique

Evaluation des impacts

Les évaluations environnementales sont conduites par les maîtres d'ouvrage qui s'appuient généralement sur l'expertise de bureaux d'études pour les réaliser. Des guides méthodologiques ont été produits par le ministère de l'environnement pour aider les aménageurs et leurs prestataires à mettre en œuvre les études d'impact (par exemple : Guide de l'étude d'impact sur l'environnement des parcs éoliens, 2010; Guide pour l'évaluation des incidences des projets d'extraction de matériaux en mer sur les sites Natura 2000, 2010). Ces guides fournissent un cadre méthodologique à l'évaluation des impacts écologiques.

Ils ont tout d'abord précisé les définitions des termes 'effet' et 'impact'. L'effet décrit la conséquence objective du projet sur l'environnement. L'impact est, quant à lui, la transposition de cette conséquence sur une échelle de valeurs (MEEM, 2010).

Les effets sont ensuite évalués pour chacune des phases du projet d'aménagement : construction, exploitation et démantèlement le cas échéant. L'effet, ou plutôt l'intensité de l'effet, est évalué en fonction de sa durée (temporaire : court à moyen terme ; permanent : long terme), de son caractère positif, négatif, direct ou indirect.

L'impact est évalué en croisant la 'sensibilité' de l'élément naturel étudié et 'l'effet' produit par le projet d'aménagement sur cet élément.

La 'sensibilité' fait référence aux caractéristiques intrinsèques de la composante environnementale étudiée indépendamment du projet d'aménagement. La sensibilité s'évalue notamment par la vulnérabilité, la rareté, la résilience ou encore par la diversité. Elle fait donc écho à des enjeux écologiques locaux et nationaux.

Pour chaque élément naturel considéré dans l'étude d'impact, la sensibilité et l'intensité de l'effet sont qualifiées selon quatre niveaux : nul ou négligeable, faible, modéré, fort.

Le croisement entre 'sensibilité' et 'effet' permet d'obtenir une hiérarchisation des impacts. Le tableau 5 donne un exemple d'évaluation du niveau d'impact pour une composante naturelle donnée.

Tableau 5 – Exemple de matrice d'identification des impacts (Eoliennes Offshore du Calvados, 2015a)

		Sensibilité			
		Nulle ou Négligeable	Faible	Modérée	Forte
Effet	Nul ou Négligeable	Impact nul	Impact nul	Impact nul	Impact nul
	Faible	Impact nul	Impact faible	Impact modéré	Impact modéré
	Modéré	Impact nul	Impact faible	Impact modéré	Impact fort
	Fort	Impact nul	Impact modéré	Impact modéré	Impact fort

Instruction des évaluations environnementales

Les évaluations environnementales sont instruites par les services techniques des Directions régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL). Les DREAL peuvent solliciter diverses instances spécialisées (Autorité environnementale du Conseil général de l'Environnement et du Développement Durable (CGEDD), Conseil National de la Protection de la Nature (CNP), Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN)) pour recueillir leurs avis sur la conduite des évaluations environnementales et les mesures ERC proposées.

Le préfet de région est l'autorité décisionnaire : il prend la décision d'autoriser (ou non) le projet d'aménagement sur la base de l'instruction menée par l'administration et des avis demandés, en conformité avec les différents dispositifs juridiques auxquels sont soumis les projets d'aménagement marins et côtiers³⁶. Le préfet a la liberté de suivre ou non les avis de l'autorité environnementale et des instances spécialisées.

Le préfet délivre un arrêté portant autorisation qui rapporte notamment les mesures compensatoires prévues, leur durée et les modalités de suivi de ces mesures. Cette autorisation est un acte juridique : l'aménageur doit s'y conformer.

En résumé, la mise en œuvre d'un projet d'aménagement est encadrée par divers régimes juridiques dont certains intègrent des évaluations environnementales incluant des mesures d'évitement, de réduction et de compensation. Les dispositifs juridiques requérant une évaluation environnementale ne sont pas nécessairement homogènes sur le plan de l'objet de l'évaluation et sur la finalité des mesures ERC.

2. Les impacts écologiques et socio-économiques des parcs éoliens en mer

L'installation d'un parc éolien en mer entraîne des modifications du milieu naturel mais également des activités humaines pratiquées en mer et sur la côte. L'objet de cette section est de synthétiser les conséquences négatives ou positives des parcs éoliens en mer recensées par la littérature et les retours d'expérience sur les composantes du milieu naturel (section 2.1) et les activités socio-économiques (section 2.2).

2.1. Les impacts écologiques des parcs éoliens en mer

Les pressions générées par un parc éolien en mer découlent de l'installation et de la présence de diverses infrastructures immergées, dont les fondations et l'ensouillage (ou l'enrochement) des câbles.

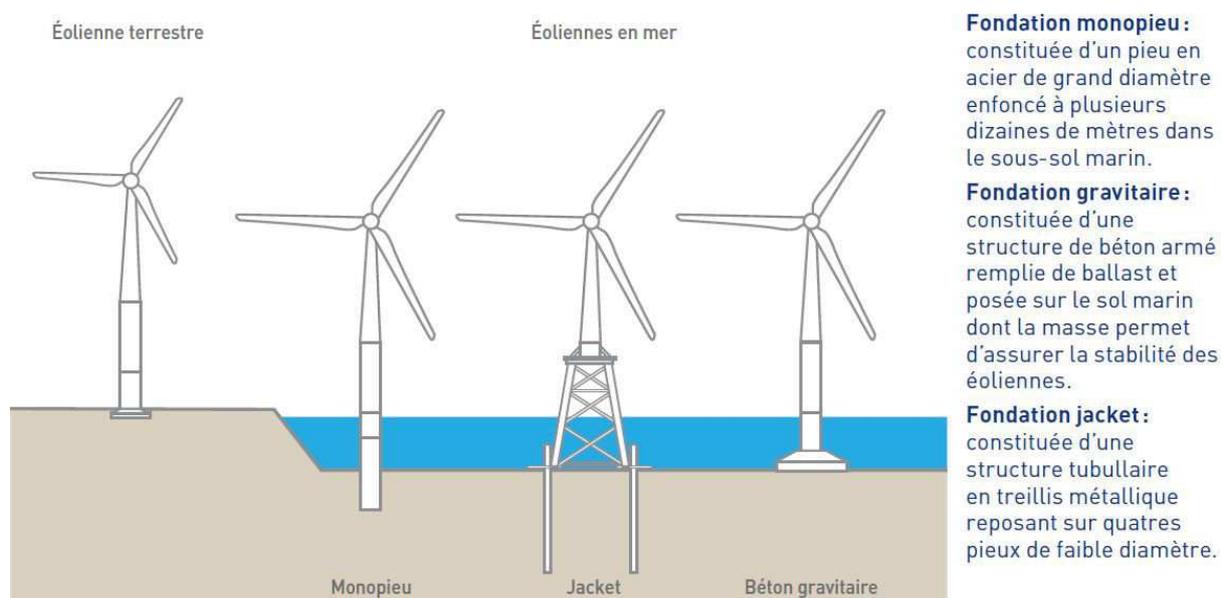
Selon le type d'éolienne retenu et les caractéristiques du site d'implantation (houle, hauteur d'eau, courant, nature des fonds et du sous-sol marin, etc.), trois types de fondation sont envisageables : la fondation gravitaire, monopieu et jacket (Cf. Figure 9). Les fondations de type monopieu et jacket

³⁶ Dans le cas particulier des parcs éoliens en mer, les projets doivent obtenir, en complément de l'autorisation délivrée sur la base de l'évaluation environnementale, une autorisation d'occupation du domaine public maritime (délivrée par le préfet maritime), une approbation du projet au titre du code de l'énergie (article L323-11) qui vise à vérifier la conformité du projet avec les règles électriques en vigueur, ainsi qu'une autorisation au titre du code de l'aviation civile (R. 244-1 du CE) en raison de la hauteur des éoliennes pouvant constituer des obstacles à la navigation aérienne.

sont installées grâce des opérations de battage à l'aide d'un marteau hydraulique de manière à enfoncer le pieu dans le sous-sol. Les fondations gravitaires sont installées par immersion après nivellement du fond marin. Des enrochements autour des fondations, appelés protections anti-affouillement, sont généralement prévus pour limiter le phénomène d'affouillement (i.e. de creusement du sédiment) autour des fondations.

Les câbles inter-éoliennes sont ensouillés, c'est-à-dire enfouis dans le sédiment, ou protégés par des enrochements lorsque la technique de l'ensouillage n'est pas possible (par exemple en cas de présence de substrat dur).

Figure 9 – Principaux types de fondation utilisés pour les éoliennes en mer (Eoliennes Offshore du Calvados, 2013)



Ces précisions techniques sont utiles pour appréhender les principales pressions générées par un parc éolien en mer. Ces dernières sont rapportées en section 2.1.1 Les effets et les impacts qui découlent de ces pressions sont décrits dans la section 2.1.2.

2.1.1. Les principales pressions générées par les parcs éoliens sur le milieu marin

Les pressions varient selon les phases de développement du projet. Les émissions sonores émises lors du battage de pieux constituent la principale pression générée par un parc éolien en mer durant la phase de construction (Lindeboom et al., 2015). Les opérations de battage sont ponctuelles mais entraînent des niveaux de pressions et d'expositions sonores élevés pouvant entraîner des blessures auditives et des modifications de comportement des organismes marins (MEEM, 2012).

Les travaux conduisent par ailleurs à une remise en suspension des sédiments liés à l'installation des câbles (ensouillage), aux opérations éventuelles de préparation des fonds (nivellement par dragage par exemple) et à l'installation des fondations (lestage et/ou battage des fondations). Le remaniement des fonds peut conduire à une augmentation de la turbidité³⁷ potentiellement dommageable pour certains organismes marins (herbiers et macro algues par exemple). En outre, la

³⁷ Une eau turbide est une eau chargée de matières en suspension (argile, limon, matière organique, plancton etc.) qui limite sa transparence.

pose des différentes structures constituant le parc (fondations, câbles) implique une interaction mécanique avec les fonds conduisant à l'écrasement des habitats et des organismes non mobiles (MEEM, 2012).

La phase d'exploitation d'un parc éolien engendre des pressions de nature différente de celles observées durant la phase de construction. L'exploitation d'un parc a tout d'abord des répercussions sur le milieu aérien. La présence des éoliennes peuvent constituer un obstacle lors des migrations des oiseaux marins et terrestres. Cette pression (appelée également effet barrière) peut conduire les oiseaux à éviter les parcs entraînant des dépenses énergétiques accrues du fait d'un allongement des distances parcourues (Wilson et al., 2010). La rotation des pales ainsi que le balisage lumineux des éoliennes constituent par ailleurs une pression pour l'avifaune (collision) et les chauves-souris (collision et barotraumatisme) (Ahlén, 2007; Boehlert & Gill, 2010). Outre le milieu aérien, un parc éolien en exploitation engendre essentiellement deux pressions sur le milieu marin. La première concerne la modification de l'habitat liée à la présence physique des structures (fondations, protections anti-affouillement et enrochements des câbles). Les parcs étant majoritairement installés sur des sédiments meubles, l'introduction de substrat dur via les fondations et les enrochements joue le rôle de récifs artificiels. Ces structures vont progressivement être colonisées et aboutir à l'installation d'un nouveau réseau trophique (invertébrés filtreurs (moules, bernacles), crustacés, poissons). Un effet récif peut alors être observé localement avec une augmentation de la biomasse (Petersen & Malm, 2006). La seconde principale pression générée par un parc éolien sur le milieu marin concerne les champs électromagnétiques. Un câble en service émet un champ magnétique produit par le passage du courant électrique et un champ électrique induit³⁸. Les espèces marines sensibles aux champs électromagnétiques naturels (les élasmobranches (requins et raies), les poissons osseux (qui regroupent la majorité des espèces de poissons), les mammifères marins, les tortues et certaines espèces d'invertébrés) peuvent être réceptives aux champs produits par les câbles et entraîner des modifications de comportements (Gill, 2005; MEEM, 2012).

La phase de démantèlement des parcs éoliens en mer est aujourd'hui assez peu étudiée puisqu'aucun parc européen n'a encore fait l'objet d'une telle opération. Les pressions anticipées sont similaires à celles recensées pour la phase de construction, les opérations de battage en moins.

2.1.2. Les effets et impacts de l'éolien sur le milieu marin : des connaissances parcellaires et débattues

Les impacts environnementaux résultant des parcs éoliens en mer font l'objet d'une littérature (scientifique et grise) abondante. Une synthèse des principaux impacts est effectuée à partir : (i) des revues bibliographiques généralistes, c'est-à-dire celles traitant d'un grand nombre de composantes du milieu marin, et (ii) des études rapportant les résultats des suivis de parcs éoliens nord-européens.

Nous avons retenu les études liées aux parcs danois Horns Rev et Nysted, qui ont fait l'objet d'un suivi d'une dizaine d'années, au parc néerlandais expérimental Egmond aan Zee (suivi sur quatre à cinq années) ainsi qu'aux études relatives aux parcs installés en Belgique qui ont fait l'objet d'un suivi sur une période de six années. Nous avons également utilisé les travaux issus du programme de suivi COWRIE (*Collaborative Offshore Wind Research into the Environment*) des parcs anglais, réalisés sous

³⁸ Ce champ électrique est dit induit car il est issu de la perturbation du champ magnétique terrestre par le champ magnétique du câble.

l'égide du *Crown Estate*³⁹. Les rapports et synthèses produits par des instances gouvernementales internationales ont également été retenus tels que les travaux du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) ou de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (dite OSPAR). Enfin, nous nous sommes appuyés sur des rapports réalisés par des organisations non gouvernementales internationales telles que l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) ou le Fond mondial pour la nature (WWF).

Les suivis des parcs d'Europe du Nord (Belgique, Pays-Bas, Danemark et Royaume-Uni) sont financés et réalisés en partenariat avec les maîtres d'ouvrage et les Etats concernés.

La France ne possédant pas encore de parcs éoliens au large de ses côtes, il n'existe pas de programme de recherche ni de suivi des impacts réalisé à grande échelle. Le ministère de l'environnement a toutefois réalisé une synthèse sur les impacts environnementaux et socio-économiques pour l'ensemble des énergies marines renouvelables sur laquelle nous nous appuyons (MEEM, 2012).

Les composantes environnementales traitées par les synthèses généralistes utilisées dans cette section concernent : le milieu physique (bathymétrie, sédimentologie, hydrodynamisme, qualité de l'eau, etc.), les habitats et espèces benthiques, les poissons (ou ichtyofaune), le plancton, les cétacés et pinnipèdes, les oiseaux et les chauves-souris.

Les principaux effets et impacts d'un parc éolien en mer sont synthétisés dans le tableau 6 pour les phases de construction et d'exploitation. Les effets et impacts de la phase de démantèlement sont associés à ceux de la phase de construction⁴⁰.

³⁹ Le *Crown Estate* est une institution britannique qui gère les actifs de la Couronne britannique. Le *Crown Estate* détient et gère un grand nombre de terres au Royaume-Uni et détient également les fonds marins de la mer territoriale britannique.

⁴⁰ Le traitement des conséquences du démantèlement d'un parc sur le milieu marin est marginal dans la littérature. Elles sont en effet traitées de manière très succincte, probablement en raison du fait que le démantèlement est une étape éloignée dans le temps qui n'a pas encore été mise en œuvre aujourd'hui.

Tableau 6 – Principaux effets et impacts d'un parc éolien offshore sur le milieu marin (Bailey et al., 2014; Bergström et al., 2014; Boehlert & Gill, 2010; Degraer et al., 2013; DONG Energy & Vattenfall, 2006; DONG Energy et al., 2006, 2013; Gill, 2005; Gill et al., 2009, 2005; Lange et al., 2010; Lindeboom et al., 2011; Lindeboom et al., 2015; Murphy et al., 2012; Norman et al., 2007; OSPAR Commission, 2006, 2008; Schuster et al., 2015; Shumchenia et al., 2012; Thomsen et al., 2006; UICN France, 2014; Wilson et al., 2010; WWF-Norway, 2014)

Phase de développement d'un parc éolien en mer	Composantes du milieu marin étudiées	Effets potentiels	Impacts potentiels
Phase de construction (et démantèlement)	Habitats et espèces benthiques	Modification de comportement lié au bruit (fuite/attraction) Déplacement des sédiments	Mortalité par écrasement et étouffement liée aux engins de chantier et aux résidus de travaux Difficultés d'orientation et d'alimentation liées au bruit
	Poissons pélagiques et démersaux	Modification de comportement lié au bruit (fuite/attraction)	Mortalité liée au bruit Difficultés d'orientation et d'alimentation liées au bruit
	Plancton	<i>A priori</i> peu d'effets (mais peu d'études existantes)	Difficultés d'orientation pour les larves de grands crustacés (crabe, langouste)
	Cétacés et Pinnipèdes	Modification de comportement lié au bruit (fuite/attraction) Lésions auditives	Difficultés d'orientation, de communication, de reproduction, d'alimentation en cas de lésion auditive permanente
	Avifaune et Chiroptères	Pas d'effets recensés	Pas d'impacts recensés
	Milieu physique	Augmentation de la turbidité	Pas d'impacts recensés
Phase d'exploitation	Habitats et espèces benthiques	Modification locale de l'habitat benthique (liée à l'installation d'une infrastructure sur des fonds marins généralement constitués de sédiments meubles) Modification de comportement liée aux champs électromagnétiques pour les espèces sensibles (les sélaciens par exemple)	Modification locale de la composition en espèces (hausse de la richesse spécifique et de l'abondance) (effet récif) Modification locale du réseau trophique (effet récif) Perte locale d'habitat lié à l'apport des infrastructures Difficultés d'orientation pour les espèces sensibles aux champs électromagnétiques Modification locale du recrutement et de la reproduction si une partie du parc est interdite aux usages (effet refuge)
	Poissons pélagiques et démersaux	Modification locale de l'habitat pélagique liée à l'installation des infrastructures	Modification locale de la composition en espèces (hausse de la richesse spécifique et de l'abondance) (effet récif) Modification locale du réseau trophique (effet récif) Modification locale du recrutement et de la reproduction si une partie du parc est interdite aux usages (effet refuge)
	Plancton	<i>A priori</i> peu d'effets (mais peu d'études existantes) Modification locale de l'habitat pélagique liée à l'apport des infrastructures	Hausse de l'abondance de certaines espèces de zooplanctons
	Cétacés et Pinnipèdes	Modification locale de l'habitat pélagique liée à l'installation des infrastructures	Attraction liée à l'augmentation des ressources alimentaires (effet récif)
	Avifaune	Modification locale de l'habitat liée à l'installation des infrastructures (parties sous-marines et aériennes des éoliennes) Modification du comportement (attraction/fuite)	Mortalité liée aux collisions, à la consommation énergétique supplémentaire en cas d'évitement des parcs, à la perte d'habitat Modification locale de la disponibilité des ressources alimentaires liée à l'effet récif (pour les espèces non craintives)
	Chiroptères	Modification de comportement (attraction) Interférence avec le système d'écholocation (mais peu d'études)	Mortalité liée aux collisions et au barotraumatisme
	Milieu physique	Modification locale des courants (phénomène d'affouillement)	Aucun <i>a priori</i>

Le traitement actuel des conséquences des parcs éoliens sur le milieu marin par la littérature se situe surtout au niveau de l'effet et peu au niveau de l'impact. Les répercussions potentielles sur les composantes du milieu marin sont identifiées mais les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de qualifier de manière fine l'ampleur de l'impact ni de le quantifier.

D'autre part, on observe une prédominance de certains sujets traités par les études scientifiques. Les espèces sont ainsi essentiellement visées, particulièrement l'avifaune et les mammifères marins probablement en raison de leur forte visibilité par le grand public et de leur statut de protection (Boehlert & Gill, 2010; Lindeboom et al., 2015). D'autres sujets sont peu traités à l'image des fonctionnalités écologiques telles que le réseau trophique ou la connectivité (Lindeboom et al., 2015).

Un consensus semble se dégager de la littérature sur les pressions les plus dégradantes générées par un parc éolien en mer. Il s'agit des émissions sonores émises lors de la phase de construction, l'introduction d'un nouveau substrat et le mouvement des pales lors de la phase d'exploitation (Bailey et al., 2014; Boehlert & Gill, 2010; Lindeboom et al., 2015).

Le niveau sonore émis lors des opérations de battage peut conduire à des pertes temporaires et permanentes d'audition des mammifères marins se trouvant à proximité du lieu de battage. Ces pertes peuvent perturber la communication et l'identification de prédateurs ou de proies (MEEM, 2012). La littérature traite cette question du bruit majoritairement à travers les mammifères marins. Or, il semblerait que d'autres espèces puissent être affectées par une forte élévation du niveau de bruit telles que certaines espèces de crustacés (crabes, langoustes) qui, durant leur phase larvaire s'orientent avec le bruit des récifs pour se fixer (Boehlert & Gill, 2010).

L'introduction d'un nouveau substrat via les fondations, les protections anti-affouillement et les enrochements, modifie l'habitat initial. En effet, les parcs éoliens en mer sont généralement installés sur des sédiments meubles. L'apport de substrat dur vient modifier l'équilibre des organismes marins initialement présents (via l'effet récif). Il y a actuellement un débat, qui dépasse les parcs éoliens, sur l'effet positif généré par l'effet récif, notamment lorsque ce dernier est combiné à un effet réserve (i.e. arrêt des activités humaines sur une zone). L'augmentation de biomasse induit par ces deux effets est discutée : est-ce une réelle augmentation de biomasse ou plutôt un phénomène d'attraction et de concentration de biomasse alentour ? (Boehlert & Gill, 2010; UICN France, 2014). Par ailleurs, l'immersion des fondations des éoliennes induit un potentiel effet *stepping stones* : les fondations favoriseraient l'apparition ou la progression d'espèces non-indigènes (Boehlert & Gill, 2010; UICN France, 2014).

Enfin, la dernière pression identifiée par la littérature comme majeure lors de la phase d'exploitation concerne le mouvement de rotation des pales. Des collisions sont susceptibles de se produire en affectant plus particulièrement les oiseaux migrateurs (Schuster, Bulling, & Köppel, 2015). Le risque de collision dépend de nombreux facteurs : les conditions météorologiques, la hauteur de vols des oiseaux, les saisons ou encore le moment de la journée (Drewitt & Langston, 2006). Faute d'observations directes, la mortalité par collision est modélisée mais sans nécessairement pouvoir encore être comparée avec la mortalité réelle (Desholm & Kahlert, 2005).

Les effets et les impacts recensés par la littérature sont identifiés et évalués essentiellement à une échelle locale, c'est-à-dire autour des parcs éoliens. La connectivité spatiale et fonctionnelle est peu prise en compte (Lindeboom et al., 2015). Quelques travaux ont toutefois été réalisés à une plus large échelle sur l'avifaune (par exemple, au niveau de la population de six espèces d'oiseaux à l'échelle de la mer du Nord) (Brabant, Vanermen, Stienen, & Degraer, 2015). Du point de vue de la temporalité des effets et impacts, les connaissances semblent être plutôt bonnes pour les

conséquences à court terme sur les compartiments habituellement suivis (benthos, poissons, avifaune, mammifères marins). Les conséquences à plus long terme sont en revanche peu, voire non connues (Bailey et al., 2014; Lindeboom et al., 2015; Schuster et al., 2015).

Plusieurs études scientifiques soulignent par ailleurs le manque d'attention accordée aux impacts cumulés. Les impacts d'un parc éolien en mer peuvent venir s'ajouter à des impacts provoqués par d'autres activités humaines (par exemple trafic maritime, extraction de granulats, projet éolien en mer, etc.) et conduire ainsi à des niveaux d'impacts plus importants. Ils sont aujourd'hui peu considérés par les études et constituent, selon certains auteurs, l'un des principaux défis que la recherche doit relever à l'avenir (Lindeboom et al., 2015; Schuster et al., 2015).

Outre les conséquences négatives des parcs éoliens en mer sur le milieu marin, des conséquences positives sont néanmoins attendues (mais débattues) : l'effet récif et l'effet réserve. Ils résultent de l'arrêt des activités humaines à proximité des installations (notamment des activités de pêche) pour des questions de sécurité. En l'absence de dégradation ou de pression anthropique sur le milieu marin, une augmentation de biomasse sur la zone peut être observée (Bailey et al., 2014; Boehlert & Gill, 2010) sans toutefois avoir fait l'objet de quantification.

En résumé, l'introduction d'un parc éolien en mer implique nécessairement une modification du milieu marin. Néanmoins, la science a aujourd'hui des difficultés à quantifier les modifications engendrées par un parc : « *It is clear that much work is needed to address the environmental effects of marine renewable energy, and indeed to develop an understanding of potential impact* » (Boehlert & Gill, 2010, p. 72).

2.2. Les impacts socio-économiques des parcs éoliens en mer

L'installation d'éoliennes dans l'espace maritime conduit à des conflits d'usages. Les parcs entrent, en effet, en compétition spatiale avec d'autres activités humaines existantes qu'elles soient économiques (pêche professionnelle ou extraction de granulats par exemple), sociales (paysage maritime ou activités de loisirs par exemple) ou liées à la sécurité maritime et aux activités militaires.

« L'étude méthodologique des impacts environnementaux et socio-économiques des énergies marines renouvelables » produite par le ministère de l'environnement (2012) liste les différentes activités humaines et aménités pouvant être affectées par un parc éolien en mer. Cette énumération sera notre point de départ pour, dans un premier temps, décrire brièvement les impacts attendus (section 2.2.1). Nous les confrontons ensuite aux impacts recensés par la littérature (section 2.2.2) pour notamment mettre en évidence un décalage entre une évaluation idéale des impacts socio-économiques et les possibilités réelles d'évaluation.

2.2.1. Les principaux impacts potentiels attendus

Les principaux impacts socio-économiques, listés ci-après dans le tableau 7, sont issus de l'étude réalisée par le ministère de l'environnement sur les impacts écologiques et socio-économiques des énergies marines renouvelables (2012).

Tableau 7 – Les principaux impacts des parcs éoliens en mer sur les activités socio-économiques (MEEM, 2012)

Thèmes	Impacts potentiels	Phases
Pêche professionnelle	Perte d'exploitation liée à une perte d'accès à une zone de pêche	Chantier Exploitation Démantèlement
	Perte d'exploitation liée à la nécessité d'adapter les engins de pêche et les pratiques à l'intérieur ou autour des parcs éoliens	Exploitation
	Risque de collision du fait des structures immergées et émergées	Exploitation
	Perte d'exploitation liée au report d'effort (allongement du temps de route, diminution de temps de pêche, hausse du coût du carburant)	Exploitation
	Modification du revenu d'exploitation liée à la modification de l'habitat pour les ressources halieutiques : perte ou nouvel habitat lié aux structures immergées	Chantier Exploitation Démantèlement
	Création ou suppression d'emplois : Transfert possible de certains équipages des bateaux de pêche vers les navires utilisés pour la construction des parcs éoliens / Opportunité de créer des emplois alternatifs ou de nouveaux emplois pour la construction et la maintenance	Chantier Exploitation Démantèlement
Pisciculture marine et Conchyliculture	Modification de la production (voire perte d'exploitation) liée à l'installation des câbles	Chantier Démantèlement
	Modification de la production liée à la remise en suspension de sédiments et augmentation de la turbidité lors des travaux	Chantier Démantèlement
	Pertes d'exploitation en cas de pollution chronique (produits d'entretien) et de pollution accidentelle (hausse de la fréquentation des navires, pollution par hydrocarbure)	Chantier Exploitation Démantèlement
Activités touristiques	Pertes/Gains de revenus liés à une baisse/hausse de la fréquentation touristique	Chantier Exploitation Démantèlement
Prix de l'immobilier	Pertes de valeur des biens immobiliers	Exploitation
Zones d'évolution militaire (navires, aéronefs, sous-marins)	Pertes ou restriction d'espace d'utilisation	Chantier Exploitation Démantèlement
Système de radio navigation et radar (militaire et civil)	Limitation de la visibilité depuis les sémaphores, Limitation de la visibilité depuis la mer des amers, feux, phares	Chantier Exploitation Démantèlement
Trafic aérien civil	Obstacle à la navigation pour les aéronefs volant à basse altitude	Chantier Exploitation Démantèlement
Navigation commerciale	Pertes de revenus liées à une restriction de passage (allongement des temps de route et des distances)	Chantier Exploitation Démantèlement
	Risque de collision	Exploitation
Navigation de plaisance Pêche de loisirs Plongée	Pertes d'aménités liées à une restriction de passage ; à une perte/restriction d'espace d'utilisation	Chantier Exploitation Démantèlement
	Gains d'aménités liées à l'artificialisation : récifs artificiels	Exploitation
Extraction de granulats	Pertes de revenus liées à l'impossibilité d'exploiter un gisement	Chantier Exploitation Démantèlement
	Pertes de revenus liées à une restriction d'exploiter	Exploitation
Site d'immersion de matériaux de dragage	Pertes des capacités d'accueil du site	Chantier Exploitation Démantèlement
Gazoducs et oléoducs	Perte ou restriction des surfaces disponibles pour les tracés	Chantier Exploitation Démantèlement
Câbles de communication sous-marine	Perte ou restriction des couloirs disponibles pour leurs implantations	Chantier Exploitation Démantèlement

Tableau 7 (suite)

Thèmes	Impacts potentiels	Phases
Paysage littoral et maritime	Pertes d'aménités liées à l'impact visuel	Exploitation
Patrimoine historique archéologique subaquatique	Détérioration ou perte du patrimoine immergé	Chantier Exploitation Démantèlement

Nous avons fait le choix de considérer les impacts paysagers comme étant des impacts socio-économiques, et non des impacts écologiques. Le paysage est en effet une conception anthropocentrée de l'agencement de composantes naturelles et d'infrastructures humaines. Le paysage revêt par ce biais une dimension totalement subjective qui semble être de nature différente de celle des impacts écologiques.

2.2.2. Les impacts économiques recensés par la littérature

Dans cette section, nous n'abordons pas l'ensemble des impacts listés dans le tableau 7 mais seulement ceux traités par la littérature (scientifique et grise). En pratique, dans le cas français, les zones où des servitudes fortes sont présentes (zones militaires, conduites de gaz ou de pétrole, câbles de communication, routes maritimes importantes) sont évitées lors du choix des sites d'implantation des éoliennes en mer. Il en est de même pour les zones d'extraction de granulats, de clapage et les zones où sont présents des dépôts de munitions ou des épaves.

Contrairement à la littérature portant sur les impacts écologiques, il existe peu de revues de littérature faisant le point sur l'ensemble des impacts socio-économiques. Les articles scientifiques se focalisent généralement sur un usage spécifique et plus particulièrement sur la pêche et le paysage, qui constituent de ce point de vue les deux enjeux socio-économiques majeurs de l'éolien en mer.

Il ressort ainsi de la revue de littérature un décalage entre une évaluation idéale de l'ensemble des impacts socio-économiques et la réalité de terrain : la science ne permet pas de définir de manière précise les impacts socio-économiques et ceux-ci varient d'un retour d'expérience à l'autre.

2.2.2.1. Retour d'expérience sur la pêche

Les impacts sur l'activité de pêche professionnelle dépendent en grande partie de l'autorisation ou non de pratiquer ces activités dans la zone du parc. Le niveau d'accessibilité du parc par les pêcheurs aura des répercussions sur les ressources halieutiques via les effets récif et réserve. Des conséquences sur le revenu de la filière pêche sont également attendues. L'éolien en mer présente ainsi des risques mais également des opportunités pour la pêche.

Accessibilité de la zone des parcs éoliens aux activités de pêche

L'espacement entre les éoliennes conditionne en partie la possibilité de pratiquer les activités de pêche : plus l'espacement est important, plus les manœuvres pourront être pratiquées avec un risque minimal pour la sécurité des pêcheurs.

La pêche aux arts traînants est particulièrement visée par les autorisations pour accéder aux zones des parcs. En effet, les chaluts et les dragues présentent un risque de croche avec les câbles ce qui peut conduire à une dégradation des infrastructures mais aussi du matériel de pêche. La croche de câble peut également remettre en cause la sécurité des marins-pêcheurs. L'accessibilité de la zone

dépendra donc en partie de l'évaluation du niveau de risque de croche des engins de pêche traînants par les autorités.

L'autorisation de pratiquer des activités de pêche au sein des parcs est variable selon les pays et au sein même des pays. Par exemple, les autorités britanniques ont refusé la pratique de la pêche aux arts traînants dans des parcs où les éoliennes sont relativement éloignées les unes des autres (entre 500 et 800 mètres) au motif d'un risque trop important de croche des câbles (Gunfleet Sands II, London Array, Sheringham Shoal). A l'opposé, les activités de pêche ont été autorisées pour des parcs similaires, en termes d'espacement des éoliennes, à ceux précédemment cités (Barrow, North Hoyle et Oriel) (Blyth-Skyrme, 2010). Selon les parcs britanniques, les arts dormants sont autorisés aux abords ou à l'intérieur des parcs en conservant une distance minimale de 50 mètres avec les éoliennes (Blyth-Skyrme, 2010).

Dans le cas des parcs éoliens français, l'autorisation de pratiquer la pêche (et d'autres activités telles que la navigation) au sein des parcs est délivrée par le préfet maritime (qui n'a, à ce jour, pas rendu son avis). Ce dernier peut s'appuyer sur l'avis rendu par la grande commission nautique composée d'usagers de la mer (plaisance, transport de passagers, transport de marchandises, officier supérieur de la marine nationale, etc.). Les commissions nautiques relatives aux parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp ont rendu un avis favorable en 2016. Elles ont produit des recommandations notamment au sujet des conditions de circulation au sein du parc (interdiction pour les navires de taille supérieure à 25 mètres, interdiction de navigation dans un périmètre de 50 mètres autour de chaque éolienne, interdiction des activités de plongée dans le parc, autorisation sous certaines conditions des activités de pêche aux arts dormants (casiers, lignes, palangres)). Certaines recommandations relatives à la pêche aux arts traînants varient selon les parcs. Ce type de pêche est ainsi totalement interdit pour le parc de Saint-Nazaire mais autorisé sous certaines conditions pour les trois autres parcs. Cette différence s'explique probablement par la présence de la coquille Saint-Jacques et d'autres espèces benthiques (poissons plats notamment) sur les trois autres sites alors que le site de Saint-Nazaire est par nature peu dragué ou chaluté du fait de la présence à la fois de sédiments meubles et de substrat dur (le Banc de Guérande).

Les conséquences de l'effet réserve et de l'effet récif sur les activités de pêche

Les conditions d'accès des pêcheurs aux parcs éoliens en mer ont des répercussions sur la ressource halieutique. Du fait de l'arrêt des activités de pêche (et de toutes activités humaines) sur certaines zones du parc et de l'introduction d'un nouveau substrat via la fondation, un effet réserve (ou refuge) et un effet récif sont attendus. Une augmentation de la biomasse sur la zone de fermeture de l'accès au parc est alors espérée. Cette dernière est potentiellement bénéfique aux activités de pêche si un phénomène de débordement (également appelé *spill over*) se produit : une dispersion de la biomasse adulte et des larves en dehors de la zone réserve peut avoir lieu et ainsi bénéficier aux pêcheurs.

A notre connaissance, il n'existe pas d'études disponibles sur l'évaluation des conséquences des effets réserve et récif liées aux parcs sur les pêcheries. Cette situation s'explique probablement par le fait que l'augmentation de la ressource halieutique liée à la présence des parcs fait encore aujourd'hui débat comme en témoigne la littérature à ce sujet (Bonar, Bryden, & Borthwick, 2015).

Les parcs danois Horns Rev et Nysted ainsi que le parc néerlandais Egmond aan Zee ont tous trois été interdits à la pêche créant de ce fait une zone refuge. Néanmoins, les programmes de suivi de la ressource halieutique initiés pour ces parcs ont abouti à des résultats divergents. Les suivis réalisés sur une dizaine d'années pour les parcs danois ont montré une hausse de la richesse spécifique et de

l'abondance au sein des parcs (DONG Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, & Danish Forest and Nature Agency, 2006, 2013). A l'opposé, les suivis réalisés pour le parc néerlandais Egmond aan Zee ont montré une absence d'augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique pour les poissons pélagiques et démersaux par rapport aux zones de référence (Lindeboom et al., 2011; van Hal et al., 2012). Ils ont toutefois été réalisés sur une période d'environ cinq ans, soit une durée plus courte que les suivis précédemment cités.

Par ailleurs, une étude britannique a cherché à valider l'hypothèse d'une augmentation de l'abondance de certaines espèces, en s'intéressant plus spécifiquement aux cas de deux crustacés commercialisés (le tourteau - *Cancer pagurus* - et le homard européen - *Homarus gammarus*) liés à l'installation des éoliennes en mer. Les auteurs de l'étude ont conclu à une absence de données suffisantes pour valider cette hypothèse et les bénéfices potentiels pour les pêcheries concernées (Hooper & Austen, 2014).

Les conséquences de l'éolien en mer sur le revenu et l'emploi de la filière pêche

De même que pour les conséquences des effets refuge et récif sur les activités de pêche, il n'existe pas, à notre connaissance, d'études accessibles sur une quantification des impacts des parcs sur les emplois et les revenus de la filière pêche, c'est-à-dire au niveau des pêcheurs, des criées, des grossistes et mareyeurs ou encore des usines de transformation ou de la restauration.

Les études restent au stade de la qualification générale des impacts en mentionnant par exemple une modification du revenu d'exploitation de pêcheurs liée au report d'effort de pêche ou une désertion du métier de pêcheur au profit des métiers dédiés à la maintenance des parcs (Blyth-Skyrme, 2010; MEEM, 2012).

2.2.2.2. Retour d'expérience sur la conchyliculture et l'aquaculture

L'impact économique de l'éolien en mer sur la conchyliculture et l'aquaculture est assez peu étudié aujourd'hui. Nous n'avons en effet pas recensé dans la littérature d'études ayant trait à ces activités. Cependant, les liens entre éolien en mer et activités aquacoles sont étudiés dans la littérature du point de vue du développement de co-activités. Des études prospectives ont ainsi été réalisées sur les avantages et inconvénients à combiner ces deux types d'activités (Holmer, 2010) notamment sur les cultures de moules (*Mytilus edulis*), d'huitres (*Crassostrea gigas*), d'algues (*Laminaria saccharina*) ou encore d'espèces de poissons (thons, cabillauds, flétans) (Buck, Krause, & Rosenthal, 2004; Michler-Cieluch, Krause, & Buck, 2009).

Le développement des co-activités semble encore au stade de la réflexion puisqu'aucune expérimentation au sein d'un parc n'a pu être identifiée.

2.2.2.3. Retour d'expérience sur les prix de l'immobilier

Une crainte est généralement émise, par les populations présentes sur le territoire d'implantation d'un parc éolien en mer, sur une éventuelle diminution des prix des biens immobiliers. A notre connaissance, il n'existe pas d'études spécifiques à l'éolien en mer. Néanmoins, des études portant sur l'éolien terrestre ont cherché à étudier les conséquences de ce type de technologie sur les prix de l'immobilier.

Aucune tendance claire ne se dégage de ces retours d'expérience puisqu'on observe des situations différentes selon les cas étudiés. Ainsi, une étude danoise a montré que la présence d'une éolienne terrestre diminue le prix de l'immobilier de 2,6 % (Dröes & Koster, 2014). Une étude britannique

rapporte quant à elle un impact sur l'immobilier au début de la période de développement du projet, impact qui disparaît ensuite lors de la phase d'exploitation (RICS, 2007 cité par Eoliennes Offshore du Calvados, 2013, p82). A l'opposé, une étude menée aux Etats-Unis montre que la valeur des biens immobiliers avec vue sur un parc éolien n'est pas plus faible que des biens immobiliers équivalents situés dans des zones dépourvues d'éoliennes (Sterzinger, Beck, & Kortiuk, 2003).

2.2.2.4. Retour d'expérience sur l'économie locale : tourisme et emploi

L'impact de l'éolien en mer sur le tourisme local est en partie lié aux caractéristiques paysagères. Les individus peuvent être attirés par ce nouveau visuel, comme en témoigne le tourisme industriel, ou au contraire éprouver du rejet vis-à-vis de la modification du paysage.

Ce phénomène d'attraction ou au contraire de répulsion des touristes a été étudié par la littérature à partir de méthodes permettant d'identifier les préférences des touristes en matière d'éolien (par exemple, Kuehn, 2005; Lilley, Firestone, & Kempton, 2010; Westerberg, Jacobsen, & Lifran, 2013).

A partir de méthodes d'élicitation de préférences, des études ont déduit une modification des comportements des touristes en fonction de la distance du parc éolien à la côte. Par exemple, Lilley et al. (2010) ont montré que, sur l'échantillon de touristes enquêtés, 45 % des individus iraient sur une plage différente de celle habituellement fréquentée en cas d'installation d'un parc éolien à 1,5 km de la plage⁴¹. Ce taux diminue à 27 % pour un parc situé à 10 km et tombe à 7 % pour une distance de 22 km par rapport à la côte.

Toutefois, les études de fréquentation touristique réalisées suite à l'installation de parcs en Europe du Nord ne mettent pas en évidence une modification importante du comportement des touristes (Westerberg et al., 2013). Ainsi, Kuehn (2005) n'a observé aucune baisse du nombre de touristes un an après l'installation des parcs danois Horns Rev et Nysted.

Un phénomène d'attraction est par ailleurs mis en avant, les touristes pouvant être intéressés par la vue d'une nouvelle installation. Ce fait semble être corroboré par les observations effectuées après la mise en service du parc britannique de Scroby Sands où 30 000 personnes sont venues visiter le centre touristique associé au parc durant les six premiers mois d'ouverture de ce centre (British Wind Energy Association, 2006).

Au vu des réactions contrastées de la population touristique vis-à-vis des parcs éoliens en mer, l'effet des parcs éoliens en mer sur le tourisme semble ainsi incertain (Lilley et al., 2010).

Outre le tourisme, un parc éolien en mer aura des conséquences sur l'économie locale via l'emploi. La construction et la maintenance des parcs devraient conduire à des nouveaux emplois sur le territoire des communes littorales concernées par les parcs. Il existe peu d'études cherchant à quantifier le nombre d'emplois créés par l'éolien en mer ou plus largement à quantifier l'impact économique d'un parc éolien en mer sur un territoire (en termes de production, valeur ajoutée, en nombre d'équivalent temps plein, etc.) (Lehr, Lutz, & Edler, 2012; Lehr, Nitsch, Kratzat, Lutz, & Edler, 2008; Sastresa, Usón, Bribián, & Scarpellini, 2010). Dans le cas spécifique des parcs français, Kahouli et Martin (2015) ont estimé le nombre d'emplois équivalent temps plein créés à 6,03 par mégawatt lors de la construction du parc éolien de Saint-Brieuc et à 1,02 par mégawatt au cours de la phase d'exploitation.

⁴¹ Etude réalisée auprès de touristes fréquentant les plages de l'Etat du Delaware aux Etats-Unis.

En résumé, l'installation d'un parc éolien en mer cohabite avec d'autres activités économiques en mer (activités de pêche) et a des interactions avec les activités économiques à terre (tourisme, immobilier). Cette cohabitation peut conduire à des modifications négatives ou positives de ces activités économiques. Les retours d'expérience et l'état de la science ne permettent pas d'émettre des conclusions claires et franches sur les impacts économiques des parcs éoliens en mer. On observe en effet une variabilité d'un parc à l'autre qui rend les extrapolations et les généralisations difficiles. Les impacts des parcs éoliens sur les activités économiques sont essentiellement qualifiés et peu quantifiés. L'évaluation des impacts économiques semble aujourd'hui partielle par rapport à l'ensemble des impacts potentiels.

2.2.3. L'impact paysager : un impact social majeur

Les aspects paysagers constituent un des enjeux principaux de l'éolien en mer et sont abondamment illustrés par la littérature. L'argument de l'impact paysager est un effet régulièrement avancé pour motiver les positions de rejet des populations locales vis-à-vis des parcs éoliens en mer.

A titre d'exemple, Licht-Eggert et al. (2008, cité par Gee, 2010) montrent que les impacts paysagers constituent une des trois raisons majeures de rejet des projets de parcs éoliens en mer dans les pays nordiques, les deux autres raisons étant les impacts sur l'environnement marin et la faible rentabilité des projets. De son côté, Gee (2010) met en avant la dimension esthétique comme une des trois dimensions citées par les habitants riverains de la partie germanique de la mer du Nord pour justifier leurs positions vis-à-vis des parcs éoliens en mer (les deux autres étant les dimensions énergétique et environnementale). On peut noter enfin que dans le cas des parcs éoliens en mer de Courseulles-sur-Mer et Fécamp, un recours a été déposé par des groupements d'associations pour des motifs paysagers (AFP, 2016; Roussel, 2016).

L'impact sur le paysage d'un parc éolien en mer est une problématique complexe et ne peut se restreindre aux seuls impacts visuels (Gee, 2010). Certes, l'impact paysager dépend de considérations techniques qui influencent la visibilité des éoliennes (hauteur, nombre, distance à la côte, balisage lumineux, visibilité selon les conditions météorologiques) mais il dépend surtout de considérations moins tangibles liées aux perceptions des individus de leur cadre de vie. La perception du paysage est ainsi propre à chaque individu et la sensibilité paysagère varie selon : « (i) les lieux de vie et de villégiature, (ii) des représentations littéraires, artistiques ou touristiques du territoire étudié, étroitement liées aux lieux de vie et de villégiature, (iii) des activités touristiques et de loisirs » (MEEM, 2012, p. 246).

Les valeurs accordées par les individus à l'espace maritime influent également sur leur ressenti en termes d'impact sur le paysage. La conviction que la mer est un espace naturel vierge et l'existence d'une relation forte entre l'identité des populations locales et le paysage expliquent également les positions des individus vis-à-vis des impacts paysagers et plus largement vis-à-vis de l'éolien en mer (Gee, 2010; Wolsink, 2000, 2012). van der Horst (2007) montre ainsi que des habitants vivant dans un paysage dégradé accepteront plus volontiers des projets d'énergie renouvelable. Wolsink (2012) quant à lui met en évidence l'importance du caractère emblématique du paysage dans les attitudes des individus vis-à-vis des parcs. Il note ainsi, à partir d'études faites pour des projets américain (Cape Wind à Nantucket Sound dans le Massachusetts) et néerlandais (en mer des Wadden, projet IPWA), que les oppositions sont plus fortes lorsque le paysage présente une forte valeur emblématique.

Selon le contexte, les populations peuvent être amenées à rejeter des projets éoliens pour des motifs visuels (par exemple pour le parc américain de Cape Wind (Kempton, Firestone, Lilley, Rouleau, &

Whitaker, 2005)) ou au contraire les aspects visuels ne constituent pas un frein à l'installation de nouvelles éoliennes sur les parcs existants (exemple danois mis en avant par Ladenburg (2008)).

L'impact paysager est ainsi fortement corrélé à l'acceptabilité des projets par les populations locales et touristiques. Cet aspect est développé plus en détail dans la section 4.

3. Les outils techniques et méthodologiques de mise en œuvre de la compensation écologique

Diverses mesures de gestion et techniques issues de l'ingénierie écologique permettent de réaliser les actions biophysiques de compensation (section 3.1). Elles sont ensuite dimensionnées à l'aide de méthodes d'évaluation biophysique présentées à la section 3.2.

3.1. Les techniques d'ingénierie écologique et les mesures de gestion disponibles en mer

Les impacts écologiques issus des parcs éoliens en mer, s'ils sont jugés significatifs après la mise en œuvre des mesures d'évitement et de réduction, pourront être compensés par la réalisation des techniques d'ingénierie ou des mesures de gestion existantes.

Ingénierie écologique

Le tableau 8 recense les principales techniques d'ingénierie écologique utilisées à ce jour en milieu marin (Jacob et al., soumis) permettant de réaliser les actions de restauration et de création (Cf. Chapitre 1). Ces techniques portent en majorité sur des espèces « ingénieurs », c'est-à-dire des espèces qui sont à l'origine d'habitats.

Tableau 8 – Les techniques d'ingénierie écologique actuellement disponibles en milieu marin (d'après Jacob et al., soumis)

Techniques d'ingénierie écologique		Espèces / Habitats ciblés
Eco conception (adaptation des structures de l'aménagement pour favoriser leur colonisation par les organismes marins)	Textures de surface	Balanes, Coraux
	Cavités artificielles	Macro algues, Balanes, Bryozoaires, Eponges, Ascidies, Mollusques bivalves, Vers annélides
	Micro habitats artificiels portuaires	Nurserie pour les poissons
	Eco cavaliers	Poissons benthiques et démersaux
Electro biostimulation	Sédiments marins	
Electro oxydation		
Bio augmentation		
Transplantation	Herbiers (Posidonies, Zostères, Herbes à tortue), Macro algues (Cystosera), Corail (71 espèces), Mollusques bivalves (Grande nacre, Bénitier)	
Ensemencement	Herbiers (Cymodocées, Zostères, herbes à tortue), Macro algues (Cystosera, Sargasses)	
Micro propagation	Herbiers	
Electro stimulation	Herbiers, Corail	
Récif artificiel	Macro algues (Zostères), Corail, Poissons (Sars, etc.)	
Macro algues artificielles	Macro algues (Cystosera, Sargasses)	
Pépinière	Corail (86 espèces), Mangroves	
Repeuplement larvaire	Flétan japonais, Pagre, Morue, Mollusques bivalves (Coquilles Saint-Jacques)	

Diverses recommandations ont été faites pour permettre l'évaluation du succès d'actions de restauration ou de création reposant sur les techniques d'ingénierie écologique. On peut citer par exemple la liste de paramètres proposés par Elliott et al. (2007) (Cf. Tableau 9) ou ceux proposés par la *Society for Ecological Restoration* (SER, 2004) à savoir : (1) diversité et structure des communautés similaires par rapport aux communautés présentes sur les sites de référence, (2) présence d'espèces autochtones, (3) présence de groupes fonctionnels nécessaires au développement et à la stabilité à long-terme de l'écosystème, (4) capacité du milieu physique à soutenir la reproduction des populations, (5) un niveau fonctionnel normal, (6) intégration de l'écosystème dans le paysage, (7) élimination des menaces potentielles, (8) résilience de l'écosystème vis-à-vis des perturbations naturelles et (9) capacité de l'écosystème à être autonome dans sa structure et son fonctionnement.

Tableau 9 – Les paramètres à considérer pour évaluer le succès des actions de restauration d'après Elliott et al. (2007)

Objectifs pour évaluer le succès des actions de restauration en milieu marin, côtier et estuarien	Attribut structurel (S) ou fonctionnel (F)
(1) L'étendue spatiale des biotopes, des habitats et / ou des écosystèmes est telle qu'attendue et est autosuffisante dans les conditions physico-chimiques naturelles et par rapport aux conditions de référence.	S, F
(2) La diversité et la structure de la communauté, l'abondance et la reproduction de la population et la répartition des espèces sont telles qu'attendues dans les conditions naturelles et sont résilientes aux perturbations naturelles.	S
(3) Les espèces menacées / protégées sont en bon état.	S, F
(4) La diversité génétique des ressources halieutiques (poissons et crustacés d'élevage et sauvage) n'est pas compromise.	S
(5) La surface d'aires protégées est maintenue.	S
(6) La zone de gestion des activités aquacoles et de pêche est aussi vaste que possible compte tenu des contraintes sociétales et environnementales.	S
(7) La dynamique des éléments nutritifs est conforme aux conditions hydrographiques existantes et est peu modifiée par les activités anthropiques.	F
(8) Les espèces envahissantes, exotiques ou introduites sont absentes ou peu nombreuses et n'ont pas affecté l'intégrité d'autres espèces, de l'habitat ou de l'écosystème.	S, F
(9) Les menaces potentielles internes et externes à l'écosystème ont été éliminées, minimisées, atténuées ou compensées et il n'y a pas de changement détectable de la biodiversité par le changement climatique.	S
(10) Le fonctionnement de la communauté et les groupes fonctionnels (ex. indice trophique) sont tels qu'attendus et durables à long terme.	F
(11) Il n'y a pas de perturbation physique ou chimique au niveau de la connectivité entre et au sein des écosystèmes.	S, F
(12) Il existe un potentiel d'exploitation durable d'espèces et / ou de matériaux (ex. produits biopharmaceutiques d'origine marine).	S, F

Mesures de gestion

Les mesures de gestion visent à contrôler ou supprimer une pression anthropique sur le milieu marin. Un des exemples les plus fréquemment cités est la création d'une aire marine protégée qui cherche à encadrer ou stopper les activités humaines ayant des conséquences négatives sur la zone concernée. Borja et al. (2010) ont recensé des actions conduites au sein des aires marines protégées pour atteindre cet objectif (actions qui peuvent par ailleurs être réalisées en dehors du cadre particulier de l'aire marine protégée). Les actions suivantes en sont des exemples :

- l'arrêt de pratiques modifiant les fonds marins (par exemple l'utilisation d'arts traînants pour les activités de pêche, recours à des mouillages écologiques) ;
- la suppression des structures humaines qui limitent les processus écologiques importants (hydrodynamique sédimentaire, connexions hydrologiques) ;
- intervention pour augmenter les processus de dégradation de la matière organique lorsqu'elle atteint des niveaux trop élevés ;
- la suppression des émissions de polluants dans le milieu marin ;
- la limitation ou l'arrêt des prélèvements d'organismes marins.

3.2. Les méthodes d'évaluation de la compensation écologique

Comme indiqué précédemment dans le chapitre 1, les actions de compensation écologique (i.e. création ou restauration) sont dimensionnées à l'aide de méthodes biophysiques (ou méthodes de dimensionnement). Les méthodes biophysiques déterminent généralement une surface compensatoire c'est-à-dire la surface sur laquelle doit être mise en œuvre l'action de compensation retenue. Cette dernière est évaluée à partir d'une évaluation de la qualité du milieu naturel avant/après impact et avant/après compensation. Cette évaluation s'effectue à partir d'un nombre plus ou moins important d'indicateurs biophysiques (densité, richesse spécifique, etc.).

Les méthodes biophysiques permettent d'obtenir un ratio compensatoire : pour X hectares dégradés, Y hectares seront à compenser. Les ratios compensatoires sont généralement supérieurs à 1 c'est-à-dire que la dégradation d'un hectare amène à compenser plus d'un hectare. Cette caractéristique traduit notamment les incertitudes liées au succès des actions de compensation : les connaissances actuelles sont généralement insuffisantes pour recréer à l'identique ce qui a été perdu.

Les méthodes biophysiques peuvent, de manière schématique, être classées selon deux catégories : les approches *ad hoc* et les approches standardisées (Quétier & Lavorel, 2011). Les approches *ad hoc* sont développées pour les besoins propres de l'évaluation avec une grande liberté sur le choix des indicateurs et le système d'évaluation utilisé. En revanche, les approches standardisées sont cadrées et prédéfinies : les indicateurs et leur système d'évaluation sont fixés à l'avance.

La section 3.2 s'intéresse plus particulièrement à ce dernier type d'approche. Une brève description des méthodes biophysiques standardisées actuellement disponibles pour dimensionner des actions de compensation terrestres ou marines est rapportée à la section 3.2.1. Deux méthodes, *Habitat Equivalency Analysis* (HEA) et *Uniform Mitigation Assessment Method* (UMAM) sont ensuite davantage décrites car elles présentent la particularité d'être applicable en milieu marin (sections 3.2.2 et 3.2.3).

3.2.1. Un bref historique des méthodes biophysiques

Les pays anglo-saxons, notamment les Etats-Unis, sont plus avancés que la France dans la mise en œuvre de la compensation écologique. Ils la pratiquent en effet depuis quelques décennies. Le développement précoce de la compensation outre-Atlantique s'explique en partie par un cadre institutionnel volontariste vis-à-vis de trois objets : (1) la compensation de zones humides (*Clean Water Act*, 1972), (2) la compensation des espèces menacées (*Endangered Species Act*, 1973) et, (3) la compensation de dommages environnementaux accidentels suite à des pollutions chimiques (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*, 1980) ou à des marées noires (*Oil Pollution Act*, 1990). Peu précises au moment de leurs signatures, ces lois fédérales américaines ont été progressivement renforcées pour améliorer l'efficacité de la séquence ERC avec l'intégration de méthodes de dimensionnement (Hassan, Levrel, Scemama, & Vaissière, 2015). Plus globalement, les études d'impact des projets d'aménagement sont régies aux Etats-Unis par le *National Environmental Policy Act* (NEPA, 1969).

Diverses méthodes ont ainsi vu le jour aux Etats-Unis pour répondre aux objectifs environnementaux de ces cadres réglementaires. Les plus emblématiques sont la méthode *Habitat Evaluation Procedure* (HEP), les méthodes dites *Rapid Assessment Methods* (RAM) et la méthode *Habitat Equivalency Analysis* (HEA).

Habitat Evaluation Procedure (HEP)

La méthode *Habitat Evaluation Procedure* (HEP) a été conçue par l'*US Fish and Wildlife Services* en 1980 pour répondre aux exigences du NEPA. HEP repose sur une évaluation de la valeur de l'habitat par rapport à sa capacité d'accueil auprès des espèces. La qualité de cet habitat est estimée au moyen d'un indice de viabilité (*Habitat Suitability Index*) obtenu à partir d'une comparaison entre les conditions optimales que peut avoir l'habitat considéré et les conditions réelles. L'indice de viabilité est ensuite multiplié par la surface pour obtenir le niveau des pertes et des gains évalués selon une unité particulière '*Habitat Units*' (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009; Dumax, 2009).

Rapid Assessment Methods (RAM)

Dans le cas spécifique des zones humides, de nombreuses méthodes dites d'évaluation rapide (*Rapid Assessment Methods* - RAM) ont été développées depuis les années 1980 dans différents Etats (Californie, Oregon, Floride, etc.) et à l'échelle fédérale pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion sur les zones humides (dont les mesures ERC) (Fennessy, Jacobs, & Kentula, 2007). Les méthodes RAM peuvent ainsi être utilisées lors de la mise en œuvre de la séquence ERC en évaluant le niveau fonctionnel des zones humides étudiées. Elles sont qualifiées de 'rapides' car elles nécessitent un volume horaire peu important lors de leur mise en œuvre (en général une demi-journée de terrain combinée à une demi-journée de préparation et d'analyse des données) (Fennessy et al., 2007). Elles ont été développées pour être reproductible à moindre coût et pour apporter une évaluation fiable sur le plan scientifique.

Les RAM évaluent la qualité fonctionnelle d'une zone humide à partir d'indicateurs relevant de l'hydrologie, de la structure physique du sol, de la structure des communautés végétales et du contexte paysager (notamment la connectivité) (Fennessy et al., 2004). Dans un objectif de compensation, cette évaluation de la qualité fonctionnelle est ensuite reliée à la surface dégradée par le projet d'aménagement.

La méthode *Uniform Mitigation Assessment Method* (UMAM), qui fait partie des méthodes RAM, a été développée par l'Etat de Floride pour répondre spécifiquement à l'évaluation du niveau de compensation écologique pour des zones humides terrestres et côtières (Cf. section 3.2.3).

Habitat Equivalency Analysis (HEA)

Dans le cadre de la compensation des impacts environnementaux résultant de pollutions chimiques ou par hydrocarbures, une méthode de dimensionnement appelée *Habitat Equivalency Analysis* (HEA) a été spécialement créée durant les années 1990 par la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). HEA est intégrée dans la procédure standardisée visant à compenser les dommages environnementaux (procédure NRDA – *Natural Resource Damage Assessment*) (NOAA, 2006). Contrairement aux RAM qui sont plutôt développées et appliquées à l'échelle d'un Etat, HEA est une méthode qui se veut généraliste et non spécifique aux écosystèmes d'un Etat en particulier. Même si la méthode HEA a été initialement utilisée pour dimensionner des actions de compensation suite à des dommages écologiques accidentels, elle a ensuite été mise en œuvre lors de compensation d'impacts anticipés dans le cadre de projet d'aménagement.

Les Etats-Unis ont été les pionniers pour développer des méthodes biophysiques visant à dimensionner les actions de compensation écologique. D'autres pays leur ont ensuite emboîté le pas en proposant des méthodologies adaptées aux caractéristiques de leurs milieux naturels. Le tableau 10 présente un échantillon des méthodes les plus connues et employées aujourd'hui parmi la centaine de méthodes actuellement disponibles (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009; MEEM, 2012).

Tableau 10 – Echantillon des méthodes biophysiques (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009; MEEM, 2012; Tavernier-Dumax & Rozan, 2015; com. pers. ME Reinert)

<p>Hectare-Habitat (Etat de Victoria - Australie)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisée pour l'habitat formé par la végétation autochtone - Evaluation de la qualité des communautés végétales autochtones sur la base de critères relatifs à leur structure et à leur insertion au sein du paysage - Utilisation de scores définis <i>a priori</i> selon la qualité des communautés végétales autochtones - Recours à une situation de référence : comparaison de la qualité des communautés étudiées par rapport à celles des communautés naturelles (état 'pristine') - Surface compensatoire évaluée selon le différentiel de qualité de l'habitat avant/après impact et avant/après compensation - Unité : Hectare-Habitat (HH) (Score x Surface) - Utilisation de taux correctifs selon les enjeux de conservation
<p>Variante de la méthode Hectare-Habitat (Royaume - Uni)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisée pour tout type d'habitat - Evaluation de la qualité de l'habitat selon son état et sa particularité exprimée selon la rareté et la richesse spécifique - Utilisation de scores définis <i>a priori</i> selon une qualité jugée optimale pour l'habitat considéré - Recours implicite à une situation de référence : comparaison de la qualité de l'habitat étudié par rapport à la qualité optimale que pourrait atteindre cet habitat - Surface compensatoire évaluée selon le différentiel de qualité et de particularité de l'habitat avant/après impact et avant/après compensation - Unité : Hectare-Habitat (HH) (Score x Surface) - Utilisation de taux correctifs liés : (1) au risque associé à la faisabilité de la mesure, (2) à la durée nécessaire pour que la mesure compensatoire soit opérationnelle, (3) à la proximité fonctionnelle du site dégradé et compensé
<p>Méthodes de valorisation de Biotopes (Allemagne)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Développée à l'échelle du Land - Evaluation de la qualité du biotope sur la base de critères biologiques, physiques et paysagers - Utilisation de scores définis <i>a priori</i> selon la valeur 'normale' du biotope - Recours à une situation de référence : la valeur 'normale' du biotope dépend de son degré de naturalité, de son importance pour les espèces menacées, de sa particularité/singularité du biotope par rapport au contexte local - Surface compensatoire évaluée selon le différentiel de points avant/après impact et avant/après compensation - Unité : points par m²
<p>HEP Habitat Evaluation Procedure (Etats-Unis)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisée pour les habitats terrestres et zones humides terrestres - Surface compensatoire évaluée selon le différentiel de qualité de l'habitat avant/après impact et avant/après compensation - La qualité de l'habitat est évaluée par le biais de l'estimation d'un indice de viabilité (lui-même évalué à partir des indices de viabilité estimés pour les espèces indicatrices, caractéristiques de l'habitat). La qualité de l'habitat correspond à la capacité de l'habitat à accueillir les espèces indicatrices. - Utilisation de niveaux de référence pour estimer les indices de viabilité (mesure optimale de l'indicateur choisi) - Annualisation des pertes et des gains - Aucun taux correctif utilisé pour tenir compte de l'incertitude sur la réussite de la compensation - Utilisée pour compenser des impacts anticipés

Parmi les méthodes biophysiques disponibles et recensées (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009; MEEM, 2012), peu sont spécifiques au milieu marin. Deux méthodes ont néanmoins retenu notre attention : la méthode *Habitat Equivalency Analysis* (HEA) et la méthode *Uniform Mitigation Assessment Method* (UMAM). Elles sont toutes deux utilisées pour dimensionner les actions de compensation écologique en milieu côtier. Elles présentent par ailleurs une forte assise institutionnelle aux Etats-Unis (inclusion de HEA dans les procédures NRDA ; développement de UMAM par l'Etat de Floride).

Au-delà du contexte spécifique à chacune de ces méthodes, l'étude des méthodes HEA et UMAM permet de mettre en lumière la logique commune à l'ensemble des méthodes biophysiques pour dimensionner la compensation écologique. Sans pour autant aller jusqu'à dire que toutes les méthodes biophysiques actuellement disponibles sont similaires aux méthodes HEA et UMAM, ces dernières permettent néanmoins de balayer les différentes possibilités sur le choix et le nombre d'indicateurs ou encore la prise en compte des dimensions spatio-temporelles des pertes et des gains écologiques. Les méthodes HEA et UMAM sont décrites ci-après.

3.2.2. La méthode *Habitat Equivalency Analysis*

La méthode HEA est probablement la méthode de dimensionnement la plus connue aux Etats-Unis. C'est une méthode généraliste qui s'applique à tout type d'habitats qu'ils soient terrestres, aquatiques ou marins (récifs coralliens ou habitats à salmonidés par exemple) (Chapman & LeJeune, 2007).

3.2.2.1. Indicateurs

La méthode HEA fait reposer l'évaluation des pertes et des gains écologiques sur un ou plusieurs indicateurs biophysiques en lien avec l'habitat, de manière à capter les variations de qualité et de quantité des ressources naturelles rendues par l'habitat dégradé et restauré (Fonseca, Julius, & Kenworthy, 2000).

L'indicateur biophysique est généralement une espèce « ingénieur » (par exemple, un herbier de posidonie, un banc d'huîtres, etc.) ou une espèce représentative de l'habitat endommagé et restauré. La métrique utilisée pour quantifier cet indicateur peut être de diverses natures : biomasse, taux de couverture, production primaire ou secondaire, nombre de juvéniles, etc. La dimension spatiale doit être incluse dans l'évaluation de l'indicateur car la méthode HEA vise à obtenir une surface à restaurer.

Un indicateur composite, c'est-à-dire défini à partir de plusieurs espèces, peut par ailleurs être utilisé lorsque l'aménagement affecte plusieurs espèces représentatives. Toutefois la pratique de la méthode HEA montre que l'utilisation d'un tel indicateur est plutôt rare.

3.2.2.2. Paramètres de la méthode HEA

La méthode HEA vise à atteindre une équivalence écologique entre les pertes écologiques issues du projet d'aménagement et les gains écologiques apportés par les actions de compensation à partir de l'équation suivante (Levrel, Pioch, & Spieler, 2012) :

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

où :

- V_I et V_R correspondent respectivement aux valeurs des ressources (par unité de surface) dégradées et compensées,
- A_I et A_R correspondent respectivement à la surface dégradée et à la surface compensée,
- I et R correspondent à l'intensité des pertes et des gains,
- $-tI$ et $-tR$ correspondent à la durée de l'impact et de la compensation,
- r est le taux d'actualisation.

La surface compensatoire est ainsi déterminée par : $A_R = \frac{V_I A_I I}{V_R R} (1+r)^{tR-tI} \quad (2)$

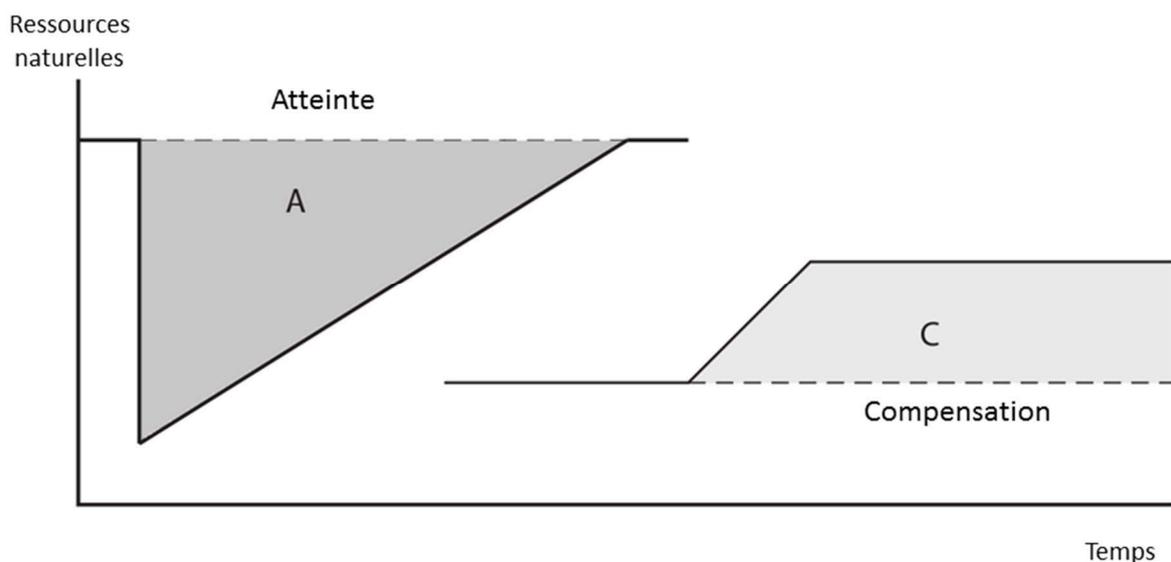
La valeur des ressources naturelles dégradées et compensées est ainsi intégrée à l'équation 1. En effet, la méthode HEA permet, en théorie, de compenser à la fois des pertes écologiques et des pertes de bien-être. La notion de valeur dans le cadre théorique de la méthode HEA fait référence à la valeur écologique et à la valeur économique d'un habitat (NOAA, 1997; Unsworth & Bishop, 1994). La valeur écologique renvoie à la qualité écologique des ressources naturelles dégradées et compensées. La valeur économique renvoie, quant à elle, à la valeur accordée par les individus aux ressources naturelles, c'est-à-dire au niveau de satisfaction (c'est-à-dire de bien-être) que les individus retirent de la nature. La méthode HEA part du postulat que la valeur des ressources dégradées est supposée identique à la valeur des ressources compensées. La méthode HEA suppose

ainsi que les individus sont indifférents entre les ressources naturelles dégradées et celles qui font l'objet d'une compensation écologique.

3.2.2.3. Unité DSAYs

Les résultats des évaluations des pertes et des gains écologiques obtenus par la méthode HEA sont exprimés en une unité particulière : *Discounted-Service-Acre-Years* – DSAYs (appelé également Hectares-Années par le ministère de l'environnement⁴²). Cette unité de compte relie le pourcentage de ressources perdues ou gagnées à une surface (hectare, mètre carré, etc.) et à une période de temps donnée (année, trimestre, semestre, etc.). On retrouve ici une particularité de la méthode HEA par rapport aux autres méthodes de dimensionnement : celle de tenir compte de la trajectoire temporelle des pertes et gains. Ces derniers sont en effet évalués annuellement (ou sur une autre base, selon le pas de temps choisi), ce qui permet de tenir compte à la fois de la durée d'occurrence des pertes écologiques et des délais de mise en œuvre de la compensation et du rythme de production des gains (Quétier & Lavorel, 2011). La dimension temporelle de la méthode HEA est illustrée par la figure 10 où les pertes sont schématisées par l'aire A et les gains par l'aire C.

Figure 10 – Représentation schématique de l'évaluation des pertes et des gains écologiques par la méthode HEA (d'après Zafonte & Hampton, 2007)



L'évaluation annuelle des pertes et des gains écologiques implique le recours à l'actualisation pour « comparer et ramener sur une même base temporelle ces pertes et ces gains qui surviennent à des périodes de temps différentes » (Bas, Gastineau, Hay & Pioch, 2015). Le principe de l'actualisation traduit la rareté des ressources naturelles ainsi que la préférence qu'ont les individus pour le présent : ces derniers accordent en effet une plus grande importance aux ressources naturelles disponibles immédiatement plutôt qu'à celles disponibles dans le futur (MEEM, 2011). Le taux d'actualisation est variable d'un pays à un autre. Il est par exemple de 3 % aux Etats-Unis et de 4 % en France sur les trente premières années, pour être ensuite décroissant jusqu'à 3% à l'horizon des cent ans et 2 % à l'horizon de cinq cents ans (Lebègue, Hirtzman, & Baumstark, 2005).

⁴² (Berger & Pioch, 2012; MEEM, 2012; MEEM, 2011)

L'utilisation de l'actualisation dans le domaine de l'environnement fait l'objet de vives critiques. En effet, le principe de l'actualisation tend à écraser les pertes et les gains qui interviennent dans le futur : après cinquante ans, les pertes et gains deviennent négligeables. Ce phénomène semble incompatible avec les espèces et habitats ayant de longs cycles de vie (les récifs coralliens par exemple). Il peut néanmoins être atténué par la prise en compte de l'évolution à la hausse de la valeur relative des ressources naturelles par rapport aux autres biens de consommation si les biens environnementaux sont amenés à se raréfier dans le futur (MEEM, 2011). Malgré ces limites, le principal avantage de l'actualisation est d'inciter les aménageurs à mettre en œuvre rapidement les actions de compensation : plus vite la compensation sera réalisée, plus vite les gains écologiques seront produits et moins la compensation coûtera à l'aménageur.

3.2.3. La méthode *Uniform Mitigation Assessment Method*

La méthode UMAM est une approche méthodologique plus récente que la méthode HEA puisqu'elle a été développée entre 2000 et 2005 par l'Etat de Floride (*Florida Department of Environmental Protection*) en association avec les acteurs locaux (gestionnaires, bureaux d'études, associations, etc.). Contrairement à la méthode HEA, qui est utilisable quel que soit le type de milieu dégradé, la méthode UMAM vise exclusivement les zones humides et côtières (lacs, rivières, étangs, mangroves, herbiers, estuaires, fonds rocheux côtiers, communautés benthiques) ainsi que les récifs coralliens. UMAM fait partie de la catégorie des *Rapid Assessment Method* (RAM). De ce fait, UMAM évalue les pertes et les gains en termes de fonctionnalités rendues par les zones humides et les récifs coralliens.

3.2.3.1. Indicateurs

L'évaluation de la qualité fonctionnelle par la méthode UMAM s'effectue à partir de 37 indicateurs classés en trois groupes se rapportant au paysage, à l'hydrologie et à la structure des communautés.

Les huit indicateurs relatifs au paysage concernent : (i) la position et la connectivité avec les habitats proches de la zone dégradée et de la zone compensée, (ii) l'usage des terres adjacentes, c'est-à-dire la possibilité pour la faune et la flore d'accéder à d'autres habitats et, (iii) l'importance des zones dégradée et compensée dans le cycle de vie des espèces (Pioch, Jacob, & Bas, 2015).

Douze indicateurs décrivent le milieu aquatique via des caractéristiques liées à l'hydrologie : (i) le calendrier hydrologique (étiages, fréquence et durée des inondations), (ii) le réseau hydrologique, (iii) les conséquences de la qualité de l'eau sur les poissons et les habitats, (iv) l'humidité du sol, (v) le stress hydrique, (vi) les caractéristiques hydrodynamiques (marées, courants, etc.), (vii) l'érosion ou l'accrétion et, (viii) les flux trophiques (Pioch et al., 2015).

Enfin, sept indicateurs sont relatifs à la description de la structure des communautés benthiques sessiles et des herbiers marins⁴³ : (i) la richesse spécifique et l'abondance des organismes benthiques, (ii) la localisation des herbiers marins côtiers en eau peu profonde, (iii) les caractéristiques topographiques (cavités, interstices, etc.), (iv) le taux de renouvellement ou de recrutement, (v) les habitats caractéristiques liés à la reproduction et à la ponte et, (vi) les inventaires associés aux projets portuaires et marinas (Pioch et al., 2015).

⁴³ Lorsque la méthode UMAM est appliquée sur une zone humide terrestre, c'est la structure des communautés végétales qui est évaluée à partir de dix indicateurs relatifs à : (i) la richesse spécifique et la distribution des espèces (âge, taille), (ii) la présence de végétation indigène, (iii) les caractéristiques liées à la structure verticale, (iv) la qualité sanitaire, (v) le taux de renouvellement et de recrutement, (vi) la topographie du milieu (Pioch et al., 2015).

3.2.3.2. Paramètres de la méthode UMAM

Les indicateurs sont notés sur une échelle allant de 0 à 10 selon la qualité fonctionnelle décrite par chaque indicateur. La notation est guidée en comparant la qualité de l'indicateur à quatre niveaux prédéfinis : qualité optimale (note maximale de 10), qualité moyenne (note de 7), qualité minimale (note de 4) et absence de fonctionnalité (note minimale de 0).

La méthode UMAM dimensionne une action de compensation en recherchant l'équivalence écologique à partir de l'équation suivante (Bas, Jacob, Hay, Pioch, & Thorin, 2016) :

$$D_I A_I = \frac{D_R}{(t \times risk)} A_R \Leftrightarrow \text{pertes écologiques} = \text{gains écologiques} \quad (3)$$

où :

- D_i et D_R correspondent respectivement à l'intensité de l'impact (*Delta impact*) et à l'intensité des gains fonctionnels apportés par la compensation (*Delta mitigation*)
- A_i et A_R correspondent respectivement à la surface dégradée et à la surface compensée,
- t correspond au coefficient appelé *time factor*,
- *risk* renvoie au coefficient appelé *risk factor*.

La surface compensatoire est alors déterminée par : $A_R = \frac{D_I}{D_R} A_i (t \times risk)$ (4)

Des coefficients correcteurs ou d'ajustements sont utilisés dans la méthode UMAM pour ajuster la surface compensatoire selon :

- le degré de complexité des fonctions à compenser. Il s'agit du coefficient *risk factor* dont la valeur varie de 1 à 3 (1 pour des fonctionnalités relativement simples à compenser ; 3 pour des fonctionnalités complexes). Ce coefficient reflète la probabilité d'échec de l'action de compensation retenue.
- la durée nécessaire pour que l'action de compensation atteigne pleinement ses objectifs. Il s'agit du *time factor* dont la valeur augmente à mesure que le nombre moyen d'années nécessaire au remplacement des fonctionnalités dégradées s'élève (de 1 % à 3,91 %).

3.2.4. Conclusion

Au-delà de l'aspect technique des méthodes biophysiques, les méthodes HEA et UMAM illustrent les paramètres à considérer lors d'un exercice d'évaluation du niveau de compensation. Sans pour autant être exhaustives, ces méthodes illustrent les diverses possibilités existantes pour tenir compte de la variable temporelle lors de l'évaluation des pertes et des gains, pour noter les indicateurs, pour considérer le taux de succès des actions de compensation ou encore pour choisir les indicateurs (Cf. Tableau 11). La calibration de ces différents paramètres n'est pas sans conséquences sur la détermination de la surface compensatoire.

Tableau 11 – Comparaison des paramètres des méthodes HEA et UMAM (Levrel, Pioch, et al., 2012; Pioch et al., 2015; Quétier & Lavorel, 2011) (d’après Bas et al., 2016)

Principales caractéristiques	HEA	UMAM
Indicateurs utilisés pour décrire la qualité du milieu naturel dégradé et compensé	Une ou quelques espèces (faune et/ou flore)	37 indicateurs associés au paysage, aux caractéristiques hydrologiques et à la structure des communautés
Incertitude sur le succès de l’action de compensation	Non pris en compte	Un coefficient, appelé <i>risk factor</i> , est utilisé pour tenir compte de la probabilité d’échec de l’action de compensation.
Temporalité	Les pertes et les gains écologiques sont évalués annuellement.	Un coefficient, appelé <i>time factor</i> , est utilisé pour tenir compte du délai nécessaire pour que l’action de compensation soit effective.

4. L’acceptabilité sociale d’un projet d’aménagement

La réussite d’un projet d’aménagement quel qu’il soit n’est pas qu’une simple affaire de techniques : l’aspect humain prend une part importante puisqu’un projet vient en général s’implanter dans une zone plus ou moins urbanisée. L’accueil réservé par les populations locales à un nouveau projet d’aménagement peut s’avérer déterminant quant à sa réalisation effective.

L’acceptabilité sociale d’un projet d’aménagement constitue ainsi une notion à explorer puisque les impacts socio-économiques ainsi que les impacts écologiques peuvent agir sur les comportements favorables ou défavorables à un projet d’aménagement (section 4.4). Après avoir défini la notion d’acceptabilité sociale (section 4.1), les arguments relevés par la littérature justifiant l’approbation ou le refus d’un projet d’énergie renouvelable sont rapportés dans la section 4.2. Sur la base de ces arguments, des typologies de comportements, ou d’attitudes, des individus ont été dressées (section 4.3).

4.1. Définition de l’acceptabilité sociale

Une définition non stabilisée

La notion d’acceptabilité sociale est aujourd’hui une notion encore non stabilisée comme en témoigne l’appel à publication lancé par Vertigo en 2015 : « Alors même que nombre d’acteurs institutionnels et opérationnels la considèrent comme un allant de soi, la notion d’acceptabilité sociale suscite *a minima* de l’embarras parmi les chercheurs. Cet embarras paraît légitime à propos d’une notion comportant une forte charge normative et par ailleurs encore très peu stabilisée dans le champ scientifique » (Boissonade et al., 2015).

Cet embarras se traduit concrètement par une hésitation sur la terminologie employée : ‘acceptabilité sociale’, ‘acceptation sociale’ ou encore ‘acceptation sociétale’. La notion d’acceptabilité sociale semble aujourd’hui « faible’ (Fournis et Fortin, 2014), ‘floue’ (Raufflet, 2014), ‘peu définie et balisée’ (Batellier, 2015) » (Fournis & Fortin, 2015).

Les développeurs et les décideurs restreignent généralement l’acceptabilité sociale à l’acceptation du projet d’aménagement par les acteurs locaux (Wolsink, 2012). Toutefois, l’acceptabilité sociale semble être une notion plus complexe que la simple acceptation ou le refus d’un projet

d'aménagement. L'acceptation sociale est en effet un processus dynamique et construit (Fournis & Fortin, 2015), composé de différentes dimensions.

L'acceptabilité sociale : une notion riche et complexe

Wolsink (2012) et Wüstenhagen et al. (2007) définissent l'acceptabilité sociale à travers trois dimensions : (i) l'acceptabilité socio-politique, (ii) l'acceptabilité du marché et (iii) l'acceptabilité communautaire.

L'acceptabilité socio-politique, tout d'abord, a pour objet de créer les conditions nécessaires à la réalisation de l'acceptabilité communautaire et du marché. Le vecteur pour atteindre cette forme d'acceptabilité est constitué par les politiques publiques : celles-ci doivent favoriser le développement de l'éolien en permettant, par exemple, une évolution de la réglementation et en favorisant l'implication de l'ensemble des parties prenantes dans les processus de planification et de décision. Les politiques publiques doivent permettre la mise en place d'un processus de décision clair, transparent et juste (Firestone, Kempton, Lilley, & Samoteskul, 2012; Wolsink, 2007).

L'acceptabilité du marché, quant à elle, met en jeu les deux catégories d'acteurs du marché : les entreprises et les consommateurs. Elle se caractérise donc par la volonté des entreprises d'investir le secteur de l'éolien et par la volonté des consommateurs d'utiliser de l'électricité produite à partir de l'énergie éolienne.

Enfin, l'acceptabilité communautaire correspond à l'acceptation d'un projet d'aménagement par l'ensemble des catégories d'acteurs locaux : élus locaux, résidents, associations de tout type, etc.

Wolsink (2000, 2010, 2013) identifie trois facteurs qui favorisent ce dernier type d'acceptabilité :

- (i) l'intégration des populations locales au processus de prise de décision. Une planification des sites d'implantation de type *top down* est plutôt mal perçue par les acteurs locaux : ils se voient imposer un projet d'aménagement sans avoir pu participer et donner leur avis.
- (ii) l'existence de retombées locales via une redistribution équitable des bénéfices résultant du projet d'aménagement vers l'ensemble des acteurs locaux (compensation financière ou autre).
- (iii) la confiance accordée par les acteurs locaux au porteur de projet. Cet aspect est important lorsque le porteur de projet n'est pas issu de la communauté.

Les trois dimensions de l'acceptabilité sociale mises en avant par Wolsink (2012) et Wüstenhagen et al. (2007) impliquent une acceptabilité à atteindre à deux niveaux : un niveau global par le biais des facteurs liés à l'acceptabilité socio-politique et du marché ; et un niveau local par le biais des facteurs liés à l'acceptabilité communautaire.

Les dimensions de l'acceptabilité sociale mises en avant par Wolsink (2012) et Wüstenhagen et al. (2007) se retrouvent chez d'autres auteurs mais sous un vocable différent. Par exemple, Fournis et Fortin (2015) mettent en avant les dimensions politiques (i.e. les arrangements institutionnels qui sous-tendent les normes, les valeurs, les attitudes ou les perceptions des individus) et territoriales (i.e. les échelles de temps qui structurent un territoire) de cette notion.

Le sens accordé à l'acceptabilité sociale dans cette thèse

La notion d'acceptabilité sociale est une notion riche qui mêle des dimensions de différente nature (politique, spatio-temporelle, technologique, économique, etc.). Dans la suite de cette section, nous nous attachons à mettre en avant les facteurs expliquant les attitudes de rejet ou d'acceptation des

projets d'énergies marines renouvelables par les populations locales. Nous nous rapprochons de ce fait de la définition donnée par Wolsink (2012) de l'acceptabilité communautaire. Ainsi, les termes 'acceptabilité' et 'acceptation' sont employés comme synonyme dans la suite de la section.

4.2. Les facteurs explicatifs de l'acceptabilité d'un projet d'énergie renouvelable

La recherche, mais aussi les décideurs publics et les développeurs, se sont intéressés assez tardivement aux conditions conduisant les individus à prendre position vis-à-vis des énergies renouvelables, c'est-à-dire à l'étude de l'acceptabilité sociale de ce type d'énergie. Il faut en effet attendre les années 2000 pour voir une augmentation importante des travaux de recherche sur ce sujet (Wüstenhagen et al., 2007). L'étude de l'acceptabilité était délaissée au motif qu'il y avait *a priori* un soutien favorable de la population pour le développement des énergies renouvelables et que l'installation de projets spécifiques n'était soumise qu'à des contraintes purement techniques (Wolsink, 2012).

Or, on constate très souvent un décalage entre une attitude globalement positive des individus en faveur des énergies renouvelables, et le faible nombre de projets éoliens (terrestres et marins) réalisés compte tenu de la présence de comportements d'opposition envers des projets spécifiques. Cette situation, appelée selon les auteurs *attitude – behaviour gap* (Ellis, Barry, & Robinson, 2007) ou *social gap* (Bell, Gray, & Haggett, 2005), a fait l'objet d'une large littérature pour tenter d'identifier les facteurs aboutissant à ce résultat.

Divers travaux ont cherché à identifier les raisons des comportements des individus en faveur ou contre un projet d'aménagement. Nous rapportons ci-après les deux principales raisons, à savoir la défense des intérêts personnels (section 3.2.1) et les aspects paysagers (section 3.2.2).

4.2.1. La défense des intérêts personnels (NIMBY)

La défense des intérêts personnels est l'argument le plus couramment utilisé pour expliquer les oppositions à des projets d'aménagement. On la retrouve sous l'acronyme NIMBY pour *Not-In-My-BackYard* (« pas dans mon arrière-cour ») (Bell et al., 2005; Wolsink, 2012). Les populations locales chercheraient donc à préserver leurs intérêts socio-économiques en refusant l'installation d'un projet d'énergie renouvelable à proximité de leur lieu de vie.

La préservation des intérêts personnels peut être assimilée au problème du comportement de passager clandestin (Bell et al., 2005; Wolsink, 2012). L'énergie éolienne étant considérée comme un bien public, il est collectivement rationnel pour l'ensemble des individus que l'énergie éolienne soit produite. Toutefois, chaque individu est incité à se comporter en tant que passager clandestin, c'est-à-dire à ne pas souhaiter l'installation d'un parc éolien à proximité de son lieu de vie puisque la baisse d'utilité générée par le parc (coût) sera plus importante que les bénéfices individuels générés par ce même parc (quelques mégawatts).

Bien que séduisant, l'argument du NIMBY a été largement critiqué. Jusqu'à récemment, les décideurs publics, les développeurs et les chercheurs catégorisaient de manière systématique l'ensemble des comportements d'opposition sous l'étiquette NIMBY conduisant ainsi à stigmatiser ce type de comportement. Les opposants sont alors réduits à des personnes régies par l'égoïsme qui ignorent les problèmes environnementaux (Wolsink, 2012).

Kempton et al. (2005) estiment qu'il y a trois raisons pour ne pas utiliser la notion de NIMBY : (1) c'est une notion péjorative qui sous-entend un comportement égoïste, (2) elle est imprécise car elle

décrit mal les oppositions, (3) dans les cas où une situation NIMBY est réellement rencontrée, cette notion est insuffisante pour fournir une explication complète aux attitudes négatives.

La notion NIMBY est parfois qualifiée de « fourre-tout » : la labellisation de l'ensemble des oppositions par la notion de NIMBY conduirait à une dilution des formes d'opposition (Wolsink, 2000).

L'insuffisance de la notion NIMBY a conduit à rechercher d'autres facteurs pour expliquer les comportements défavorables aux projets d'aménagement mais aussi les comportements favorables qui étaient jusque-là ignorés. L'importance du paysage a alors été soulignée.

4.2.2. Les valeurs associées au paysage

La perception du paysage par les populations locales semble être un facteur déterminant pour l'acceptabilité sociale des projets d'aménagement. La recherche actuelle semble être unanime sur le fait que le paysage joue un rôle important dans les comportements adoptés par les individus à l'égard des projets éoliens terrestres et marins (Bell et al., 2005; Devine-Wright, 2005; Ellis et al., 2007; Firestone & Kempton, 2007; Wolsink, 2000, 2012).

Les décideurs publics et les développeurs ont longtemps pensé, à tort, que l'implantation d'éoliennes en mer permettrait de faciliter l'acceptabilité des parcs puisqu'elles seraient plus éloignées des populations que les éoliennes terrestres (Wolsink, 2013).

Or, comme nous l'avons vu précédemment dans la section 2.2.3 de ce chapitre, l'impact paysager ne se réduit pas au simple impact visuel et à la proximité géographique d'une installation. Les valeurs accordées à l'océan en général, à des sites particuliers ou plus généralement au paysage marin et côtier, influent fortement sur l'acceptabilité sociale d'un parc éolien en mer (Pasqualetti, 2000; Wolsink, 2012). L'attachement au lieu (*place attachment*) ou l'identité du lieu (*place identity*) tiendrait ainsi une place importante dans les facteurs explicatifs des oppositions aux parcs éoliens (Devine-Wright, 2009).

L'étude de Kempton et al. (2005) citée précédemment à propos du premier projet américain de parc éolien en mer (Cape Wind - entre la presqu'île du Cape Cod et l'île de Nantucket) montrent qu'une des motivations premières des habitants de Cape Cod au rejet du parc est liée aux valeurs accordées à l'océan en général et à la zone marine dans laquelle le parc sera construit en particulier.

Un autre exemple illustrant l'importance du paysage dans les comportements d'opposition est celui donné par Wolsink (2010) à propos d'un projet de parc éolien (IPWA) en mer des Wadden (Pays-Bas). Après avoir interrogé les membres d'une organisation de défense de l'environnement (WaddenVereniging), l'auteur conclut que les caractéristiques du paysage sont le premier facteur conditionnant l'acceptabilité, la mer des Wadden étant une zone écologiquement riche avec une valeur esthétique et culturelle importante pour les populations locales.

De manière plus générale, la qualité du paysage dans lequel est implanté un projet d'aménagement serait une condition clé de l'acceptabilité (Wolsink, 2012). L'acceptabilité serait ainsi meilleure pour un aménagement réalisé dans un paysage dégradé de type industriel (Wolsink, 1989 cité par Devine-Wright, 2005) tandis qu'un paysage davantage « naturel » limiterait l'acceptation de l'aménagement par les populations locales.

Acceptabilité et paysage entretiennent une relation complexe en raison du caractère fortement subjectif de l'appréciation du paysage. Les perceptions du paysage sont individuelles et provoquent

une variabilité des caractéristiques du paysage selon les individus qui conduit elle-même à une variabilité de l'acceptabilité d'un projet à une échelle locale (Wolsink, 2010).

Le caractère subjectif du paysage est par ailleurs souligné par Devine-Wright (2005) lorsqu'il questionne l'hypothèse de Wolsink au sujet de la relation de l'acceptabilité avec la qualité du paysage. D'après Devine-Wright (2005), un paysage industriel peut être perçu comme un paysage rare et provoquer un sentiment d'attachement de la part des populations locales. Une opposition peut alors s'observer en cas de volonté d'implantation d'un projet d'aménagement dans ce type de paysage.

Par ailleurs, des travaux de recherche ont été menés pour estimer une distance optimale des parcs éoliens par rapport à la côte. L'évaluation contingente (ex. McCartney, 2006; Mürsepp & Ehrlich, 2012) ou la méthode des choix expérimentaux (ex. Krueger, Parsons, & Firestone, 2011; Ladenburg & Dubgaard, 2007) sont généralement utilisées pour estimer les consentements à payer des habitants vivant à proximité d'éoliennes pour éloigner ces installations de leurs champs de vision et déterminer ainsi une distance optimale. La distance optimale correspond à la situation où éloigner davantage le parc engendre des bénéfices marginaux quasi nuls en termes de gains d'utilité liés à un impact visuel moindre. En d'autres termes, reculer le parc au-delà de la distance optimale apporte peu de résultats en termes de limitation de l'impact visuel pour les individus interrogés. Ladenburg et Dubgaard (2007) ont ainsi estimé cette distance à 18 km après avoir interrogé 362 personnes parmi l'ensemble de la population danoise. Krueger et al. (2011) ont quant à eux estimé une distance d'environ 14,5 km (9 miles) après avoir interrogé 949 résidents de l'Etat du Delaware (Etats-Unis).

Cette distance optimale est néanmoins variable selon les groupes d'individus interrogés étant donné que la perception du paysage et l'impact paysager varient selon les individus. Ladenburg et Dubgaard (2007) ont ainsi montré que l'apparente homogénéité des préférences des citoyens danois par rapport aux impacts visuels cachait des disparités selon les groupes d'âge, la possibilité d'avoir vue sur mer et le niveau de revenu. Les jeunes de moins de 30 ans ont un consentement à payer pour éloigner les éoliennes de la côte proche de zéro ; ils n'ont ainsi pas de préférences particulières à réduire l'impact visuel. Les individus ayant une résidence avec vue sur mer (résidents permanents ou ceux ayant une résidence secondaire) sont prêts à payer un montant nettement plus élevé que la moyenne pour éloigner les éoliennes de la côte. Enfin, les individus ayant un revenu de niveau moyen à élevé sont disposés à payer un montant plus élevé que les individus ayant un revenu de niveau faible. L'étude de Westerberg et al. (2013) menée à partir de la population touristique en Languedoc-Roussillon relève également une variabilité de la distance optimale d'un parc en fonction des caractéristiques des individus. Cette étude note ainsi que la présence d'un parc entre 8 et 12 km est appréciée pour les catégories de touristes présentant comme principales caractéristiques d'être français ou nord-européens, de venir régulièrement en vacances en Languedoc-Roussillon pour visiter de la famille ou des amis et d'avoir un intérêt pour les aspects culturels. Ce n'est en revanche pas le cas pour la catégorie de touristes composée de personnes françaises et retraitées qui refusent l'installation d'un parc éolien en mer quelle que soit la distance de ce dernier par rapport à la côte.

Ces travaux sont intéressants car ils apportent un élément de réponse à l'arbitrage à réaliser entre éloigner au maximum un parc de la côte pour satisfaire les populations locales (diminution de l'impact visuel), et au contraire, rapprocher au maximum le parc du littoral pour satisfaire le porteur de projet (diminution des coûts). Ils ne sont toutefois pas entièrement satisfaisants puisqu'ils abordent la distance optimale sous l'angle réducteur de l'impact visuel alors que nous venons de voir que l'impact paysager est bien plus large et complexe que le seul impact visuel. C'est probablement ce qui explique en partie l'écart entre les distances annoncées par ces études.

4.3. Typologie des comportements des individus vis-à-vis de l'éolien

A partir des facteurs explicatifs des comportements favorables ou défavorables aux projets d'aménagement, des auteurs ont proposé des typologies d'attitudes des individus envers les parcs éoliens en mer et plus largement envers l'énergie éolienne. Nous rapportons ici celles de Wolsink (2000), Ellis et al. (2007) et Bell et al. (2005, 2013) (Cf. Tableau 12).

Les comportements identifiés et rapportés dans le tableau 12 montrent que les comportements favorables ou défavorables à l'éolien sont relativement complexes car motivés par diverses raisons. D'autre part, les attitudes des individus vis-à-vis des projets éoliens et de l'énergie éolienne en général ne sont pas aussi tranchées que des attitudes strictement favorables ou défavorables. Les attitudes sont davantage nuancées puisque les individus sont favorables ou défavorables aux parcs éoliens mais sous certaines conditions. Des caractéristiques telles que l'intégration des parcs dans le paysage ou la mise en œuvre de compensations financières conditionnent leurs avis (Bell et al., 2005).

4.4. Les interactions entre l'acceptabilité et les impacts d'un projet d'énergie renouvelable

Impacts socio-économiques et Acceptabilité

Les comportements favorables ou défavorables des acteurs locaux vis-à-vis d'un projet d'énergie renouvelable sont en partie motivés par la défense d'intérêts personnels et les aspects paysagers. Ces arguments renvoient ainsi aux activités socio-économiques qui peuvent être potentiellement affectées par un parc éolien en mer.

L'installation d'un parc éolien en mer vient concurrencer spatialement les activités existantes telles que les activités de pêche ou d'extraction de granulats. Il n'est donc pas surprenant que ces acteurs économiques puissent émettre des avis négatifs sur l'éolien en mer pour défendre leurs intérêts. L'impact social lié au paysage motive quant à lui de nombreuses oppositions à l'installation de parc éolien en mer à l'image de l'opposition d'une grande partie de la population voisine du projet de parc éolien en mer Tunes Plateau en Irlande du Nord (Ellis et al., 2007). Plus proche de nous, le parc éolien en mer de Veulettes-sur-Mer (Haute-Normandie) a avorté malgré les autorisations administratives obtenues. Un des arguments avancés portait sur l'impact paysager (Nadaï & Labussière, 2014).

L'acceptation d'un projet par les acteurs locaux ou au contraire son rejet n'est donc pas déconnectée des impacts socio-économiques générés par le parc éolien.

Tableau 12 – Typologie des attitudes des individus vis-à-vis de l'éolien (Bell et al., 2005, 2013; Ellis et al., 2007; Wolsink, 2000)

Typologie d'attitudes des individus		
<p>Wolsink (2000) Attitudes négatives (adaptation au contexte de l'éolien de résultats d'études portant sur des installations d'incinération de déchets ou pratiquant des modifications génétiques)</p>	<p>Ellis et al. (2007) Attitudes positives et négatives (décrites à partir de l'étude du premier parc offshore en Irlande du Nord)</p>	<p>Bell et al. (2005, 2013) Attitudes positives et négatives (décrites à partir d'une revue de la littérature sur les enquêtes d'opinion réalisées sur l'éolien)</p>
<p>« <i>Resistance Type A</i> » : attitude positive vis-à-vis de l'énergie éolienne mais opposition aux projets. Application stricte de la notion NIMBY c'est-à-dire la défense d'intérêts personnels.</p>	<p>Attitudes négatives :</p> <ul style="list-style-type: none"> - « <i>Anti Wind Power – Local resister</i> » : Scepticisme envers l'énergie éolienne (efficacité pour lutter contre le changement climatique, coût, etc.). Importance accordée à la lutte locale. - « <i>Wind Power Supporter – Siting Sheriff</i> » : Favorable à l'éolien mais rejet du projet en raison de la sensibilité écologique et paysagère du site retenu. - « <i>Anti Developer – Local Pragmatist</i> » : Remise en cause du porteur de projet et du processus de décision. Attentif aux conséquences locales. - « <i>Economic Sceptic – Siting Compromiser</i> » : Conséquences économiques négatives attendues. Non intégration des populations locales dans le processus de décision. 	<p>Attitudes négatives :</p> <ul style="list-style-type: none"> - les opposants de type NIMBY - « <i>Unqualified opponents</i> » : Individus totalement opposés à l'éolien
<p>« <i>Resistance Type B</i> » : opposition à la fois à l'énergie éolienne et aux parcs. Attitude appelée NIABY (« <i>Not-In-Any-BackYard</i> »). Opposition basée sur les conséquences générales de l'éolien sur le paysage.</p>	<p>Attitudes positives :</p> <ul style="list-style-type: none"> - « <i>Rationalising Globally – Sacrificing Locally</i> » : Consentement à des sacrifices au niveau local pour atteindre les objectifs de développement durable (lutte contre le changement climatique). - « <i>Local pastoralist – Developer sceptic</i> » : Attitudes des ruraux qui sont attentifs à l'impact visuel et scepticisme vis-à-vis du porteur de projet. - « <i>Embrace Wind</i> » : Forte croyance dans les conséquences positives de l'éolien. - « <i>Site Specific Supporter – Energy Pragmatist</i> » : Favorables au site retenu mais attentifs aux valeurs du paysage. 	<p>Attitudes positives :</p> <ul style="list-style-type: none"> - « <i>Qualified supporters</i> » : Individus favorables mais sous certaines conditions (selon les conséquences sur le paysage, le milieu naturel, les activités économiques, etc.)
<p>« <i>Resistance Type C</i> » : évolution des attitudes du positif au négatif suite au processus décision pour la mise en œuvre d'un projet.</p>	<p>« <i>Resistance Type D</i> » : attitude positive envers l'énergie éolienne mais attitude négative pour un projet spécifique pour des raisons liées à la sensibilité écologique et paysagère du site d'implantation.</p>	

Impacts écologiques et Acceptabilité

Les relations entre 'impacts écologiques' et 'acceptabilité' sont assez peu étudiées par la littérature et lorsqu'elles le sont, elles sont très souvent associées aux impacts paysagers.

Selon Wolsink (2012), les impacts écologiques n'influencent qu'indirectement l'acceptabilité sociale des parcs. Cette relation indirecte s'effectue à travers le paysage puisque, selon Wolsink, la nature joue un rôle dans l'attachement qu'éprouvent les individus vis-à-vis d'un lieu.

L'étude de Börger et al. (2015) montre que les impacts écologiques ont néanmoins une importance directe aux yeux des individus. Börger et al. (2015) ont cherché à évaluer simultanément les valeurs accordées par les individus aux impacts écologiques et aux impacts visuels, en utilisant la méthode

des choix expérimentaux. Le test de différents scénarios auprès de 519 résidents anglais a porté sur les caractéristiques d'un parc éolien installé en mer d'Irlande : amélioration de la biodiversité (hausse du nombre d'espèces à proximité du parc), hauteur et visibilité des éoliennes, impact lié aux champs électromagnétiques sur les mammifères marins (selon que les câbles sont enterrés ou non) et taxe supplémentaire pour chercher une alternative à la forme actuelle des éoliennes. Les résultats de cette étude montrent que les choix des individus en termes de scénarios sont clairement affectés par la hausse de la richesse spécifique générée par les fondations des éoliennes. Il semble en revanche que la hauteur des éoliennes et leur visibilité depuis la côte soient moins décisives dans le choix des scénarios. Ainsi, les auteurs montrent que lorsque que l'on associe « impact écologique » et « impact visuel » dans les études caractérisant les préférences des individus, l'impact visuel n'est pas aussi prédominant qu'attendu.

Ces quelques exemples tirés de la littérature mêlent ainsi les impacts écologiques au paysage. Toutefois, les atteintes écologiques peuvent pour elles-mêmes être à l'origine de comportements d'opposition aux projets de parcs éoliens en mer. C'est en effet les impacts écologiques qui ont motivé trois associations environnementales à déposer un recours contre le projet de parc éolien de Saint-Nazaire en avançant un argumentaire uniquement basé sur les atteintes écologiques (Boughriet, 2016).

5. Les mesures ERC, de suivi et d'accompagnement, proposées pour l'éolien en mer en Europe et en France

Les maîtres d'ouvrage sont amenés à proposer diverses mesures pour : (i) limiter et compenser les impacts de l'éolien en mer sur le milieu marin et les activités humaines (i.e. les mesures ERC – sections 5.1 et 5.2), (ii) suivre dans le temps les conséquences liées aux parcs (i.e. les mesures de suivi – section 5.3) et (iii) intégrer le nouvel aménagement dans son territoire d'implantation (i.e. les mesures d'accompagnement – section 5.4).

5.1. Les mesures d'évitement et de réduction

5.1.1. Les mesures d'évitement et de réduction à visée écologique

Vaissière et al. (2014) ont analysé 41 études d'impacts de parcs éoliens en mer en exploitation ou en construction dans sept pays européens au mois d'août 2013. Ces auteurs ont recensé les mesures d'évitement, de réduction et de compensation mises en œuvre dans le cadre de ces projets.

Comparativement aux mesures de réduction, l'état des lieux réalisé par Vaissière et al. (2014) met en évidence le peu de mesures d'évitement proposées. Ce constat peut s'expliquer en partie par une planification en amont des sites propices à l'éolien en mer par les pouvoirs publics. Les sites écologiquement sensibles ont ainsi pu être évités. De plus, une telle planification fige en quelque sorte les sites désignés, ce qui limite les possibilités d'évitement étant donné qu'on ne peut déplacer le projet qu'à la marge (déplacement des turbines ou du tracé des câbles dans une zone restreinte).

Les mesures d'évitement et de réduction recensées dans l'étude de Vaissière et al. (2014) sont brièvement rapportées ci-après.

Durant la phase de construction, et plus particulièrement durant la phase de battage de pieux, les mesures d'évitement consistent essentiellement à éviter les périodes sensibles du cycle de vie des poissons (reproduction, juvéniles), des mammifères marins (reproduction, présence de jeunes) et des

oiseaux (migration, reproduction). La seule mesure visant le benthos consiste à éviter les zones particulièrement riches d'un point de vue écologique (abondance et richesse spécifique élevées) lors de l'installation des câbles. Les mesures d'évitement proposées pour la phase d'exploitation concernent uniquement les mammifères marins et les oiseaux : les opérations de maintenance les plus bruyantes sont réalisées en dehors des périodes les plus sensibles du cycle de vie pour les mammifères marins ; et l'arrêt des turbines est prévu en cas de brouillard durant les périodes de migration des oiseaux.

Diverses mesures de réduction sont en revanche proposées. Durant la phase de construction, une technique permettant de diminuer les impacts négatifs sur le benthos et les poissons est choisie pour ensouiller les câbles (utilisation d'une charrue plutôt que d'un jet d'eau à haute pression). Le démarrage progressif des opérations de battage (également appelé *soft start*) est utilisé pour faire fuir les mammifères marins et les poissons. Une mesure de réduction spécifique aux poissons consiste à choisir les périodes où les courants sont les plus faibles. Des rideaux de bulles autour des opérations de battage ainsi que la mise en œuvre d'un système d'écoute pour identifier la présence ou l'absence d'individus sont des mesures de réduction visant les mammifères marins. Enfin, les actions visant à réduire les impacts sur les oiseaux durant la phase de construction portent sur la minimisation de l'éclairage et la création ou l'extension de zones terrestres de protection des oiseaux (pour augmenter la disponibilité des ressources alimentaires potentiellement affectées par les travaux).

Les mesures de réduction proposées durant la phase d'exploitation dans ces 41 études d'impact portent sur l'ensouillage des câbles pour limiter les impacts sur le benthos, les poissons et les mammifères marins (limiter les champs électromagnétiques) ; la mise en œuvre de protection anti-affouillement pour les espèces et habitats benthiques (limiter l'érosion) ; la minimisation de l'éclairage et la disposition des éoliennes pour les oiseaux (limiter l'attraction et l'effet barrière).

La phase de démantèlement est traitée de manière succincte dans les études d'impact analysées par Vaissière et al. (2014) au motif que cette phase est éloignée dans le temps et semble être similaire sur le plan des impacts à la phase de construction.

Qu'en est-il pour les parcs éoliens français du premier appel d'offres ?

Les études d'impact des parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp, diffusées lors des enquêtes publiques, font état de mesures d'évitement et de réduction. Elles sont analogues à celles identifiées par Vaissière et al. (2014) au niveau européen. On retrouve ainsi l'enrochement ou l'ensouillage des câbles, les systèmes de *soft start* et d'effarouchement des mammifères marins ou encore l'orientation des éoliennes et la minimisation de l'éclairage pour les oiseaux et les chauves-souris. Le tableau 13 rapporte une synthèse des mesures d'évitement et de réduction proposées pour les quatre parcs français (Cf. Annexe 1 pour les mesures ERC proposées pour chacun des parcs).

Tableau 13 – Type de mesures ERC proposés par les parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp (Ailes Marines S.A.S., 2016a; Eoliennes Offshore des Hautes Falaises, 2015; Eoliennes Offshore du Calvados, 2015a; Parc du Banc de Guérande, 2015a)

Mesures	Cibles concernées	Objectif	Phase du projet
Mesures d'évitement			
Agencement et localisation du parc (éloignement du littoral, espacement entre les éoliennes, alignement des éoliennes selon certains points de vue depuis la côte, etc.)	Avifaune Chiroptères Activités de pêche Navigation maritime Paysage Santé	Limiter l'effet barrière Favoriser la poursuite des activités humaines Limiter la visibilité des éoliennes depuis la côte Eviter la perception sonore des éoliennes depuis le littoral	Construction Exploitation Démantèlement
Optimisation du tracé du câble	Espèces et habitats benthiques Activités de pêche	Eviter les zones à enjeux écologiques Favoriser la poursuite des activités de pêche	Construction Exploitation
Ensoiillage et/ou enrochement des câbles	Espèces et habitats benthiques Mammifères marins Activités de pêche	Limiter les champs électromagnétiques des câbles Limiter le risque de croche	Exploitation
Protection anti-affouillement	Structure sédimentaire	Limiter l'érosion au pied des fondations	Exploitation
Mise en place d'une politique Hygiène Sécurité Environnement (HSE)	Qualité de l'eau Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques	Eviter les pollutions par des règles HSE (kit anti-pollution pour les navires de construction et maintenance, cuves de rétention, etc.)	Construction Exploitation Démantèlement
Mesures de réduction			
Augmentation progressive du battage de pieu (<i>soft-start</i>)	Mammifères marins	Eloigner les mammifères marins avant le début des travaux	Construction
Effarouchement des mammifères marins par l'émission de signaux acoustiques (<i>pinger</i>)			
Minimiser l'éclairage	Avifaune Chiroptères	Limiter l'attraction lumineuse du parc	Construction Exploitation Démantèlement
Installation de divers équipements de signalisation (bouées, balises AIS, etc.)	Sécurité maritime	Assurer la sécurité du trafic maritime	Exploitation
Création de pôle d'observation, de maison du parc, etc.	Paysage	Favoriser l'insertion paysagère du projet de parc	Construction Exploitation
Mesures compensatoires			
Suivi d'oiseaux marins	Avifaune	Amélioration des connaissances	
Installation de radars	Sécurité maritime	Améliorer la surveillance des activités maritimes dans le parc et à son voisinage	Exploitation
Indemnités financières	Activités de pêche	Indemnisation des pertes de chiffre d'affaires	Construction Démantèlement

5.1.2. Les mesures d'évitement et de réduction à visée sociale

Le tableau 13 met en évidence la proposition d'un nombre non négligeable de mesures destinées à éviter et réduire les effets négatifs des parcs sur les activités humaines.

La majorité de ces mesures vise essentiellement la pêche professionnelle, la sécurité maritime et le paysage. Par exemple, la configuration des parcs et leur éloignement par rapport à la côte sont proposées au titre des mesures d'évitement pour limiter l'impact visuel depuis le littoral et favoriser la poursuite des activités de pêche dans la zone des parcs. Des nombreuses actions sont par ailleurs proposées pour améliorer la sécurité maritime aux abords et au sein du parc avec notamment l'installation d'équipements de signalisation ou encore la formation des opérateurs sémaphoriques.

5.2. Les mesures compensatoires

5.2.1. Les mesures compensatoires à visée écologique

La revue des études d'impact des parcs éoliens en mer européens réalisée par Vaissière et al. (2014) met en évidence le nombre restreint de mesures compensatoires proposées. Ces auteurs (2014) montrent en effet qu'un seul parc propose des mesures dites compensatoires : le parc néerlandais Egmond aan Zee et son programme intitulé *Compensation Plan*. Il s'agit de :

- l'extension d'une réserve terrestre existante (De Putten) pour les oiseaux côtiers et migrateurs,
- la suppression et la décontamination d'un ancien poste émetteur présent sur une dune,
- la création d'un fonds en vue de réaliser des actions bénéfiques pour les oiseaux migrateurs et les organismes marins,
- la réalisation d'un documentaire sur les réserves naturelles et marines de la mer du Nord,
- l'encouragement à la réalisation d'initiatives pour collecter les déchets en mer.

La lecture des mesures proposées nous indique qu'il ne s'agit pas de réelle compensation écologique. Il n'y a en effet pas de liens directs entre les impacts écologiques du parc et les mesures proposées, excepté pour la mesure portant sur l'extension d'une réserve ornithologique. Mais dans ce cas, aucun calcul d'équivalence n'est apporté pour justifier cette mesure, ayant par ailleurs lieu sur le milieu terrestre.

Deux raisons sont avancées par les développeurs de parcs éoliens nord-européens pour justifier la non mise en œuvre de mesures compensatoires (Vaissière et al., 2014) :

- la mise en place de mesures d'évitement et de réduction ont conduit à des niveaux d'impacts résiduels faibles (non significatifs) ne nécessitant donc pas la réalisation de mesures compensatoires.
- les effets écologiques positifs liés aux infrastructures immergées (effet récif, effet réserve) viennent compenser les effets négatifs.

Des réserves peuvent néanmoins être émises à propos de ces affirmations. L'absence d'impacts résiduels significatifs et la réalité des effets récif et réserve sont peut-être à relativiser au vu de l'état actuel des connaissances scientifiques sur le milieu marin.

L'examen des mesures proposées vis-à-vis de l'environnement marin par les parcs éoliens en mer européens montre l'absence d'utilisation d'actions biophysiques ou de mesures de gestion : aucune restauration, ni mesure de préservation ou de diminution de pressions anthropiques répondant au principe d'équivalence écologique n'est proposée.

Le constat effectué au niveau européen se retrouve à l'échelle française : les mesures d'évitement et de réduction ont globalement été jugées suffisantes pour réduire les impacts résiduels à des niveaux faibles. Par conséquent, aucune mesure compensatoire écologique n'a été proposée dans les études d'impact des parcs de Saint-Nazaire, Courseulles-sur-Mer et Fécamp. Le parc de Saint-Brieuc fait exception puisque deux mesures compensatoires ont été proposées : il s'agit d'améliorer les connaissances sur les populations d'oiseaux marins présentes en baie de Saint-Brieuc à travers la réalisation de deux suivis écologiques. Des mesures de suivi ont donc été proposées au titre de la compensation écologique.

5.2.2. Les mesures compensatoires à visée sociale

Des mesures compensatoires à visée sociale ont par ailleurs été affichées dans les études d'impact des quatre parcs français : d'une part, l'installation de radars supplémentaires dans les parcs de Saint-Nazaire, Courseulles-sur-Mer et Fécamp pour améliorer la surveillance maritime au sein et aux abords des parcs, et d'autre part, l'indemnisation des pertes de chiffre d'affaires des activités de pêche durant les phases de construction et de démantèlement du parc de Saint-Brieuc.

En résumé, les mesures compensatoires proposées dans le cas des quatre parcs éoliens français concernent peu, voire pas, le milieu marin mais sont dirigées vers les activités humaines et plus particulièrement les activités de pêche et la sécurité maritime.

Au niveau européen, les activités de pêche professionnelles font également l'objet d'attentions particulières puisque pour certains parcs, des compensations financières ou matérielles sont proposées. Par exemple, dans le cas du parc danois d'Horns Rev, l'interdiction de pratiquer la pêche aux arts traînants a conduit au versement d'une compensation financière de la flottille ciblant le lançon en complément de l'achat d'équipements de pêche. Le même type d'interdiction a été pris pour le parc britannique de London Array ce qui a conduit au versement de compensations financières aux pêcheurs locaux pour l'ensemble de la durée de vie du projet (Eoliennes en mer Iles d'Yeu et de Noirmoutier, 2015).

5.3. Les mesures de suivi

Dans le cas français, des mesures de suivi sont associées aux mesures ERC conformément au cadre réglementaire des évaluations environnementales.

Le tableau 14 synthétise les mesures de suivi proposées dans les études d'impact des parcs français de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp. Il ressort, à la lecture de ce tableau, que les mesures de suivi ciblent essentiellement le milieu marin, contrairement aux mesures ERC où les activités humaines tiennent une place importante. Les quelques mesures de suivi relatives aux activités humaines sont destinées à la sécurité maritime et aux activités de pêche par l'intermédiaire des suivis portant sur la ressource halieutique.

Le suivi proposé pour les parcs français a un double objectif : (i) contrôler les conséquences de l'implantation d'un parc éolien sur le milieu marin (suivi du comportement des mammifères marins, évolution des communautés benthiques, etc.) ; et (ii) améliorer les connaissances scientifiques (modélisation des effets sur le réseau trophique, distribution de certaines espèces d'oiseaux, etc.).

La temporalité des mesures de suivi est variable selon les compartiments visés mais le suivi est globalement effectué sur l'ensemble des phases de développement d'un parc éolien en mer. Certains suivis sont spécifiques aux phases de construction et de démantèlement tels que le suivi acoustique

des mammifères marins. D'autres sont propres à la phase d'exploitation comme par exemple le suivi d'une éventuelle modification de la ressource halieutique ou de la distribution des oiseaux marins dans la zone d'étude élargie.

La majorité des mesures de suivi prévues par les études d'impact françaises vont enrichir les connaissances sur les modifications potentielles du milieu marin liées à l'implantation d'un parc éolien. Les retours d'expérience actuels proviennent de parcs installés en Europe du Nord qui ne présentent pas nécessairement les mêmes configurations hydro-sédimentaires et biologiques que celles observées en France. Les suivis des parcs français seront donc primordiaux pour comparer les anticipations prévues par les études d'impact à la réalité des modifications observées.

Tableau 14 – Type de mesures de suivi proposés par les parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp (Ailes Marines S.A.S., 2016a; Eoliennes Offshore des Hautes Falaises, 2015; Eoliennes Offshore du Calvados, 2015a; Parc du Banc de Guérande, 2015a)

Thématique	Mesure de suivi
Qualité de l'eau et des sédiments	Suivi du panache turbide et de la qualité de l'eau et des sédiments suite à la mise en place d'anodes sacrificielles
Espèces et habitats benthiques	Suivi de l'évolution des communautés benthiques
Ressources halieutiques	Suivi de l'évolution des ressources halieutiques (abondance, richesse spécifiques, modifications de comportement)
Mammifères marins	Suivi acoustique et par avion des mammifères marins pour identifier d'éventuelles modifications de comportements vis-à-vis de la zone du parc Surveillance spécifique lors de la phase de battage des pieux pour s'assurer de l'absence de mammifères marins
Chiroptères	Suivi de la présence de chiroptères dans le parc
Avifaune	Suivi par observations radar, avion, télémétrie des espèces fréquentant le parc
Sécurité maritime	Suivi de l'efficacité des nouveaux moyens de surveillance

5.4. Les mesures d'accompagnement

A la différence des mesures ERC et du suivi, les mesures d'accompagnement ne sont pas encadrées par les évaluations environnementales. Elles consistent de ce fait en des mesures non obligatoires, c'est-à-dire proposées de manière volontaire par les maîtres d'ouvrage. Elles ne sont donc pas nécessairement intégrées à l'étude d'impact. Les mesures d'accompagnement peuvent être à visée écologique et/ou à visée sociale.

Des quatre parcs éoliens français issus du premier appel d'offres, seul le parc de Fécamp affiche clairement des mesures d'accompagnement. A titre d'exemple, des actions de ramassage de déchets sur les plages, des actions de sensibilisation du public à la protection de la biodiversité et le financement de programmes de recherche scientifique sont proposés (Eoliennes Offshore des Hautes Falaises, 2015).

Les mesures d'accompagnement pour les autres parcs français sont à rechercher dans les bilans de la concertation adjoints aux documents soumis aux enquêtes publiques. Les mesures proposées peuvent aller du soutien à l'emploi et à la formation, au financement de programmes de sciences collaboratives en passant par le soutien de manifestations sportives (Ailes Marines S.A.S., 2016b; Eoliennes Offshore du Calvados, 2015b; Parc du Banc de Guérande, 2015b). Une attention particulière est portée aux acteurs de la pêche professionnelle avec notamment la création d'une cellule de liaison pêche pour favoriser les échanges entre les maîtres d'ouvrage et les pêcheurs (Eoliennes Offshore du Calvados, 2015b; Parc du Banc de Guérande, 2015b) ou encore le soutien

financier à des projets tels que l'ensemencement de naissains de coquilles Saint-Jacques et de la campagne de récolte de crépidules en Baie de Saint-Brieuc (Ailes Marines S.A.S., 2016b).

Les mesures d'accompagnement proposées dans le cadre des parcs éoliens en mer français sont similaires aux mesures pratiquées pour les parcs éoliens nord-européens. Ce type de mesures est généralement assimilé dans la littérature aux *community benefits* et « sont déployés de manière volontaire par les porteurs de projets sous forme de fonds, d'investissement à destination des collectivités locales (réduction des factures, donations à des associations, investissement dans des biens collectifs,...) » (Kermagoret, Levrel, & Carlier, 2015b). Leur objectif est de faciliter l'intégration du projet d'aménagement dans son territoire d'implantation et donc de faciliter l'acceptation du projet par les populations locales.

5.5. Synthèse

Les mesures ERC proposées dans le cadre des parcs éoliens en mer de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp, synthétisées dans le tableau 13, montrent la place importante accordée aux activités humaines par rapport à celle accordée au milieu marin. Face à ce constat, on peut s'interroger sur un éventuel déséquilibre entre milieu naturel et milieu humain, même si l'évaluation environnementale réglementaire relative à l'étude d'impact mêle contenu écologique et contenu socio-économique.

Les suivis annoncés dans les études d'impact de ces parcs sont au contraire essentiellement portés sur le milieu marin. Outre leur fonction de surveillance des modifications éventuelles liées à l'installation d'éoliennes en mer, les mesures de suivi viendront enrichir les connaissances sur les interactions entre parcs éoliens et milieu marin et combler ainsi en partie le déficit actuel de connaissances en la matière.

Par ailleurs, la construction des tableaux de synthèse sur les mesures ERC et de suivi proposées dans le cas des parcs français nous a conduit à noter une relative imprécision dans la terminologie utilisée. Une même mesure peut ainsi être qualifiée de mesure d'évitement dans une étude d'impact et être qualifiée de mesure de réduction dans une autre. Certaines mesures de réduction pourraient également être requalifiées en mesures d'accompagnement, notamment celles portant sur le paysage. La qualification des mesures d'évitement et de réduction semble être relativement subjective puisque ces mesures peuvent être qualifiées différemment selon les arguments avancés.

La seule mesure compensatoire écologique proposée dans le cadre de l'éolien en mer français provient du parc de Saint-Brieuc. Elle consiste en du suivi de populations d'oiseaux marins. Même si, en l'absence d'autres alternatives, les Lignes directrices du ministère de l'environnement relatives à la séquence ERC (MEEM, 2013) préconisent ce type d'actions dans le cadre particulier du milieu marin, une mesure de suivi ne permettrait pas de compenser des pertes écologiques si de telles pertes étaient constatées.

La revue d'études d'impact européennes effectuée par Vaissière et al. (2014) semble corroborer une certaine largesse dans l'utilisation de la terminologie relative à ERC. Si l'on reprend l'exemple du *Compensation Plan* associé au parc néerlandais Egmond aan Zee, les actions annoncées comme des mesures de compensation s'apparentent davantage à des mesures d'accompagnement étant donné l'absence de lien entre les impacts écologiques potentiels et les actions proposées.

Conclusion

Les caractéristiques de la pratique de la compensation écologique en mer ont été présentées dans ce chapitre à travers notamment l'exemple de quatre parcs éoliens en mer français (Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp). Une revue de la littérature scientifique et grise a été effectuée sur : (i) le cadre réglementaire français entourant la mise en œuvre de la compensation écologique ; (ii) les impacts écologiques découlant des parcs éoliens en mer ; (iii) les outils techniques et méthodologiques pour réaliser la compensation écologique ; et (iv) les mesures réglementaires et volontaires mises en œuvre par les maîtres d'ouvrage pour limiter et compenser ces impacts.

Cette revue de la littérature a été élargie aux impacts socio-économiques engendrés par les parcs éoliens en mer et aux mesures réalisées par les maîtres d'ouvrage pour les minimiser.

Sur la base de cet état des lieux, divers points sont à relever :

1. La compensation écologique en mer, et plus largement la séquence ERC, n'est pas régie par un seul dispositif juridique. Quatre dispositifs intègrent de la compensation écologique dans le cas d'un aménagement en mer : l'étude d'impact de droit commun, la loi sur l'eau, Natura 2000 et la dérogation pour destruction d'espèces protégées. Ces dispositifs ne sont pas homogènes sur le plan de la définition de l'objet et la finalité de la séquence ERC.
2. Les connaissances sur les impacts écologiques résultant des parcs éoliens en mer sont aujourd'hui parcellaires et débattues. La science évalue qualitativement les effets mais peu les impacts (Boehlert & Gill, 2010). Certains compartiments sont privilégiés par les études (avifaune, mammifères marins) tandis que d'autres sont délaissés (fonctionnalités écologiques) (Lindeboom et al., 2015). De nombreuses incertitudes demeurent (impacts cumulés, effets à long terme et à une échelle spatiale plus large que la seule zone du parc) même si les connaissances sur les effets à court terme des parcs sur le milieu marin sont plutôt correctes (Bailey et al., 2014; Lindeboom et al., 2015; Schuster et al., 2015).
3. Les actions de compensation écologique en mer sont relativement peu nombreuses. Les techniques d'ingénierie écologique utilisées pour restaurer les milieux naturels portent essentiellement sur des espèces « ingénieurs » localisées à de faibles profondeurs (Jacob et al., soumis).
4. Les méthodes disponibles pour dimensionner la taille de la compensation écologique en mer (généralement exprimée en termes de surface) sont peu nombreuses. Néanmoins, les méthodes de dimensionnement (i.e. méthodes biophysiques) évaluent globalement la compensation sur la base d'une logique commune. Des choix sont à effectuer notamment sur : les indicateurs biophysiques à retenir pour évaluer les pertes et les gains écologiques, la prise en compte de la dimension spatiale et les paramètres relatifs à l'incertitude sur la réussite de l'action de compensation.
5. Aucune compensation écologique au sens stricte n'a été mise en œuvre dans le cadre des parcs éoliens nord-européens en raison de l'absence d'impacts résiduels significatifs (Vaissière et al., 2014). Ce constat est identique pour les parcs français excepté pour le parc de Saint-Brieuc où des mesures de suivi sont prévues au titre des mesures compensatoires.
6. Les acteurs économiques émettent des craintes vis-à-vis d'une activité venant concurrencer d'autres activités réalisées en mer (activités de pêche, extraction de granulats, etc.) et ayant de potentielles répercussions à terre (marché de l'immobilier, tourisme, emploi). Les activités de pêche professionnelle constituent l'enjeu économique majeur d'après la littérature. Néanmoins, les retours d'expérience issus des parcs éoliens nord-européens ne permettent pas de tirer de

conclusions claires sur les impacts économiques résultant des parcs en raison de leur contextualisation et de leurs divergences.

7. L'impact social majeur relevé par la littérature est l'impact paysager. C'est un impact complexe qui ne se résume pas au seul impact visuel (Gee, 2010). La question de l'impact paysager est directement reliée à la problématique de l'acceptation des projets d'aménagement par les populations locales.
8. Outre l'impact paysager, l'acceptation d'un projet d'aménagement tel l'éolien en mer dépend en partie des impacts économiques générés par le projet. La défense des intérêts personnels, notamment ceux liés aux activités économiques, est en effet un des arguments avancé pour justifier les comportements défavorables à l'éolien (Bell et al., 2005; Wolsink, 2012). L'influence des impacts écologiques sur les attitudes favorables ou défavorables à un projet d'aménagement est peu étudiée par la littérature alors qu'elle semble néanmoins y contribuer, comme en témoignent certains recours actuels aux parcs éoliens en mer français (Boughriet, 2016).

Chapitre 3 – Analyse de la pratique et de l'efficacité environnementale de la compensation écologique en mer

Le chapitre 3 constitue la seconde étape de l'approche qualitative adoptée dans ce travail de thèse. Il vise en effet à confronter les caractéristiques théoriques des facteurs écologiques et sociétaux, identifiés dans le chapitre 1 comme étant essentiels pour atteindre un bilan écologique neutre, aux caractéristiques réelles mises en évidence par l'état des lieux réalisé dans le chapitre 2.

L'analyse de la pratique de la compensation, et sa capacité à atteindre une non-perte nette de biodiversité à l'échelle d'un projet d'aménagement, est réalisée à partir de l'examen :

- de la précision du cadre réglementaire français sur la définition, la réalisation et le contrôle de la compensation écologique (section 1) ;
- de la qualité de l'évaluation par les méthodes biophysiques de la compensation écologique (section 2) ;
- de la faisabilité et de l'efficacité des actions de compensation biophysique, et en particulier des techniques d'ingénierie écologique (section 3) ;
- de l'élaboration de la compensation écologique dans une perspective d'acceptabilité sociale (section 4).

1. Les imprécisions du cadre réglementaire : origines et conséquences sur la pratique de la compensation écologique

La compensation écologique sera d'autant plus efficace sur le plan environnemental que le cadre réglementaire dans lequel elle s'inscrit est précis. Les définitions et les modalités de mise en œuvre proposées par la réglementation guident la pratique de la compensation écologique. En fonction de leur clarté et de leur précision, les marges de manœuvre des aménageurs seront plus ou moins importantes pour réaliser la compensation écologique.

L'objet de cette section est d'étudier la précision et la clarté des dispositifs juridiques présentés dans le chapitre 2 en portant une attention particulière au cadre réglementaire relatif à l'étude d'impact de droit commun. L'analyse produite ici ne s'applique pas uniquement au cas des aménagements marins et peut s'étendre aux aménagements terrestres.

A ce jour, il existe assez peu d'études juridiques françaises de la compensation écologique. Marthe Lucas (2015) et Gilles Martin (2015) sont à notre connaissance les deux principaux auteurs ayant traité ce sujet. Sur la base de leurs analyses, les imprécisions juridiques sur l'objet et la forme de la compensation écologique sont mises en avant dans la section 1.1. Ces imprécisions juridiques résultent de deux caractéristiques actuelles du droit de l'environnement : l'existence de multiples régimes juridiques de la compensation écologique (section 1.2) et l'absence d'une conceptualisation de la compensation écologique dans le droit de l'environnement (section 1.3). Les imprécisions juridiques de la compensation écologique ont diverses conséquences notamment celles de laisser une certaine souplesse à la fois aux aménageurs pour réaliser la compensation et aux services de l'Etat pour juger la pertinence de la compensation (section 1.4).

1.1. Imprécisions juridiques sur l'objet et la forme de la compensation écologique

Les analyses juridiques proposées par Marthe Lucas (2015) et Gilles Martin (2015) laissent apparaître le caractère relativement imprécis du cadre réglementaire relatif à l'étude d'impact qui rejaillit sur la compensation écologique. Marthe Lucas (2015, p104) fait en effet remarquer que « les faiblesses et les incohérences du champ d'application matériel de l'étude d'impact se répercutent dans le champ d'application des mesures compensatoires ».

Ainsi, l'étude d'impact est relativement imprécise sur l'objet de la compensation écologique (section 1.1.1) et ses modalités de mises en œuvre (section 1.1.2).

1.1.1. Indétermination juridique de l'objet de la compensation écologique : finalité écologique et/ou humaine ?

L'étude d'impact est un document informatif mais obligatoire pour obtenir l'autorisation nécessaire pour réaliser un projet d'aménagement. Elle constitue une « évaluation environnementale » et est référencée comme telle dans le code de l'environnement⁴⁴. L'étude d'impact porte donc sur l'environnement qui forme son objet. Mais il reste à définir ce que le droit entend précisément par « environnement » étant donné la définition très variable que peut revêtir ce terme, allant d'une acception strictement écologique à une acception plus large, intégrant des éléments humains et sociaux.

⁴⁴ Chapitre II « Evaluation environnementale » du Titre II de la partie réglementaire du code de l'environnement.

Initialement, la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, dont sont issues l'étude d'impact et la séquence ERC, définissait l'environnement par « les sites et les paysages, la faune et la flore, les milieux naturels et les équilibres biologiques, et le cas échéant, la commodité du voisinage (bruit, vibrations, odeurs, émissions lumineuses), l'hygiène et la salubrité publique ». ⁴⁵ Il s'agit donc d'une définition large de l'environnement, qui regroupe à la fois des éléments d'ordre écologique et d'autres d'ordre humain. L'objet des mesures ERC et donc de la compensation écologique doit, en principe, se rattacher à cette définition de l'environnement.

La loi de 1976 relative à la protection de la nature a été modifiée en 2011 par le biais de la réforme de l'étude d'impact (2011) initiée par la loi de Grenelle II (loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant Engagement National pour l'Environnement). Néanmoins, l'objet des mesures ERC n'a pas été précisé excepté quelques éléments sur la finalité potentiellement écologique des mesures compensatoires. L'article R. 124-14 du code de l'environnement indique désormais que les mesures compensatoires doivent « garantir [la] fonctionnalité » du site dégradé par l'aménagement et « permettre de conserver globalement et, si possible, d'améliorer la qualité environnementale des milieux » ⁴⁶. La « fonctionnalité » et les « milieux » se rattachant plutôt à une dimension écologique, les mesures compensatoires se dirigeraient donc, selon Lucas (2015), vers une finalité écologique.

Toutefois, la mise en avant de cette finalité écologique n'a pas permis à la réforme de l'étude d'impact de lever l'ensemble des zones d'ombre sur l'objet juridique de la compensation écologique, et plus globalement de l'étude d'impact. Elle a même accentué le flou existant sur certains points, par exemple en ajoutant que « les projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements publics et privés qui, par leur nature, leurs dimensions ou leur localisation sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine ⁴⁷ sont précédés d'une étude d'impact. » (Article L. 122-1 du CE). Lucas (2015) ne manque pas de relever dans ce sens l'utilisation curieuse de la conjonction « ou » qui supposerait un choix possible de l'aménageur à étudier soit les impacts de son projet sur l'environnement, soit ceux affectant la santé humaine.

L'environnement tel que considéré dans l'étude d'impact conduit Lucas (2015) à recourir à l'expression « humanisation de l'étude d'impact » (p111) pour montrer le caractère non strictement écologique de l'étude d'impact et des mesures ERC afférentes. L'absence de définition transparente et précise sur l'objet de la compensation écologique crée une incertitude importante à laquelle sont confrontées les aménageurs et les services de l'Etat en charge de l'instruction des études d'impact.

1.1.2. Absence de cadrage des modalités de mise en œuvre de la compensation écologique

La mise en œuvre de la compensation écologique est facilitée dès lors que les termes clés de l'étude d'impact sont définis de manière précise. On constate de ce point de vue que la terminologie actuellement employée dans l'étude d'impact souffre d'un certain manque de précision.

Tout d'abord, la notion d'impact est relativement vague. Le code de l'environnement emploie le terme « effet » sans jamais recourir au terme « impact » alors même que l'intitulé de l'évaluation environnementale mentionne « Etudes d'impact des projets de travaux, d'ouvrage et d'aménagement ». Ce flou sur la terminologie conduit à questionner le sens accordé aux termes

⁴⁵ Décret n°77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

⁴⁶ On notera toutefois que cet élément de précision n'apparaît que dans la section relative à la décision d'autorisation et non pas dans la section relative au contenu de l'étude d'impact, cette dernière étant pourtant centrale dans la réglementation de l'étude d'impact.

⁴⁷ Souligné par nous.

« effet » et « impact » par le code de l'environnement : sont-ils synonymes ou ont-ils un sens différent ?

Le contenu imprécis de terme « impact » ou « effet » s'accroît encore par les définitions apportées par l'article R. 122-5 du code de l'environnement relatif au contenu de l'étude d'impact. Les effets ne sont définis que par leur caractère « négatifs et positifs, directs et indirects, temporaires (y compris pendant la phase des travaux) et permanents, à court, moyen et long terme ». Les effets cumulés du projet considérés avec d'autres projets connus doivent également être étudiés mais sans qu'une définition des effets cumulés ne soit apportée.

Ensuite, l'article R. 122-5 du code de l'environnement indique que l'aménageur doit prévoir des mesures pour « compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits. » Aucune précision n'est apportée sur un éventuel seuil de gravité (ou de significativité) à partir duquel serait déclenchée une compensation écologique. Le terme « suffisamment » ne permet pas de déterminer de manière objective le besoin de compensation écologique.

D'autre part, aucune forme spécifique de compensation écologique n'est indiquée par l'étude d'impact de droit commun. Ce cadre réglementaire ne privilégie formellement aucune forme particulière de compensation, telle que la compensation « en nature » qui nous intéresse plus particulièrement.

Le principe de l'additionnalité écologique est également absent du corpus réglementaire de l'étude d'impact. Ce principe est pourtant essentiel dans la compensation écologique puisqu'il ne peut y avoir compensation que si des mesures additionnelles par rapport aux mesures existantes sont mises en œuvre (Cf. Chapitre 1).

Enfin, le régime juridique proposé par l'étude d'impact ne donne aucune indication quant aux méthodologies à utiliser pour :

- (1) réaliser l'état initial ;
- (2) évaluer les impacts (ou les effets) ;
- (3) déterminer le seuil de significativité à partir duquel une compensation écologique s'impose ;
- (4) dimensionner les mesures compensatoires de manière à respecter une équivalence écologique ;
- (5) effectuer le suivi des impacts de l'aménagement sur les milieux naturels et le suivi de la compensation écologique.

Il est par ailleurs intéressant de noter l'absence de la mention « équivalence écologique » dans l'étude d'impact : à aucun moment il n'est indiqué que la compensation doit respecter la contrainte d'équivalence écologique, qui constitue pourtant une notion centrale dans la mise en œuvre de la compensation écologique.

Comme nous le verrons par la suite (section 1.4), l'imprécision juridique de l'étude d'impact de droit commun sur son objet et ses modalités de mise en œuvre procure en somme une autonomie relative aux aménageurs pour conduire l'étude d'impact et proposer des mesures ERC. Cette caractéristique du cadre réglementaire confère par ailleurs une marge de manœuvre aux services de l'Etat pour instruire l'étude d'impact et orienter les mesures ERC.

Le manque de rigueur juridique de l'étude d'impact s'explique en partie par deux points : la diversité des régimes juridiques de la compensation écologique qui sont parfois incohérents entre eux sur le

traitement de la compensation (section 1.2) et un « droit de la compensation » actuellement en construction (section 1.3).

1.2. La diversité des régimes juridiques de la compensation écologique

Le régime juridique de l'étude d'impact de droit commun n'est pas le régime juridique exclusif dans lequel la séquence ERC doit être mise en œuvre. D'autres régimes prévoient également, dans le cas d'atteintes au milieu marin, le recours à la compensation écologique, comme les régimes juridiques associés aux espèces protégées, à Natura 2000 et, dans une moindre mesure, à la trame verte et bleue⁴⁸.

La diversité des régimes juridiques de la compensation n'est en soi pas un problème tant que les mesures compensatoires définies dans chacun des régimes respectent une certaine cohérence entre eux. On constate cependant que le traitement de la compensation écologique varie selon les régimes juridiques, ce qui conduit les juristes à recourir au pluriel pour nommer non pas la compensation écologique mais les compensations écologiques (Lucas, 2015).

Ainsi, dans le cas des régimes spécifiques aux réseaux écologiques (Natura 2000 et la trame verte et bleue), la finalité exclusivement écologique de la compensation est clairement affichée, contrairement à l'étude d'impact de droit commun (Cf. section 1.1.1 de ce chapitre). Dans le cas de Natura 2000, les mesures compensatoires visent à assurer un bon état de conservation des habitats et espèces protégées au titre de Natura 2000 pour assurer la cohérence globale du réseau Natura 2000. La trame verte et bleue vise quant à elle à permettre la continuité des milieux et des espèces non protégés.

Des différences apparaissent également en ce qui concerne la forme que doit revêtir la compensation écologique. Sans que cela soit explicité, les mesures compensatoires à mettre en œuvre sous le dispositif Natura 2000 tendent à être des mesures de compensation « en nature » étant donné l'objectif d'atteinte d'un bon état de conservation des milieux.

Enfin, les milieux naturels et espèces ciblés par la compensation diffèrent selon les régimes juridiques. Les dispositifs relatifs à Natura 2000 et à la demande de dérogation pour la destruction d'espèces protégées portent exclusivement sur la biodiversité remarquable qui fait l'objet d'un niveau de protection important. En revanche, les régimes juridiques relatifs à la trame verte et bleue et à l'étude d'impact de droit commun sont également ouverts à la biodiversité ordinaire.

Ces quelques illustrations montrent l'absence d'homogénéité dans la définition de la compensation écologique à travers ces différents régimes juridiques. Cette hétérogénéité n'est pas sans poser problème lorsqu'un aménageur est confronté à l'ensemble de ces régimes juridiques. Dans ce cas, une étude d'impact unique est alors possible (excepté pour le régime spécifique à la destruction d'espèces protégées) mais l'aménageur doit alors composer avec ces disparités pour proposer des mesures compensatoires en adéquation avec les différents régimes juridiques auxquels il doit se conformer.

En outre, selon la localisation du projet d'aménagement et le(s) régime(s) juridique(s) concerné(s), les milieux naturels et les espèces ne seront pas traités de la même manière. S'ils sont protégés, ils

⁴⁸ Le champ d'application de la trame verte et bleue s'étend jusqu'à la laisse de basse mer et dans les estuaires, à la limite transversale de la mer. La trame verte et bleue possède donc une caractéristique « côtière ». En raison d'une mise en œuvre marginale de la compensation écologique dans ce cadre, la trame verte et bleue n'a pas fait l'objet de développement particulier dans le cadre de la thèse.

ne seront pas soumis aux mêmes règles de compensation selon qu'ils sont situés dans une zone Natura 2000 ou en dehors (Lucas, 2015).

La diversité et la manque de cohérence des régimes juridiques en matière de compensation écologique rendent complexe la lecture du cadre réglementaire. Les aménageurs mais aussi les services instructeurs sont directement impactés par cette situation, contraints de composer avec ces différents régimes juridiques pour proposer des mesures compensatoires qui soient à la fois conformes aux dispositifs spécifiques et cohérentes à l'échelle globale du projet.

1.3. Un « droit de la compensation » émergent

Outre la diversité des régimes juridiques, les imprécisions actuelles sur la compensation écologique résultent également, selon Martin (2015), de l'absence de réflexion sur la définition du concept de compensation en droit de l'environnement. Le droit français a en effet accueilli la compensation écologique, produit importé du droit européen, mais sans prendre « le temps ni de la définir ou la qualifier, ni de construire un régime juridique digne de ce nom, ni même d'en réguler efficacement l'usage et la mise en œuvre » (Martin, 2015, p24).

Malgré ces manquements, le cadre réglementaire français de la compensation écologique se construit petit à petit par les actions des acteurs publics et privés qui viennent combler en partie les insuffisances du cadre réglementaire (Martin, 2015).

La Doctrine ERC (2012a) et ses Lignes directrices (2013) produites par le ministère de l'environnement constituent de ce point de vue une avancée puisque la finalité écologique de la séquence ERC est précisée ainsi que la définition et la mise en œuvre des mesures compensatoires écologiques. Ces dernières doivent être :

- « au moins équivalentes, c'est-à-dire générant une amélioration (« gains ») au moins égale aux impacts (« pertes ») et évaluée sur la base de métriques adaptées ;
- faisables techniquement, mais aussi d'un point de vue économique, juridique et administratif ;
- efficaces, avec des objectifs écologiques mesurables associés à des protocoles de suivi de leur effectivité (mise en œuvre) et de leur efficacité (résultat) ;
- localisées à proximité « fonctionnelle » (d'un point de vue écologique) du dommage de manière à maintenir ou à améliorer la biodiversité endommagée à l'échelle spatiale appropriée ;
- anticipées, c'est-à-dire efficaces avant que des impacts irréversibles n'aient eu lieu (des exceptions peuvent être faites quand il est démontré qu'elles ne compromettent pas l'efficacité des mesures de compensation) ;
- additionnelles aux actions publiques existantes ou prévues en matière de protection de l'environnement (plan de protection d'espèces, instauration d'un espace protégé, programme de mesure de la Directive cadre sur l'Eau, trame verte et bleue, mesures agro-environnementales, etc.), qu'elles peuvent conforter mais auxquelles elles ne peuvent pas se substituer ;
- pérennes, c'est-à-dire efficaces sur une durée suffisante et proportionnelle à la durée des impacts » (Quétier, Regnery, Jacob, & Levrel, 2015, p28).

Malgré cet effort de caractérisation, la Doctrine et les Lignes directrices sont loin d'avoir levé l'ensemble des zones d'ombre sur les modalités pratiques de mise en œuvre de la compensation. Par exemple, quid de la détermination du seuil de significativité, des méthodologies à utiliser pour

dimensionner la compensation, des mécanismes pour assurer la pérennité des mesures compensatoires ou des modalités de suivi de la compensation ?

Les DREAL ont par ailleurs, pour certaines, développé des guides méthodologiques pour accompagner les aménageurs dans la conduite de l'étude d'impact et l'application de la séquence ERC (DREAL Centre et Provence Alpes Côte d'Azur par exemple). Ces documents cherchent à homogénéiser les pratiques au sein de chaque DREAL notamment en apportant des précisions sur l'évaluation de l'impact, la localisation de la mesure compensatoire, les types de mesures compensatoires à mettre en place et les ratios compensatoires préconisés.

Les administrations publiques ne sont pas les seules à fournir des efforts pour clarifier la définition et la mise en œuvre de la compensation écologique. Les bureaux d'études en charge de l'étude d'impact pour le compte de l'aménageur se dotent progressivement de méthodologies qui leurs sont propres, afin de leur permettre d'évaluer les impacts écologiques d'un projet et de proposer des mesures ERC. Pour des raisons de confidentialité et de propriétés intellectuelles, ces méthodologies sont rarement rendues publiques, ce qui limite par conséquent leur contribution à la clarification du cadre réglementaire.

A la différence des éléments indiqués dans les divers régimes juridiques de la compensation, les guides et autres documents proposés par les acteurs publics n'ont pas de caractère contraignant. Les maîtres d'ouvrage n'ont aucune obligation réglementaire de suivre les recommandations issues de ces guides. Néanmoins, comme le souligne Martin (2015), ces documents façonnent des comportements. Ils génèrent des normes c'est-à-dire des « mesures » qui pourront servir de base pour apprécier juridiquement des comportements ou des situations.

Le cadre réglementaire actuel combiné aux documents produits par les administrations publiques (dont la Doctrine ERC) rendent compte d'un « droit de la compensation » en construction. Le système laisse actuellement la possibilité aux acteurs de développer leurs pratiques, formalisées parfois dans des guides, ce qui conduit à une construction par la base de ce « droit de la compensation » (Martin, 2015).

1.4. La traduction pratique des insuffisances du cadre réglementaire

Les imprécisions juridiques de l'étude d'impact donnent aux acteurs de la compensation (pour l'essentiel, aménageurs et services administratifs) une liberté d'action pour mettre en œuvre la compensation écologique. Cette souplesse est bénéfique à certains égards pour permettre aux acteurs de s'adapter aux contraintes de la compensation. Mettre en œuvre une compensation écologique est une entreprise difficile en raison de la complexité des écosystèmes, des limites pour saisir la réalité des impacts écologiques et pour réaliser techniquement la compensation. Il est donc important que le cadre réglementaire de la compensation écologique soit assez souple pour qu'un ajustement soit possible pour s'adapter au contexte dans lequel se déroule la compensation.

Toutefois, il faut veiller à ce qu'une telle souplesse ne contrevienne pas à l'objectif recherché par la compensation écologique. De nombreux auteurs notent ainsi les dérives liées à la trop grande flexibilité actuelle du cadre réglementaire (Jacob, Quétier, Aronson, Pioch, & Levrel, 2014; Lucas, 2015; Martin, 2015; Quétier et al., 2015; Quétier, Regnery, & Levrel, 2014) : un risque élevé d'évaluation partielle des impacts écologiques et donc d'une compensation écologique partielle (section 1.4.1), une fixation subjective de la compensation écologique (section 1.4.2), des sanctions pénales et administratives non dissuasives (section 1.4.3) et des limites au processus de fixation et de contrôle de la compensation écologique par les autorités administratives (section 1.4.4).

1.4.1. Un risque de compensation écologique partielle

Le caractère imprécis du cadre réglementaire actuel entretient le risque d'une évaluation partielle des impacts écologiques conduisant ainsi à une compensation écologique incomplète. Ce risque découle essentiellement de la focalisation quasi exclusive de l'étude d'impact sur la biodiversité remarquable. Le risque d'une compensation écologique partielle provient également de la marge de manœuvre laissée par le droit sur la durée des mesures compensatoires et du suivi écologique : la pérennité de la compensation n'étant pas garantie, les mesures compensatoires peuvent ne pas remplir complètement leur rôle, à savoir garantir une neutralité écologique.

Biodiversité remarquable vs Biodiversité ordinaire

Contrairement à d'autres régimes juridiques de la compensation (Natura 2000 et les espèces protégées), l'étude d'impact de droit commun ne restreint pas son champ d'action aux seules habitats et espèces protégés. L'étude d'impact doit en principe porter sur la biodiversité ordinaire et remarquable. Or, la pratique montre que l'étude d'impact se focalise généralement sur les seuls habitats et espèces protégés. Selon Marthe Lucas (2015, p184), « la protection réglementaire du site constitue [pour les bureaux d'études en charge de l'étude d'impact] un indice de la richesse écologique du site et inversement. Aussi arrive-t-il que l'absence d'espèces remarquables soit avancée afin de justifier l'absence d'intérêt écologique du site », et par là même l'absence de mesures ERC. La pratique des services administratifs en charge de l'instruction de l'étude d'impact renforce ce focus sur les espèces et habitats protégés car, du fait essentiellement de moyens insuffisants, les services se contentent de s'assurer que l'étude d'impact « a pris acte des protections réglementaires du site en question et que l'analyse des impacts environnementaux et des mesures de remédiation est crédible » (Lucas, 2015, p185).

La possibilité de réaliser une étude d'impact unique lorsque le projet d'aménagement est réalisé dans, ou à proximité, d'un site protégé au titre de Natura 2000 n'est probablement pas sans conséquence sur cette pratique axée sur la biodiversité remarquable. La production d'une étude d'impact unique est certes un gain de temps et de moyens pour les aménageurs et les services de l'Etat mais les divergences entre les régimes juridiques sur la compensation écologique, l'articulation incomplète entre ces régimes et l'impératif de respecter chaque régime juridique conduisent à une approche sectorielle dans la mise en œuvre de la compensation (Lucas, 2015). Il importe ainsi que les mesures compensatoires soient jugées à l'aulne de chaque dispositif juridique. Le droit étant plus fort pour les espèces et habitats protégés, l'étude d'impact unique a tendance à ne cibler que la biodiversité remarquable en proposant des mesures compensatoires globalisées et centralisées sur ce type de biodiversité, négligeant de ce fait les éventuels impacts sur la biodiversité ordinaire.

Les enjeux écologiques l'emporteraient donc dans l'évaluation environnementale : la présence de biodiversité remarquable, plus sensible sur le plan réglementaire que la biodiversité ordinaire, retient davantage l'attention à la fois des aménageurs et des services de l'Etat. Démontrer l'absence d'impacts résiduels importants sur les espèces et habitats protégés ne prouve en rien l'absence d'impacts sur la biodiversité ordinaire. Une séquence ERC, essentiellement orientée sur la biodiversité remarquable et ignorant les éléments naturels communs, ne peut que conduire à des résultats partiels du point de vue de l'atteinte d'un bilan écologique neutre.

La durée de la compensation écologique et la durée des suivis insuffisantes

Comme le souligne Lucas (2015), le droit français a des difficultés à appréhender le long terme, comme en témoignent les enjeux liés au suivi et la gestion de la compensation écologique.

La responsabilité de la mise en œuvre de la compensation écologique ainsi que sa gestion incombent à l'aménageur. Ce dernier s'engage donc sur la durée pour réaliser et gérer les mesures compensatoires, la durée d'engagement de l'aménageur étant inscrite dans l'autorisation délivrée par le préfet. L'étude d'impact de droit commun s'avère imprécise sur la durée de cet engagement qui peut mener, par voie de conséquence, à une compensation écologique partielle.

Pour qu'une compensation écologique aboutisse à un équilibre entre les pertes et les gains de biodiversité (i.e. respecte la contrainte de l'équivalence écologique), il est primordial qu'elle soit mise en œuvre sur une durée au moins aussi longue que la période où perdurent des impacts. Il importe donc que la compensation écologique soit pérenne comme l'indique l'article R. 122-14 du code de l'environnement : « [Les mesures compensatoires] sont mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou à proximité de celui-ci afin de garantir sa fonctionnalité de manière pérenne ». Le code de l'environnement ne va toutefois pas plus loin pour préciser ce caractère « pérenne » de la compensation écologique. Il n'impose donc pas de contrainte réglementaire forte en la matière.

La Doctrine ERC et ses Lignes directrices sont venues expliciter quelque peu le caractère « pérenne » des mesures compensatoires mais sans toutefois fournir de précisions pleinement satisfaisantes. Outre des indications de modalités pratiques de gestion de la compensation écologique (contractualisation de l'aménageur avec des tiers et acquisition foncière, qui cadrent par ailleurs assez mal avec la spécificité du milieu marin en l'absence de droits de propriété⁴⁹), ces documents indiquent qu'une fois la durée d'engagement de l'aménageur prescrite dans l'arrêté d'autorisation, « la vocation écologique pérenne du site de compensation peut être anticipée par le maître d'ouvrage lorsque cela s'avère nécessaire, en identifiant les outils et les acteurs pertinents » (MEEM, 2013, p125) par exemple en rétrocédant des terrains à un gestionnaire d'espace naturel.

L'absence d'exigence claire laisse une marge de manœuvre aux acteurs de la compensation : les durées d'engagement des aménageurs sont très souvent négociées au cas par cas sur la base de la durée de la concession, généralement une trentaine d'années pour les aménagements de grande ampleur (Quétier et al., 2014).

Or, cette pratique ne permet pas de compenser de manière pérenne des impacts irréversibles tels que ceux causés par une artificialisation des milieux naturels. Dans ce cas, la compensation écologique risque fortement d'être incomplète du fait de l'absence de perpétuité des mesures compensatoires.

Le régime juridique de l'étude d'impact de droit commun est par ailleurs lacunaire sur la durée du suivi de la compensation écologique, ce dernier étant indispensable pour juger de l'adéquation entre les mesures compensatoires et les impacts écologiques résultant de l'aménagement. Auparavant non obligatoire, le suivi écologique est désormais indispensable suite à la réforme de l'étude d'impact (2011). Il est dorénavant indiqué dans l'arrêté préfectoral d'autorisation de l'aménagement.

L'article R. 122-14 du code de l'environnement relatif à l'étude d'impact précise ainsi que : « Le contenu du dispositif de suivi est proportionné à la nature et aux dimensions du projet, à

⁴⁹ Contrairement au milieu terrestre, il n'existe pas de droits de propriété en milieu marin du fait des caractéristiques du domaine public maritime (inaliénable et imprescriptible). L'exploitation de ressources naturelles ou l'installation d'aménagements s'effectue par le biais d'autorisations temporaires.

l'importance de ses impacts prévus sur l'environnement ou la santé humaine ainsi qu'à la sensibilité des milieux concernés ». Aucune spécification n'est apportée sur la méthodologie à suivre (indicateurs par exemple) ni sur la durée et la fréquence de mise en œuvre de ce suivi. Ce sont les Lignes directrices du ministère de l'environnement (2013) qui apportent quelques conseils⁵⁰ quant aux méthodologies et aux indicateurs à utiliser mais sans indiquer d'éléments temporels pour réaliser le suivi. Les retours d'expérience, essentiellement terrestres, montrent que les suivis sont généralement mal dimensionnés sans être toujours cohérents avec les analyses ayant conduit aux définitions et dimensionnement de la compensation écologique (Quétier et al., 2015). Il existe ainsi un risque que la compensation écologique ne soit pas appropriée si un suivi défaillant ne permet pas de mettre en avant le manque de cohérence entre les impacts de l'aménagement et les mesures compensatoires mises en œuvre. Ce risque est d'autant plus grand en cas de contrôle insuffisant de la part des services de l'Etat (Cf. sections 1.4.3. et 1.4.4. de ce chapitre).

1.4.2. La compensation écologique issue de la convergence des points de vue des acteurs impliqués dans l'instruction de l'étude d'impact

L'étude d'impact de droit commun laisse actuellement une marge de manœuvre certaine aux acteurs de la compensation pour définir, réaliser et gérer la compensation écologique. L'aménageur propose tout d'abord sa propre évaluation des impacts d'un projet et les mesures compensatoires éventuelles en s'appuyant bien souvent sur les compétences d'un bureau d'études. Les services de l'Etat sont tenus d'examiner ces propositions et de les valider, le cas échéant, après avoir consulté des experts, voire le grand public. Les services de l'Etat ont enfin le rôle de contrôler la bonne réalisation des mesures compensatoires par l'aménageur. Cette séquence d'étapes particulière confère à la compensation écologique le statut d'un objet négocié entre différents acteurs, qui revêt par ce biais un caractère subjectif (Lucas, 2015).

Le cadre réglementaire actuel donne une place particulière aux aménageurs. Ils jouissent en effet d'une autonomie relativement importante puisque ils ont la responsabilité de quantifier les impacts écologiques et de définir des mesures ERC, et ce en l'absence de cadre méthodologique clair.

L'autonomie des aménageurs en matière de compensation écologique n'est toutefois pas absolue puisqu'elle est tempérée par l'instruction de l'étude d'impact effectuée par les services de l'Etat, étude d'impact à laquelle peut être adossée une procédure de consultation du public (débat public, enquête publique). Toutefois, cette modération de l'autonomie des aménageurs est limitée par l'analyse partielle des études d'impacts effectuées par les services de l'Etat ainsi que par des résultats négligeables apportés par le processus de consultation (Lucas, 2015).

L'autorité administrative en charge de l'instruction de l'étude d'impact, en l'occurrence les services techniques des DREAL dans le cas des parcs éoliens en mer, effectue une analyse de l'étude d'impact sous un angle technique sans que la compensation écologique y soit un élément central. Lucas (2015, p207) note ainsi que « l'autorité [administrative] n'est pas toujours bien placée pour décrypter [la] pertinence [des mesures compensatoires] » faute de compétences spécifiques des services techniques. Ces derniers se tournent généralement vers les autorités environnementales pour avoir un avis précis sur la qualité de la compensation écologique proposée par l'aménageur et son bureau d'études.

⁵⁰ Les Lignes directrices (2013) recommandent l'utilisation de deux types d'indicateurs : des indicateurs de mise en œuvre (par exemple, pourcentage de réalisation des mesures ERC) et des indicateurs de résultats (par exemple, pourcentage d'atteinte des résultats).

Dans le cas des parcs éoliens en mer, les services techniques se tournent ainsi vers les services spécialisés de la DREAL (autorité environnementale de la DREAL) ainsi que vers l'autorité environnementale du Conseil général de l'environnement et du développement durable rattachée au ministère de l'environnement.

D'un point de vue strictement réglementaire, les informations délivrées par ces deux autorités environnementales ne sont que des avis. L'autorité décisionnaire est en l'occurrence le préfet, qui est libre de les suivre ou non dans sa décision d'autoriser ou rejeter le projet d'aménagement. Toutefois, la publication de ces avis, et donc le caractère public qui en découle, leur confère une certaine importance. C'est ainsi que les autorités environnementales sont généralement qualifiées d'« autorité régulatrice informelle » (Lucas, 2015, p211).

En outre, l'instruction de l'étude d'impact dans le cas de l'éolien en mer implique la consultation de spécialistes et du grand public sur laquelle le préfet peut s'appuyer pour autoriser ou non la réalisation de l'aménagement. Là encore, ces consultations ne conduisent qu'à des avis que le préfet peut suivre ou non. Or, d'après Lucas (2015), ces consultations, notamment celle du grand public, ont souvent un faible impact sur la décision finale d'autoriser ou rejeter un projet.

Du point de vue des spécialistes, le Conseil National de la Protection de la Nature (CNP), le Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN) et la Commission européenne peuvent être sollicités pour rendre un avis lorsque le projet affecte des espèces et habitats protégés. L'instruction des études d'impact relatives à l'éolien en mer étant toujours en cours au moment de la rédaction de ce travail, nous ne savons pas si ces instances ont été sollicitées par les DREAL en charge de l'instruction et ne connaissons pas les avis qu'elles auraient rendus le cas échéant. A défaut, il nous est possible de nous appuyer sur les critiques réalisées par Lucas (2015) à leur sujet, et qui valent quel que soit le type de milieu. Selon l'auteur, l'avis rendu par ces instances est axé uniquement sur la biodiversité remarquable et les mesures compensatoires associées. Leurs avis ne portent donc que sur une partie seulement des impacts écologiques de l'aménagement et laissent de côté les enjeux de conservation de la biodiversité ordinaire.

Le principal défaut de la consultation à la fois du public et d'instances spécialisées (CNP par exemple) est qu'elle intervient généralement trop tardivement pour proposer des alternatives au projet d'aménagement sans que l'économie générale du projet soit remise en cause (Lucas, 2015). Les projets sont habituellement très avancés lorsque la consultation est lancée, les avis ne peuvent faire évoluer les projets qu'à la marge. Un équilibre serait donc à trouver pour effectuer ces consultations à un stade assez avancé des projets pour qu'il y ait matière à rendre des avis mais pas trop avancé non plus pour que ces avis puissent avoir un vrai rôle à jouer.

Le caractère subjectif du processus de définition de la compensation écologique et la négociation qui en découle résulte de la souplesse du cadre juridique de l'étude d'impact. Les marges de manœuvre laissées aux acteurs ont certes des raisons pratiques, pour tenir compte des contraintes techniques liées à la réalisation de la compensation écologique, mais révèlent aussi la dimension sociale propre au droit. Lucas (2015) souligne que « le droit étant un produit humain fait pour l'homme, les mesures de compensation au bénéfice des milieux naturels pris au sens large ont un intérêt indéniable pour l'homme » (p34). Malgré le fait que la compensation écologique ait une clé d'entrée « écologique », le droit étant construit par les hommes pour les hommes, la compensation écologique n'est pas complètement déconnectée des aspects humains dans sa finalité.

Cette dimension sociale du droit est particulièrement remarquable dans le cadre de l'éolien en mer avec l'instauration d'une taxe spécifique⁵¹ versée au Fonds national de compensation de l'énergie éolienne (FNEEM). Ce fonds de compensation ne sert pas à mettre en œuvre une compensation écologique au sens strict mais a pour objet de financer des actions bénéfiques au milieu naturel et aux activités humaines qui en découlent. Ainsi, une partie des sommes collectées sera allouée au financement de projets visant une exploitation durable des ressources halieutiques et un développement durable des autres activités maritimes à l'échelle de la façade maritime (article 1519 C du code général des impôts). Le droit crée par ce biais un outil permettant de prendre en compte à la fois les atteintes à l'environnement et les atteintes aux activités humaines. La création du FNEEM illustre ainsi la dimension humaine du droit même lorsque ce dernier s'attache à réparer des atteintes écologiques.

1.4.3. Sanctions éparpillées et non dissuasives en cas de non-respect de l'obligation de compenser

L'efficacité de la compensation écologique est conditionnée par sa mise en œuvre effective. Cette évidence nous conduit à considérer les contraintes qui s'exercent sur les aménageurs afin de les obliger à réaliser les mesures de compensation.

Le cadre réglementaire prévoit de ce point de vue une obligation de mise en œuvre, par l'aménageur, de la compensation écologique indiquée dans l'arrêté d'autorisation, une fois l'autorisation administrative délivrée. Par ailleurs, en cas de manquement à cette obligation, l'autorité administrative peut avoir recours à des sanctions administratives et pénales.

Bien que ce cadre paraisse contraignant et de nature à pousser les aménageurs à respecter leurs obligations, plusieurs limites existent.

L'exécution de ces sanctions suppose tout d'abord que le délai de mise en œuvre des mesures compensatoires soit indiqué dans l'arrêté. Sans quoi l'aménageur peut se dérober de l'obligation qui pèse sur lui, en avançant l'argument qu'il ne les a pas encore réalisées (Lucas, 2015).

Ensuite, le régime de contrôle et de sanction des mesures compensatoires manque d'harmonisation, et ce malgré les réformes apportées par la loi Grenelle II. Cette situation conduit à un éparpillement des sanctions dans lequel les maîtres d'ouvrage et les services de l'Etat doivent naviguer. Ainsi, aucune sanction n'est possible pour les compensations écologiques de régimes juridiques spéciaux (Natura 2000, trame verte et bleue, dérogation pour les espèces protégées) si ces sanctions n'apparaissent pas explicitement dans l'arrêté d'autorisation. Des sanctions sont en revanche possibles dans le cas de l'étude d'impact de droit commun : l'aménageur s'expose à des sanctions administratives⁵² et à une amende de contravention de 5^{ème} classe en tant que section pénale.

Cependant, ces sanctions paraissent peu dissuasives. Concernant les sanctions administratives, le préfet peut être amené à suspendre la réalisation de l'aménagement jusqu'à ce que les mesures

⁵¹ Les éoliennes en mer sont soumises à une taxe spéciale assise sur le nombre de mégawatts installés. Le produit de la taxe sera reversé à 50% aux communes littorales situées à moins de 12 milles marins du parc ; 35% pour le Comité National des Pêches Maritimes et des Élevages Marins, pour le financement de « projets concourant à l'exploitation durable des ressources halieutiques » ; 15% dédiés à l'échelle de la façade maritime au financement de projets concourant au développement durable d'autres activités maritimes.

⁵² C'est-à-dire « Consignation entre les mains d'un comptable public, faire procéder d'office, en lieu et place de la personne mise en demeure et à ses frais, à l'exécution des mesures prescrites et suspension de la réalisation des travaux ou des opérations, ou l'exercice des activités jusqu'à l'exécution complète des conditions imposées » (Lucas, 2015, p278).

compensatoires soient réalisées. Cette sanction a un caractère facultatif et est, par ailleurs, assez peu utilisée (Lucas, 2015). L'amende de contravention de 5^{ème} classe n'est, quant à elle pas, plus incitative puisque son montant peut atteindre au plus 1 500€ (article 131-13 du code pénal). Les sanctions administratives et pénales semblent donc être inadaptées pour inciter les aménageurs à réaliser la compensation écologique.

1.4.4. Les limites du processus de fixation et de contrôle de la compensation écologique du point de vue des autorités administratives

Une autorité administrative unique pour négocier, prescrire la compensation écologique et interdire le projet d'aménagement

Le cadre juridique imprécis de l'étude d'impact laisse une marge de négociation importante dans la définition de la compensation écologique. Cette négociation s'opère essentiellement entre l'autorité administrative et l'aménageur. Selon Martin (2015), le fait que l'autorité administrative soit la même entité qui dispose à la fois du pouvoir d'autoriser ou non le projet et de prescrire des mesures compensatoires peut conduire à ce que la négociation de la compensation pèse dans la décision de délivrer l'autorisation. L'auteur estime qu'il y a alors un risque que la compensation écologique devienne une des composantes de l'intérêt général à partir duquel est jugé l'utilité de réaliser le projet d'aménagement. Le projet serait ainsi autorisé non pas en raison de son importance du point de vue de l'intérêt général mais sur le fait que des mesures compensatoires aient été négociées. Martin (2015) montre, de ce fait, les effets pervers du processus actuel de fixation de la compensation écologique : la négociation de la compensation écologique, nécessaire à certains égards pour s'adapter au contexte existant, se trouve ici utilisée à mauvais escient puisqu'elle sert de base à la décision d'autorisation alors qu'elle est imparfaite. La compensation écologique est ainsi détournée pour justifier l'autorisation d'un projet d'aménagement. Selon cet auteur, il serait plus judicieux de baser la décision d'autorisation sur l'appréciation du bilan environnemental une fois les mesures d'évitement et de réduction prises, sans y inclure la compensation écologique. Cette solution supposerait de dissocier l'instance étatique qui autorise le projet de celle qui négocie les mesures compensatoires (Martin, 2015).

D'autre part, l'autorité décisionnaire, à savoir le préfet, se trouve dans une position particulière, pour ne pas dire délicate. Il doit en effet appliquer les réglementations environnementales et assurer le développement économique de sa région. Ces deux finalités peuvent, selon les cas, entrer en contradiction et faire pencher la décision finale plutôt en faveur d'une des finalités (Calvet, Levrel, Napoléone, & Dutoit, 2015, p155).

Des moyens limités pour l'instruction des dossiers

Une fois l'autorisation administrative délivrée, la compensation écologique indiquée dans l'arrêté d'autorisation est mise en œuvre par l'aménageur. Si une insuffisance des mesures compensatoires est constatée pour contrebalancer les impacts attendus de l'aménagement ou si les impacts écologiques ont été sous-estimés sans que cela soit le fait de l'aménageur, l'autorité administrative a la possibilité de corriger la situation par la prescription des mesures complémentaires. Or, la pratique montre que l'autorité administrative prescrit rarement de telles mesures, notamment parce que le contrôle administratif *a posteriori* est limité faute de moyens humains suffisants (Jacob et al., 2014). Cette situation résulte en partie de la révision générale des politiques publiques, initiée en 2007, qui

a mené à une diminution des effectifs des services de l'Etat suite à une réorganisation des services déconcentrés⁵³ (Jacob et al., 2014).

En outre, l'offre de formation semble trop faible pour permettre aux personnels en charge de l'instruction de l'étude d'impact d'acquérir les compétences spécifiques nécessaires pour analyser les études d'impact et la compensation écologique potentiellement associée. L'instruction des dossiers est donc fortement dépendante de la formation initiale et des postes antérieurs occupés par les agents de l'Etat. Cette situation laisse craindre à un traitement hétérogène des études d'impact selon les agents et les DREAL et donc à des avis hétérogènes (Jacob et al., 2014).

Les conséquences liées à l'imprécision du cadre réglementaire, décrites dans cette section, viennent limiter la capacité de la compensation écologique à atteindre l'objectif de non-perte nette de biodiversité. L'absence de cadre clair et précis sur la définition et les modalités de mise en œuvre de la compensation écologique laisse une marge de manœuvre aux acteurs impliqués dans l'instruction de l'étude d'impact (aménageurs, services de l'Etat) et dans la réalisation de la compensation. Cette marge de manœuvre est appréciable à certains égards puisqu'elle permet une adaptation de la compensation au contexte écologique dans lequel elle est mise en œuvre. Pour autant, elle peut paraître trop grande et par conséquent préjudiciable dans la mesure où elle induit un risque de compensation écologique partielle. En effet, la pratique de la compensation écologique est aujourd'hui essentiellement centrée sur la biodiversité remarquable délaissant ainsi la biodiversité ordinaire.

Les conséquences liées à l'absence d'un cadre réglementaire précis rejaillissent par ailleurs sur l'organisation des services de l'Etat pour instruire l'étude d'impact, contrôler la mise en œuvre de la compensation écologique et sanctionner, si besoin, la non mise en œuvre de mesures compensatoires. L'organisation des services de l'Etat ne semble pas être suffisante pour garantir l'atteinte d'un bilan écologique neutre par la compensation écologique à l'échelle d'un projet d'aménagement.

2. L'évaluation de la compensation écologique : un défi méthodologique

La qualité de l'évaluation du besoin de compensation écologique conditionne en partie la capacité de la compensation à atteindre une non-perte nette de biodiversité. Une évaluation précise et robuste contribue à l'atteinte de cet objectif.

L'évaluation des pertes et des gains écologiques s'effectue grâce à des méthodes biophysiques, plus ou moins sophistiquées, qui reposent pour l'essentiel sur l'habitat dégradé ou restauré (soit l'habitat est visé directement, soit l'habitat est ciblé indirectement par les espèces qu'il abrite). Le dimensionnement de la compensation est obtenu en combinant généralement une évaluation de la qualité écologique de l'habitat et une approche surfacique. Cette évaluation s'effectue à partir d'indicateurs biophysiques pour aboutir à un niveau d'équivalence écologique déterminé *a priori*, pouvant aller de l'équivalence stricte à une équivalence plus relâchée (Cf. Chapitre 1).

⁵³ La Réforme générale des politiques publiques a mené au regroupement, en 2010, des Directions régionales de l'Équipement (DRE), des Directions régionales de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) et des Directions régionales de l'Environnement (DIREN) dans la Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL).

Les méthodes biophysiques spécifiques au milieu marin ne sont pas nombreuses (Cf. Chapitre 2). Néanmoins, cette situation ne constitue pas un obstacle majeur à la réalisation de la compensation en mer. Le principe de l'évaluation biophysique est généralement commun à l'ensemble des méthodes même si elles se différencient ensuite sur les milieux visés par l'évaluation. Par conséquent, développer une méthode spécifique au milieu marin est selon nous une action envisageable pour peu que les indicateurs retenus puissent être renseignés. Aussi, les critiques apportées par la suite sur la pratique de l'évaluation sont générales à l'ensemble des méthodes biophysiques étant donné leur fonctionnement général commun.

La qualité de l'évaluation de la compensation écologique, obtenue à l'aide des méthodes biophysiques, est évaluée à partir des critères mis en avant dans le chapitre 1, à savoir les indicateurs biophysiques utilisés (section 2.1), le degré de prise en compte des dimensions spatiales et temporelles des pertes et des gains écologiques (section 2.2) et enfin le degré de fiabilité des résultats (section 2.3).

2.1. Le choix des indicateurs biophysiques : une entreprise délicate

L'évaluation biophysique des pertes et des gains écologiques s'effectue à partir d'indicateurs biophysiques. L'écosystème évalué est ainsi réduit à un ensemble d'indicateurs. Cette réduction de l'écosystème n'est pas sans poser problème du point de vue de l'évaluation des pertes et des gains.

Une évaluation basée sur un seul indicateur est jugée insuffisante puisque réduire la biodiversité à une seule composante est beaucoup trop restrictif par rapport à la complexité inhérente de la biodiversité (Bartkowski, Lienhoop, & Hansjürgens, 2015). Les méthodes biophysiques faisant reposer leur estimation sur un seul indicateur (HEA par exemple) seraient donc à utiliser dans des conditions particulières, notamment dans les cas où une espèce est inféodée à un habitat particulier (Dunford, Ginn, & Desvousges, 2004) (Cf. Encadré 5). Les approches multicritères seraient par conséquent à privilégier pour une meilleure évaluation de la complexité des écosystèmes. Néanmoins, un reproche généralement fait à ces approches multicritères concerne la non prise en compte d'un paramètre important : la connectivité spatiale et fonctionnelle (Quétier & Lavorel, 2011). Ce paramètre, lié à la dimension paysagère, apparaît pourtant primordial puisqu'un effet négatif sur un habitat peut avoir des répercussions sur les habitats similaires à proximité.

Le choix des indicateurs biophysiques constitue donc une étape importante pour obtenir la meilleure approximation possible des pertes et des gains écologiques. Cette approximation sera d'autant plus précise que les données nécessaires pour renseigner ces indicateurs sont disponibles. Or, la principale difficulté à l'évaluation de la compensation écologique en milieu marin réside justement dans le manque de données et de connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes marins. Le renseignement des indicateurs n'est donc pas une tâche facile notamment pour les écosystèmes profonds. A titre d'exemple, une étude de Webb et al. (2010) montre que des milliers d'inventaires ont été réalisés dans la colonne d'eau à des profondeurs inférieures à 200 mètres, et seulement une dizaine ont été effectués à des profondeurs supérieures à 6000 mètres.

Encadré 5 : Atouts et limites des méthodes HEA et UMAM

La méthode HEA est souvent attaquée sur le plan de l'efficacité écologique des actions de compensation auxquelles elle permet d'aboutir. Les hypothèses qui sous-tendent la méthode, notamment celle sur le choix de l'indicateur, réduisent en effet la complexité d'un écosystème à une espèce, ce qui conduit à douter de l'équivalence écologique entre ce qui a été perdu et ce qui a été restauré.

Néanmoins, Dunford et al. (2004) montrent que la méthode HEA obtient de bons résultats lorsque les conditions suivantes sont réunies :

- la période d'impact est limitée dans le temps ;
- la période de restauration est courte ;
- la caractérisation de l'état initial est possible car les données sont disponibles en quantité suffisante ;
- [...] une seule ressource est dégradée ;
- [...] la ressource dégradée peut être restaurée sur un site proche de celui endommagé.

De par ses 37 indicateurs, la méthode UMAM est une méthode d'évaluation multicritères de la compensation. Du point de vue méthodologique, la force majeure de cette méthode réside dans sa capacité à évaluer le niveau fonctionnel rendu par une zone humide terrestre ou côtière à partir de nombreux indicateurs portant à la fois sur la connectivité spatiale, les caractéristiques hydrologiques et la structure des communautés végétales ou benthiques (Pioch et al., 2015).

La principale limite méthodologique de la méthode UMAM se situe probablement dans la prise en compte de la temporalité. Certes, un coefficient d'ajustement lié au temps est inclus dans la méthode mais il ne concerne que la durée nécessaire pour que l'action de compensation atteigne pleinement ses objectifs. La temporalité des pertes écologiques associées au projet d'aménagement n'est ainsi pas prise en compte par la méthode UMAM.

Cette limite sur le plan de la disponibilité des données est une des raisons pour lesquelles les évaluations issues des méthodes biophysiques s'appuient sur des espèces et des habitats remarquables, souvent côtiers, pour lesquelles des efforts de collecte de données ont été faits (exemples : mangroves, récifs coralliens, herbiers, etc.). Ce focus sur les espèces et habitats remarquables s'explique également dans la pratique française par la forte réglementation sur les espèces et espaces protégés (Cf. section 1 de ce chapitre).

En résumé, l'état actuel des connaissances et le manque de disponibilité des données pour renseigner des indicateurs biophysiques du milieu marin conduisent à un biais empirique dans les évaluations de la compensation écologique.

2.2. Une prise en compte insuffisante des dimensions spatiales et temporelles

La prise en compte de la dimension temporelle est un paramètre important dans l'évaluation biophysique des pertes et des gains écologiques. Les écosystèmes sont sujets à des dynamiques temporelles qu'il convient de considérer lors d'un exercice d'évaluation. Les niveaux de pertes et gains peuvent en effet fluctuer dans le temps selon les réponses des écosystèmes aux modifications de leurs conditions (causées par l'aménagement dans le cas des pertes écologiques, issues des actions de compensation dans le cas des gains écologiques). Dans une perspective de compensation écologique anticipée dans le cadre d'un aménagement, il est par ailleurs fondamental de tenir compte, dans le dimensionnement de la compensation, du délai entre le moment de la dégradation de l'écosystème et le moment où l'action de compensation est pleinement effective.

Sur le panel de méthodes biophysiques utilisées pour dimensionner la compensation écologique, peu d'entre elles tiennent explicitement compte de la dimension temporelle. La méthode HEA fait partie des quelques méthodes proposant une évaluation des pertes et des gains sur une base annuelle

(Quétier & Lavorel, 2011). La majorité des méthodes telles que UMAM ont recours à des coefficients multiplicateurs pour tenir compte du délai nécessaire aux actions de restauration pour qu'elles atteignent leurs objectifs.

Par ailleurs, les méthodes biophysiques tiennent compte de la dimension spatiale essentiellement par le biais de la surface impactée par l'aménagement. Les impacts induits par le biais de la connectivité spatiale et fonctionnelle sont rarement considérés lors de l'évaluation étant donné que le paramètre « connectivité » est rarement intégré dans les méthodes biophysiques.

Ainsi, il existe un biais dans les évaluations de la compensation écologique du fait d'une prise en compte insuffisante des dynamiques temporelles et spatiales des écosystèmes par les méthodes biophysiques.

2.3. Fiabilité des résultats : le dimensionnement de la compensation écologique en question

La qualité des résultats issus des méthodes biophysiques est mise à mal par le peu de données disponibles en milieu marin. Le manque de connaissances scientifiques est limitant à plusieurs niveaux pour l'évaluation des pertes écologiques : les choix en termes d'écosystèmes et d'indicateurs sont réduits ; la définition de l'état initial et de son évolution supposée dans le temps sont des tâches difficiles à réaliser. Or, la définition de cet état initial est primordiale puisque c'est à partir de ce paramètre que sont déterminés les niveaux d'impact.

Le manque de connaissances scientifiques est également limitant pour l'évaluation des gains écologiques issus des actions de compensation. Il existe en effet une incertitude importante sur l'efficacité des actions de compensation (Cf. Chapitre 2) qui vient compliquer l'exercice d'évaluation. Cette incertitude est généralement considérée par les méthodes biophysiques par le biais de coefficients multiplicateurs qui viennent accroître la surface à compenser (Quétier & Lavorel, 2011). C'est par exemple le cas avec la méthode UMAM et l'utilisation du coefficient *r-factor*. Toutefois, augmenter la surface compensatoire pour pallier une éventuelle défaillance des actions de compensation n'est pas une solution pertinente sur le plan scientifique : réaliser une action inefficace sur une surface importante ne conduira pas à accroître son efficacité (Levrel, Pioch, Spieler, 2012).

L'absence de données sur le comportement des écosystèmes dégradés et restaurés crée une incertitude qui n'est pas nécessairement prise en compte de manière adéquate par les méthodes biophysiques. Les résultats obtenus par ces méthodes, c'est-à-dire généralement une surface compensatoire, sont à considérer avec précaution.

L'évaluation *ad hoc* des pertes et gains écologiques semble de ce point de vue l'emporter sur les méthodes standardisées. En proposant un cadre méthodologique qui s'adapte parfaitement aux caractéristiques de l'écosystème évalué (liberté de choix des indicateurs et du système d'évaluation), les résultats issus de ce type d'évaluation ont une probabilité plus grande d'être proches de la réalité sur le niveau des pertes et des gains. Néanmoins, une telle approche est lourde et coûteuse à mettre en œuvre et ne permet pas la comparaison entre études. Les méthodes standardisées viennent pallier ces limites de par l'utilisation d'indicateurs standardisés qui donnent aux évaluations un caractère répétable et généralisable. Quétier et Lavorel (2011) brossent ainsi un bilan rapide des avantages et inconvénients de ces deux catégories de méthodes biophysiques (Cf. Tableau 15).

Tableau 15 – Intérêts et limites des approches d'évaluation biophysique (d'après Quétier & Lavorel, 2011)

	Approche <i>ad hoc</i>	Approche standardisée
Principe	Liberté de développer ou d'utiliser les indicateurs appropriés et le système d'évaluation L'ensemble de la méthode utilisée doit être justifié (ex : données, état initial, paramètre du modèle, notation des indicateurs, etc.)	Prédétermination des indicateurs et du système d'évaluation selon les habitats, les espèces, les fonctionnalités écologiques, etc. La validité et la reproductibilité des indicateurs et du système d'évaluation sont testées. Possibilité de moduler le dimensionnement de l'action de compensation selon le contexte local
Intérêts	Adaptation au contexte écologique Possibilité d'utiliser des données hétérogènes Possibilité de recourir à l'expertise en cas de données insuffisantes ou absentes Facilite l'innovation sur le plan de l'évaluation	Facilité d'utilisation et transparence de l'évaluation Comparabilité entre les études Risque institutionnel faible Anticipation des exigences en matière de compensation plus facile pour les maîtres d'ouvrage et les parties prenantes puisque le choix des indicateurs et le système d'évaluation sont prédéfinis.
Limites	Plus difficile à contrôler pour les autorités administratives Moins transparente et communication plus délicate vis-à-vis des parties prenantes Evaluation coûteuse Difficulté à comparer les études Pas de possibilité de réutiliser la méthode Anticipation difficile des exigences en matière de compensation par les maîtres d'ouvrage et les parties prenantes puisque la méthode d'évaluation n'est pas connue à l'avance	Nécessité d'avoir des lignes directrices qui fassent consensus Choix des indicateurs restreint La modulation du dimensionnement de l'action de compensation en fonction du contexte local doit être anticipée et justifiée

En l'absence de préconisation par le cadre institutionnel français sur les méthodes biophysiques à utiliser, la pratique française a recours à des évaluations circonstanciées, au cas par cas. De nombreuses acteurs du monde scientifique français ont pris position en faveur de la définition d'un meilleur cadrage de l'évaluation biophysique (par exemple, Jacob et al., 2014; Quétier et al., 2014). Les documents proposés aujourd'hui par le ministère de l'environnement (Doctrine et Lignes directrices) sont insuffisants et ne permettent pas d'aboutir à une pratique homogène en termes d'évaluation. Une standardisation extrême de l'évaluation biophysique n'est sans doute pas souhaitable étant donné qu'une marge de manœuvre doit être maintenue pour pouvoir adapter l'exercice d'évaluation aux conditions écologiques rencontrées. Il importe toutefois que les pratiques d'évaluation soient mieux cadrées pour notamment éviter des traitements divergents selon les zones géographiques pour des écosystèmes similaires.

En résumé, la pratique actuelle de l'évaluation de la compensation écologique induit un risque important d'évaluation partielle des besoins de compensation. En effet, le manque de connaissances scientifiques sur le fonctionnement des écosystèmes marins conduit à faire reposer le dimensionnement de la compensation sur un panel restreint d'indicateurs qui vise essentiellement les espèces et habitats remarquables. La temporalité est par ailleurs assez mal considérée dans les évaluations en s'adaptant peu aux cycles de vie des milieux restaurés. Enfin, la connectivité spatiale et fonctionnelle est également assez peu prise en compte, voire délaissée, dans le dimensionnement de la compensation.

Ces faiblesses de l'évaluation de la compensation écologique représentent des enjeux de recherche pour réduire à l'avenir l'incertitude entourant l'évaluation de la compensation écologique en mer. Ces enjeux sont d'ailleurs soulignés dans la littérature scientifique sur la nécessité de mieux caractériser et quantifier les impacts résultant des énergies marines renouvelables (Bailey et al.,

2014; Boehlert & Gill, 2010), notamment les impacts à long terme et les impacts cumulés (Han J. Lindeboom et al., 2015; Schuster et al., 2015).

La mise en œuvre d'un suivi de la compensation écologique est par ailleurs un moyen essentiel pour améliorer et intégrer de nouvelles connaissances des impacts écologiques des énergies marines renouvelables.

3. Une faisabilité et une efficacité limitées des actions de compensation écologique

La possibilité d'obtenir un bilan écologique neutre par la compensation écologique dépend en partie des résultats des actions de compensation mises en œuvre. Cette section met en avant les limites actuelles des actions de compensation biophysique, tant sur le plan de leur faisabilité que de leur efficacité.

Conformément aux recommandations du ministère de l'environnement (Lignes directrices, 2013), la compensation écologique s'effectue de préférence par des actions biophysiques issues de l'ingénierie écologique qui recouvrent les actions de restauration et de création. Présentées dans le chapitre 1, les premières visent à rétablir l'écosystème ou certaines de ces composantes (espèces, habitats, fonctions écologiques) à un état prédéfini (i.e. état initial) tandis que les secondes visent à créer un habitat ou des fonctionnalités. Ces deux grandes catégories d'actions relevant de l'ingénierie écologique cachent en réalité une variété de techniques mobilisables en mer, allant de la transplantation d'organismes, au repeuplement larvaire (cf. Tableau 8 du chapitre 2).

Toutefois, ces techniques s'avèrent onéreuses et présentent une efficacité toute relative (sections 3.1 et 3.2). Ces éléments expliquent en partie la mise en œuvre fréquente d'une compensation *out-of-kind*, au détriment d'une compensation de type *in-kind*, se traduisant par des actions de compensation plus généralistes et/ou davantage dirigées vers les services écosystémiques que sur les fonctions écologiques (sections 3.3 et 3.4).

3.1. Efficacité limitée et nombre restreint de milieux visés par les techniques d'ingénierie écologique

Les techniques d'ingénierie écologique ne sont généralement pas développées dans le contexte spécifique de la compensation écologique dans le cadre d'un aménagement marin. Ces outils sont d'ordinaire proposés pour remédier à une dégradation d'un milieu suite à des activités humaines ou à des événements naturels destructeurs (cyclones par exemple).

L'utilisation de ces outils dans le cadre de la compensation nécessite de s'assurer de leur compatibilité avec l'objectif poursuivi par la compensation, à savoir l'atteinte de l'équivalence écologique entre les pertes liées à un aménagement et les gains apportés par ces outils. Pour cela, il convient d'examiner deux éléments, qui sont par ailleurs liés : l'efficacité des techniques d'ingénierie écologique et les milieux naturels visés par ces techniques.

Déterminer l'efficacité d'une technique de restauration implique, de définir l'objectif que l'on cherche à atteindre d'une part, et les critères d'évaluation (ex : densité, taux de survie, etc.) d'autre part.

Des recommandations ont été proposées pour évaluer le succès des actions de restauration et de création (Cf. section 3 du chapitre 2) mais elles semblent avoir été peu suivies par les études portant sur le suivi de ces actions. En s'appuyant sur la revue de littérature effectuée par Jacob et al. (soumis)

au sujet des actions de restauration ou de création réalisées en mer, il ressort en effet que les objectifs des actions entreprises sont rarement explicités et les critères d'évaluation assez peu exposés, de sorte qu'il est difficile de fonder de façon solide l'efficacité de ces actions.

Le paramètre le plus souvent employé pour juger de l'efficacité de la restauration semble être le taux de survie d'une espèce (Bayraktarov et al., 2016; Jacob et al., soumis), un résultat s'expliquant probablement par le fait que la majorité des techniques de restauration disponibles portent sur des espèces « ingénieurs »⁵⁴ situées en milieu côtier.

Le succès des actions de restauration sur ces espèces apparaît être fortement lié au milieu ciblé et au contexte écologique plus global (Carlier, 2015; Jacob et al., soumis).

Les récifs coralliens sont les habitats pour lesquels les techniques de restauration sont les plus anciennes et présentent les meilleurs taux de succès en termes de survie et de croissance, comparativement aux autres habitats/espèces visés par l'ingénierie écologique (Jacob et al., soumis). Les techniques de restauration ciblées sur les herbiers ont en revanche des taux de succès variables selon les espèces. Pour certaines, le taux de succès est très limité voire nul : les fonctionnalités ne sont pas rétablies ou les espèces restaurées ne survivent pas au-delà de quelques années (Carlier, 2015; Cunha et al., 2012; Lewis & Gilmore, 2007).

Les conditions environnementales du site où sont réalisées la restauration ou la création telles que le degré de connectivité, le niveau de pollution ou encore le niveau de pressions anthropiques, jouent également un rôle important dans la réussite de la restauration. Cependant, elles sont souvent mal évaluées ou tout simplement non prises en compte lors de la réalisation du projet de restauration (Bayraktarov et al., 2016; Jacob et al., soumis).

Plus globalement, la détermination de l'efficacité des actions de restauration et de création impose de faire correspondre la durée de leur suivi et celle de la récupération des milieux. Il s'avère cependant qu'un décalage apparaît puisque les suivis des actions de restauration sont en général réalisés sur des périodes relativement courtes (de moins de 1 an dans la majorité des cas, jusqu'à 5 ans dans le meilleur des cas (Bayraktarov et al., 2016; Jacob et al., soumis)). Elles sont, de plus, insuffisantes au regard des milieux visés qui ont des temps de récupération relativement longs (12 à 15 ans pour les milieux côtiers et estuariens selon Craft et al. (2002), 15 à 25 ans selon Borja et al. (2010) ; 5 à 10 ans pour les communautés benthiques dégradées par la pêche aux arts traïnants (Collie, Escanero, & Valentine, 1997)).

Par ailleurs, l'état des lieux dressé dans le chapitre 2 sur la disponibilité des techniques d'ingénierie écologique montre que le panel d'outils mobilisables pour la compensation est restreint : peu de techniques existent et ces dernières visent un nombre limité d'espèces et habitats.

Les techniques d'ingénierie écologique portent majoritairement sur des espèces « ingénieurs » emblématiques, proches des côtes, situés à de faibles profondeurs et généralement mises en œuvre dans les eaux tropicales et en Méditerranée (Carlier, 2015; Jacob et al., soumis). Les écosystèmes dit profonds (i.e. situés à une profondeur supérieure à 200 m) sont quant à eux délaissés par l'ingénierie écologique malgré l'existence d'aménagements à ces profondeurs (extraction d'hydrocarbures et de gaz par exemple) (Van Dover et al., 2014).

Ces cibles écologiques ne sont pas celles nécessairement présentes sur les sites des parcs éoliens en mer français issus du premier appel d'offres puisque les milieux concernés sont situés à des profondeurs allant jusqu'à une trentaine mètres dans les eaux Atlantique et Manche. Par ailleurs, les

⁵⁴ Herbiers, macro algues et récifs coralliens.

espèces affectées par les parcs éoliens ne font pas toutes l'objet des techniques d'ingénierie écologique (oiseaux marins, mammifères marins, certaines espèces de poissons, etc.). En conséquence, on peut faire le constat que l'ingénierie écologique répond aujourd'hui assez mal aux enjeux de conservation et de restauration de la biodiversité posés par ces projets.

3.2. Coût élevé de l'ingénierie écologique en mer

La compensation écologique est une obligation légale mais l'article R. 122-5 du code de l'environnement prévoit que le maître d'ouvrage peut en être dispensé dès lors qu'il en justifie son impossibilité. Un coût trop élevé peut être un motif invoqué pour justifier l'impossibilité de mise en œuvre de la compensation écologique. La Doctrine ERC proposée par le ministère de l'environnement français (2012a) indique ainsi que les mesures compensatoires doivent être faisables du point de vue du maître d'ouvrage, c'est-à-dire être réalisables d'un point de vue technique tout en présentant un coût non disproportionné.

Il s'avère de ce point de vue que les techniques d'ingénierie écologique en mer restent aujourd'hui très onéreuses, un fait qui pourrait freiner la mise en œuvre la compensation écologique.

Le coût de la restauration en mer est 10 à 400 fois supérieur au coût de la restauration à terre (Bayraktarov et al., 2016; De Groot et al., 2013). Les coûts médian et moyen par hectare tous écosystèmes confondus (corail, herbiers, mangrove, prés salés, récifs d'huitres) sont ainsi évalués à 80 000 US\$ et 1 600 000 US\$ (prix 2010). En comparaison, De Groot et al. (2013) ont évalués les coûts maximaux par hectare pour les écosystèmes suivants : 40 000 US\$ pour les zones humides, 16 000 US\$ pour les systèmes terrestres d'eau douce, 7 000 US\$ pour les forêts tropicales, 3 000 US\$ pour les forêts tempérées et 1 500 US\$ pour les prairies. De plus, le coût de restauration des écosystèmes profonds serait 2 à 3 fois supérieur à celui de la restauration des écosystèmes côtiers (Van Dover et al., 2014).

Le coût particulièrement élevé des actions biophysiques en mer peut être une des raisons expliquant le faible nombre de compensation en mer actuellement réalisés en France (Jacob, Pioch, & Thorin, 2016).

3.3. Le recours aux mesures de gestion et le respect du principe d'additionnalité discuté

L'efficacité limitée des techniques de restauration et de création conduit certains scientifiques à préconiser en premier lieu des actions pour limiter les pressions anthropiques (i.e. mesures de gestion) plutôt que de réaliser des actions biophysiques (Carlier, 2015). Or, les effets des mesures de gestion ont été assez peu étudiés jusqu'à présent, excepté les conséquences écologiques des aires marines protégées (McCook et al., 2010; Mesnildrey, Gascuel, Lesueur, & Le Pape, 2010).

La mise en œuvre d'aires marines protégées au titre de la compensation écologique pose par ailleurs question du point de vue du principe d'additionnalité et de l'évaluation de l'équivalence écologique. Il y a aujourd'hui une forte tendance internationale à privilégier ce mode de compensation (Jacob et al., 2016), qui tient peut-être également au coût nettement moindre de la protection et de la gestion d'une aire marine qu'à la réalisation d'actions biophysiques en mer (Bayraktarov et al., 2016). Le risque est néanmoins grand, selon certains auteurs, de déroger au principe d'additionnalité en cas d'encadrement insuffisant ou défaillant d'une telle pratique (Jacob et al., 2016; Maron, Gordon, Mackey, Possingham, & Watson, 2015) : le financement de la compensation écologique via la création d'une aire marine protégée pourrait venir se substituer à un financement déjà prévu.

La pratique française de la compensation écologique en mer montre toutefois que les mesures de gestion sont aujourd'hui peu utilisées, peut-être en raison de la préférence du ministère de l'environnement pour des actions de restauration écologique (MEEM, 2013). A notre connaissance, la seule mesure de gestion réalisée en France au titre de la compensation écologique dans le cadre d'un aménagement marin consiste en une aire marine protégée. Il s'agit de la création d'une aire marine protégée et de sa gestion sur trente ans par la collectivité territoriale de Corse suite à la création d'un nouveau port de commerce à Bastia (Conseil National de la Protection de la Nature, 2012). Cette aire marine protégée vise à protéger des herbiers de posidonie existants et à expérimenter des transplantations de grandes nacres et de cymodocées, le projet d'aménagement ayant conduit à la destruction de ces espèces ainsi que de patelles ferrugineuses.

3.4. Des actions de compensation détournées

Les difficultés techniques à mettre en pratique l'ingénierie écologique en mer ainsi que son coût élevé favorise le développement d'une compensation de type *out-of-kind* où les composantes naturelles compensées sont différentes de celles dégradées.

Le cas de l'aire marine protégée créée suite à l'extension du port de Bastia est une illustration d'une possible dérive par rapport à une compensation de type *in-kind*. La compensation écologique telle que proposée dans cet exemple pose question au vu du non-respect de l'équivalence écologique : les espèces concernées par l'aire marine protégée n'englobent pas l'ensemble des espèces dégradées par le projet d'aménagement. De plus, une perte nette écologique est observée (pour les herbiers de posidonie notamment). La destruction d'herbiers n'est pas réellement compensée étant donné que la seule action les ciblant consiste à protéger des herbiers existants.

En outre, les capacités actuellement limitées à réaliser une restauration en mer et le coût élevé de l'ingénierie facilite l'intégration d'autres considérations que celles relevant de l'écologie dans la pratique de la compensation écologique. Une dimension plus sociale peut interférer et favoriser ainsi le glissement d'une compensation *in-kind* vers une compensation de type *out-of-kind*. Les études rapportant les pratiques de compensation écologique en mer montrent qu'elles tendent parfois vers une compensation de composantes naturelles ayant une utilité pour les populations humaines (ex : Jacob et al., 2016; Levrel, 2012; Vaissière et al., 2014). Selon les cas, la compensation écologique pourrait ainsi tendre vers une compensation de services écosystémiques en réponse à des pressions et attentes sociales. L'illustration la plus couramment rencontrée est celle du recours aux récifs artificiels (substrat dur) sur des sédiments meubles (compensation dirigée vers les ressources halieutiques apportant une structuration en espèces différentes de la structuration des espèces de substrat meuble).

Le *Compensation Plan*⁵⁵ prévu dans le cadre du projet éolien en mer néerlandais Egmond aan Zee constitue par ailleurs un exemple frappant d'une compensation écologique de type *out-of-kind*. La seule 'compensation écologique' aujourd'hui recensée pour un parc éolien en mer en Europe ne repose pas sur des liens directs entre les impacts évalués et les mesures proposées. Certaines attentes sociales peuvent venir expliquer en partie le choix de plusieurs mesures telles que

⁵⁵ Pour rappel (Cf. Chapitre 2), le *Compensation Plan* du parc Egmond aan Zee comprend les mesures suivantes : l'extension d'une réserve terrestre existante (De Putten) pour les oiseaux côtiers et migrateurs, la suppression et la décontamination d'un ancien poste émetteur présent sur une dune, la création d'un fonds en vue de réaliser des actions bénéfiques pour les oiseaux migrateurs et les organismes marins, la réalisation d'un documentaire sur les réserves naturelles et marines de la mer du Nord, l'encouragement à la réalisation d'initiatives pour collecter les déchets en mer.

l'extension d'une réserve terrestre existante pour les oiseaux côtiers et migrateurs ou la suppression et la décontamination d'un ancien poste émetteur présent sur une dune.

4. L'élaboration de la compensation écologique dans une perspective d'acceptabilité sociale

Au-delà des éléments d'ordre écologique présentés précédemment, il importe également de considérer et évaluer la pratique de la compensation écologique selon une perspective davantage sociale.

La compensation écologique ne peut être réduite à des considérations d'ingénierie écologique relevant de la dernière étape de la séquence ERC, obligation réglementaire instaurée dans le cadre de l'étude d'impact environnemental et que tout aménageur doit respecter afin de stopper l'érosion de la biodiversité. Elle s'inscrit également dans un cadre plus large, dans la mesure où les aménageurs l'utilisent également au service de l'acceptabilité sociale de leur projet.

Dans cette perspective élargie, la compensation écologique proposée par les aménageurs cherche à conjuguer deux objectifs distincts : la conservation de la biodiversité et l'acceptabilité sociale du projet. *A priori*, ces objectifs ne sont nullement incompatibles : la préservation des écosystèmes est une cause très consensuelle, de sorte que des mesures de compensation écologique garantissant une non-perte nette de biodiversité sont dans l'absolu de nature à développer l'adhésion des parties prenantes locales à un projet. Il peut toutefois exister des divergences entre les préoccupations environnementales exprimées par les parties prenantes d'un projet et les enjeux écologiques de ce dernier, divergences qui ne conduisent pas nécessairement à une élaboration identique de compensation écologique selon l'objectif pris en compte.

Cette dernière section se propose d'explorer les tensions qui peuvent exister entre les objectifs de conservation de la biodiversité et d'acceptabilité sociale d'un projet de parc éolien. Elle s'appuie tout d'abord sur les résultats de plusieurs travaux récents, certains consacrés à différents projets d'énergies marines renouvelables français, et qui étayaient l'usage stratégique, potentiel et avéré, de la compensation écologique dans un objectif d'acceptabilité sociale de ces projets, en parallèle de celui de non-perte nette de biodiversité (section 4.1). Elle mobilise ensuite une étude originale des perceptions des impacts écologiques et socio-économiques par les acteurs locaux ayant participé aux débats publics de quatre parcs éoliens en mer (Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp) (section 4.2). Ce faisant, elle rend compte de la diversité des perceptions en matière d'impacts des projets de parcs, lesquelles peuvent être à l'origine d'attentes sociales particulières en matière de compensation.

4.1. La compensation écologique comme levier d'acceptabilité sociale d'un projet d'aménagement

La mise en place de projets d'aménagement s'accompagne généralement de mouvements d'opposition de la part de certains acteurs, qui ont pour conséquence de retarder et d'augmenter le coût de ces projets, voire même de conduire à leur annulation.

Les porteurs de projets usent en conséquence de différents moyens leur permettant de limiter le risque de contestation, parmi lesquels les mécanismes de compensation (section 4.1.1). Ces derniers englobent différentes formes de compensation (financières, écologiques, mesures

d'accompagnement) qui n'ont pas toutes le même intérêt pour développer l'adhésion sociale à un projet (section 4.1.2).

4.1.1. L'utilisation de la compensation dans les stratégies d'acceptabilité

Dans un travail récent, Oiry (2015) s'intéresse aux liens existant entre les conflits d'usages générés par les projets d'énergies marines renouvelables et les stratégies d'acceptabilité développées par les aménageurs.

Sur la base d'un travail de terrain réalisé à partir de quatre cas d'étude (les parcs éoliens en mer de Saint-Brieuc et Saint-Nazaire ainsi que les projets hydroliens de Paimpol-Bréhat et du Raz Blanchard), l'auteur met en avant un faible niveau de contestation locale des projets d'énergies marines renouvelables. Des comportements d'opposition sont toutefois constatés pour l'ensemble des cas mais ces derniers semblent hétérogènes à la fois en termes de catégories d'acteurs (résidents secondaires, associations environnementales, acteurs de la pêche et opposants antinucléaires) et en termes d'arguments invoqués (dégradation du cadre de vie, baisse de l'attrait touristique, enjeux écologiques et critiques de la concertation).

L'auteur explique cette bonne acceptabilité apparente par une gestion active en amont des projets par les aménageurs, destinée à limiter les conflits. Plus particulièrement, les aménageurs développeraient plusieurs stratégies d'acceptabilité complémentaires, parmi lesquelles les « négociations autour des compensations environnementales »⁵⁶.

L'auteur démontre comment les développeurs se sont servis de l'obligation réglementaire de compensation écologique pour offrir aux populations locales des contreparties à l'implantation d'éoliennes en mer et renforcer de cette manière l'acceptabilité des projets. La notion de « compensations environnementales » à laquelle se réfère l'auteur est relativement large, semblable à la notion de compensation territoriale proposée par Gobert (2010), et regroupe à la fois des indemnités financières, des compensations écologiques ainsi que des mesures d'accompagnement. Oiry (2015) explique en particulier la façon dont les porteurs de projets ont pu gagner l'adhésion des pêcheurs alors que les projets d'énergies marines renouvelables perturbent leur espace de travail. La compensation a été, selon l'auteur, un élément essentiel dans les négociations que les développeurs ont menées très en amont des projets auprès des pêcheurs, et qui ont conduit à des échanges plus ou moins confidentiels. L'auteur liste ainsi quelques mesures destinées aux pêcheurs telles que le financement des viviers réfrigérés de homard destinés à être utilisés collectivement par ces acteurs ou des mesures destinées à diminuer la pénibilité du travail des marins-pêcheurs. Sur un plan plus environnemental, des actions de nature écologique ont également été négociées telles que des campagnes de lutte contre la crépidule, espèce invasive localisée au sein des gisements de coquilles Saint-Jacques, des campagnes de réensemencement des coquilles, ou encore l'immersion de récifs artificiels destinés à agir comme dispositif de concentration des poissons.

Le développement de stratégies d'acceptabilité n'est pas l'apanage des seuls porteurs de projet. Oiry (2015) montre par ailleurs que l'Etat français, qui soutient fortement un développement national des filières d'énergies marines renouvelables, cherche également à obtenir de manière implicite l'approbation des populations locales en mettant en place une fiscalité spécifique à l'éolien en mer.

⁵⁶ L'auteur considère également trois autres stratégies d'acceptabilité : « les mécanismes dits de concertation », « l'utilisation de la fiscalité locale » et « la mobilisation d'un imaginaire acquis à la technique ».

En effet, cette taxe sera ensuite reversée essentiellement en direction de deux acteurs : les communes littorales et les acteurs de la pêche.

4.1.2. Caractéristiques de la compensation écologique et socio-économique facilitant l'acceptation d'un projet

D'autres travaux identifient, parmi les différentes caractéristiques que peuvent revêtir les mesures de compensation au sens large (écologique, financière directe ou indirecte, etc.), celles de nature à faciliter l'acceptation sociale d'un projet.

4.1.2.1. Les conditions d'acceptation du principe de compensation

Ces travaux insistent tout d'abord sur le fait que la disposition des acteurs locaux à accepter une compensation, sous quelque forme que ce soit, n'est pas systématique et que certaines conditions doivent être réunies à cet effet.

Différents travaux ont mis en évidence le rôle des opinions des acteurs locaux dans leur acceptation ou non de la compensation (Ferreira & Gallagher, 2010; Jenkins-Smith & Kunreuther, 2001; Kermagoret, 2014; ter Mors et al., 2012). Les opposants fortement hostiles à des projets rejettent ainsi majoritairement le principe de compensation.

Après avoir étudié les motivations au rejet du principe de compensation par quatre communes lors d'une analyse de l'acceptabilité d'un projet de centre de traitement de déchets, Ferreira et Gallagher (2010) ont montré que l'opposition au projet était la première motivation au refus de la compensation. Le collectif d'opposants au parc éolien en mer de Saint-Brieuc, composé d'associations de citoyens et de protection de l'environnement, refusent également majoritairement le principe de compensation mais pour d'autres motivations : notamment pour un effet de corruption généré par la mise en œuvre d'une compensation (Kermagoret, 2014). Ce type d'argument n'est cependant pas spécifique à la motivation du rejet du principe de compensation puisqu'il est également énoncé en fonction de certaines caractéristiques de la compensation (Cf. section 4.1.2.2).

Kermagoret et al. (2014) montrent par ailleurs, à travers une étude menée auprès de vingt-quatre acteurs institutionnels (élus, porteurs de projet, représentants des pêcheurs, représentants d'organisations non gouvernementales, etc.), que deux conditions ont favorisé l'acceptation du principe d'une compensation par les acteurs concernés par le projet de parc éolien en mer de Saint-Brieuc. La première est que les acteurs du territoire doivent effectivement percevoir les effets négatifs associés au projet. Ceci s'illustre par le fait que les individus enquêtés ont rejeté le principe de compensation en raison de l'absence de perceptions d'impacts négatifs. La seconde condition est celle de percevoir des effets négatifs affectant directement les activités et/ou les composantes écologiques du territoire. Il semble ainsi que les acteurs ont tendance à rejeter le principe de compensation lorsqu'ils ont des difficultés à se représenter l'ampleur des impacts négatifs sur leurs activités.

4.1.2.2. Les caractéristiques des compensations facilitant l'acceptabilité d'un projet

L'influence de la compensation sur l'acceptation sociale d'un projet n'est pas la même selon les formes de la compensation. Deux paramètres paraissent déterminants de ce point de vue : la nature des mesures de compensation d'une part, et les bénéficiaires de ces mesures d'autre part.

Le premier élément conduit à une distinction entre les compensations financières et celles non financières, tandis que le second porte sur le caractère individuel ou collectif de ces mesures.

La majorité des études réalisées pour identifier les effets de compensation sous forme financière sur l'acceptabilité des populations locales montre un faible effet, voire un effet contreproductif (Claro, 2007; Jenkins-Smith & Kunreuther, 2001; Mansfield, Van Houtven, & Huber, 2002; Nadai & Labussiere, 2010; ter Mors et al., 2012). Une étude de Frey et al. (1996) montre par exemple une diminution importante du soutien des populations locales à un projet de stockage de déchets nucléaires après la proposition d'une indemnisation financière individuelle (de 51 % à 25 %).

Deux raisons sont avancées pour expliquer le peu d'effet de la compensation financière sur le niveau d'acceptabilité : un effet de corruption et un effet d'éviction de la motivation intrinsèque (Kermagoret et al., 2015b; ter Mors et al., 2012).

L'effet de corruption correspond au sentiment négatif provoqué par une indemnisation financière qui conduit les individus à se sentir achetés (Claro, 2007; Kermagoret et al., 2015b) et/ou à percevoir des arbitrages moralement inappropriés entre l'indemnisation financière et les risques environnementaux, sécuritaires et sur la santé induit par le projet d'aménagement (ter Mors et al., 2012; Zaal, Terwel, ter Mors, & Daamen, 2014).

L'effet d'éviction de la motivation intrinsèque est en quelque sorte un effet lié à la perception des populations locales d'une non-contribution du projet d'aménagement à l'intérêt public. Une compensation financière « diminuerait le sentiment que le projet contribue à l'intérêt collectif » (Kermagoret et al., 2015b).

Outre le fait qu'une compensation non financière faciliterait davantage l'acceptation d'un projet qu'une compensation monétaire, il apparaît également qu'une compensation sous la forme du financement de biens publics collectifs (hôpital, crèche, etc.) serait plus efficace en termes d'acceptabilité qu'une indemnisation financière individuelle. Plusieurs des travaux cités ci-dessus indiquent qu'une compensation dirigée vers le financement de biens publics collectifs permettrait justement de diminuer l'effet de corruption et l'effet d'éviction.

Jenkins-Smith et Kunreuther (2001) mettent en évidence, à travers un questionnaire fictif sur l'installation de quatre aménagements (une prison, une décharge municipale, une usine d'incinération de produits dangereux, un centre de stockage de déchets nucléaires), une acceptation des projets par les individus enquêtés plus importante lorsque des compensations visant des biens publics collectifs sont proposées (par exemple : financement d'un nouveau service public). Kermagoret et al. (2015a) montre également que les usagers récréatifs de la Baie de Saint-Brieuc acceptent davantage le principe de compensation dès lors que la compensation s'effectue sous forme de financement de biens publics collectifs et par le biais d'actions en nature sans artificialisation supplémentaire de l'environnement marin.

Les travaux de Zaal et al. (2014), qui s'appuient sur la littérature liée à la psychologie sociale, peuvent également être mobilisés pour expliquer les différences d'impacts des formes de compensation sur l'acceptabilité d'un projet.

Ces travaux s'appuient notamment sur la notion d'arbitrage entre les valeurs en jeu autour de la compensation et distinguent deux types de valeurs relatives à l'objet de compensation :

- les valeurs sacrées (*sacred value*) qui ont trait aux valeurs morales (sécurité, santé, environnement, etc.),
- et les valeurs profanes (*secular value*) qui touchent à l'argent.

Lors d'une proposition de compensation, trois catégories d'arbitrage (*trade-off*) entre ces valeurs peuvent être proposées :

- *routine trade-off*: la compensation conduit à un arbitrage entre deux valeurs profanes (ex : indemnisation financière individuelle contre à une perte de chiffre d'affaires) ;
- *tragic trade-off*: la compensation conduit à un arbitrage entre deux valeurs sacrées (ex : financement d'un centre de secours pour pallier un risque sur la santé humaine lié au projet) ;
- *taboo trade-off*: la compensation conduit à arbitrer entre une valeur sacrée et une valeur profane (ex : indemnisation financière individuelle suite à une nuisance sonore lié au projet).

Selon les auteurs, le recours à la compensation monétaire faciliterait l'acceptation des projets dans les cas des arbitrages de type *routine* et *tragic trade-offs*. Elle n'aurait en revanche aucun effet sur l'acceptation dans le cas du *taboo trade-off* puisque les individus estimeraient que les valeurs sacrées et profanes ne sont pas comparables.

Face à ce constat, Zaal et al. (2014) proposent une solution visant à améliorer l'efficacité de la compensation monétaire sur l'acceptabilité sociale, en procédant à une redéfinition rhétorique de la compensation monétaire permettant de transformer un *taboo trade-off* en un *tragic trade-off*. Il s'agit de démontrer que l'utilisation de la compensation monétaire sera faite au bénéfice d'une action revêtant une valeur sacrée : le financement d'un hôpital par exemple. Le financement de biens publics collectifs serait ainsi préféré par les individus et permettant de rendre deux objets initialement non comparables à leurs yeux (compensation monétaire (valeur profane) et effets négatifs du projet sur la vie des habitants (valeur sacrée)) en deux objets comparables (financement de biens publics collectifs (valeur sacrée) et effets négatifs du projet sur la vie des habitants (valeur sacrée)).

4.2. Une définition des actions de compensation et des mesures d'accompagnement en réponse aux attentes des acteurs locaux

Il ressort de la sous-section précédente que la compensation écologique présente différentes caractéristiques (son caractère non financier, sa dimension collective et son rapport aux valeurs sacrées) qui font d'elles un levier intéressant pour favoriser l'acceptation sociale d'un projet. Les travaux d'Oiry (2015) font d'ailleurs état de son usage dans le cadre de négociation avec les acteurs de la pêche. Toutefois, si les mesures de compensation rapportées par l'auteur ont bien à voir avec des actions sur les milieux naturels (limitation des pressions d'espèces concurrentes aux coquilles Saint-Jacques, réensemencement de coquilles, récifs artificiels), ces mesures ne semblent pas cibler l'environnement en tant que tel mais certains usages du milieu marin (ceux des pêcheurs en l'occurrence), dans une logique d'acceptabilité sociale.

Ces résultats incitent à explorer l'hypothèse d'une adaptation des mesures compensatoires aux attentes des parties prenantes et les incidences d'une telle stratégie sur le plan de la conservation de la biodiversité.

Le traitement de cette hypothèse est toutefois un exercice de recherche délicat, qui implique de s'appuyer sur des éléments particulièrement difficiles d'accès. Il serait en particulier nécessaire d'observer et analyser l'ensemble des jeux d'acteurs à l'œuvre entre les aménageurs et les parties prenantes, puis examiner ensuite les mesures ERC proposées au regard de ces jeux, afin de voir si et comment, le cas échéant lesquelles, des attentes sociales ont été prises en compte.

Un tel projet est hors de portée du présent travail. Nous proposons toutefois de contribuer à cette réflexion par la présentation d'une étude originale, qui examine les perceptions des acteurs locaux au sujet des impacts des parcs éoliens. Ce travail s'appuie sur l'analyse des verbatim des réunions de débats publics des quatre projets issus du premier appel d'offres et explicite comment (dans quelle mesure et par qui) les enjeux écologiques sont mis en avant par les différentes parties prenantes.

L'analyse et les résultats présentés ci-après ont fait l'objet d'un chapitre dans l'ouvrage *Habiter le littoral – Enjeux contemporains* (2016). Nous rapportons ici uniquement les éléments utiles à notre propos. Cette publication, qui détaille la méthodologie et l'ensemble des résultats, figure en annexe 2.

4.2.1. Méthodologie

Notre étude s'est portée sur les verbatim de 41 réunions de débats publics qui se sont déroulés entre mars et juillet 2013 pour les projets de parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp. Un processus de concertation est adossé à chacun des parcs au sein de laquelle est intégré un débat public (Cf. Encadré 6 sur une brève description du processus de concertation). Chaque débat public est organisé par une Commission Particulière de Débat Public (CPDP) et a pour objectif de permettre à l'ensemble des acteurs du territoire de s'exprimer sur l'adéquation du parc aux usages maritimes et terrestres tout en débattant de son opportunité et de ses impacts.

L'analyse des prises de paroles des acteurs locaux lors de ces réunions a été faite sur la base de l'hypothèse que le contenu des interventions fournit des indications sur les perceptions des acteurs. 1052 interventions⁵⁷ distinctes ont été retenues pour cette analyse à partir desquelles une étude qualitative de type inductif a été conduite. Le contenu de chaque verbatim a été lu et analysé de manière à identifier à la fois le type de l'intervenant ainsi que le thème ayant motivé l'intervention. Les prises de paroles brutes ont été structurées et catégorisées au fil du processus d'analyse, en lien avec les objectifs de la recherche. Ce traitement des données a permis de classer thématiquement l'ensemble des prises de parole, et d'apprécier, parmi l'ensemble des thèmes évoqués lors du débat, sous quelles formes, à quelle fréquence et par qui le thème des impacts environnementaux a été mis en avant.

Les interventions des acteurs ont été scindées en deux grandes catégories constituées chacune de trois thèmes (Cf. Annexe 2 pour la typologie intégrale des thèmes d'interventions).

⁵⁷ Etant donné la volonté de ne considérer que les perceptions des acteurs locaux, les prises de paroles des maîtres d'ouvrage et de leurs prestataires n'ont pas été retenues ainsi que celles des membres des CPDP et des services de l'Etat conduisant le processus de consultation.

Le premier groupe d'interventions se rapporte aux impacts écologiques et socio-économiques des projets de parcs éoliens en mer. Plus particulièrement, on y distingue :

- Le thème **conséquences sur les écosystèmes** : catégorie qui regroupe l'ensemble des interventions mettant en avant la question des effets, potentiellement négatifs, des parcs sur l'environnement marin et côtier en tant que tel ;
- Le thème **conséquences sur les activités ou usages humains fortement liés aux écosystèmes**. Cette catégorie regroupe l'ensemble des activités humaines, commerciales et récréatives, qui dépendent étroitement de la qualité de l'environnement et qui sont susceptibles, de ce fait, d'être impactées par la construction des parcs en mer ;
- Le thème **conséquences économiques sur le territoire**. Cette catégorie comprend l'ensemble des retombées économiques sur le territoire d'implantation des parcs.

C'est au sein de ce premier groupe d'interventions que peuvent être appréhendées les perceptions des acteurs locaux concernant les impacts environnementaux des parcs éoliens. Ces impacts peuvent être soit évoqués directement, en tant que tels (conséquences sur les écosystèmes), soit de façon plus indirecte, à travers leurs incidences sur les activités humaines dépendant étroitement du milieu naturel (conséquences sur les usages ou activités liés aux écosystèmes). Le thème 'conséquences économiques sur le territoire' concerne essentiellement les effets locaux d'entraînement économique et n'ont, hormis pour le secteur du tourisme, que peu de lien avec l'impact environnemental des parcs.

Le second groupe d'interventions ne considère pas les retombées des projets de parcs. Il renvoie pour une part à une volonté des participants de recueillir davantage d'informations au sujet des projets de parcs, en particulier sur le plan de leurs caractéristiques techniques (thème 'caractéristiques techniques'). Il englobe également toutes les interventions faites au sujet de la pertinence du processus de concertation (thème 'concertation'), ainsi que des éléments de débat en lien avec la question plus globale de la transition énergétique, dans laquelle s'insèrent les projets de parcs (thème 'transition énergétique').

Encadré 6 : Les grandes lignes du processus de concertation adossé à l'éolien en mer

Les débats publics organisés en lien avec chacun des projets de parcs éoliens marins s'inscrivent dans un processus de concertation, défini par la loi n°2002-276 du 27 février 2002 relative à la démocratie de proximité et son décret d'application du 22 octobre 2002, intégrés au code de l'environnement (articles L. 121-1 et suivants et articles R. 121-1 et suivants). Ce processus de concertation a débuté officiellement lors du choix des sites propices à l'implantation des parcs éoliens offshore, en amont du premier appel d'offres de l'État en 2011. Une consultation a été conduite conjointement par les services d'État (préfectures de région et maritimes) à l'échelle de chaque façade maritime entre 2009 et 2010, ouvertes aux acteurs relevant des cinq collèges établis par le Grenelle de la mer (État, collectivités locales, organisations non gouvernementales, employeurs et salariés). Les sites d'implantation recherchés devaient correspondre à des zones de moindres contraintes, identifiées sur la base de différents critères : enjeux socio-économiques (pêche, tourisme, extraction de granulats, etc.), sécurité maritime (navigation, sauvetage, etc.), préservation du milieu naturel et du paysage (sites remarquables), enjeux technico-économiques (faisabilité technique d'installation d'un parc).

Conformément au cahier des charges des appels d'offres à partir desquels ont été choisis les consortiums, une instance de concertation et de suivi avec les parties prenantes a ensuite été adossée à chacun des sites, sous l'autorité des préfets compétents, avec pour objectif de rendre compatibles les usages maritimes en place avec les projets de parcs. Des groupes de travail ont alors été constitués, afin d'échanger sur des thématiques relatives à la sécurité maritime, les usages récréatifs et professionnels mais aussi sur les aspects environnementaux.

En parallèle à ces instances de concertation et de suivi, le cahier des charges de l'appel d'offres prévoyait la saisie de la Commission Nationale de Débat Public (CNDP) par les maîtres d'ouvrage en vue d'organiser des débats publics. La CNDP a ainsi nommé une Commission Particulière de Débat Public (CPDP) pour chacun des quatre sites, chargée d'organiser le débat public. Les débats se sont déroulés entre mars et juillet 2013.

Des enquêtes publiques propres à chaque site se sont ensuite déroulées entre août et octobre 2015 (avec des durées variables selon les sites) pour les parcs de Saint-Nazaire, Courseulles-sur-Mer et Fécamp. L'enquête publique pour le parc de Saint-Brieuc s'est déroulée entre août et septembre 2016. L'enquête publique a pour objectif de recueillir l'avis du public en mettant à disposition (par voie électronique ou papier) un ensemble de documents (étude d'impact, avis de l'autorité environnementale, avis des communes, avis des chambres de commerce et d'industrie, etc.) sur la base desquelles les acteurs locaux émettent des avis, des suggestions voire des contre-propositions. A l'issue de cette consultation, les commissions d'enquête publique ont prononcé un avis favorable en janvier 2016 pour les projets de parcs de Saint-Nazaire, Courseulles-sur-Mer et Fécamp. L'avis de la commission d'enquête publique pour le parc de Saint-Brieuc est attendu pour la fin de l'année 2016 (ou début 2017).

Par ailleurs, les acteurs locaux prenant part aux débats ont été ventilés en huit catégories :

- les **citoyens**, regroupant les interventions faites par des particuliers en leur nom propre, sans invoquer une quelconque appartenance à une structure ou la pratique d'un usage particulier);
- les **élus** (municipaux, conseillers généraux ou régionaux, députés, sénateurs) qui interviennent en mentionnant leur qualité ;
- les **associations de protection de l'environnement** (locales ou nationales) ;
- les **institutions publiques** (associations publiques telles que les comités de développement, agences locales de l'énergie ; établissements publics tels des laboratoires de recherche, des établissements de formation professionnelle, ou de gestion des ports) ;
- les **usagers récréatifs** (associations d'activités de loisirs ou usagers récréatifs du milieu marin et littoral : plongée, plaisance, etc.) ;

- les **pêcheurs**, aussi bien professionnels (patrons-pêcheurs, comité local des pêches, organisation de producteurs, etc.) que récréatifs ;
- les **professionnels** autres que la pêche (en particulier le tourisme) ;
- **autres** : catégorie hétérogène, à l'effectif réduit, comprenant notamment les partis politiques ou les associations liées au devoir de mémoire en lien avec les plages du débarquement près du site de Courseulles-sur-Mer.

4.2.2. Résultats

L'analyse des verbatim des réunions de débats publics des parcs éoliens en mer est instructive quant aux perceptions des impacts écologiques par les acteurs locaux. Comme le montrent les passages qui suivent, tirés de Bas et al. (2016), elle démontre tout d'abord que les impacts écologiques motivent de nombreuses prises de parole et interrogations. Toutefois, ces conséquences sont principalement perçues à travers les activités humaines qui dépendent des écosystèmes.

Par ailleurs, on identifie des différences de perceptions, suggérant une gradation entre deux types polaires de sensibilité. Certaines catégories d'acteurs (associations environnementales, pêcheurs, récréatifs) auraient des perceptions plutôt éco-centrées autour de l'environnement marin tandis que d'autres (élus, professionnels du territoire) adopteraient un positionnement davantage anthropocentré sur le littoral, se préoccupant essentiellement des retombées sociales des projets sur les territoires concernés et peu des conséquences environnementales.

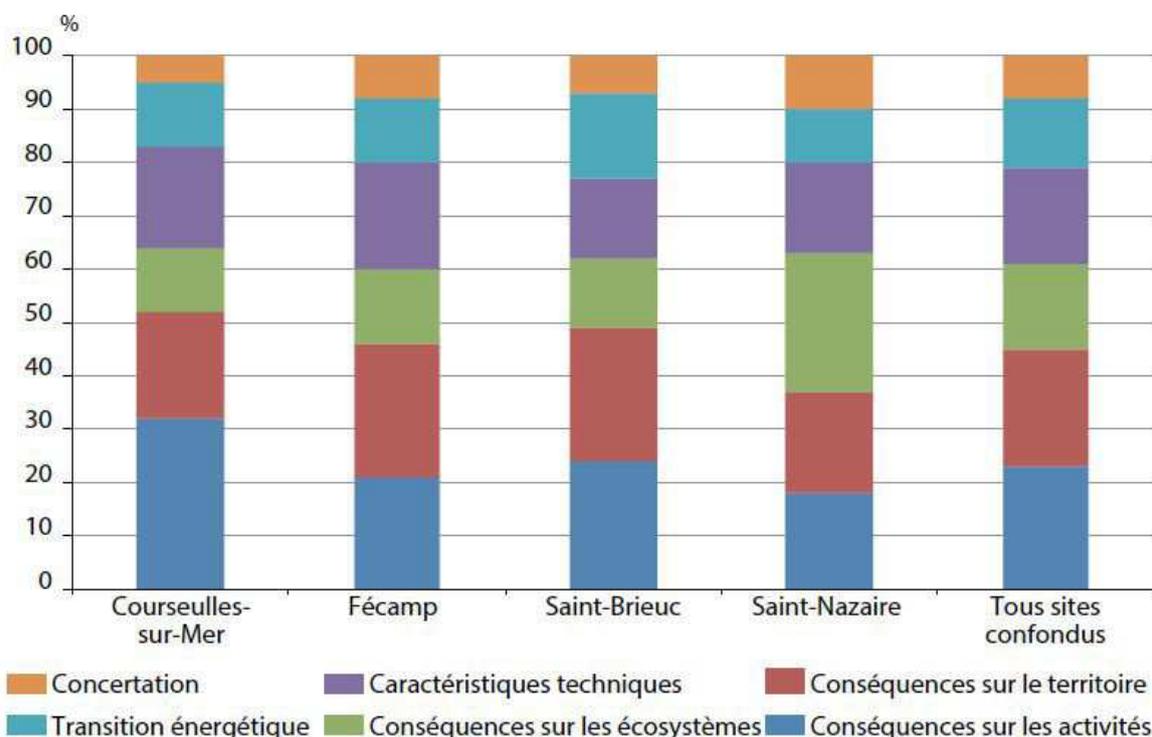
On relève enfin la position particulière des citoyens qui, malgré leur forte participation, sont moins enclins à mentionner les retombées des projets. Il semble en outre que cette catégorie d'acteurs ait une perception des impacts écologiques plus équilibrée que celle des autres catégories d'acteurs.

Les impacts écologiques : une préoccupation réelle pour les acteurs locaux

Les participants aux débats publics ont principalement fait état d'interrogations quant aux impacts des parcs éoliens en mer. Ainsi, la majorité (61 %) des prises de parole tous sites confondus ont porté sur les conséquences des projets, contre 39 % sur les thèmes liés à la concertation, la transition énergétique ou les caractéristiques techniques (Cf. Figure 11).

Au sein des impacts, ceux qui affectent les activités humaines sont le plus fréquemment évoqués (Conséquences sur les activités ou les usages liés aux écosystèmes : 23 % ; Conséquences économiques sur le territoire : 22 %). Les conséquences sur les écosystèmes en tant que tels figurent en troisième position, avec 16 % des prises de parole. Toutefois, si l'on agrège à cette part non négligeable celle des conséquences sur les activités ou les usages liés aux écosystèmes -dont la dimension environnementale, bien qu'indirecte, est évidente-, on observe que la question des impacts environnementaux des projets a motivé, de façon directe ou non, près de 4 prises de parole sur 10.

Figure 11 – Fréquence d’occurrence des thèmes lors des débats publics



Une préoccupation différenciée des catégories d’acteurs pour l’environnement

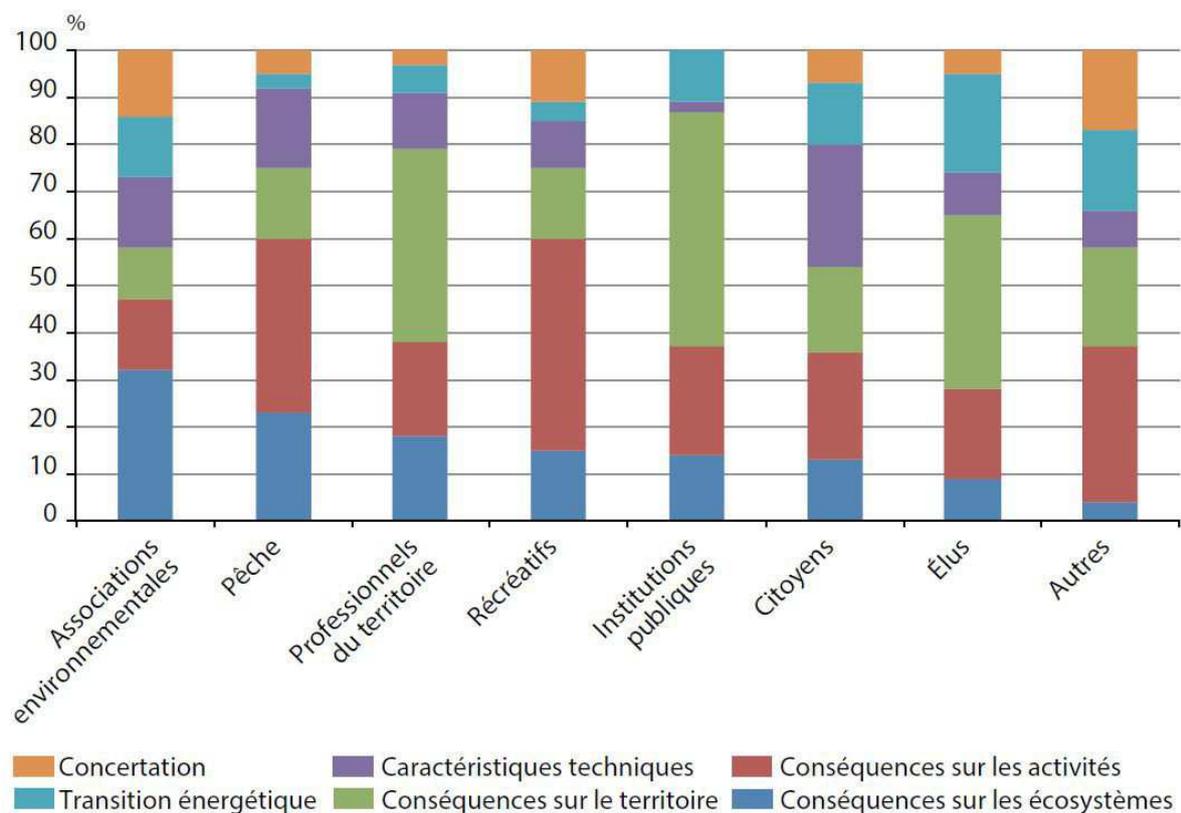
Le contenu des prises de parole diffère selon les catégories d’acteurs, faisant apparaître des perceptions spécifiques et des préoccupations plus ou moins fortes en ce qui concerne les impacts environnementaux des projets de parcs.

Les associations environnementales font porter davantage que les autres leurs interventions sur les conséquences sur les écosystèmes, traduisant une posture plutôt bio-centrée (Cf. Figure 12). Les acteurs de la pêche et les récréatifs se soucient également davantage des retombées environnementales, en adoptant cependant une posture un peu plus anthropocentrée. Ils abordent les conséquences des parcs en considérant prioritairement les retombées sur les activités liées au milieu naturel (les leurs), tout en accordant un intérêt certain aux conséquences sur les écosystèmes qui figurent au second rang de leurs motifs d’interventions.

En contraste de ces trois catégories d’acteurs, les élus, les institutions publiques et les professionnels du territoire se distinguent par une perception davantage sociale des impacts. Leurs interventions ciblent plus fortement que les autres les conséquences économiques sur le territoire ainsi que sur les conséquences sur les activités liées aux écosystèmes.

Les citoyens occupent quant à eux une position intermédiaire. Ils abordent moins que les autres les conséquences des parcs éoliens. En outre, lorsqu’ils le font, ils s’expriment avant tout au sujet des conséquences sur les activités ou usages liés aux écosystèmes, puis les conséquences économiques sur le territoire. Ils paraissent enfin comme l’un des groupes les moins enclins à aborder le thème des conséquences sur les écosystèmes.

Figure 12 – Fréquence d’occurrence des thèmes en fonction des catégories d’acteurs



Des différences de perception situées entre terre et mer

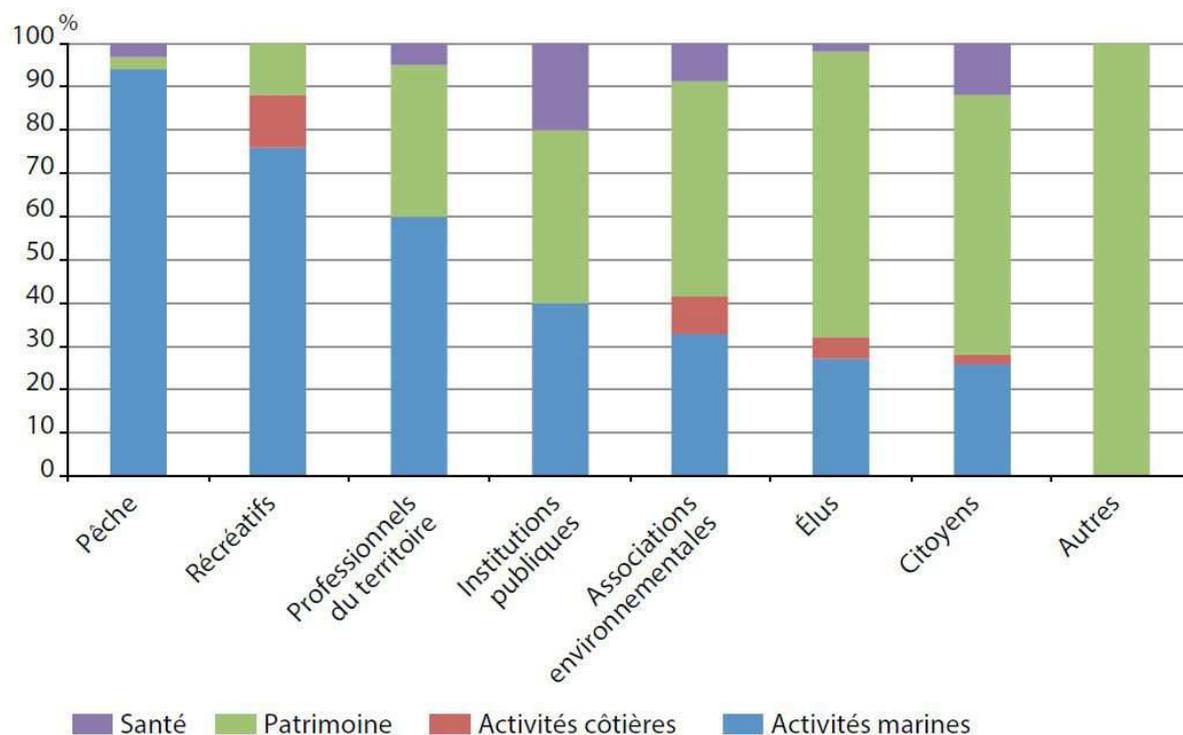
Tous sites et toutes catégories d’acteurs confondus, les prises de parole concernant les conséquences sur les écosystèmes ont davantage porté sur la thématique des écosystèmes marins (70 %) que sur celles des écosystèmes côtiers (30 %), ce qui semble cohérent avec le caractère marin de ces installations. Les prises de parole concernant les conséquences sur les activités liées aux écosystèmes sont quant à elles plus équilibrées entre un positionnement côtier et un positionnement marin. Ainsi, parmi les thématiques rattachées à cette catégorie de conséquences, c’est l’aspect patrimonial, et particulièrement l’impact paysager depuis la côte, qui est le plus fréquemment abordé (48 %), suivi de près par la question des activités liées aux écosystèmes marins (40 %). Les activités liées aux écosystèmes côtiers sont quant à elles très peu mentionnées (4 %).

On note cependant des différences de « situation » en fonction des catégories d’individus, dans le sens où les perceptions de ces dernières ne paraissent pas se focaliser sur les mêmes types d’impacts écologiques. Concernant les conséquences sur les écosystèmes, les associations environnementales, les pêcheurs, les récréatifs et les professionnels du territoire évoquent essentiellement les impacts sur l’environnement marin (plus de 75 %). A l’opposé, les élus se montrent plus terriens, abordant très majoritairement les répercussions sur l’environnement côtier (67 %). Là encore, on retrouve le caractère plus équilibré des interventions des citoyens qui abordent de manière assez équilibrée les milieux marins (52 %) et côtiers (48 %).

Des différences de prises de parole analogues apparaissent en ce qui concerne les conséquences sur les activités et les usages, certaines pouvant être là-encore être rapprochées avec des différences de cadre de vie et de pratiques. Les acteurs exerçant une activité directement en lien avec l’environnement (récréatifs et pêcheurs) abordent davantage la thématique concernant les activités

liées aux écosystèmes marins. A l'inverse, les citoyens, les élus et les associations environnementales abordent majoritairement la thématique liée au patrimoine (plus particulièrement le paysage) par rapport aux thématiques liées aux écosystèmes (Cf. Figure 13). En revanche, les professionnels du territoire et les associations environnementales font état de perceptions sensiblement décalées de celles qu'ils manifestent à l'égard des conséquences sur les écosystèmes : les premiers, bien que plus « terrestres », abordent ici fortement les activités liées aux écosystèmes marins tandis que les seconds, plus « marines », abordent essentiellement la question paysagère.

Figure 13 – Répartition, selon les catégories d'acteurs, des sous-thématiques incluses dans le thème 'conséquences sur les activités liées aux écosystèmes'



Les relations entre attentes sociales, mesures ERC et d'accompagnement : une question en suspens

Le principal résultat de cette analyse est la mise en évidence de perceptions multiples, liée à une grande variabilité des acteurs locaux, sur les impacts écologiques perçus pour des projets d'aménagement nouveaux en France.

Bien que notre étude ne permette pas de montrer l'existence possible de groupes de pression et leurs influences au niveau des actions proposées par les maîtres d'ouvrage, elle fait état d'une multiplicité des perceptions associées à la multiplicité des acteurs locaux qui est de nature à conduire indirectement à des attentes variées vis-à-vis des réponses apportées par l'aménageur pour contrebalancer les effets potentiellement négatifs du projet d'aménagement.

On mentionnera, à titre d'exemple, une demande faite lors du débat public du projet de parc de Courseulles-sur-Mer au maître d'ouvrage, par les habitants d'Arromanches, sur une action de mécénat visant à sauvegarder le port artificiel Winston Churchill. Cette demande a été faite sous la forme d'une pétition (155 signatures recueillies) et a abouti à une réponse positive de la part du

maître d'ouvrage (Commission d'enquête publique du parc éolien en mer de Courseulles-sur-Mer, 2015). Par ailleurs, sans pour autant qu'il soit possible d'en tirer des conclusions, nous pouvons noter que parmi les mesures ERC proposées par les quatre parcs, 44 % concernent le milieu naturel et 62 % portent sur les usages et la santé⁵⁸. Parmi les mesures ERC concernant les activités humaines, 60 % portent sur la sécurité maritime, 33 % portent sur les activités de pêche, 20 % concernent les aspects paysagers et 7 % sur la santé⁵⁹ (Cf. Annexe 3).

Conclusion

Le cadre d'évaluation proposé en chapitre 1 nous a permis d'évaluer la pratique actuelle de la compensation écologique en mer et sa capacité à atteindre un bilan écologique neutre à l'échelle d'un projet d'aménagement. A travers l'exemple de l'éolien en mer, nous avons ainsi étudié : (i) l'influence des facteurs écologiques associés aux actions de compensation biophysique et aux méthodes de dimensionnement utilisées, et (ii) celle des facteurs sociétaux associés au cadre réglementaire et à la notion d'acceptabilité sociale. Les conclusions issues de cette analyse ne sont toutefois pas spécifiques à l'éolien en mer et sont généralisables à la mise en œuvre de la compensation écologique en mer quel que soit le type d'aménagement marin ou côtier.

Il ressort de cette analyse deux traits marquants : (1) un risque réel de compensation écologique partielle et (2) une dérive possible d'une équivalence écologique de type *in-kind* à une équivalence de type *out-of-kind*.

L'étude des facteurs écologiques et sociétaux tend à montrer que la compensation écologique en mer, telle qu'elle est pratiquée actuellement, ne contrebalance que partiellement les pertes écologiques d'un aménagement en mer.

Ce constat résulte tout d'abord du manque de précision et de cohérence du cadre réglementaire régissant la définition et la pratique de la compensation écologique en France. Les régimes juridiques spécifiques sur la biodiversité remarquable (Natura 2000, dérogation pour destruction d'espèces protégées) ont tendance à l'emporter sur les régimes juridiques plus généralistes portant sur la biodiversité ordinaire et remarquable. Le droit étant plus contraignant pour la biodiversité remarquable, dès lors qu'une unique étude d'impact est produite et recouvre plusieurs régimes juridiques, la biodiversité remarquable tend à être l'unique cible des mesures compensatoires. Or, les pertes écologiques découlant d'un projet d'aménagement peuvent être plus larges que les seules pertes de biodiversité remarquable.

Ensuite, les actions de compensation biophysique, et plus spécifiquement les techniques d'ingénierie écologique, répondent assez mal aux enjeux de restauration des milieux dégradés par les aménagements en mer. En effet, ces techniques visent un nombre restreint d'espèces et d'habitats (essentiellement des espèces « ingénieurs » et emblématiques localisées à de faibles profondeurs) et présentent une variabilité importante des taux de réussite selon les espèces et habitats concernés.

Le risque de compensation écologique partielle mis en avant dans ce chapitre s'explique également par des difficultés liées à l'évaluation du niveau de compensation par les méthodes de dimensionnement. Le nombre d'indicateurs, sur lesquels sont basés l'évaluation des pertes et des gains écologiques, est relativement limité du fait d'un manque de connaissances sur le milieu marin.

⁵⁸ Une mesure ERC pouvant porter à la fois sur le milieu naturel et le milieu humain, la somme des pourcentages excède 100%.

⁵⁹ Une mesure ERC pouvant porter sur plusieurs thématiques, la somme des pourcentages excède 100%.

Les dimensions spatiale (liée à la connectivité) et temporelle (liée à la dynamique temporelle des écosystèmes) sont en outre peu intégrées dans l'évaluation du niveau de compensation. Ainsi, étant donné le niveau d'incertitude relativement élevé, les évaluations obtenues grâce aux méthodes de dimensionnement, généralement exprimées en termes de surface à compenser, sont à considérer comme des valeurs *a minima*.

Face aux difficultés à réaliser techniquement une compensation écologique en mer combinées au coût généralement élevé d'une telle compensation, il est à craindre un potentiel glissement d'une compensation basée sur une équivalence écologique stricte (i.e. *in-kind*) vers une compensation fondée sur une équivalence écologique relâchée (i.e. *out-of-kind*). En effet, étant donné les capacités limitées à restaurer le milieu naturel, la compensation écologique peut porter sur des composantes naturelles différentes de celles dégradées pour lesquelles les connaissances sont suffisantes pour réaliser des actions de compensation biophysique. La compensation écologique peut par ailleurs intégrer des considérations sociales du fait d'un niveau d'incertitude trop important sur la réalité des impacts écologiques et leur évaluation.

La compensation écologique, qui s'envisage *a priori* comme déconnectée du prisme anthropocentré, en compensant pour elle-même les dégradations environnementales, se retrouve dans certains cas dirigée vers des composantes naturelles ayant une utilité (matérielle ou immatérielle) pour les populations humaines. A titre d'illustration, l'installation de récifs artificiels proposées en guise de compensation écologique entre dans cette catégorie puisqu'ils viennent plutôt contrebalancer une perte de services culturels et/ou d'approvisionnement qu'une perte d'habitats (Levrel et al., 2012).

D'autre part, si l'on regarde la compensation écologique proposée dans le cadre des parcs éoliens en mer en Europe, un seul parc propose ce type de compensation (le parc néerlandais Egmond aan Zee) (Vaissière et al., 2014). La majorité des actions proposées sont déconnectées des composantes naturelles affectées par le parc et certaines sont probablement issues de demandes faites par les acteurs locaux (par exemple la suppression et la décontamination d'un ancien poste émetteur présent sur une dune). Ce type d'actions ne peut être assimilé à de la compensation écologique.

Peu de compensations écologiques en mer ont été réalisées à ce jour en France (Jacob et al., 2016) et certaines sont discutables. Par exemple, la seule compensation écologique proposée dans le cadre de l'éolien en mer porte sur le suivi de colonies d'oiseaux marins nicheurs en Baie de Saint-Brieuc. Un suivi ne permet pas de contrebalancer des pertes écologiques et ne constitue pas à proprement parler une compensation écologique. Les Lignes directrices (2013) du ministère de l'environnement préconisent néanmoins ce type d'actions à défaut de pouvoir faire mieux. Cette dérive potentielle d'une compensation écologique *in-kind* vers une compensation *out-of-kind* peut avoir pour conséquence l'utilisation de la compensation écologique, et plus largement des mesures ERC et d'accompagnement, comme un moyen pour faciliter l'acceptabilité sociale des projets d'aménagement. En ciblant certaines composantes du milieu naturel, l'ensemble de ces mesures peuvent répondre à des attentes émises par les acteurs locaux.

A l'avenir, la loi dite Biodiversité (loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages) devrait amener à un meilleur cadrage de la compensation écologique. Divers principes sont en effet clairement exprimés dans l'article 69 de cette loi sur l'ambition des mesures compensatoires : « Les mesures de compensation des atteintes à la biodiversité visent un objectif d'absence de perte nette, voire de gain de biodiversité. Elles doivent se traduire par une obligation de résultats et être effectives pendant toute la durée des atteintes. Elles ne peuvent pas se substituer aux mesures d'évitement et de réduction. Si les atteintes liées au projet ne peuvent être ni évitées, ni réduites, ni compensées de façon satisfaisante, celui-ci n'est pas

autorisé en l'état. ». La séquence ERC est ainsi inscrite comme un principe général du droit de l'environnement (Laurans et al., 2016). L'atteinte d'une non-perte nette de biodiversité par la compensation écologique est par ailleurs clairement exprimée et est désormais assujettie à une obligation de résultats. D'autre part, le respect de l'équivalence écologique par les mesures de compensation des atteintes à la biodiversité est également mentionné par l'article 69 de la loi Biodiversité. Ces avancées sont à saluer puisque les grands principes de la séquence ERC et de la compensation écologique sont désormais clairement exprimés. Malgré ces améliorations, des zones d'ombre persistent néanmoins, notamment sur l'absence du principe d'additionnalité de la compensation dans la loi et le manque de clarté sur le caractère pérenne de la compensation (qui doit être « effective pendant toute la durée des atteintes ») (Laurans et al., 2016).

Il ressort de l'analyse réalisée dans ce chapitre que l'efficacité environnementale de la compensation écologique en mer est mise à mal par la conjugaison d'enjeux méthodologiques, réglementaires et sociétaux. La compensation écologique en mer peine donc à stopper l'érosion de la biodiversité localement à l'échelle d'un projet d'aménagement. Ces enjeux sont autant de chantiers sur lesquels il importe de fournir des efforts pour améliorer l'efficacité environnementale de la compensation écologique. Dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi de nous intéresser à l'aspect méthodologique en proposant, dans le chapitre 4, une approche multicritères pour consolider les étapes Eviter et Réduire et mieux définir les besoins de compensation écologique.

Chapitre 4 – Proposition d’une approche méthodologique pour améliorer l’évaluation du besoin de compensation écologique

Parmi les enjeux venant contraindre la pratique de la compensation écologique, mis en évidence dans le chapitre précédent, nous choisissons de nous intéresser plus particulièrement dans ce chapitre 4 à celui relevant de l’évaluation du besoin de compensation.

Une approche méthodologique est ainsi développée pour identifier et hiérarchiser les impacts écologiques (section 1) résultant d’un projet d’aménagement côtier ou marin (section 2). Inspirée des méthodes américaines *Rapid Assessment Methods* (du type UMAM), cette approche consiste en une évaluation multicritères de l’état écologique et fonctionnel de l’écosystème dégradé (et compensé).

La méthode multicritères proposée dans ce chapitre a été élaborée afin que la compensation écologique, et plus largement la séquence ERC, soient plus à même d’atteindre l’objectif réglementaire de non-perte nette de biodiversité. La démarche adoptée est donc volontairement écologique pour que l’évaluation multicritères soit compatible avec le cadre des études d’impact et l’ambition affichée des politiques de conservation de la nature.

Par ailleurs, le développement méthodologique, proposé ci-après, est issu d’une collaboration avec Céline Jacob (doctorante en géographie à l’UMR CEFE - Montpellier) et s’est conclu par une publication scientifique (Bas et al., 2016). Le chapitre 4 rapporte le contenu de cet article.

1. Description de l'approche multicritères

L'approche multicritères développée dans le cadre de la thèse se décompose en deux étapes. La première étape consiste à évaluer l'état écologique et le niveau fonctionnel d'un écosystème marin ou côtier aux différentes phases d'un projet d'aménagement (construction, exploitation et démantèlement). Il résulte de cette première étape une hiérarchisation des impacts sur les composantes biologiques, physiques et fonctionnelles de l'écosystème évalué. Sur la base de cette hiérarchisation, nous proposons ensuite, dans une seconde étape, des pistes pour dimensionner l'action de compensation écologique choisie.

1.1. Quantification et hiérarchisation des impacts écologiques

L'évaluation de l'état écologique et du niveau fonctionnel de l'écosystème étudié est effectuée sur la base d'un ensemble d'indicateurs décrivant les caractéristiques biophysiques et fonctionnelles du milieu (section 1.1.1). Chaque indicateur est ensuite noté au moyen d'un système de notation développé de manière *ad hoc* (section 1.1.2).

1.1.1. Les indicateurs biophysiques et fonctionnels retenus

Les indicateurs utilisés par la méthode UMAM (Cf. Chapitre 2) ont été le point de départ à la sélection des indicateurs retenus dans notre approche. La méthode UMAM est en effet une évaluation multicritères particulièrement performante de l'état et du fonctionnement des zones humides aux Etats-Unis (Pioch et al., 2015). Etant donné la spécificité de la méthode UMAM aux zones humides, les indicateurs de cette méthode ont été adaptés pour satisfaire notre objectif. Nous les avons donc transposés à tous types d'écosystèmes marins et côtiers présents en Europe.

Le choix des indicateurs a été fait sur la base de deux critères : (i) les indicateurs généralement utilisés dans les études d'impact en France et en Europe (Jacob et al., 2016) et (ii) ceux rapportés dans les directives européennes Habitat, Directive cadre Stratégie pour le milieu marin et Directive cadre sur l'eau. Les dimensions opérationnelles et institutionnelles nous ont semblé importantes à considérer dans le choix des indicateurs. Nous souhaitons en effet développer une approche la plus opérationnelle possible, en reprenant les indicateurs déjà utilisés dans le cadre des études d'impact, avec une assise institutionnelle via les indicateurs proposés par ces directives européennes. Les indicateurs retenus ont par ailleurs été discutés avec des scientifiques du milieu marin⁶⁰.

Les indicateurs sont regroupés au sein de trois catégories :

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

Selon le cas, chaque indicateur peut, ou non, se décliner en critères. Par exemple, l'indicateur 'conditions morpho-dynamiques' se décompose en deux critères 'morphologie des fonds' et 'dynamique hydro-sédimentaire'. L'indicateur relatif aux communautés benthiques quant-à-lui comporte un seul critère. Dans ce cas, les termes 'indicateur' et 'critère' sont synonymes. La liste des indicateurs et de leurs modalités sont décrits dans le tableau 16.

⁶⁰ Plus particulièrement avec des scientifiques d'Ifremer et des experts travaillant en bureaux d'études.

1.1.2. Système de notation

Les indicateurs utilisés pour décrire l'état et le fonctionnement de l'écosystème reçoivent une note 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 construction ; (iii) durant la phase d'exploitation et (iv) durant la phase de démantèlement.

Le système de notation retenu dans l'approche multicritères combine la notation de deux paramètres :

- (1) la notation de la **qualité écologique** associée à chaque critère. Elle est notée à chaque phase de développement du projet d'aménagement.
- (2) un **indice d'enjeu environnemental** associé à chaque critère. Ce paramètre est supposé constant sur l'ensemble des phases de développement du projet d'aménagement⁶¹.

1.1.2.1. Signification des notes relatives aux indicateurs et critères

Les notes s'échelonnent de manière continue sur un intervalle compris entre 1 et 3 (Cf. Tableau 16). 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. Les notes sont donc attribuées sur la base de jugements d'experts.

⁶¹ C'est une hypothèse simplificatrice qui peut être levée lorsque les aménagements ont une durée de vie relativement longue. Dans ce cas, les enjeux environnementaux des espèces et habitats peuvent en effet évoluer dans le temps : les espèces et habitats peuvent devenir plus ou moins vulnérables par rapport à la situation de référence.

Tableau 16 – Description et signification des notes données aux indicateurs relatives à la structure physico-chimique, biologique et à la qualité fonctionnelle des écosystèmes

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 de 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> , concentration d'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 « ingénieurs »)	Structure et composition faunistique	<ul style="list-style-type: none"> - Abondance relative et/ou biomasse, 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 Habitat (MNHN) DCSMM – Descripteur 1 DCE	Bon état des populations et/ou communautés permettant leur maintien	Maintien des populations / communauté compromis car état des populations / communautés dégradé	Maintien des populations / communautés fortement compromis
Etat du maërl / herbiers	Structure générale, état de vitalité et composition faunistique	<ul style="list-style-type: none"> - Surface couverte par les espèces, taux de recouvrement du maërl ou de l'herbier, pourcentage de maërl vivant, taux de fragmentation du récif/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 (<i>Sabellaria alveolata</i>)	Structure générale	<ul style="list-style-type: none"> - 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 envahissantes ou introduites (ophiures, bloom phytoplanctonique, etc.)	Niveau fonctionnel délivré par la zone étudiée	Abondance et/ou surface recouverte	Directive Habitat (MNHN) 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 - <i>Abundance Biomass Curve</i> - 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 migratoire, 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

1.1.2.2. Construction de l'indice d'enjeu environnemental (IEE)

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

Dans le cas des critères relatifs à la structure biologique de l'écosystème étudié, l'enjeu environnemental se définit à partir de quatre paramètres⁶² liés à l'habitat ou à l'espèce concerné :

- l'aire de répartition,
- la rareté,
- le rôle écologique et,
- 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 relatifs à la structure physico-chimique et aux fonctionnalités écologiques de l'écosystème étudié, l'indice d'enjeu environnemental est déterminé par deux paramètres :

- le degré de dépendance entre les critères relatifs aux espèces et habitats (i.e. critères biologiques) et les critères physico-chimiques ou fonctionnels ;
- l'identification préalable d'enjeux particuliers dans des documents de planification.

L'indice d'enjeu environnemental pour les critères relatifs à la structure physico-chimique et aux fonctionnalités écologiques 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 (faible enjeu environnemental) à 3 (enjeu environnemental fort). La signification des notes est rapportée dans le tableau 17.

⁶² Les paramètres constitutifs de l'indice d'enjeu environnemental sont inspirés des critères de Texel / Faial utilisés par la Commission OSPAR pour identifier les espèces et les habitats ayant besoin d'être protégés (OSPAR Convention, 2003).

Tableau 17 – 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 des habitats aux conditions morpho-dynamiques et à la qualité des sédiments et de l'eau</i>	Elevée	Moyenne	Faible
Critères physico-chimiques identifiés comme des critères à enjeu 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 et de gestion	/	Critères physico-chimiques non mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification et 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 des habitats aux espèces envahissantes 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 et de gestion (tels que les plans de gestion des aires marines protégées)	Critères fonctionnels mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification et de gestion	/	Critères fonctionnels non mentionnés comme prioritaires dans les documents de planification et de gestion

1.1.2.3. Système de calcul

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

- Une note M_{cr} est attribuée à chaque critère composant l'indicateur. Cette note décrit la qualité écologique associée au critère au moment choisi de l'évaluation (état initial, construction, exploitation ou démantèlement).
- La note M_{cr} est ensuite pondérée par l'indice d'enjeu environnemental IEE_{cr} associé au critère.

Le score de l'indicateur i (Sc_i) est alors obtenu en pondérant les notes attribuées aux critères composant l'indicateur par les indices d'enjeux environnementaux. Cette pondération permet de tenir compte à la fois du poids relatif des critères dans l'indicateur i et du poids de l'indicateur i dans l'évaluation globale de l'état de l'écosystème étudié.

Plus précisément, le score de l'indicateur i (Sc_i) est obtenu en pondérant les notes associées aux critères composant l'indicateur i :

- (1) par l'indice d'enjeu environnemental associé à chaque critère de l'indicateur, de manière à prendre en compte l'aspect plus ou moins sensible du critère et ainsi donner un poids différent à chaque critère dans l'indicateur et,
- (2) par le poids de l'indicateur i dans l'évaluation globale de l'état de l'écosystème évalué, défini comme la somme des indices des enjeux environnementaux de l'ensemble des critères ayant servi à l'évaluation globale de l'état de l'écosystème étudié, soit $\sum_{e=1}^m IEE_e$.

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

$$Sc_i = \frac{\sum_{cr=1}^n M_{cr} IEE_{cr}}{\sum_{e=1}^m IEE_e} \quad (5)$$

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.

La qualité écologique globale de l'écosystème (ScG) est ensuite estimée en sommant les scores de chaque indicateur Sc_i , N étant le nombre total d'indicateurs considérés pour l'évaluation ($ScG = \sum_{i=1}^N Sc_i$).

Une évaluation de chaque catégorie d'indicateurs (structure biologique, structure physico-chimique, fonctionnalités) peut par ailleurs être obtenue via la moyenne des indicateurs retenus dans chaque catégorie.

Un exemple simplifié de l'utilisation du système de calcul est proposé dans le tableau 18. Deux indicateurs sont considérés pour évaluer l'état écologique et le fonctionnement de l'écosystème étudié : le premier indicateur est composé de deux critères, et le second est composé d'un seul critère.

Tableau 18 – Exemple simplifié pour illustrer le système de calcul pour un écosystème décrit à l'aide de deux indicateurs

Indicateur	Critère	Note (M_{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)	M_A	IEE_A	$Sc_1 = \frac{M_A \times IEE_A + M_B \times IEE_B}{IEE_A + IEE_B + IEE_C}$
	Critère B (ex. Dynamique hydro-sédimentaire)	M_B	IEE_B	
Indicateur 2 (ex. Zone de frayère et nurserie)	Critère C (ex. Niveau fonctionnel délivré par la zone)	M_C	IEE_C	$Sc_2 = \frac{M_C \times IEE_C}{IEE_A + IEE_B + IEE_C}$
Estimation de l'état et des fonctions écologiques rendus par un écosystème décrit par les indicateurs 1 et 2				$ScG = Sc_1 + Sc_2$

1.1.2.4. Estimation des impacts écologiques

La notation des indicateurs est réalisée à chaque étape du développement du projet. Il est ainsi possible d'en déduire les effets d'un projet d'aménagement sur chaque indicateur en effectuant la différence entre le score de l'indicateur à l'état initial et le score de l'indicateur à l'étape du cycle de vie du projet considéré. 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 :

$$CPIS_i = SC_{i,phase\ de\ construction} - SC_{i,\acute{e}tat\ initial} \quad (6)$$

- 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 :

$$OPIS_i = SC_{i,phase\ d'exploitation} - SC_{i,\acute{e}tat\ initial} \quad (7)$$

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

1.1.2.5. Hiérarchisation des impacts écologiques

Les scores obtenus pour chaque indicateur peuvent ensuite être classés par ordre décroissant de manière à obtenir une hiérarchisation des composantes naturelles les plus dégradées par le projet à chacune de ses étapes de développement.

L'approche multicritères proposée dans ce chapitre ne renseigne pas le caractère significatif des impacts. La significativité des impacts est à déterminer en fonction des avis scientifiques sur l'ampleur des dégradations.

La première étape de l'approche multicritères permet de pointer les indicateurs pour lesquels les modifications négatives sont les plus importantes. Il est alors possible de revoir le projet d'aménagement pour éviter certains impacts et prévoir des mesures de réduction pour minimiser certains effets. Les résultats de la première étape de l'approche multicritères permettent en quelque sorte de guider les actions à réaliser sur les composantes naturelles sur lesquelles il est nécessaire d'agir pour limiter les effets négatifs du projet d'aménagement.

Si, malgré la mise en œuvre de mesures d'évitement et de réduction, les impacts résiduels sont jugés significatifs, des actions de compensation écologique doivent alors être mises en œuvre. La seconde étape de l'approche multicritères consiste à dimensionner la compensation écologique pour contrebalancer les impacts estimés lors de la première étape.

1.2. Dimensionnement de la compensation écologique

Nous avons fait le choix de retenir la méthode HEA pour dimensionner la compensation écologique (Cf. Chapitre 2 pour un descriptif de la méthode). Ce choix est motivé essentiellement par trois raisons. La première réside dans le caractère institutionnel de cette méthode. Elle est en effet largement reconnue et utilisée aux Etats-Unis depuis les années 1990 pour dimensionner la compensation écologique dans des contextes d'impacts anticipés (études d'impact) et accidentels. La méthode HEA est ensuite une méthode de dimensionnement généraliste dans le sens où elle s'adapte à tous types d'habitats et d'espèces. Enfin, c'est une des seules méthodes qui tient compte

explicitement de la dynamique temporelle des écosystèmes. Ce paramètre est important dans notre approche du fait d'une évaluation de l'état écologique et du niveau fonctionnel à chaque phase de développement du projet d'aménagement.

En raison des difficultés techniques de réalisation des actions de compensation biophysique en milieu marin, la seconde étape de l'approche multicritères n'est pas aussi aboutie d'un point de vue opérationnel que les éléments développés dans la première étape. Le dimensionnement de la compensation écologique par la méthode HEA peut s'opérer de différentes manières selon les composantes naturelles visées et les techniques de restauration possibles. Nous proposons ainsi deux options envisageables pour utiliser la méthode HEA en fonction du caractère global (section 1.2.1) ou ciblé des actions de compensation (section 1.2.2).

1.2.1. Option n°1 : Action de compensation globale

Cette option constitue le cas idéal : une action biophysique globale permet de compenser l'ensemble des impacts écologiques. Dans ce cas, le score global (ScG), issu de l'étape 1 à chaque phase du projet, est utilisé en tant que proxy dans la méthode HEA. Une normalisation du score global est toutefois nécessaire pour obtenir un pourcentage de pertes écologiques correspondant aux différentes phases du projet :

$$Pertes\ globales\ écologiques_{phase\ de\ construction} = \frac{ScG_{phase\ de\ construction}}{ScG_{état\ initial}} \quad (8)$$

$$Pertes\ globales\ écologiques_{phase\ d'exploitation} = \frac{ScG_{phase\ d'exploitation}}{ScG_{état\ initial}} \quad (9)$$

Les gains écologiques obtenus par l'action de compensation sont évalués à l'aide du même système de notation et des mêmes indicateurs que ceux décrits dans la première étape de l'approche multicritères. L'estimation des gains s'effectue pour chacun des indicateurs avant et après la mise en œuvre de l'action de compensation. Les gains écologiques sont estimés sur une unité de surface. Un score global est obtenu en sommant les notes de chaque indicateur. Ce score global peut ensuite être utilisé en tant que proxy dans la méthode HEA pour évaluer en pourcentage les gains écologiques (après normalisation du score par rapport au score estimé avant l'étape de mise en œuvre de l'action de compensation) :

$$Gains\ globaux\ écologiques_{pour\ une\ unité\ de\ surface} = \frac{ScG_{après\ la\ mesure\ compensatoire}}{ScG_{avant\ la\ mesure\ compensatoire}} \quad (10)$$

Les gains globaux écologiques ainsi estimés sont évalués en supposant une production de gains linéaire dans le temps par l'action de compensation. Il est toutefois possible d'affiner cette estimation en évaluant la production de gains à des intervalles de temps donnés.

Les proxys nécessaires à la mise en œuvre de la méthode HEA ayant été définis par l'intermédiaire des 'pertes globales écologiques' et des 'gains globaux écologiques', il est alors possible d'évaluer la surface compensatoire par le biais de la méthode HEA.

1.2.2. Option n°2 : Action de compensation ciblée

L'option n°1 a malheureusement peu de chance de se réaliser puisqu'il semble peu concevable qu'une action de compensation puisse compenser l'ensemble des impacts écologiques (étant donné les techniques de compensation existantes). La pratique montre que les actions de compensation biophysiques (restauration et création) sont essentiellement dirigées vers un habitat ou une espèce qui présente des enjeux particuliers. Il s'agit donc d'actions de compensation ciblées qui ne reposeront que sur quelques indicateurs utilisés à l'étape 1 de l'approche multicritères (généralement les indicateurs relatifs à la structure biologique).

Les composantes écologiques les plus dégradées (d'après la hiérarchisation des impacts obtenue à l'étape 1) sont les cibles à privilégier pour mettre en œuvre la compensation dans le cas où les impacts résiduels sont jugés significatifs.

Nous proposons deux variantes pour dimensionner l'action de compensation selon le type de proxy utilisé dans la méthode HEA.

1.2.2.1. Variante A : Utilisation du score Sc_i en tant que proxy dans HEA

Le dimensionnement de l'action de compensation est basé sur l'indicateur concerné par la compensation (généralement un seul indicateur biologique, par exemple les communautés benthiques ou les herbiers). Dans ce cas, le score obtenu à l'étape 1 de l'approche multicritères pour l'indicateur retenu est utilisé en tant proxy dans la méthode HEA, après normalisation par rapport au score de l'état initial. Ainsi, pour chaque indicateur i , le pourcentage de pertes est exprimé de la manière suivante pour les phases de construction et d'exploitation :

$$Pertes\ écologiques_{i,phase\ de\ construction} = \frac{ScG_{i,phase\ de\ construction}}{ScG_{i,état\ initial}} \quad (11)$$

$$Pertes\ écologiques_{i,phase\ d'exploitation} = \frac{ScG_{i,phase\ d'exploitation}}{ScG_{i,état\ initial}} \quad (12)$$

De même que dans l'option 1, les gains écologiques fournis par l'action de compensation sont évalués à l'aide du système de notation décrit dans la première étape de l'approche multicritères. La seule différence à noter est l'utilisation du score de l'indicateur sur lequel repose l'action de compensation. Dans le cas de la variante A, le proxy utilisé dans HEA est donc le suivant :

$$Gains\ écologiques_{i,pour\ une\ unité\ de\ surface} = \frac{ScG_{i,après\ compensation}}{ScG_{i,avant\ compensation}} \quad (13)$$

1.2.2.2. Variante B : Utilisation de métriques quantitatives en tant que proxys dans HEA

Recourir à une notation semi-quantitative de 1 à 3 pour définir le proxy dans la méthode HEA est une pratique pouvant apparaître comme sommaire et peu précise. Elle l'est d'autant plus qu'elle conduit, en l'absence de cadrage, à une variabilité dans les notes attribuées selon les experts consultés.

Il est possible de gagner en précision dans l'estimation du proxy d'HEA en utilisant directement les métriques utilisées pour attribuer les notes à chaque indicateur. Le pourcentage de pertes (ou de gains) écologiques estimées par la méthode HEA peut être déduit, par exemple, de la production foliaire pour les herbiers ou du taux de régénération pour les récifs coralliens. La variante B sera illustrée dans la section suivante.

2. Cas d'étude

L'approche multicritères proposée dans ce chapitre est illustrée par deux cas d'étude : une extension portuaire (section 2.1) et un parc éolien en mer (section 2.2). Ces deux cas d'étude ont été choisis pour illustrer le caractère polyvalent de l'approche multicritères sur le type d'aménagement (projets marin et côtier).

Ces deux illustrations reposent sur des projets d'aménagement réels français mais pour lesquels une anonymisation et une simplification ont été réalisées pour les besoins de notre étude.

Les données utilisées pour noter les indicateurs sont issues des études d'impact produites pour chacun des projets. D'autres sources d'informations émanant d'institutions à vocation scientifique ont par ailleurs été utilisées telles que l'inventaire national du patrimoine naturel du Muséum national d'histoire naturelle et la liste rouge des espèces menacées en France de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN).

Pour chacun des cas d'étude, l'état initial est défini par rapport à l'état écologique de l'écosystème observé avant la construction de l'aménagement. L'intégralité de l'approche multicritères (étapes 1 et 2) a été mise en œuvre pour l'exemple de l'extension portuaire. Seule la première étape est illustrée dans le cas du projet éolien en mer en raison de diverses contraintes qui seront explicitées par la suite.

2.1. Une extension portuaire

Il s'agit d'une extension d'un port de plaisance effectuée en mer Méditerranée. Le projet vise à créer une nouvelle digue avec une contre jetée après avoir démantelé la digue existante et son enrochement. L'extension portuaire permettra d'agrandir l'enceinte actuelle du port. La phase de construction consiste notamment à draguer les sédiments et à excaver les rochers pour augmenter la profondeur du bassin existant.

2.1.1. Application de la première étape : quantification et hiérarchisation des impacts

2.1.1.1. Les données disponibles

L'aire d'étude considérée est l'enceinte du futur port et ses alentours pour les espèces non mobiles et les habitats. Les enjeux environnementaux relatifs aux paramètres biologiques ont été évalués à partir de la région biogéographique méditerranéenne française.

Le milieu naturel côtier au sein duquel est mise en œuvre le projet d'aménagement présente quelques caractéristiques clés du point de vue des composantes physico-chimiques, biologiques et fonctionnelles. Le renseignement de la grille d'indicateurs est effectué en fonction des données disponibles dans l'étude d'impact.

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 et en bon état dans la zone où sera réalisée l'extension du port. Il est en revanche plutôt rare dans l'actuel avant-port et présente un état écologique médiocre. L'herbier de posidonie sera dégradé : (i) de manière directe par la construction du projet (dragage et excavation), (ii) et de manière indirecte puisque les tâches d'herbiers actuellement

présentes dans l'avant-port seront intégrées dans la future enceinte portuaire, pour lesquelles une destruction est anticipée.

La grande nacre quant à elle est présente dans la zone de la future enceinte du port. Il a été prévu de déplacer les individus présents et de les transplanter avant le début des opérations de construction pour leur éviter une éventuelle dégradation.

D'autre part, l'étude d'impact rapporte une seule observation de dauphin au large du port durant les trente dernières années. Les données concernant l'ichtyofaune se limitent à un simple inventaire avec des indications de présence et d'absence d'individus.

Aucune donnée n'est disponible pour l'avifaune et le réseau trophique. En conséquence, ces indicateurs ne seront pas estimés.

2.1.1.2. Résultats

L'évaluation de l'état écologique et fonctionnel 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 utilisation de filtres pour réduire la dispersion de particules fines durant la construction).

La hiérarchisation des impacts écologiques en fonction des phases de construction et d'exploitation est indiquée dans le tableau 19 (pour le détail de l'estimation de l'indice IEE et de la notation des indicateurs se reporter à l'annexe 4).

Les hiérarchisations obtenues sont relativement proches entre les composantes dégradées lors de la phase de construction et celles dégradées lors de la phase d'exploitation. Les composantes naturelles les plus affectées par ces deux phases du projet de développement sont l'herbier de posidonie et les fonctionnalités relatives aux zones d'alimentation et de refuge/repos. Cette dégradation s'explique à la fois par la destruction directe de l'herbier et par la destruction de l'ancienne digue. D'autre part, la qualité de l'eau est dégradée lors des opérations de construction du fait d'une augmentation de la turbidité. Un léger effet positif est anticipé pour l'ichtyofaune, durant la phase d'exploitation, en raison d'une augmentation des habitats de substrats durs liée à la création de la nouvelle digue (léger effet récif).

Tableau 19 – Hiérarchisation des impacts écologiques dans le cas d'étude relatif à l'extension portuaire

Indicateurs	Construction Phase Impact Score (CPIS)	Niveau de pertes par rapport à l'état initial (%)	Impacts hiérarchisés à la phase de construction	Indicateurs	Operation Phase Impact Score (OPIS)	Niveau de pertes par rapport à l'état initial (%)	Impacts hiérarchisés à la phase d'exploitation
Herbiers de Posidonie (<i>Posidonia oceanica</i>)	-0,08247	-50%	1	Herbiers de Posidonie (<i>Posidonia oceanica</i>)	-0,08247	-50%	1
Zone d'alimentation	-0,07854	-50%	2	Grande nacre (<i>Pinna nobilis</i>)	-0,05105	-33%	2
Zone de repos migratoire, abri, refuge	-0,07854	-50%	3	Zone d'alimentation	-0,03927	-25%	3
Qualité de l'eau	-0,05498	-9%	4	Zone de repos migratoire, abri, refuge	-0,03927	-25%	4
Grande nacre (<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 des sédiments	-0,02356	-9%	8	Conditions morpho-dynamiques	-0,01257	-4%	8
Ichtyofaune	-0,02094	-20%	9	Qualité des sédiments	-0,01178	-5%	9
Communautés benthiques de substrat dur (digues)	-0,01571	-25%	10	Communautés benthiques de substrat dur (digues)	0	0%	10
Mammifères marins	-0,01374	-8%	11	Communautés benthiques de substrat meuble	0	0%	11
Conditions morpho-dynamiques	-0,01257	-4%	12	Espèces envahissantes ou introduites	0	0%	12
Espèces envahissantes ou introduites	0	0%	13	Ichtyofaune	0,00838	8%	13

2.1.2. Application de la seconde étape : dimensionnement de la compensation écologique

Pour illustrer la seconde étape, 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 2 pour évaluer le dimensionnement de l'action de compensation en s'appuyant directement sur la métrique utilisée pour noter l'indicateur relatif à l'herbier de posidonie lors de la première étape : la densité des pieds (i.e. la variante B de l'option n°2). Cette donnée étant disponible dans l'étude d'impact, il nous semble opportun de l'utiliser directement dans la méthode HEA pour obtenir une meilleure précision dans l'estimation du niveau de compensation.

Nous sommes conscients que déterminer une surface compensatoire sur la base d'un seul indicateur est largement décrié. L'évaluation des pertes et des gains pourrait être davantage précisée si des données telles que le taux de récupération, la densité, le taux d'expansion des rhizomes ou encore la production de feuilles étaient disponibles. En l'absence de ce type de données, le dimensionnement de la compensation écologique reposera uniquement sur la densité des pieds d'herbier de posidonie.

La mesure compensatoire retenue consiste à immerger des récifs pour empêcher le chalutage illégal qui est une pratique destructrice d'herbier de posidonie. Des études réalisées en mer Méditerranée autour de la Corse montrent en effet un taux de dégradation des herbiers de posidonie dû au chalutage de 12 % (Pergent-Martini & Pasqualini, 2000) pouvant atteindre 23 % localement (Pergent-Martini, 2000). Cette mesure compensatoire a été choisie face à l'efficacité très limitée, voire nulle, des techniques de transplantation ou bouturage d'herbiers de posidonie.

2.1.2.1. Evaluation des pertes écologiques par la méthode HEA

Les pertes écologiques sont estimées à partir des données suivantes :

- 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 étant donné sa localisation dans la future enceinte portuaire où il sera soumis à de fortes pressions) : 1 230 m².

Les pertes écologiques, exprimées en pourcentage, sont évaluées par le ratio suivant :

$$Pertes\ écologiques = \frac{Surface\ impactée\ d'herbier\ de\ posidonie}{Surface\ totale\ couverte\ par\ l'herbier\ dans\ la\ zone\ d'étude} \quad (14)$$

Les pertes écologiques sont calculées sur la durée de la concession de 2015 à 2044.

A l'état initial, nous supposons que la zone étudiée présente un état écologique et un niveau fonctionnel équivalent à 100 % (la zone étudiée est caractérisée par un bon état écologique et fonctionnel).

En 2015, le projet d'extension portuaire entraînera une perte directe écologique de 7 % (liée à la destruction directe de l'herbier de posidonie) :

$$Pertes\ écologiques\ directes_{2015} = \frac{910}{13\ 000} = 7\% \quad (15)$$

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 écologique de 16 % (liée à la destruction directe et indirecte de l’herbier)⁶³ :

$$Pertes\ écologiques_{2020} = \frac{2\,140}{13\,000} = 16\% \quad (16)$$

Les pertes écologiques sont supposées linéaires entre 2015 et 2020 (à un taux de disparition de 1,8 % par an). Elles sont ensuite supposées constantes jusqu’en 2044 (Cf. Figure 14).

Les pertes écologiques sont estimées à 5 447,971 DSAYs sur la période 2015-2044 (Cf. Annexe 5 pour le détail des calculs).

2.1.2.2. Evaluation des gains écologiques par la méthode HEA

L’action de compensation consiste à immerger des récifs artificiels pour empêcher le chalutage illégal sur une zone où sont présents des herbiers de posidonie.

Les gains écologiques résultant de cette mesure compensatoire sont estimés à partir des données suivantes issues d’une étude de Gonzales-Correa et al. (2005) sur la capacité de récupération de l’herbier de posidonie sur une zone chalutée :

- La densité globale des pieds de posidonie 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 gains écologiques sont estimés sur la période 2015-2044 (durée pendant laquelle des pertes écologiques sont anticipées).

En reprenant les estimations obtenues par Gonzales-Correa et al. (2005), nous supposons qu’à la suite d’un chalutage illégal en 2015, l’état écologique et fonctionnel du site sur lequel sera immergé les récifs artificiels est de :

$$Etat\ écologique\ et\ fonctionnel_{site\ compensatoire\ (état\ initial)} = \frac{7,812}{124,1} = 6,29\% \quad (17)$$

Nous supposons également que le gain écologique annuel lié à la mise en œuvre de la mesure compensatoire est de :

$$Gain\ écologique\ annuel = \frac{1,265}{124,1} = 1,02\% \quad (18)$$

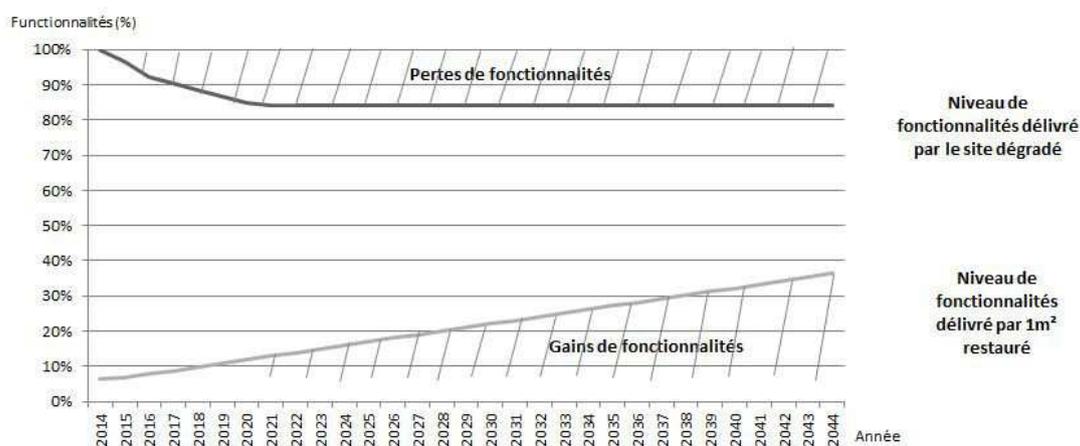
Les gains écologiques sont supposés linéaires dans le temps à un rythme de 1,02 % chaque année (Cf. Figure 14).

Les gains écologiques par mètre carré d’herbiers de posidonie sont estimés à 2,2231 DSAYs (Cf. Annexe 5 pour le détail des calculs).

Les gains écologiques sont évalués à partir du taux de récupération d’herbiers observés sur la côte d’Alicante en Espagne (Gonzalez-Correa et al., 2005). Les conditions environnementales présentes sur les côtes espagnoles sont probablement différentes de celles rencontrées sur notre site compensatoire. Les estimations obtenues par la méthode HEA pourraient être précisées par l’utilisation de données sur le taux de récupération d’herbiers proches de la zone compensatoire.

⁶³ La perte écologique indirecte enregistrée à partir de 2020 s’élève à 9 % (1 230/13 000).

Figure 14 – Pertes et gains de fonctionnalités



2.1.2.3. Détermination de la surface compensatoire

La surface compensatoire est déterminée par le ratio :

$$Surface\ compensatoire = \frac{Pertes\ écologiques}{Gains\ écologiques\ par\ m^2} \quad (19)$$

De manière à compenser intégralement les pertes écologiques liées au projet d’extension portuaire, les récifs artificiels empêchant le chalutage illégal devront être immergés sur une surface de 2 450 m².

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 légèrement supérieur à 1 mais il constitue une estimation grossière qui demanderait à être affinée par l’utilisation de données plus précises.

2.2. Un parc éolien en mer

Le second cas d’étude porte sur un projet d’éolien en mer en Manche. Le projet compte 70 éoliennes implantées sur une surface d’environ 40 km². Les éoliennes seront implantées au plus près à 12 km de la côte. Elles seront par ailleurs installées dans une large baie naturelle.

Les fondations de type ‘monopieu’ sont prévues pour les éoliennes et une fondation de type ‘jacket’ est prévue pour la sous-station électrique. Ces fondations seront installées par battage sur un substrat meuble.

Seule la première étape de l’approche multicritères est mise en œuvre pour ce cas d’étude. La seconde étape ne sera pas réalisée en raison des contraintes de diverse nature, mises en évidence dans le chapitre 3, à laquelle vient se heurter une compensation écologique portant sur des écosystèmes non situés sur les petits fonds côtiers. La faible disponibilité de techniques d’ingénierie écologique pour ce type d’écosystème, la problématique des espèces migratrices et la localisation des mesures compensatoires pour ces espèces ainsi que les faibles niveaux d’impacts recensés par la littérature (Bailey et al., 2014; Boehlert & Gill, 2010; Vaissière et al., 2014) sont autant de raisons qui nous ont conduit à ne pas chercher à dimensionner une mesure compensatoire. L’exercice nous a semblé trop aléatoire et non pertinent scientifiquement.

2.2.1. Application de la première étape : quantification et hiérarchisation des impacts

2.2.1.1. Les données disponibles

Deux zones d'étude ont été définies pour noter les indicateurs : (i) la zone du parc éolien pour les habitats et les espèces non mobiles ; (ii) l'aire biogéographique dans laquelle se situe le parc (i.e. la baie) pour les espèces mobiles. La zone de la Manche peut également être retenue pour évaluer les enjeux environnementaux relatifs aux paramètres biologiques.

A partir des données issues de l'étude d'impact, les choix suivants ont été faits sur l'évaluation des indicateurs.

La communauté benthique de substrat meuble présente sur la zone d'implantation des éoliennes est supposée homogène : les espèces ne sont pas différenciées. Nous avons distingué la coquille Saint-Jacques du reste de la communauté benthique étant donné son caractère halieutique prépondérant dans la baie où se situe le parc.

Les espèces de poissons, à partir desquelles l'indicateur relatif à l'ichtyofaune est noté, sont celles qui sont les plus observées dans la zone du parc. Les espèces de poissons amphihalins protégées dans la baie où se situe le parc sont par ailleurs considérées dans l'évaluation (*Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis*, *Alosa alosa*, *Alosa fallax*, *Salmo salar*).

Pour les espèces mobiles et plus particulièrement les espèces migratrices, nous retenons les espèces les plus fréquemment observées dans la zone du parc pour l'avifaune, les chiroptères (espèces migratrices qui traversent la Manche) et les mammifères marins (espèces fréquentant la baie occasionnellement, régulièrement ou de manière potentielle).

Les indicateurs liés au niveau de contaminants chimiques et au réseau trophique ne sont pas évalués du fait de l'absence de données sur ces sujets.

2.2.1.2. Résultats

L'évaluation de l'état écologique et fonctionnel de la zone étudiée est réalisée en tenant compte des mesures d'évitement (par exemple, optimisation de l'alignement des éoliennes pour limiter l'effet barrière pour l'avifaune) et de réduction (par exemple, démarrage progressif des travaux pour permettre aux mammifères marins et aux poissons de fuir la zone du parc).

Cette évaluation est effectuée durant la phase de construction (2 ans) et la phase d'exploitation (25 ans). La phase de démantèlement n'est pas considérée car cette phase est mal anticipée à ce jour.

La hiérarchisation des impacts écologiques en fonction des phases de construction et d'exploitation est indiquée dans le tableau 20 (pour le détail de l'estimation de l'indice IEE et de la notation des indicateurs se reporter à l'annexe 6).

Contrairement au cas d'étude précédent, les résultats obtenus diffèrent entre la phase de construction et la phase d'exploitation. Ce résultat est lié au fait que les phases de construction et d'exploitation n'engendrent pas les mêmes pressions sur le milieu marin.

La hiérarchisation des impacts écologiques obtenue semble être cohérente avec les résultats issus de la revue de la littérature effectuée dans le chapitre 2. Cette dernière montre que la technique la plus dégradante de la phase de construction est la technique du battage de pieux utilisée lors de l'installation des fondations monopieu (Boehlert & Gill, 2010) : les communautés benthiques sont directement affectées par l'action mécanique d'installation des éoliennes (écrasement) et les

mammifères marins sont affectés par le bruit généré par le battage des fondations. Ces résultats sont cohérents avec ceux indiqués dans le tableau 20 : les communautés benthiques de substrat meuble et le marsouin commun (le mammifère marin supposé le plus présent dans la zone du parc) sont respectivement classés en première et troisième position.

La littérature scientifique indique par ailleurs que les effets les plus importants durant la phase d'exploitation découlent des mouvements des pales, de la potentielle génération de champs électromagnétiques par les câbles et de l'effet réserve (Boehlert & Gill, 2010). Là encore, les résultats obtenus après la mise en œuvre de la première étape sont cohérents avec les résultats issus de la littérature puisque les oiseaux marins sont parmi les espèces les plus affectées (lié à un risque de collision ou à un phénomène d'évitement du parc).

Les cas d'étude présentés dans cette section 2 sont certes des illustrations simplifiées mais elles sont néanmoins assez fidèles à la pratique de la compensation en mer. Elles mettent en avant l'absence de mesures compensatoires par manque de techniques ou de connaissances pour déterminer avec précision l'intensité de l'impact. Elles soulignent également une caractéristique largement répandue dans la pratique de la compensation : des mesures compensatoires dirigées vers des espèces « ingénieurs » ou des habitats.

Tableau 20 – Hiérarchisation des impacts écologiques dans le cas d'étude relatif au parc éolien en mer

Indicateurs	Construction Phase Impact Score (CPIS)	Niveau de pertes par rapport à l'état initial (%)	Impacts hiérarchisés à la phase de construction	Indicateurs	Operation Phase Impact Score (OPIS)	Niveau de pertes par rapport à l'état initial (%)	Impacts hiérarchisés à la phase d'exploitation
Communautés benthiques de substrat meuble	-0,00866	-26,7%	1	Plongeon arctique (<i>Gavia artica</i>)	-0,01059	-33,3%	1
Plongeon arctique (<i>Gavia artica</i>)	-0,00847	-26,7%	2	Grand labbe (<i>Stercorarius skua</i>)	-0,00541	-15%	2
Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	-0,00785	-25%	3	Fou de Bassan (<i>Morus bassanus</i>)	-0,00472	-15%	3
Conditions morpho-dynamiques	-0,00588	-8,6%	4	Conditions morpho-dynamiques	-0,00471	-15%	4
Chiroptères	-0,00442	-15%	5	Labbe parasite (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	-0,00471	-6,9%	5
Coquille Saint-Jacques (<i>Pecten maximus</i>)	-0,00442	-12%	6	Chiroptères	-0,00442	-15%	6
Pingouin torda (<i>Alca torda</i>)	-0,00408	-13,3%	7	Pingouin torda (<i>Alca torda</i>)	-0,00408	-13,3%	7
Guillemot de Troil (<i>Uria aalge</i>)	-0,00392	-11,8%	8	Guillemot de Troil (<i>Uria aalge</i>)	-0,00392	-11,8%	8
Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>)	-0,00376	-10%	9	Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>)	-0,00376	-10%	9
Grand labbe (<i>Stercorarius skua</i>)	-0,00361	-10%	10	Niveau de connectivité écologique/fragmentation	-0,00314	-6,7%	10
Fou de Bassan (<i>Morus bassanus</i>)	-0,00315	-2,5%	11	Avifaune terrestre	-0,00314	-10%	11
Niveau de connectivité écologique/fragmentation	-0,00314	-6,7%	12	Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	-0,00314	-10%	12
Labbe parasite (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	-0,00314	-10%	13	Zone de frayères, nurseries	-0,00314	-10%	13
Avifaune terrestre	-0,00314	-10%	14	Zone d'alimentation	-0,00314	-10%	14
Zone de frayères, nurseries	-0,00314	-10%	15	Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	-0,00314	-8,7%	15
Zone d'alimentation	-0,00314	-10%	16	Océanite tempête (<i>Hydrobates pelagicus</i>)	-0,00266	-10%	16
Zone de repos migratoire, abri, refuge	-0,003140	-10%	17	Macreuse noire (<i>Melanitta nigra</i>)	-0,00266	-8,7%	17
Qualité de l'eau	-0,003140	-10%	18	Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)	-0,00235	-10%	18
Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	-0,003140	-8,7%	19	Autres espèces de poissons	-0,00221	-7,5%	19
Phoque gris (<i>Halichoerus grypus</i>)	-0,003061	-10%	20	Sterne caugek (<i>Thalasseus andvicensis</i>)	-0,00196	-6,7%	20
Grand dauphin (<i>Tursiops truncatus</i>)	-0,00302	-10%	21	Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i>)	-0,00180	-5%	21
Autres espèces de poissons	-0,00295	-10%	22	Poissons amphihalins	-0,00178	-5%	22

Tableau 20 (suite)

Indicateurs	Construction Phase Impact Score (CPIS)	Niveau de pertes par rapport à l'état initial (%)	Impacts hiérarchisés à la phase de construction	Indicateurs	Operation Phase Impact Score (OPIS)	Niveau de pertes par rapport à l'état initial (%)	Impacts hiérarchisés à la phase d'exploitation
Océanite tempête (<i>Hydrobates pelagicus</i>)	-0,00266	-10,0%	23	Zone de repos migratoire, abri, refuge	-0,00157	-3,3%	23
Macreuse noire (<i>Melanitta nigra</i>)	-0,00266	-8,7%	24	Espèces envahissantes ou introduites	-0,00157	-5,0%	24
Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)	-0,00235	-10%	25	Qualité de l'eau	-0,001570	-1,3%	25
Sterne caugek (<i>Thalasseus andvicensis</i>)	-0,00196	-6,7%	26	Coquille Saint-Jacques (<i>Pecten maximus</i>)	-0,00147	-4%	26
Espèces envahissantes ou introduites	-0,00157	-3,3%	27	Communautés benthiques de substrats durs et meubles	-0,00108	-3,3%	27
Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>)	-0,001530	-5%	28	Qualité de sédiments	0	0%	28
Dauphin commun (<i>Delphinus delphis</i>)	-0,00147	-5%	29	Goéland marin (<i>Larus marinus</i>)	0	0%	29
Globicéphale noir (<i>Globicephala melas</i>)	-0,00141	-5%	30	Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	0	0%	30
Qualité des sédiments	0	0%	31	Goéland brun (<i>Larus fuscus</i>)	0	0%	31
Poissons amphihalins	0	0%	32	Mouette pygmée (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	0	0%	32
Goéland marin (<i>Larus marinus</i>)	0	0%	33	Goéland cendré (<i>Larus canus</i>)	0	0%	33
Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i>)	0	0%	34	Mouette mélanocéphale (<i>Ichthyaetusmela nocephalus</i>)	0	0%	34
Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	0	0%	35	Mouette rieuse (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	0	0%	35
Goéland brun (<i>Larus fuscus</i>)	0	0%	36	Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	0	0%	36
Mouette pygmée (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	0	0%	37	Grand dauphin (<i>Tursiops truncatus</i>)	0	0%	37
Goéland cendré (<i>Larus canus</i>)	0	0%	38	Phoque gris (<i>Halichoerus grypus</i>)	0	0%	38
Mouette mélanocéphale (<i>Ichthyaetusmela nocephalus</i>)	0	0%	39	Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>)	0	0%	39
Mouette rieuse (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	0	0%	40	Globicéphale noir (<i>Globicephala melas</i>)	0	0%	40
Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	0	0%	41	Dauphin commun (<i>Delphinus delphis</i>)	0	0%	41

3. Discussion et conclusion

L'approche multicritères développée dans ce chapitre améliore certains aspects de l'évaluation des impacts écologiques en mer. Ces avancées pourraient se concrétiser ensuite par une meilleure application des mesures ERC en mer (section 3.1). Néanmoins, l'approche multicritères constitue un premier pas méthodologique. Des efforts sont encore à fournir pour améliorer l'évaluation des impacts écologiques (section 3.2).

3.1. Une avancée méthodologique pour la mise en œuvre de la séquence ERC en mer

Une vision élargie de la biodiversité

Les chapitres précédents ont montré que l'évaluation actuelle des mesures ERC dans les études d'impact est d'une part, généralement réalisée à partir d'un nombre restreint d'indicateurs et, d'autre part, est essentiellement tournée vers la biodiversité remarquable. L'approche multicritères proposée dans ce chapitre propose des améliorations du point de vue de ces deux aspects.

L'évaluation des impacts repose sur une grille composée d'une vingtaine de critères permettant d'apprécier au mieux les effets d'un aménagement sur l'état et le fonctionnement de l'écosystème. Ainsi, les composantes naturelles relatives aux espèces et habitats communs ainsi qu'à la structure physico-chimique et aux fonctionnalités rendues par le milieu sont intégrées à l'évaluation⁶⁴.

L'ensemble de ces critères donne de ce fait une place non négligeable à la biodiversité dite ordinaire. En effet, par le jeu de la classification des indicateurs en trois catégories, le poids donné aux indicateurs physico-chimiques et fonctionnels, comparativement aux indicateurs biologiques, conduit mécaniquement à accorder une pondération plus importante à la biodiversité ordinaire. L'évaluation multicritères proposée dans ce chapitre encourage donc les mesures ERC à porter sur la biodiversité ordinaire.

D'une évaluation qualitative à une évaluation semi-quantitative

Un apport de l'approche multicritères développée dans ce chapitre, par rapport aux pratiques actuelles de l'évaluation des impacts écologiques, est l'évaluation semi-quantitative. A l'heure actuelle, les études d'impact s'appuient sur des données qualitatives pour qualifier et hiérarchiser les niveaux d'impact en s'appuyant sur la terminologie 'élevé', 'moyen' ou 'faible'. Le système de notation intégré dans l'approche multicritères permet de faire un pas supplémentaire vers une quantification plus fine des impacts même si des efforts sont encore à fournir pour y parvenir.

La temporalité des projets d'aménagement considérée

Contrairement aux évaluations réalisées dans les études d'impact, l'évaluation proposée dans l'approche multicritères est effectuée à différents pas de temps selon les phases de développement des projets. Cette manière de procéder constitue donc une avancée par rapport à la pratique actuelle. Ceci l'est également pour l'évaluation des gains écologiques puisque, grâce à la méthode HEA, les gains écologiques apportés par l'action de compensation sont estimés sur l'ensemble de la période de production de gains par l'action de compensation.

⁶⁴ Ces éléments sont pour partie étudiés dans les études d'impact mais pas de manière aussi systématique.

Les étapes d'évitement et de réduction renforcées

A notre sens, l'apport majeur de l'approche multicritères proposée dans ce chapitre se situe sur un usage en amont du projet pour déterminer un aménagement ayant un impact minimal sur le milieu marin. La hiérarchisation des impacts obtenue grâce à la première étape de l'approche multicritères peut en effet être utilisée pour comparer les différentes variantes du projet et retenir celui de moindre impact. Les étapes Evitement et Réduction de la séquence ERC s'en trouveraient ainsi renforcées. Ces étapes sont d'autant plus essentielles en milieu marin que certaines composantes naturelles ne peuvent être compensées (en l'absence de techniques d'ingénierie écologique ou de mesure de gestion) (Cf. Chapitre 3).

La hiérarchisation finale des impacts écologiques résiduels, après optimisation de l'agencement du projet d'aménagement et de la mise en œuvre de mesures d'évitement et de réduction, permet d'identifier les composantes naturelles les plus dégradées. Dans une perspective de contrôle par les services de l'Etat sur la définition des mesures compensatoires, la hiérarchisation des impacts est utile pour s'assurer que la compensation écologique cible bien les composantes naturelles les plus dégradées (dans le cas où ces impacts résiduels ont été jugés significatifs). La pratique actuelle de la compensation étudiée dans les chapitres précédents suggère en effet que la compensation n'est pas toujours dirigée vers les éléments naturels les plus détériorés mais plutôt vers les espèces et habitats pour lesquels des techniques d'ingénierie écologique sont disponibles (Jacob et al., 2016).

3.2. Perspectives d'amélioration de l'approche multicritères

Développer un outil méthodologique opérationnel était selon nous un critère important à respecter. Notre objectif étant d'améliorer la mise en œuvre de la séquence ERC en mer, apporter une nouvelle méthode dans le panel de méthodes existantes n'aurait eu aucun sens si elle ne pouvait être appliquée sur le terrain.

Ce critère d'opérationnalité a été en partie respecté par notre outil méthodologique. L'opérationnalité de l'approche multicritères peut néanmoins être renforcée en cadrant davantage la notation des indicateurs et en apportant des améliorations méthodologiques (choix des indicateurs et des métriques, prise en compte de la qualité de la donnée disponible).

Encadrement du jugement d'expert

Le système de notation adossé à l'étape 1 de l'approche multicritères propose une notation basée sur le jugement d'expert réalisé à partir des données collectées lors de l'étude d'impact. Or, une notation ayant recours au jugement d'expert rend difficilement comparable les évaluations entre elles.

Il serait opportun de mieux cadrer la notation pour rendre l'approche davantage standardisée et permettre ainsi une capitalisation des retours d'expérience. Des seuils délimitant l'attribution des notes pourraient être utiles pour tendre vers cet objectif. Les réglementations européennes existantes peuvent être une aide à la définition de ces seuils telles que la Directive cadre Stratégie pour le milieu marin ou la Directive cadre sur l'eau (par exemple, la classification de la qualité de l'eau concernant la contamination bactériologique).

Améliorations méthodologiques

Différentes voies sont possibles pour améliorer la qualité des résultats de l'approche multicritères. Il serait tout d'abord pertinent de poursuivre la collaboration avec les écologues marins pour affiner la liste des indicateurs et les métriques utilisés pour les évaluer. Ensuite, une pondération supplémentaire pourrait être incorporée pour tenir compte de la qualité de l'information disponible pour renseigner les indicateurs. Enfin, une technique est à trouver pour mieux considérer les indicateurs non renseignés (faute de données pour les caractériser) qui constituent pour l'instant une simple indication des besoins de recherches à mener.

L'approche multicritères développée dans ce chapitre constitue un apport méthodologique sur un des enjeux identifiés comme limitant dans la mise en œuvre de la compensation écologique et dans sa capacité à atteindre une non-perte nette de biodiversité. Elle permet en effet d'améliorer la quantification des impacts écologiques pour mieux mettre en œuvre les étapes d'évitement, de réduction et de compensation en mer. Cette avancée méthodologique est toutefois à relativiser : des efforts conséquents sont encore à fournir pour mieux caractériser et quantifier les impacts écologiques.

Conclusion générale

La compensation écologique est un des outils mis en œuvre par les politiques publiques de conservation de la nature pour stopper l'érosion de la biodiversité. Dans le cas français, c'est un outil réglementaire, intégré dans une séquence nommée Eviter-Réduire-Compenser (ERC) dont l'objectif est d'atteindre un bilan écologique neutre à l'échelle d'un projet d'aménagement. Les aménageurs doivent ainsi proposer des mesures d'évitement et de réduction pour minimiser les impacts de leurs projets sur le milieu naturel. Ils doivent enfin proposer des mesures de compensation écologique pour contrebalancer les impacts résiduels si ces derniers sont jugés significatifs.

Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes intéressés à la pratique de la compensation écologique en mer. Elle présente en effet un certain retard d'application par rapport à la compensation réalisée à terre. Nous avons donc jugé essentiel d'en comprendre les raisons.

Nous nous sommes plus particulièrement interrogés sur la capacité de cet outil à atteindre l'objectif de neutralité écologique fixé par la réglementation, dans le contexte particulier du milieu marin : quelle est l'efficacité de la compensation écologique en tant qu'instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine ?

Cette question s'appréhende en sciences économiques par le biais des paradigmes de l'économie de l'environnement et l'économie écologique. La compensation écologique y est envisagée comme un instrument d'internalisation c'est-à-dire un mécanisme incitatif visant à faire converger intérêts individuels et intérêt collectif. Le cadre de l'économie écologique semble toutefois être plus approprié dans la mesure où, par sa forme particulière, la compensation écologique permet le maintien du stock de capital naturel. A travers la demande réglementaire de non-perte nette de biodiversité, la compensation écologique est en adéquation avec l'objectif normatif poursuivi par les économistes écologiques, à savoir imposer des contraintes de durabilité forte au système économique.

Une approche empirique qualitative a été mise en œuvre pour étudier l'efficacité de la compensation écologique dans un contexte d'aménagement. Elle a consisté tout d'abord à identifier les facteurs écologiques et sociétaux qui orientent la compensation ainsi que leurs caractéristiques qui, du point de vue théorique, doivent permettre à la compensation d'atteindre une non-perte nette de biodiversité (Chapitre 1). Ces conditions ont ensuite été vérifiées (Chapitre 3) à partir d'un état des lieux de la pratique de la compensation en mer qui s'appuie sur l'exemple de l'éolien en mer en France et en Europe du Nord (Chapitre 2). Un développement méthodologique a en outre été proposé pour mieux définir les besoins de compensation liés à un projet d'aménagement en mer (Chapitre 4).

Principaux résultats

L'efficacité environnementale de la compensation écologique en mer est contrainte par des facteurs écologiques et de sociétaux (Cf. Chapitre 1).

Les facteurs écologiques sont liés aux composantes de base de la compensation écologique. L'efficacité environnementale de la compensation écologique dépend ainsi : (i) du résultat des mesures d'évitement et de réduction, (ii) du taux de réussite des actions de compensation écologique (actions de restauration, création et mesures de gestion), (iii) du respect du principe

d'additionnalité, (iv) du niveau d'équivalence écologique recherché, et (v) de la qualité des méthodologies utilisées pour dimensionner les actions de compensation écologique.

L'efficacité environnementale de la compensation écologique est par ailleurs contrainte par des facteurs de nature sociétale : la précision du cadre réglementaire d'une part, et la contribution de la compensation écologique à l'acceptabilité sociale d'un projet d'aménagement d'autre part.

L'étude de ces facteurs dans le cadre de l'éolien en mer montre les insuffisances de la compensation écologique à enrayer l'érosion de la biodiversité à l'échelle des projets d'aménagement marins et côtiers (Cf. Chapitres 2 et 3). Les principales raisons à ce constat sont les suivantes :

- **Le manque de cohérence et de précision du cadre réglementaire français.** Divers dispositifs réglementaires intègrent de la compensation écologique. Les définitions et les finalités annoncées de la séquence ERC sont cependant hétérogènes. Par ailleurs, les dispositifs réglementaires spécifiques à la biodiversité remarquable tendent à l'emporter sur les dispositifs plus généralistes lorsqu'une unique étude d'impact est produite. La biodiversité remarquable se trouve alors être la seule cible des mesures compensatoires en délaissant la biodiversité dite ordinaire.
- **Un déficit de connaissances scientifiques sur le fonctionnement des écosystèmes marins.** Le manque de connaissances scientifiques vient compliquer de manière considérable l'évaluation des impacts écologiques résultant des projets d'aménagement ainsi que la définition des moyens à mettre œuvre pour les compenser le cas échéant.
- **Une faisabilité et une efficacité limitées des actions de compensation écologique en mer.** Les actions de compensation actuellement disponibles en mer, et en particulier les techniques d'ingénierie écologique, répondent assez mal aux enjeux de restauration du milieu marin. Il existe en effet un nombre limité de techniques, qui visent un nombre restreint d'espèces « ingénieurs » situées en eaux peu profondes. Ces techniques présentent par ailleurs des taux de succès limités. Les techniques d'ingénierie écologique ne peuvent donc être utilisées que dans des cas restreints lorsque les aménagements affectent des espèces « ingénieur » proches des côtes.
- **Les difficultés méthodologiques à dimensionner les actions de compensation écologique.** La dimension temporelle des pertes et des gains écologiques est généralement mal intégrée dans les méthodes de dimensionnement. La dimension spatiale relative aux pertes et aux gains est essentiellement traitée par le biais de la surface de l'impact. Les impacts cumulés à une plus grande échelle ainsi que les effets liés à une dégradation de la connectivité sont rarement incorporés dans les méthodes de dimensionnement. D'autre part, le déficit de connaissances scientifiques existant sur le milieu marin restreint le choix des indicateurs à partir desquels sont évalués les pertes et les gains écologiques.

Ces caractéristiques de la compensation écologique induisent une mise en œuvre fréquente d'une compensation de type *out-of-kind* (équivalence écologique relâchée), au détriment d'une compensation de type *in-kind* (équivalence écologique stricte). Les actions de compensation tendent à être plus généralistes et/ou davantage dirigées vers les services écosystémiques que sur les composantes des écosystèmes. Cette forme particulière de compensation écologique associée aux actions volontaires des aménageurs (i.e. les mesures d'accompagnement) peut ainsi contribuer à favoriser l'acceptabilité sociale par les populations locales d'un projet d'aménagement. En ciblant certaines composantes du milieu naturel, les mesures ERC et d'accompagnement peuvent en partie répondre à des attentes émises par les populations présentes sur le territoire d'implantation du projet. Dans le cas spécifique de l'éolien en mer en France, l'étude des verbatim des réunions de

débats publics a ainsi montré l'importance accordée par les participants aux débats aux impacts écologiques. Cette étude montre également une variabilité des perceptions des impacts d'un parc, en fonction des catégories d'acteurs et des spécificités des sites d'implantation des projets, qui peuvent ensuite être à l'origine d'attentes sociales particulières en matière de compensation (Cf. Chapitre 3).

L'analyse réalisée dans le cadre de cette thèse met en évidence l'ampleur des enjeux scientifiques, méthodologiques et réglementaires sur lesquels il importe que des réflexions soient menées pour améliorer l'efficacité environnementale de la compensation écologique en mer.

Sur la base de ce constat, une approche méthodologique est proposée dans le chapitre 4 afin de renforcer les étapes d'évitement et de réduction pour finalement mieux définir les besoins de compensation écologique en mer. La méthodologie développée est une grille d'évaluation multicritères, associée à un système de notation et de pondération, dont l'objectif est de hiérarchiser les impacts écologiques liés à tout type d'aménagement en mer. La compensation écologique en milieu marin étant aujourd'hui difficilement réalisable, il est primordial de renforcer les étapes d'évitement et de réduction de la séquence ERC. La hiérarchisation des impacts est obtenue grâce à un panel d'indicateurs relatifs aux structures physico-chimiques et biologiques du milieu naturel dégradé par l'aménagement d'une part, ainsi que par des indicateurs fonctionnels d'autre part. La méthodologie développée dans le cadre de cette thèse diffère des pratiques actuelles des études d'impact sur trois points : (i) la place importante accordée à la biodiversité ordinaire et aux fonctionnalités écologiques ; (ii) une évaluation semi-quantitative dépassant la simple caractérisation des impacts (élevé, moyen, faible) généralement utilisée ; et (iii) une prise en compte de la dimension temporelle par l'évaluation des impacts aux différentes étapes du projet d'aménagement.

Limites et perspectives de recherche

Les recherches effectuées dans le cadre de cette thèse se sont déroulées au début de la mise en œuvre des projets éoliens en mer français. Bien que l'opportunité d'être associés au démarrage de ce type de projet d'aménagement dans le paysage maritime français soit un réel avantage pour apprécier les contraintes auxquelles doit faire face un aménageur pour réaliser les mesures ERC en mer, la concomitance de nos travaux avec le lancement des projets a conduit à l'obtention tardive des données écologiques et des mesures ERC proposées. Les études d'impact ont été réalisées tardivement par rapport au calendrier de la thèse et ont été rendues publiques au moment des enquêtes publiques c'est-à-dire en 2015. D'autre part, cette concomitance avec le lancement des projets a compliqué l'étude du processus de concertation, qui est d'ailleurs encore en cours au moment de la rédaction du manuscrit.

Il conviendrait ainsi, dans une perspective de recherche ultérieure, d'approfondir le rôle joué par les mesures « environnementales » (mesures ERC, d'accompagnement et de suivi) dans l'acceptabilité des projets éoliens en mer. Le processus complet de concertation serait ainsi à étudier (réunions préliminaires, groupes de travail, débats publics, enquêtes publiques, etc.) pour mettre en évidence les jeux d'acteurs et observer éventuellement une évolution de ces mesures au cours du processus de concertation.

Par ailleurs, une seconde perspective de recherche, qui mériterait d'être prolongée, porte sur la réflexion autour de la notion d'une compensation intégrale. Nous avons en effet mis en évidence une relative perméabilité des compensations des pertes écologiques et de bien-être alors qu'elles appartiennent initialement à des référentiels distincts (Cf. Chapitre 1). La compensation écologique

et la compensation des pertes de bien-être se rejoignent par le biais du concept de services écosystémiques dès lors qu'une compensation biophysique est mise en œuvre (i.e. des actions de restauration, de création et des mesures de gestion). Chaque type de compensation est mise en œuvre pour compenser des pertes de nature différente. Une compensation biophysique ne permettrait-elle pas néanmoins de compenser à la fois des pertes écologiques et des pertes de bien-être ? Cette idée, séduisante à certains points de vue, est-elle conceptuellement pertinente ? Il conviendrait, par ailleurs, de s'interroger sur les modalités pratiques d'une telle compensation. La difficulté qui, intuitivement, vient à l'esprit est celle relative à l'évaluation. Outre le fait que l'évaluation propre à chacun des types de compensation est une entreprise délicate et en débat, compenser à la fois les pertes de bien-être et les pertes écologiques dans une même action de compensation implique un réel risque de double comptage.

Apports de la thèse

Les travaux de thèse ont permis d'apporter un éclairage nouveau sur la compensation écologique. Généralement envisagée comme un outil réglementaire strictement écologique, nous avons montré l'existence d'enjeux juridiques, institutionnels, méthodologiques, conceptuels et sociaux.

La pluralité de ces enjeux souligne la pluridisciplinarité nécessaire pour analyser l'efficacité environnementale de la compensation écologique. Ainsi, la compensation écologique s'avère être un objet d'étude complexe, qui nécessite de prendre en compte, outre l'aspect écologique, des éléments issus notamment de l'économie et du droit afin d'en discuter la pratique et les effets.

La compensation écologique permettra d'autant plus de stopper l'érosion de la biodiversité marine que ces enjeux seront en partie résolus : seul un meilleur cadrage et une meilleure articulation conceptuelle, institutionnelle et méthodologique de la compensation, elle-même intégrée à l'échelle d'un territoire, pourra aboutir à une meilleure conciliation du développement humain avec la préservation de la biodiversité.



Bibliographie

- AFP, & Le Parisien. (2016). Eolien en mer: des associations déposent un recours contre le parc prévu à Fécamp-Etretat. Retrieved October 25, 2016, from <http://www.leparisien.fr/rennes-35000/eolien-en-mer-des-associations-deposent-un-recours-contre-le-parc-prevu-a-fecamp-etretat-16-08-2016-6045865.php>
- Ahlén, I. (2007). *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia* *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Environmental Protection* (Vol. 5571). Retrieved from <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5571-2.pdf>
- Ailes Marines S.A.S. (2016a). *Etude d'impact environnemental du projet de parc éolien en mer au large de Saint-Brieuc*.
- Ailes Marines S.A.S. (2016b). *Projet éolien en mer en baie de Saint-Brieuc - Note Concertation et informations du public*.
- 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*(1), 8. <https://doi.org/10.1186/2046-9063-10-8>
- Bartkowski, B., Lienhoop, N., & Hansjürgens, B. (2015). Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. *Ecological Economics*, *113*, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.023>
- Bas, A., Gastineau, P., Hay, J., & Pioch, S. (2015). Habitat Equivalency Analysis - Estimation de l'équivalence écologique sur la base des services et ressources rendus par l'habitat. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 224–235). Editions QUAE.
- Bas, A., Hay, J., & Pioch, S. (2016). 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 & H. Melin (Eds.), *Habiter le littoral. Entre enjeux de société et enjeux de connaissances* (pp. 207–224). Presses Universitaires de Provence.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.027>
- Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., ... Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, *26*(4), 1055–1074. <https://doi.org/10.5061/dryad.rc0jn>
- Bell, D., Gray, T., & Haggett, C. (2005). The "Social Gap" in Wind Farm Siting Decisions: Explanations and Policy Responses. *Environmental Politics*, *14*(4), 460–477. <https://doi.org/10.1080/09644010500175833>
- Bell, D., Haggett, C., & Swaffield, J. (2013). Re-visiting the "Social Gap." *Public Opinion and Relations of Power in the Local Politics of Wind Energy* *Environmental Politics*, *22*(1), 115–135.
- Berger, F., & Pioch, S. (2012). *Modélisation de la compensation écologique via l'approche service-service dans le cadre de la loi sur la responsabilité environnementale*.

- Blyth-Skyrme, R. E. (2010). *Options and opportunities for marine fisheries mitigation associated with windfarms*. London.
- Boehlert, G. W., & Gill, A. B. (2010). Environmental and Ecological Effects of Ocean Renewable Energy Development: A Current Synthesis. *Oceanography*, 23(2), 68–81. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2010.46>
- Boeuf, G. (2014). *La biodiversité, de l'océan à la cité* (Leçons ina). Paris: Fayard Collège de France.
- Boissonade, J., Bauler, T., Barbier, R., Fortin, M.-J., Lemarchand, F., Raufflet, E., & Duchemin, E. (2015). Mettre à l'épreuve de l'acceptabilité sociale. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de L'environnement*.
- Bonar, P. A. J., Bryden, I. G., & Borthwick, A. G. L. (2015). Social and ecological impacts of marine energy development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 486–495. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.068>
- Bonnieux, F., & Desaignes, B. (1998). *Economie et politique de l'environnement*. Dalloz.
- Bontems, P., & Rotillon, G. (2013). *L'économie de l'environnement* (Repères). La Découverte.
- Börger, T., Hooper, T. L., & Austen, M. C. (2015). Valuation of ecological and amenity impacts of an offshore windfarm as a factor in marine planning. *Environmental Science & Policy*, 54, 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.018>
- 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 and Coasts*, 33(6), 1249–1260. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9347-5>
- Boughriet, R. (2016). Parc éolien offshore de Saint-Nazaire : un recours déposé. Retrieved October 25, 2016, from <http://www.actu-environnement.com/ae/news/recours-parc-eolien-mer-saint-nazaire-27286.php4>
- Brabant, R., Vanermen, N., Stienen, E. W. M., & Degraer, S. (2015). Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. *Hydrobiologia*, 756(1), 63–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2224-2>
- British Wind Energy Association. (2006). *The impact of wind farms on the tourist industry in the UK*.
- Buck, B. H., Krause, G., & Rosenthal, H. (2004). Extensive open ocean aquaculture development within wind farms in Germany: The prospect of offshore co-management and legal constraints. *Ocean and Coastal Management*, 47(3–4), 95–122. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.04.002>
- Business and Biodiversity Offsets Programme. (2009). *Biodiversity Offset Design Handbook Appendices*.
- Business and Biodiversity Offsets Programme. (2012). *Biodiversity Offset Design Handbook - Update*.
- Calvet, C. (2015). *Analyse de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques publiques comme outil de conciliation des intérêts économiques et des objectifs de conservation de la biodiversité*. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.

- Calvet, C., Levrel, H., Napoléone, C., & Dutoit, T. (2015). La réserve d'actifs naturels : une nouvelle forme d'organisation pour la préservation de la biodiversité en France. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 139–156). éditions QUAE.
- Carlier, A. (2015). Les actions de restauration des écosystèmes benthiques côtiers. In H. Levrel, F. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 201–211). Editions QUAE.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human – induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Sciences Advances*, 1(e1400253), 1–5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chapman, D., & LeJeune, K. (2007). *Review Report on Resource Equivalence Methods and Applications - REMEDE*.
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Bielsa, S., Richard, D., Martin, G., & Pujol, J.-L. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. (Centre d'Analyse Stratégique, Ed.). La Documentation française.
- Claro, E. (2007). Exchange relationships and the environment: The acceptability of compensation in the siting of waste disposal facilities. *Environmental Values*, 16(2), 187–208. <https://doi.org/10.3197/096327107780474519>
- Clewell, A., & Aronson, J. (2010). *La restauration écologique. Principes, valeurs et structure d'une profession émergente*. Actes Sud.
- Collie, J., Escanero, G., & Valentine, P. (1997). Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 159–172. <https://doi.org/10.3354/meps155159>
- Commission d'enquête publique. (2015). *Enquête publique "Parc éolien offshore au large de Courseulles-sur-Mer" 2ème partie – Conclusions et Avis de la commission d'enquête publique*.
- Commission Européenne. La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel, stratégie de l'UE à l'horizon 2020 (2011). Brussels, Belgium.
- Conseil National de la Protection de la Nature. (2012). *Demande de dérogation portant sur espèces protégées dans le cadre d'un projet relatif à la création d'un nouveau port de commerce sur le site de la Carbonite à Bastia, en Corse. Réunion du 20 décembre 2012*.
- Costanza, R., & Daly, H. E. (2012). Capital Natural Development Sustainable. *Conservation Biology*, 6(1), 37–46. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2036.2008.03913.x>
- Craft, C., Broome, S., & Campbell, C. (2002). Fifteen years of vegetation and soil development after brackish-water marsh creation. *Restoration Ecology*, 10(2), 248–258. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01020.x>
- Cunha, A. H., Marbá, N. N., van Katwijk, M. M., Pickerell, C., Henriques, M., Bernard, G., ... Manent, P. (2012). Changing paradigms in seagrass restoration. *Restoration Ecology*, 20(4), 427–430. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00878.x>

- De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., & Farley, J. (2013). Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conservation Biology*, 27(6), 1286–1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- Desholm, M., & Kahlert, J. (2005). Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters*, 1(3), 296–8. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0336>
- Devine-Wright, P. (2005). Beyond NIMBYism: Towards an integrated framework for understanding public perceptions of wind energy. *Wind Energy*, 8(2), 125–139. <https://doi.org/10.1002/we.124>
- Devine-Wright, P. (2009). Rethinking NIMBYism: The Role of Place Attachment and Place Identity in Explaining Place-protective Action. *Journal of Community & Applied Social Psychology*, 19, 426–441. <https://doi.org/10.1002/casp>
- Diemer, A. (2012). Développement durable plutôt qu'écodéveloppement : le nouveau gadget idéologique de l'occident ? In *Les représentations Nord Sud du développement durable* (p. 24). Retrieved from <http://www.oeconomia.net/private/colloquerepresentationsNS/diemer-dd-dec2012.pdf>
- DONG Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, & Danish Forest and Nature Agency. (2006). *Danish Offshore Wind: Key Environmental Issues*.
- DONG Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, & Danish Forest and Nature Agency. (2013). *Key Environmental Issues – a Follow-up*. Retrieved from http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/undergrund-forsyning/vedvarende-energi/vindkraft-vindmoeller/havvindmoeller/miljoepaavirkninger/Havvindmøllebog_web%5B1%5D.pdf
- Drewitt, A. L., & Langston, R. H. W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148, 29–42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- Dröes, M. I., & Koster, H. R. a. (2014). Renewable Energy and Negative Externalities: The Effect of Wind Turbines on House Prices. *Mimeo, VU University Amsterdam*. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2016.09.001>
- Dumax, N. (2009). *Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental*. ENGEEES.
- Dunford, R. W., Ginn, T. C., & Desvousges, W. H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49–70.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.034>
- Ellis, G., Barry, J., & Robinson, C. (2007). *Many ways to say "No" - Different ways to say "Yes": applying Q-methodology to understand public acceptance of wind farm proposals*.
- Eoliennes en mer Iles d'Yeu et de Noirmoutier. (2015). *Retour d'expérience sur les parcs en mer - activités pêche, Note débat public*.
- Eoliennes Offshore des Hautes Falaises. (2015). *Etude d'impact environnemental du parc éolien en mer au large de Fécamp*.
- Eoliennes Offshore du Calvados. (2013). *Projet de parc éolien au large de Courseulles sur mer - Débat public Dossier du maître d'ouvrage*.

- Eoliennes Offshore du Calvados. (2015a). *Etude d'impact environnemental du parc éolien en mer au large de Courseulles-sur-Mer*.
- Eoliennes Offshore du Calvados. (2015b). *Parc éolien en mer au large de Courseulles-sur-Mer - Bilan de la concertation*.
- EWEA. (2015). *The European offshore wind industry - key trends and statistics 2014*. <https://doi.org/10.1109/CCA.1997.627749>
- Fennessy, M. S., Jacobs, A. D., & Kentula, M. E. (2004). *Review of Rapid Assessment Methods for assessing wetland conditions*.
- 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.
- Ferreira, S., & Gallagher, L. (2010). Protest responses and community attitudes toward accepting compensation to host waste disposal infrastructure. *Land Use Policy*, 27(2), 638–652. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.020>
- Firestone, J., & Kempton, W. (2007). Public opinion about large offshore wind power: Underlying factors. *Energy Policy*, 35(3), 1584–1598. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.04.010>
- Firestone, J., Kempton, W., Lilley, M. B., & Samoteskul, K. (2012). Public acceptance of offshore wind power : does perceived fairness of process matter ? *Journal of Environmental Planning and Management*, 55(10), 1387–1402.
- Fonseca, M. S., Julius, B. E., & Kenworthy, W. J. (2000). Integrating biology and economics in seagrass restoration: How much is enough and why? *Ecological Engineering*, 15(3–4), 227–237. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00078-1)
- Fournis, Y., & Fortin, M.-J. (2015). Une définition territoriale de l'acceptabilité sociale : pièges et défis conceptuels. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de L'environnement*, 15(3).
- Frey, B. S., Oberholzer-Gee, F., & Eichenberger, R. (1996). The Old Lady Visits Your Backyard: A Tale of Morals and Markets. *Journal of Political Economy*, 104(6), 1297. <https://doi.org/10.1086/262060>
- Froger, G., Calvo-Mendieta, I., Petit, O., & Vivien, F.-D. (2016). Qu'est-ce que l'économie écologique ? *L'économie Politique*, 69, 8–23.
- Froger, G., Ménard, S., & Méral, P. (2015). Towards a comparative and critical analysis of biodiversity banks. *Ecosystem Services*, 15, 152–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.018>
- Gee, K. (2010). Offshore wind power development as affected by seascape values on the German North Sea coast. *Land Use Policy*, 27(2), 185–194. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.05.003>
- Gill, A. B. (2005). Offshore renewable energy: Ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 605–615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01060.x>
- Gobert, J. (2010). Ethique environnementale, remédiation écologique et compensations territoriales : entre antinomie et correspondances. *VertigO – La Revue Électronique En Sciences de L'environnement*, 10(1). <https://doi.org/10.4000/vertigo.9535>

- Gonzalez-Correa, J. M., Bayle, J. ., Sanchez-Lizaso, J. L., Valle, C., Sanchez-Jerez, P., & Ruiz, J. M. (2005). Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*, *320*, 65–76.
- Guerrien, B. (2002). *Dictionnaire d'analyse économique* (Grands Repères). La Découverte.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., ... Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, *6*(May), 7615. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., & Vaissière, A.-C. (2015). Le cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les zones humides. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 45–57). Editions QUAE.
- Hicks, J. R. (1939). The Foundations of Welfare Economics. *The Economic Journal*, *49*(196), 696–712.
- Holmer, M. (2010). Environmental issues of fish farming in offshore waters: Perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions*, *1*(1), 57–70. <https://doi.org/10.3354/aei00007>
- Hooper, T., & Austen, M. (2014). The co-location of offshore windfarms and decapod fisheries in the UK: Constraints and opportunities. *Marine Policy*, *43*, 295–300. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.06.011>
- Jacob, C. (2016). *Approche géographique de la compensation écologique en milieu marin : analyse de l'émergence d'un système de gouvernance environnementale*. Université Paul Valéry Montpellier 3.
- Jacob, C., Buffard, A., Pioch, S., & Thorin, S. (soumis). Ecological restoration and engineering for marine ecosystems: a proposed framework for improved mitigation hierarchy practices. *Ecological Engineering*.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.04.001>
- Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., & Levrel, H. (2014). Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives. *Vertigo*, *14*(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.6782>
- Jenkins-Smith, H., & Kunreuther, H. (2001). Mitigation and benefits measures as policy tools for siting potentially hazardous facilities: determinants of effectiveness and appropriateness. *Risk Analysis: An Official Publication of the Society for Risk Analysis*, *21*(2), 371–382. <https://doi.org/doi:10.1111/0272-4332.212118>
- Kahouli, S., & Martin, J.-C. (2015). *Assessment of regional economic impacts of an offshore wind project: a French case study*. Amure publications, Working Papers Series D-38-205. Retrieved from http://www.umr-amure.fr/electro_doc_amure/D_38_2015.pdf
- Kaldor, N. (1939). Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparison of Utility. *The Economic Journal*, *49*(195), 549–552.

- Kempton, W., Firestone, J., Lilley, J., Rouleau, T., & Whitaker, P. (2005). The Offshore Wind Power Debate: Views from Cape Cod. *Coastal Management*, 33, 119–149. <https://doi.org/10.1080/08920750590917530>
- 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 (Bretagne, France)*. UMR Amure - Université de Bretagne Occidentale.
- 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. (2015a). Evaluer les perceptions et les préférences des acteurs du territoire. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 262–276). Editions QUAE.
- Kermagoret, C., Levrel, H., & Carlier, A. (2015b). La compensation au service de l'acceptabilité sociale : un état de l'art des apports empiriques et du débat scientifique. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de L'environnement*, (Volume 15 Numéro 3), 1–13. Retrieved from <http://vertigo.revues.org.gate3.inist.fr/16798%5Cnhttp://vertigo.revues.org.gate3.inist.fr/pdf/16798>
- Kermagoret, C., Levrel, H., Carlier, A., & Dachary-Bernard, J. (2016). Individual preferences regarding environmental offset and welfare compensation : a choice experiment application to an offshore wind farm project. *Ecological Economics*, 129, 230–240. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.017>
- Kermagoret, C., Levrel, H., Carlier, A., & Ponsero, A. (2016). Stakeholder Perceptions of Offshore Wind Power : A Fuzzy Cognitive Mapping Approach. *Society & Natural Resources*, 29(8). <https://doi.org/10.1080/08941920.2015.1122134>
- Krueger, A. D., Parsons, G. R., & Firestone, J. (2011). Valuing the Visual Disamenity of Offshore Wind Power Projects at Varying Distances from the Shore : An Application on the Delaware Shoreline. *Land Economics*, 87(2), 268–283. <https://doi.org/10.1353/lde.2011.0000>
- Kuehn, S. (2005). *Sociological Investigation of The Reception of Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farms In the Local Communities. Annual status report 2003 to Elsam Engineering*.
- Ladenburg, J. (2008). Attitudes towards on-land and offshore wind power development in Denmark; choice of development strategy. *Renewable Energy*, 33(1), 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2007.01.011>
- Ladenburg, J., & Dubgaard, A. (2007). Willingness to pay for reduced visual disamenities from offshore wind farms in Denmark. *Energy Policy*, 35(8), 4059–4071. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2007.01.023>
- Laurans, Y., Ferté-Devin, A., Lapeyre, R., & Wemaëre, M. (2016). La nouvelle loi pour la biodiversité en France : une boîte à outils. *Issue Brief - IDDRI*, 12.
- Lawrence, D. P. (2007). Impact significance determination-Back to basics. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(8), 755–769. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.02.011>

- Lebègue, D., Hirtzman, P., & Baumstark, L. (2005). *Le prix du temps et la décision publique : révision du taux d'actualisation public. Rapport du groupe d'experts, Commissariat général du Plan* La Documentation française.
- Lehr, U., Lutz, C., & Edler, D. (2012). Green jobs? Economic impacts of renewable energy in Germany. *Energy Policy*, *47*, 358–364. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.076>
- Lehr, U., Nitsch, J., Kratzat, M., Lutz, C., & Edler, D. (2008). Renewable energy and employment in Germany. *Energy Policy*, *36*(1), 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2007.09.004>
- Lenfant, P., Gudéfin, A., Fonbonne, S., Lecaillon, G., Aronson, J., Blin, E., ... Person, J. (2015). *Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée. Orientations et principes*.
- Levrel, H. (2012). *La conservation de la biodiversité à partir du principe de compensation. Promesses et limites d'un nouvel avatar du développement durable*. UMR Amure - Ifremer.
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., & Pioch, S. (2015). *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Editions QUAE.
- Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P., & Pioch, S. (2012). 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*(1), 16–29. <https://doi.org/10.1051/nss/2012003>
- Levrel, H., Pioch, S., & Spieler, R. (2012). Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*, *36*(6), 1202–1210. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.03.004>
- Lewis, R. R., & Gilmore, R. G. (2007). Important considerations to achieve successful mangrove forest restoration with optimum fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, *80*(3), 823–837.
- Lilley, M. B., Firestone, J., & Kempton, W. (2010). The Effect of Wind Power Installations on Coastal Tourism. *Energies*, *3*(1), 1–22. <https://doi.org/10.3390/en3010001>
- Lindeboom, H. J., Degraer, S., Dannheim, J., Gill, A. B., & Wilhelmsson, D. (2015). Offshore wind park monitoring programmes, lessons learned and recommendations for the future. *Hydrobiologia*, *756*(1), 169–180. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2267-4>
- Lindeboom, H. J., Kouwenhoven, H. J., Bergman, M. J. N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., ... Scheidat, M. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters*, *6*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/3/035101>
- Lucas, M. (2015). *Etude juridique de la compensation écologique*. LGDJ, Lextenso Editions.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., ... Bidogli, G. (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Mansfield, C., Van Houtven, G. L., & Huber, J. (2002). Compensating for Public Harms: Why Public Goods Are Preferred to Money. *Land Economics*, *78*(3), 368–389. <https://doi.org/10.2307/3146896>

- Maron, M., Gordon, A., Mackey, B. G., Possingham, H. P., & Watson, J. E. M. (2015). Conservation: Stop misuse of biodiversity offsets. *Nature*, 523, 401–403. <https://doi.org/10.1038/523401a>
- Martin, G. (2015). Fonctions du droit et mesures compensatoires françaises. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 16–24). Editions QUAE.
- McCartney, A. (2006). The Social Value of Seascapes in the Jurien Bay Marine Park: An Assessment of Positive and Negative Preferences for Change. *Journal of Agricultural Economics*, 57(3), 577–594. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2006.00074.x>
- McCook, L. J., Ayling, T., Cappo, M., Choat, J. H., Evans, R. D., De Freitas, D. M., ... Williamson, D. H. (2010). Adaptive management of the Great Barrier Reef: a globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *PNAS*, 107(43), 18278–85. <https://doi.org/10.1073/pnas.0909335107>
- Mesnildrey, L., Gascuel, D., Lesueur, M., & Le Pape, O. (2010). *Analyse des effets des réserves de pêche*.
- Michler-Cieluch, T., Krause, G., & Buck, B. H. (2009). Reflections on integrating operation and maintenance activities of offshore wind farms and mariculture. *Ocean & Coastal Management*, 52(1), 57–68. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.09.008>
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems And Human Well-Being: Synthesis*. Washington D.C.
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2010). *Guide pour l'évaluation des incidences des projets d'extraction de matériaux en mer sur les sites Natura 2000*. Retrieved from http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/guide_version_finale_en_pdf.pdf
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2011). *Plan climat de la France Actualisation 2011*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Plan-climat-france-2011.pdf>
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2012a). *Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*. Retrieved from http://www.developpement-durable.gouv.fr/Eviter-reduire-et-compenser-les,46019.html#La_doctrine__viter__r_duire_et_compenser_les_impacts_sur_le_milieu_nature
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2012b). *Energies marines renouvelables – Etude méthodologique des impacts environnementaux et socio-économiques*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Energies-marines-renouvelables,30088.html>
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer. (2014). *Communiqué de Mme Ségolène Royal : " Par l'accord ambitieux conclu sur l'énergie et le climat, l'Europe a su se montrer volontaire, créative et visionnaire ."* Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Segolene-Royal-Par-l-accord.html>
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer, Commissariat Général au Développement Durable, & Direction de l'Eau et de la Biodiversité. (2013). *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Lignes-directrices-nationales-sur.html>

- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer, Commissariat Général au Développement Durable, Gaubert, H., & Hubert, S. (2012). *La Loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence – Guide méthodologique. Références*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-loi-responsabilite.html?onglet=publications>
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer, Commissariat Général au Développement Durable, Hardelin, J., & Marical, F. (2011). *Taux d'actualisation et politiques environnementales : un point sur le débat*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Taux-d-actualisation-et-politiques.html>
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer, Commissariat Général au Développement Durable, Monnery, J., Hubert, S., & Gaubert, H. (2011). *Application des méthodes d'équivalence à la pollution accidentelle du Gave d'Aspe. Etudes et documents*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Application-des-methodes-d.html>
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer, & Direction Générale de l'Energie et du Climat. (2010). *Guide de l'étude d'impact sur l'environnement des parcs éoliens (actualisation 2010)*. Retrieved from http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/guide_eolien_15072010_complet.pdf
- Ministère de l'environnement de l'énergie et de la mer, Service de l'économie de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Commissariat Général au Développement Durable, Morandea, D., & Vilaysack, D. (2012). *La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger. Etudes et documents*. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-compensation-des-atteintes-a-la.html>
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., & Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology*, 10(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>
- Mudgal, S., Chenot, B., Salès, K., & Fogleman, V. (2013). *Implementation challenges and obstacles of the Environmental Liability Directive (ELD) - Final Report*.
- Müürsepp, M., & Ehrlich, U. (2012). Conflicting interest in the production of wind energy: public demand for shores without wind turbines. *Discussions on Estonian Economic Policy: Theory and Practice of Economic Policy*, 20, 126–142.
- Nadai, A., & Labussiere, O. (2010). Acceptabilité sociale et planification territoriale, éléments de réflexion à partir de l'éolien et du stockage du CO2. In *Captage et stockage du CO2 - Enjeux techniques et sociaux en France* (pp. 45–60).
- Nadai, A., & Labussière, O. (2014). Recomposer la mer pour devenir offshore : le projet éolien de Veulettes-sur-Mer. Dossier « Territoires en transition environnementale ». *Natures Sciences Sociétés*, 22(3), 204–218. <https://doi.org/10.1051/nss/2014039>
- National Oceanic and Atmospheric Administration, & Damage Assessment and Restoration Program. (1997). *Scaling Compensatory Restoration Actions Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment Under The Pollution Action Act of 1990*.
- National Oceanic and Atmospheric Administration, & Damage Assessment and Restoration Program. (2006). *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*.
- Neyret, L., & Martin, G. (2012). *Nomenclature des préjudices environnementaux* (Droit des). LGDJ.

- Oiry, A. (2015). Conflits et stratégies d'acceptabilité sociale autour des énergies marines renouvelables sur le littoral français. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de L'environnement*, 15(3).
- OSPAR Convention. (2003). *Criteria for the Identification of Species and Habitats in need of Protection and their Method of Application (The Texel-Faial Criteria)*.
- Parc du Banc de Guérande. (2015a). *Etude d'impact environnemental du projet de parc éolien en mer au large de Saint-Nazaire*.
- Parc du Banc de Guérande. (2015b). *Parc éolien en mer au large de Saint-Nazaire - Bilan de la concertation*.
- Pasqualetti, M. J. (2000). Morality, space, and the power of wind-energy landscapes. *The Geographical Review*, 90(3), 381–394.
- 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.
- Pergent-Martini, C., & Pasqualini, V. (2000). Seagrass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biol. Mar. Mediterr*, 7(2), 405–409.
- Petersen, J. K., & Malm, T. (2006). Offshore Windmill Farms: Threats to or Possibilities for the Marine Environment. *Ambio*, 35(2), 75–80. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[75:OWFTTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[75:OWFTTO]2.0.CO;2)
- Pilgrim, J. D., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Gardner, T. A., Hase, A. Von, Kate, K., ... Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6(5), 376–384. <https://doi.org/10.1111/conl.12002>
- Pioch, S. (2016). *Vers une nouvelle gouvernance côtière entre aménagement et environnement ? La compensation des impacts de l'homme sur l'environnement dans les projets d'aménagements maritimes*. Université Paul Valéry, Montpellier 3.
- Pioch, S., Jacob, C., & Bas, A. (2015). L'Uniform Mitigation Assessment Method - Une méthode intégrée de notation des fonctions écologiques. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 236–250). Editions QUAE.
- Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes : key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991–2999. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- Quétier, F., Quenouille, B., Schwoertzig, E., Gaucherand, S., Lavorel, S., & Thiévent, P. (2012). Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels. *Sciences Eaux et Territoires, Hors série*. Retrieved from <http://www.set-revue.fr/les-enjeux-de-l-equivalence-ecologique-pour-la-conception-et-le-dimensionnement-de-mesures-compensat>
- Quétier, F., Regnery, B., Jacob, C., & Levrel, H. (2015). Les contours flous de la doctrine éviter-réduire-compenser de 2012. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 25–33). Editions QUAE.

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>
- Raufflet, E. (2014). De l'acceptabilité sociale au développement local résilient. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de L'environnement*, 14(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.6782>
- Regnery, B. (2013). *Les mesures compensatoires pour la biodiversité - Conception et perspectives d'application*. Université Pierre et Marie Curie.
- Regnery, B., Quétier, F., Cozannet, N., Gaucherand, S., Laroche, A., Burylo, M., & Couvet, D. (2013). Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance. *Sciences Eaux et Territoires, Hors Série*, 1–8.
- Roussel, F. (2016). Eolien en mer : les recours contre les parcs s'enchaînent. Retrieved October 25, 2016, from <http://www.actu-environnement.com/ae/news/recours-pars-eoliens-courseulles-normandie-27725.php4>
- Sastresa, E. L., Usón, A. A., Bribián, I. Z., & Scarpellini, S. (2010). Local impact of renewables on employment: Assessment methodology and case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(2), 679–690. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.017>
- Scemama, P., & Levrel, H. (2013). L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux Etats-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Revue d'Economie Politique*, 123(6), 893–924.
- Schuster, E., Bulling, L., & Köppel, J. (2015). Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environmental Management*, 56(2), 300–331. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0501-5>
- Society for Ecological Restoration (SER). (2004). *L'abécédaire sur l'écologie de la restauration*. Retrieved from <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>.
- Sterzinger, G., Beck, F., & Kortiuk, D. (2003). The Effect of Wind Development on Local Property Values, 81.
- Tavernier-Dumax, N., & Rozan, A. (2015). La méthode Habitat Evaluation Procedure adaptée - Un outil d'évaluation non monétaire. In H. Levrel, N. Frascaria-Lacoste, J. Hay, G. Martin, & S. Pioch (Eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité* (pp. 251–261). Editions QUAE.
- ter Mors, E., Terwel, B. W., & Daamen, D. D. L. (2012). The potential of host community compensation in facility siting. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 11(SUPPL), 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2012.07.002>
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*.
- UICN France. (2014). *Développement des énergies marines renouvelables et préservation de la biodiversité. Synthèse à l'usage des décideurs* (Vol. Les énergi). Paris, France.
- Unsworth, R., & Bishop, R. (1994). Assessing natural resource damages using environmental annuities. *Ecological Economics*, 11, 35–41.

- Vaissière, A.-C., & Levrel, H. (2015). Biodiversity offset markets : What are they really ? An empirical approach to wetland mitigation banking. *Ecological Economics*, 110, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.002>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.03.023>
- van der Horst, D. (2007). NIMBY or not? Exploring the relevance of location and the politics of voiced opinions in renewable energy siting controversies. *Energy Policy*, 35(5), 2705–2714. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.12.012>
- Van Dover, C. L., Aronson, J., Pendleton, L., Smith, S., Arnaud-Haond, S., Moreno-Mateos, D., ... Warner, R. (2014). Ecological restoration in the deep sea: Desiderata. *Marine Policy*, 44, 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.07.006>
- van Hal, R., Couperus, B., Fassler, S., Gastauer, S., Hintzen, N., Teal, L., ... Winter, E. (2012). *Monitoring and Evaluation Program Near Shore Wind Farm (MEP-NSW) Fish community*.
- van Teeffelen, A. J. A., Opdam, P., Wätzold, F., Hartig, F., Johst, K., Drechsler, M., ... Quétier, F. (2014). Landscape and Urban Planning Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 130, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.06.004>
- Walras, L. (1874). *Éléments d'économie politique pure*.
- Webb, T. J., vanden Berghe, E., & O'Dor, R. (2010). Biodiversity's big wet secret: The global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the deep pelagic ocean. *PLoS ONE*, 5(8), 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010223>
- Westerberg, V., Jacobsen, J. B., & Lifran, R. (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French mediterranean. *Tourism Management*, 34, 172–183. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2012.04.008>
- Wilson, J. C., Elliott, M., Cutts, N. D., Mander, L., Mendão, V., Perez-Dominguez, R., & Phelps, A. (2010). Coastal and offshore wind energy generation: Is it environmentally benign? *Energies*, 3(7), 1383–1422. <https://doi.org/10.3390/en3071383>
- Wolsink, M. (2000). Wind power and the NIMBY-myth : institutional capacity and the limited significance of public support. *Renewable Energy*, 21, 49–64.
- Wolsink, M. (2007). Wind power implementation: The nature of public attitudes: Equity and fairness instead of "backyard motives." *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(6), 1188–1207.
- Wolsink, M. (2010). Near-shore wind power-Protected seascapes, environmentalists' attitudes, and the technocratic planning perspective. *Land Use Policy*, 27(2), 195–203. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.04.004>
- Wolsink, M. (2012). Wind Power wind power: Basic Challenge Concerning Social Acceptance wind power social acceptance. In R. A. MEYERS (Ed.), *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (pp. 1785–1821). Springer.

- Wolsink, M. (2013). Acceptation sociale de l'innovation en matière d'énergie renouvelable : en quoi l'offshore est-il différent ? In G. Gueguen-Hallouët & H. Levrel (Eds.), *Energies marines renouvelables - Enjeux juridiques et socio-économiques*. A. Pedone / UMR Amure - Centre de Droit et d'Économie de la Mer.
- Wood, G. (2008). Thresholds and criteria for evaluating and communicating impact significance in environmental statements: "See no evil, hear no evil, speak no evil"? *Environmental Impact Assessment Review*, 28(1), 22–38. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.03.003>
- Wüstenhagen, R., Wolsink, M., & Bürer, M. J. (2007). Social acceptance of renewable energy innovation: An introduction to the concept. *Energy Policy*, 35(5), 2683–2691. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.12.001>
- WWF. (2015). *Living Blue Planet Report: Species, habitats and human well-being*. Gland, Switzerland. <https://doi.org/10.1016/j.edurev.2013.01.001>
- Zaal, M. P., Terwel, B. W., ter Mors, E., & Daamen, D. D. L. (2014). Monetary compensation can increase public support for the siting of hazardous facilities. *Journal of Environmental Psychology*, 37, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2013.11.002>
- Zafonte, M., & Hampton, S. (2007). Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 61(1), 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.02.009>

Annexes

Annexe 1 – Les mesures ERC proposées par les parcs éoliens en mer de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp	175
Annexe 2 – Analyse des débats publics.....	183
Annexe 3 – Ventilation des mesures ERC selon leurs objectifs.....	201
Annexe 4 – Notation des indicateurs et des enjeux d’indice environnemental pour le cas d’étude relatif à l’extension portuaire.....	203
Annexe 5 – Détails des calculs de la méthode HEA pour le cas d’étude portant sur l’extension portuaire.....	211
Annexe 6 – Notation des indicateurs et des indices d’enjeu environnemental pour le cas d’étude relatif au parc éolien en mer.....	215

Annexe 1 – Les mesures ERC proposées par les parcs éoliens en mer
de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp

Les mesures ERC proposées pour le parc éolien en mer de Courseulles-sur-Mer (Eoliennes Offshore du Calvados, 2015a)

Mesures	Cibles concernées	Objectif	Phase du projet
Mesures d'évitement			
Absence de peinture de protection peinture anti-fouling sur les fondations	Espèces benthiques	Permettre la colonisation des fondations par les espèces benthiques	Construction Exploitation
Utilisation de matériaux contenant moins de 10% de fines	Qualité de l'eau et des sédiments	Réduction du panache turbide lors de la mise en place d'enrochement	Construction
Espacement des éoliennes, localisation du parc, orientation des lignes	Avifaune Activités de pêche	Limiter l'effet barrière pour éviter des dépenses énergétiques supplémentaires Eviter les secteurs les plus pêchés, favoriser les possibilités de pratique de pêche dans le parc	Exploitation
Surface et angle de vue limité, alignement des éoliennes dans l'axe d'Arromanches	Paysage	Limiter l'effet visuel	Exploitation
Protection des câbles	Activités de pêche Sécurité maritime	Limiter le risque de croche des engins de pêche	Exploitation
Signalisation maritime et aérienne, restriction de navigation, plan d'intervention d'accident	Sécurité maritime	Sécuriser la navigation par rapport à la présence du parc	Construction Exploitation
Mesures de réduction			
Analyse des sédiments, élimination à terre en cas de contamination	Qualité de l'eau et des sédiments	Eviter la contamination de l'eau et des sédiments lors des opérations de démantèlement des pieux	Démantèlement
Effarouchement par l'utilisation de pinger et seal scarer avant le démarrage des travaux	Mammifères marins	Eloigner les mammifères marins avant le début des travaux	Construction Démantèlement
Démarrage progressif du battage de pieux (soft-start)	Mammifères marins	Eloigner les mammifères marins avant le début des travaux	Construction
Réduction des émissions lumineuses par cônes d'éclairage	Avifaune Chauve-souris	Limiter l'attraction lumineuse	Construction
Hauteur de vol liée à la maintenance par hélicoptère	Avifaune	Hauteur de vol suffisante entre la côte et le parc pour limiter le dérangement des oiseaux	Exploitation
Création d'une « maison du parc », installation de panneaux de présentation du projet sur des lieux emblématiques	Paysage	Favoriser l'insertion paysagère du projet et l'appropriation du projet par les populations locales	Construction Exploitation
Mesures d'information, de signalisation et de surveillance lors des travaux, Plan d'intervention	Sécurité maritime	Garantir la sécurité du trafic maritime	Construction Exploitation
Absence de battage de nuit simultané des fondations les plus proches de la côte	Santé	Eviter le doublement de bruit provoqué par le battage simultané de 2 fondations pour les habitations les plus proches	Construction
Mesure compensatoire			
Installation de radars au niveau du parc et autres moyens de surveillance et de communication (AIS, émetteur, etc.)	Sécurité maritime	Améliorer la surveillance des activités maritimes dans le parc et à son voisinage	Construction Exploitation

Les mesures ERC proposées pour le parc éolien en mer de Saint-Nazaire (Parc du Banc de Guérande, 2015a)

Mesures	Cibles concernées	Objectif	Phase du projet
Mesures d'évitement			
Implantation éloignée du littoral	Santé Plaisance Tourisme littoral	Eviter la perception sonore des éoliennes depuis le littoral Eviter la gêne occasionnée pour les usages touristiques littoraux et les plaisanciers titulaires d'un permis côtier	Exploitation*
Modification du tracé du câble	Espèces et habitats benthiques	Eviter les zones à laminaires denses	Construction* Exploitation*
Absence de peinture de protection anti-fouling sur les monopieux	Qualité de l'eau Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques	Permettre la colonisation des fondations Eviter le rejet de biocides dans l'eau	Construction* Exploitation*
Mise en place d'une politique Hygiène Sécurité Environnement (HSE)	Qualité de l'eau Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques	Eviter les pollutions par les règles HSE (kit anti-pollution pour les navires, cuves de rétention, etc.)	Construction* Exploitation* Démantèlement*
Protection anti-affouillement pour les fondations installées sur fond meuble	Structure sédimentaire	Eviter l'érosion et la remise en mouvement des sédiments au pied des fondations	Construction* Exploitation*
Mesures de réduction			
Implantation éloignée du littoral (12 km au minimum)	Paysage	Limiter la co-visibilité et minimiser la visibilité	Exploitation*
Minimiser le nombre d'éoliennes sur le parc	Hydrodynamisme Espèces et habitats benthiques Paysage	Limiter la perte d'habitat benthique Limiter le nombre de sites ou l'hydrodynamisme et les états de mer sont modifiés Limiter la co-visibilité et minimiser la visibilité	Exploitation*
Choix d'une fondation monopieu et minimisation du nombre de fondations forées	Hydrodynamisme Espèces et habitats benthiques	Limiter le rayon d'influence lié à la modification des courants Minimiser les pertes d'habitats	Construction* Exploitation*
Disposition des éoliennes : orientation, alignement des machines et des câbles	Sécurité maritime Pêche professionnelle Paysage	Favoriser la navigation maritime Réduire les risques accidentels de croches Optimisation de la perception paysagère	Exploitation*
Protection des câbles sous-marins	Pêche professionnelle Sécurité maritime	Limiter les risques de croches pour les engins de pêche dormants et les ancres	Exploitation*
Emissions de signaux acoustiques	Mammifères marins	Eloigner les mammifères marins avant le début des travaux	Construction
Augmentation progressive du battage (techniques du soft start et/ou ramp up)	Mammifères marins		Construction
Minimiser le nombre et l'intensité des éclairages	Avifaune Chiroptères	Réduire l'attractivité nocturne du parc	Construction Exploitation Démantèlement
Réduire les dérangements de la halte migratoire du Puffin des Baléares	Avifaune	Sensibilisation et définition de route spécifique pour les navires de maintenance, de construction et les navires de plaisance pour maintenir	Construction Exploitation Démantèlement

		et améliorer les conditions d'accueil de la halte migratoire du Puffin des Baléares	
Soutien à la mise en œuvre d'actions de préservation des îlots utilisés comme sites de nidification, en particulier le Goéland marin	Avifaune	Réduire les impacts liés à la surmortalité du Goéland marin (actions de gestion et de conservation)	Construction Exploitation Démantèlement
Cellule de liaison	Pêche professionnelle	Favoriser les échanges entre les pêcheurs et les acteurs du parc	Construction
Formation à la navigation dans un parc éolien en mer	Pêche professionnelle Sécurité maritime	Former les pêcheurs à la navigation et à la pratique de la pêche dans un parc éolien en mer	Construction Exploitation
Equipped de matériel de navigation et de sécurité	Pêche professionnelle Sécurité maritime	Equiper les navires souhaitant pêcher dans le parc éolien de dispositifs servant à favoriser la navigation et la sécurité dans le parc	Construction Exploitation
Remplacement ou récupération du matériel de pêche perdu dans le parc éolien	Pêche professionnelle Sécurité maritime	Réduire les risques liés à la récupération du matériel de pêche perdu par les professionnels en activité au sein du parc éolien	Exploitation
Installation d'une bouée témoin à proximité du parc	Sécurité maritime	Limiter les effets des éoliennes sur les radars embarqués des navires naviguant au voisinage du parc éolien	Exploitation
Formation des opérateurs sémaphoriques	Sécurité maritime	Formation du personnel impliqué dans la surveillance maritime de la zone aux conséquences d'un parc sur leur métier (sémaphores, CROSS Etel, GPMNSN, etc.)	Construction Exploitation
Installation de moyens optroniques, d'équipement de signalisation et d'aide à la signalisation et d'aide à la navigation électronique	Sécurité maritime	Assurer la sécurité de la navigation maritime à l'intérieur et aux abords du parc	Construction Exploitation
Information du public	Paysage	Sensibilisation du public pour favoriser l'acceptation paysagère du projet	Construction
Création de pôles d'observation	Paysage	Sensibilisation du public pour favoriser l'acceptation paysagère du projet	Construction Exploitation
Mesure compensatoire			
Installation de 2 radars supplémentaires et intégration à SPATIONAV	Sécurité maritime	Amélioration de la surveillance maritime du parc éolien en mer	Exploitation

* Les mesures d'évitement telles que présentées dans l'étude d'impact ne sont pas associées à une phase spécifique du projet. Elles sont en effet considérées comme étant en amont du projet. Nous avons toutefois attribué, de manière arbitraire, à chaque mesure d'évitement une phase du projet pour assurer une cohérence avec la présentation des mesures ERC des autres parcs. Le parc éolien en mer de Courseulles-sur-Mer a en effet associé les mesures d'évitement listées dans ce tableau à des phases de projet. Il en est de même pour certaines mesures de réduction.

Les mesures ERC proposées pour le parc éolien en mer de Fécamp (Eoliennes Offshore des Hautes Falaises, 2015)

Mesures	Cibles concernées	Objectif	Phase du projet
Mesures d'évitement			
Implantation éloignée du littoral / Alignement et espacement des éoliennes	Avifaune Chiroptères Hydrodynamisme Etats de mer Paysage Sécurité maritime Activités de pêche Trait de côte Santé	Limiter la perte d'habitat Limitation de l'emprise en mer Favoriser la poursuite des activités de pêche Limiter la co-visibilité et la visibilité depuis la côte Limiter la modification des courants et de la hauteur des vagues Eviter la perception sonore des éoliennes depuis le littoral	Exploitation*
Minimiser le nombre d'éoliennes sur le parc par une optimisation de leur puissance	Espèces et habitats benthiques Avifaune Mammifères marins Ressources halieutiques Hydrodynamisme Bathymétrie Etats de mer Paysage	Limiter la perte d'habitat Limiter les modifications du champ électromagnétique Limiter la modification des courants et de la hauteur des vagues Limiter la co-visibilité et la visibilité depuis la côte Limiter l'effet barrière Limiter le remaniement des fonds	Exploitation*
Optimisation du tracé du câble	Bathymétrie Activités de pêche Sécurité maritime	Limiter le remaniement des fonds Favoriser la navigation maritime Favoriser la poursuite des activités de pêche	Construction* Exploitation*
Ensouillage et/ou protection des câbles	Espèces et habitats benthiques Mammifères marins Ressources halieutiques	Limiter les modifications du champ électromagnétique	Exploitation*
Protection anti affouillement	Bathymétrie Hydrodynamisme	Limiter l'érosion au pied des fondations	Construction* Exploitation*
Mise à disposition de kit antipollution	Qualité de l'eau et des sédiments Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques	Eviter une dégradation de la qualité de l'eau et des sédiments	Construction* Exploitation* Démantèlement*
Mise en place d'un protocole de surveillance durant la phase de battage	Mammifères marins Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques	S'assurer de l'absence de mammifères marins dans la zone de travaux	Construction*
Mesures de réduction			
Utilisation de matériau de nivellement et de couche filtre contenant moins de 10% de particules fines	Qualité de l'eau Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques	Limiter le panache turbide	Construction Démantèlement
Augmentation progressive du battage (soft-start) et effarouchement des mammifères marins	Mammifères marins	Eloigner les mammifères marins avant le début des travaux	Construction
Adaptation de l'altitude de vol des hélicoptères	Avifaune	Minimiser le risque de collision et le dérangement	Exploitation
Renforcement de moyens d'aide à la navigation électronique	Sécurité maritime	Assurer la sécurité de la navigation maritime à l'intérieur et aux abords du parc	Construction Exploitation Démantèlement
Mise en place d'un dispositif de signalisation sonore du parc			
Mise en place d'un dispositif de surveillance vidéo			
Réduction de l'éclairage de la station électrique	Avifaune	Réduire l'attraction lumineuse	Exploitation

Mise en place de navires « chiens de garde »	Sécurité maritime	Limiter le risque de collision entre les navires	Construction Démantèlement
Mesure compensatoire			
Mise en place de 2 radars dans le parc	Sécurité maritime	Assurer une parfaite surveillance maritime du parc éolien	Construction Exploitation Démantèlement

* Les mesures d'évitement telles que présentées dans l'étude d'impact ne sont pas associées à une phase spécifique du projet. Elles sont en effet considérées comme étant en amont du projet. Nous avons toutefois attribué, de manière arbitraire, à chaque mesure d'évitement une phase du projet pour assurer une cohérence avec la présentation des mesures ERC des autres parcs. Le parc éolien en mer de Courseulles-sur-Mer a en effet associé les mesures d'évitement listées dans ce tableau à des phases de projet. Il en est de même pour certaines mesures de réduction.

Les mesures ERC proposées pour le parc éolien en mer de Saint-Brieuc (Ailes Marines, 2016)

Mesures	Cibles concernées	Objectif	Phase du projet
Mesures d'évitement			
Choix de la puissance unitaire de l'éolienne	Paysage Activités de pêche	Réduire le nombre d'éléments du parc à installer et le nombre d'opérations et de maintenance Limier la visibilité depuis la côte Favoriser la poursuite des activités de pêche et de navigation	Exploitation*
Choix de la fondation jacket	Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques Activités de pêche Hydrodynamisme	Limiter la perte d'habitats, de communautés benthiques et d'espèces halieutiques Limiter le temps de présence du panache turbide Limiter la restriction d'usage Limiter les nuisances occasionnées par les navires de chantier Limiter les modifications hydrodynamiques	Construction* Exploitation*
Localisation des éoliennes en dehors du gisement principal de coquilles Saint-Jacques	Activités de pêche	Favoriser la poursuite des activités de pêche	Exploitation*
Orientation et espacement des éoliennes			
Localisation des éoliennes en dehors du « chenal au sein de l'Avenue »			
Localisation des éoliennes en dehors de la partie sud-est de la zone d'implantation (si possible)			
Optimisation du tracé des câbles			
Localisation des éoliennes en dehors de la zone Natura 2000	Avifaune	Eviter les impacts négatifs sur l'avifaune	Exploitation*
Ensuillage des câbles	Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques Mammifères marines	Limiter les champs électromagnétiques et la diffusion de chaleur	Exploitation*
Localisation du parc le plus loin possible de la côte	Paysage	Limiter la visibilité depuis la côte	Exploitation*
Protection anti corrosion des fondations	Fondations	Limiter le vieillissement prématuré des fondations	Exploitation*
Protection anti affouillement	Fondations	Maintenir la stabilité des fondations	Construction* Exploitation*
Mise en place d'une politique Hygiène Sécurité Environnement (HSE)	Qualité de l'eau Espèces et habitats benthiques Ressources halieutiques Santé humaine	Eviter la pollution de l'eau et les conséquences sur le milieu vivant et les activités humaines	Construction* Exploitation* Démantèlement*
Protection des installations contre la foudre et le risque sismique	Fondation	Limiter les risques liés aux conditions naturelles	Construction* Exploitation* Démantèlement*
Mise en œuvre d'un Plan Général de Coordination Sécurité et de Protection de la Santé	Sécurité maritime	Améliorer l'interface entre la planification de l'Etat en termes de conduites des opérations d'urgence et les plans d'urgence du maître d'ouvrage	Construction* Exploitation* Démantèlement*

Mesures de réduction			
Détection acoustique et visuelle des mammifères marins	Mammifères marins	S'assurer de l'absence de mammifères marins	Construction
Démarrage progressive des opérations de battage (soft start)			
Limiter les éclairages	Avifaune Chiroptères	Limiter la photo attraction	Construction Démantèlement
Modification du tracé des chenaux d'approche des ports de Saint Briec	Sécurité maritime	Garantir une sécurité maritime optimale	Construction Exploitation Démantèlement
Délimitation de la zone de travaux			Construction Démantèlement
Mise en place d'une bouée cardinale Nord			Construction Exploitation Démantèlement
Modification du secteur lumineux du Grand Léjon			Construction Exploitation Démantèlement
Balisage lumineux du Petit Léjon			Construction Exploitation Démantèlement
Balisage lumineux de la balise Hors			Construction Exploitation Démantèlement
Mise en place de 2 balises AIS			Construction Exploitation Démantèlement
Mise en place d'un centre de gestion de la sécurité			Construction Exploitation Démantèlement
Présence de navires « chiens de garde »			Construction Démantèlement
Information des usagers de la mer			Construction Exploitation Démantèlement
Coordination avec les services de l'Etat			Construction Exploitation Démantèlement
Mise en place d'une zone d'exclusion autour des éoliennes et de la sous station électrique			
Mesure compensatoire			
Suivi des colonies nicheuses	Avifaune	Amélioration des connaissances	
Suivi de la dispersion des poussins d'alcidés			
Indemnisation monétaire	Activités de pêche	Indemnisation des pertes de chiffre d'affaires	Construction Démantèlement

* Les mesures d'évitement telles que présentées dans l'étude d'impact ne sont pas associées à une phase spécifique du projet. Elles sont en effet considérées comme étant en amont du projet. Nous avons toutefois attribué, de manière arbitraire, à chaque mesure d'évitement une phase du projet pour assurer une cohérence avec la présentation des mesures ERC des autres parcs. Le parc éolien en mer de Courseulles-sur-Mer a en effet associé les mesures d'évitement listées dans ce tableau à des phases de projet. Il en est de même pour certaines mesures de réduction.

Annexe 2 – Analyse des débats publics

L'analyse des débats publics des parcs éoliens en mer de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp a fait l'objet d'une publication dans l'ouvrage *Habiter le littoral. Entre enjeux de société et enjeux de connaissances*, dirigé par S. Robert et H. Melin (2016). Cette publication est rapportée dans l'annexe 2.

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.

Adeline Bas, Julien Hay, Sylvain Pioch

Résumé

Cet article traite des prises de parole réalisées à l'occasion des débats publics concernant quatre projets de parcs éoliens en mer : Courseulles-sur-Mer, Fécamp, Saint-Brieuc et Saint-Nazaire. Il montre que la question des impacts écologiques des projets éoliens constitue un réel enjeu aux yeux des participants aux débats, tout en faisant apparaître des sensibilités diverses à ce sujet, spécifiques aux différents groupes d'acteurs et communes aux quatre sites considérés. Ces traits communs n'empêchent cependant pas quelques enjeux locaux de ressortir de l'analyse des prises de paroles, même si d'autres ne transparaissent pas aussi nettement.

Mots-clés

Acteurs locaux, débat public, éolien en mer, impacts écologiques, perceptions.

Introduction

La France conduit actuellement une politique volontariste visant à développer l'éolien en mer, dans l'objectif de répondre aux ambitions énergétiques européennes (Paquet Climat Energie de 2008, puis de 2014), tout en cherchant à faire émerger une filière industrielle nationale. Elle a à cet effet conduit deux appels d'offre consécutifs, l'un en 2011 l'autre en 2013, et pourvu six sites d'implantation en métropole, en vue d'une mise en exploitation des premiers projets à partir de 2020.

Envisagé à une dimension nationale, le déploiement de l'éolien offshore se justifie par la nécessité d'une transition rapide vers des sources d'énergie non-carbonées renouvelables. Pour autant, si les retombées écologiques de l'éolien marin semblent positives à l'échelle globale, il en va différemment à une échelle locale. Les parcs éoliens marins, de par leur emprise spatiale, l'ingénierie de leur construction et leur exploitation, modifient nécessairement les milieux naturels qui les environnent, ce qui pose la question de leurs conséquences sur la biodiversité marine (Inger et al., 2009).

Bien qu'il s'agisse de la technologie d'énergies marines renouvelables (EMR) la plus mature, l'éolien offshore demeure un secteur récent et en devenir, de sorte que l'on ne dispose que de peu de recul concernant ses impacts sur l'environnement marin. L'état des connaissances scientifiques à ce sujet

se révèle encore très parcellaire (Boehlert, Gill, 2010 ; Lindeboom et al., 2011 ; Vaissière et al., 2014), tout en posant des questions spécifiques, notamment en matière d'impacts à long terme ou cumulés (Wilson et al., 2010). Par ailleurs, le fait que les parcs éoliens marins existants soient majoritairement situés en Europe du Nord permet difficilement d'extrapoler d'éventuels retours d'expérience aux conditions morfo-sédimentaires et hydrodynamiques des côtes françaises.

Outre la dimension scientifique, les impacts environnementaux constituent également un enjeu dans la mise en œuvre des futures fermes éoliennes en mer. Sur le plan réglementaire, les porteurs de projet sont tenus de réaliser une étude d'impact environnementale (EIE), dans l'objectif d'identifier ces impacts écologiques et de proposer le cas échéant des mesures compensatoires dédiées, qualifiées « d'écologiques » et dont l'effet sera de rétablir la qualité environnementale du milieu marin impacté. Sur le plan social, les impacts écologiques des parcs éoliens offshore peuvent motiver des postures d'interrogation –voire de contestation- parmi les acteurs des territoires concernés, compromettre l'acceptabilité locale des projets et rendre ainsi difficile leur mise en œuvre (Firestone et al., 2009 ; Wolsink, 2010, 2013).

Dans ce contexte, plusieurs publications de sciences sociales ont élargi l'analyse des impacts écologiques des parcs éoliens en mer, en considérant les acteurs locaux, et en montrant l'existence de différences sensibles de perceptions à l'égard de ce type d'impact (Ellis et al., 2007 ; Firestone, Kempton, 2007 ; Kermagoret, 2014 ; Kerr et al., 2014). Ellis et al. (2007) identifient en particulier plusieurs postures de soutien ou d'opposition à l'éolien offshore, au sein desquelles les enjeux environnementaux jouent un rôle variable en termes de légitimation des opinions. Plus récemment, dans le cadre du projet de Saint Brieuc, Kermagoret (2014) fait apparaître la variété des perceptions de plusieurs communautés de pratiques au sujet des impacts écologiques, lesquelles semblent conditionner les préférences de ces communautés en matière de compensation d'impacts.

Ces différences de perceptions mises en avant parmi les acteurs des territoires l'ont toutes été sur la base d'un cas d'étude unique et au moyen de méthodologies d'enquêtes particulières. Nous complétons dans cet article l'analyse de ces perceptions en exploitant un matériel original -les verbatim des réunions des débats publics - directement tiré du processus réglementaire de consultation adossé à tout projet de parc et ce à l'échelle de 4 sites (Courseulles-sur-Mer, Fécamp, Saint Brieuc et Saint Nazaire). Nous étudions si ce corpus, constitué dans le cadre contraint d'un débat public et qui est l'expression formelle d'un effort de concertation, renseigne également de préoccupations variées des acteurs locaux à l'égard des impacts écologiques. En particulier, à quelle fréquence, sous quelles formes et par qui ces impacts sont-ils évoqués ? Le cas échéant, est-il possible d'identifier des sensibilités plurielles en matière de perceptions ? De même, observe-t-on des variations en termes de perceptions d'un site éolien à l'autre ? Enfin, qu'en est-il du lien entre ces perceptions et les caractéristiques socio-économiques et environnementales des milieux naturels et territoires impactés par les projets de parcs ?

Après avoir sommairement présenté chacun de ces sites et les instances de concertation desquelles sont tirés les verbatim étudiés (partie 2), nous précisons ensuite la méthode utilisée pour développer notre analyse des perceptions (partie 3). Nous retranscrivons les principaux résultats (partie 4), qui permettent d'identifier des éléments structurant fortement les perceptions des acteurs locaux quel que soit le site, tout en montrant que certaines des spécificités écologiques de sites considérés transparaissent à travers ces perceptions. Nous discutons ensuite les apports de ce travail (partie 5) en les rapprochant de ceux d'autres travaux. Nous concluons enfin (partie 6) en soulignant quelques pistes de recherche qu'il invite à poursuivre.

Présentation des quatre parcs éoliens et des débats publics

Description des sites éoliens étudiés

Les quatre projets de sites éoliens étudiés, dont les travaux devraient en principe débuter en 2018 pour une exploitation en 2020, sont tous issus du premier appel d'offre lancé en 2011 par l'Etat français. Ces quatre projets seront installés dans trois régions différentes (Pays de la Loire, Bretagne, Normandie), répartis sur les façades atlantique et de la Manche (fig. 1).

Leurs caractéristiques sont assez similaires sur le plan technique (tab. 1), tant du point de vue du nombre d'éoliennes (entre 75 et 100), du point de vue de la puissance électrique totale (entre 450 et 500 MW), du point de vue de la superficie couverte par chaque parc (entre 50 et 77 km²) que du point de vue de la distance minimale séparant les parcs à la côte (entre 10 et 16 km).

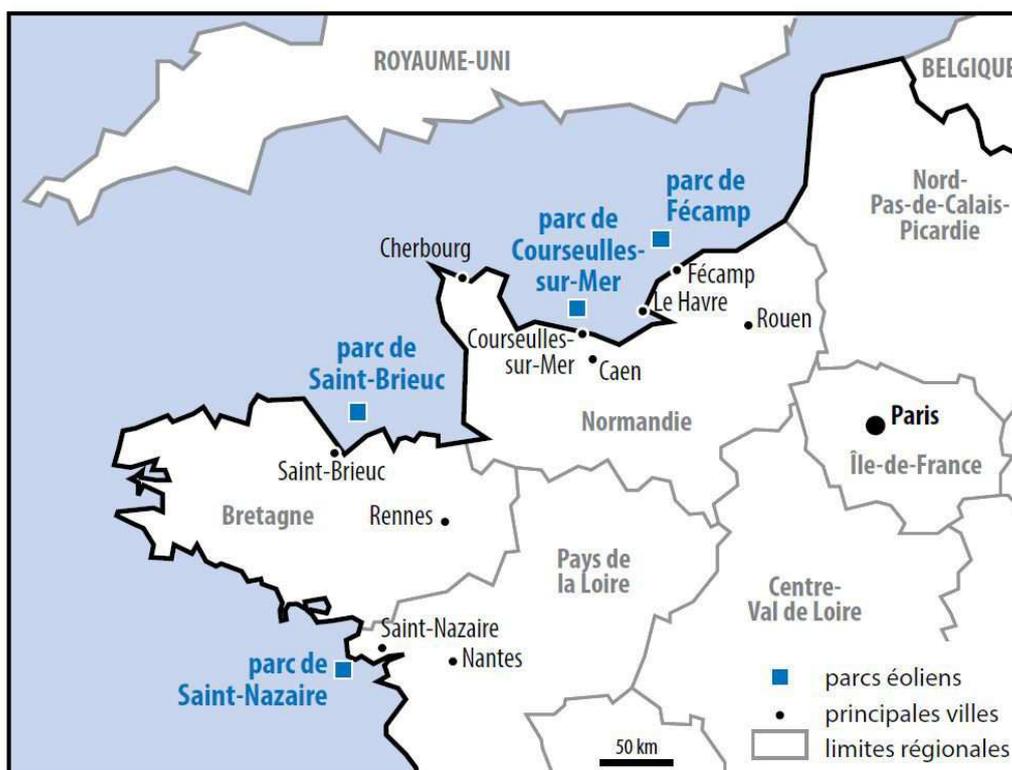


Figure 1 - Positionnement géographique des quatre sites éoliens en mer étudiés

Site	Nombre d'éoliennes	Superficie du parc	Puissance installée	Distance minimale à la côte	Montant de l'investissement (hors raccordement)	Consortium
Saint-Nazaire	80	78 km ²	480 MW	12 km	2 milliards d'euros	EDF Energies Nouvelles Dong Energy Nass & Wind Offshore Alstom
Saint-Brieuc	100	77 km ²	500 MW	16 km	2 milliards d'euros	Iberdrola Eole Res Areva Technip Neoen Marine
Courseulles-sur-Mer	75	50 km ²	450 MW	10 km	1,8 milliard d'euros	EDF Energies Nouvelles Dong Energy Wpd Offshore Alstom
Fécamp	83	65 km ²	498 MW	13 km	2 milliards d'euros	

Tableau 1 - Description technique des parcs éoliens offshore du premier appel d'offre (Reconstitution propre d'après dossiers des maîtres d'ouvrage produits dans le cadre des débats publics)

Si les trois régions françaises ne sont pas fondamentalement différentes sur le plan socio-économique (démographie, économie régionale...), quelques particularités peuvent être relevées à l'échelle des territoires d'implantation, notamment sur le plan environnemental et culturel.

Le site éolien nazairien se situera au large d'un littoral particulièrement attractif sur le plan touristique, allant de Quiberon à La Baule, en passant par la presqu'île de Guérande. Le parc sera implanté physiquement sur le Banc de Guérande, un substrat rocheux calcaire sur lequel se trouvent des espèces d'algues (laminaires), habitat protégé au sens de Natura 2000 quand bien même le Banc de Guérande ne fait pas partie de ce réseau européen.

Le site briochin sera implanté dans la baie de Saint Brieuc, au large d'une zone touristique s'étirant depuis Bréhat et la Côte de Goëlo jusqu'au cap Fréhel et la Côte de Penthièvre. La baie de Saint Brieuc se distingue par la présence d'un gisement naturel classé de coquilles Saint-Jacques, qui en fait la zone la plus productive au niveau national pour cette espèce. On relève également une dimension paysagère assez forte dans ce territoire, à travers les caps d'Erquy et de Fréhel, tous deux labellisés Grands Sites de France.

Le site de Courseulles-sur-Mer sera construit en Baie de Seine, au sein d'un gisement naturel classé de coquilles Saint Jacques (seconde zone la plus productive nationalement, après celle de Saint Brieuc). La zone littorale est fréquentée par les touristes à des fins balnéaires (Côte de Nacre, Côte du Bessin), mais également patrimoniales et historiques (présence des plages du débarquement, pour lesquelles un classement UNESCO est actuellement en cours).

Le site de Fécamp sera installé quant à lui non loin d'une route maritime majeure, au sein de la zone de protection spéciale « Littoral seino-marin », un site Natura 2000 où quelque 44 espèces d'oiseaux marins d'intérêt communautaire ont été recensées. Cette zone est établie au large de la Côte d'Albâtre, réputée pour ses falaises parmi lesquelles celles d'Etretat sont classées Grand Site de France et en cours de classement UNESCO.

Le processus de concertation et les débats publics associés aux projets éoliens en mer

Les débats publics organisés en lien avec chacun des projets de parcs éoliens marins s'inscrivent dans un processus de concertation, défini par la loi n°2002-276 du 27 février 2002 relative à la Démocratie de proximité et son décret d'application du 22 octobre 2002, intégrés au code de l'environnement (articles L121.1 et suivants et articles R121.1 et suivants).

Ce processus de concertation a débuté officiellement lors du choix des sites propices à l'implantation des parcs éoliens offshore, en amont du premier appel d'offre de l'Etat en 2011. Une consultation a été conduite conjointement par les services d'Etat (préfectures de région et maritimes) à l'échelle de chaque façade maritime entre 2009 et 2010, ouvertes aux acteurs relevant des cinq collèges établis par le Grenelle de la mer (Etat, collectivités locales, ONG, employeurs et salariés). Les sites d'implantation recherchés devaient correspondre à des zones de moindres contraintes, identifiées sur la base de différents critères : enjeux socio-économiques (pêche, tourisme, extraction de granulats, etc.), sécurité maritime (navigation, sauvetage, etc.), préservation du milieu naturel et du paysage (sites remarquables), enjeux technico-économiques (faisabilité technique d'installation d'un parc).

Conformément au cahier des charges des appels d'offre à partir desquels ont été choisis les consortiums, une instance de concertation et de suivi avec les parties prenantes a ensuite été adossée à chacun des sites, sous l'autorité des préfets compétents, avec pour objectif de rendre compatibles les usages maritimes en place avec les projets de parcs. Des groupes de travail ont alors été constitués, afin d'échanger sur des thématiques relatives à la sécurité maritime, les usages récréatifs et professionnels mais aussi sur les aspects environnementaux.

En parallèle à ces instances de concertation et de suivi, le cahier des charges de l'appel d'offre prévoyait la saisie de la Commission Nationale de Débat Public (CNDP) par les maîtres d'ouvrage en vue d'organiser des débats publics. La CNDP a ainsi nommé une Commission Particulière de Débat Public (CPDP) pour chacun des quatre sites, chargée d'organiser le débat public. Sous la forme de réunions régulières tenues entre mars et juillet 2013, chaque débat devait permettre à l'ensemble des acteurs du territoire de s'exprimer sur l'adéquation du parc avec les usages maritimes et terrestres tout en débattant de son opportunité et de ses impacts. Les débats publics ont également été pour les acteurs un lieu d'informations et d'expression, voire de tribune pour les opposants ou les défenseurs des projets de parcs éoliens offshore.

En moyenne, une dizaine de réunions de débats publics ont été tenues pour chaque site (tab. 2), dans les communes littorales concernées par les projets de parcs éoliens en mer. Les thèmes des réunions étaient choisis par les CPDP. Même si les intitulés pouvaient être différents d'un site à l'autre, on retrouve des thèmes communs, comme les usages (loisirs, pêche, etc.), l'emploi et la formation, le tourisme, le paysage, l'environnement, le raccordement ainsi que les phases de chantier / exploitation / démantèlement.

Le format d'une réunion était également similaire d'un site à l'autre et se déroulait de la manière suivante :

- courte présentation introductive par le maître d'ouvrage ou ses prestataires d'études avec le thème de la réunion, ainsi que par des acteurs désireux de faire part de leurs points de vue (élus, associations environnementales, associations de professionnels, etc.)
- interventions (question et/ou point de vue) en trois minutes par les personnes assistant à la réunion. Le maître d'ouvrage, la CPDP ou les intervenants à la tribune devaient ensuite répondre aux questions posées.

Outre la prise de parole en public, des interventions pouvaient également être faites par écrit, sous la forme de cahiers d'acteurs (format limité à quatre pages), de contributions écrites et d'un forum de questions (format libre). Ces interventions écrites étaient consignées par la CPDP mais n'étaient pas discutées en public.

Comme l'indique le tableau 2, les sites de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc et Courseulles-sur-Mer sont similaires tant en nombre d'heures de débat que du nombre d'individus présents lors des réunions et du nombre d'interventions retenues pour réaliser cette analyse. Des quatre sites, le débat public de Fécamp a été de moindre envergure.

	Courseulles-sur-Mer	Fécamp	Saint-Brieuc	Saint-Nazaire
Nombre de réunions de débat public	11	8	11	11
Nombre total de personnes ayant assistées aux réunions	1 742	1 189	2 500	2 171
Nombre moyen de personnes par réunion	158	148	227	197
Nombre d'heures de débat	35	20	36	33,5
Nombre d'interventions orales retenues dans l'étude	276	187	231	358
Nombre d'interventions écrites (contributions écrites, cahiers d'acteurs)	19	16	82	28

Tableau 2 - Les débats publics en quelques chiffres (reconstitution propre d'après les comptes-rendus des débats publics des quatre sites en 2013)

Méthode

Notre étude analyse les prises de paroles des acteurs locaux lors des réunions de ces quatre débats publics. Nous partons de l'hypothèse que le contenu des interventions fournit des indications quant aux perceptions de leurs auteurs. En particulier, une prise de parole à propos des impacts écologiques des parcs éoliens traduirait généralement une inquiétude à cet égard et serait en cela l'expression d'un attachement à la cause de l'environnement impacté par ces installations.

Etant donné la volonté de ne considérer que les perceptions des acteurs locaux, le matériel mobilisé est constitué de l'ensemble des verbatim produits à l'issue de ces réunions, desquels ont été retirées les interventions faites par le maître d'ouvrage et ses prestataires ainsi que celles des membres de la CPDP et des services de l'Etat conduisant le processus de consultation.

Ce corpus –quelque 1052 interventions distinctes- a fait l'objet d'une étude qualitative de type inductif. Le contenu de chaque verbatim a été lu et analysé de manière à identifier à la fois le type de l'intervenant ainsi que le thème ayant motivé l'intervention. Les prises de paroles brutes ont été structurées et catégorisées au fil du processus d'analyse, en lien avec les objectifs de la recherche. Ce traitement des données a permis classer thématiquement l'ensemble des prises de parole, et d'apprécier, parmi l'ensemble des thèmes évoqués lors du débat, sous quelle forme, à quelle fréquence et par qui le thème des impacts environnementaux a été mis en avant.

Le tableau 3 détaille les sous-thèmes contenus dans la typologie thématique proposée pour les quatre sites d'étude. Les interventions ont été scindées autour de deux grands groupes d'intervention, constitués chacun en trois thèmes. Le premier groupe de thèmes d'interventions considère les impacts des projets de parcs éoliens au sens large. Plus particulièrement, on y distingue :

- Le thème **Conséquences sur les écosystèmes** : catégorie qui regroupe l'ensemble des interventions mettant en avant la question des effets, potentiellement négatifs, des parcs sur l'environnement marin et côtier en tant que tel ;
- Le thème **Conséquences sur les activités ou usages humains fortement liés aux écosystèmes**. Cette catégorie regroupe l'ensemble des activités humaines, commerciales et récréatives, qui dépendent étroitement de la qualité de l'environnement et qui sont susceptibles, de ce fait, d'être impactées par la construction des parcs en mer.
- Le thème **Conséquences économiques sur le territoire**. Cette catégorie comprend l'ensemble des retombées économiques sur le territoire d'implantation des parcs.

C'est au sein de ce premier groupe d'intervention que peuvent être appréhendées les perceptions des acteurs locaux concernant les impacts environnementaux des parcs éoliens. Ces impacts peuvent être soit évoqués directement, en tant que tels (conséquences sur les écosystèmes), soit de façon plus indirecte, à travers leurs incidences sur les activités humaines dépendant étroitement du milieu naturel (conséquences sur les usages ou activités liés aux écosystèmes). Le thème 'conséquences économiques sur le territoire' adresse essentiellement les effets locaux d'entraînement économique et n'ont, hormis pour le secteur du tourisme, que peu de lien avec l'impact environnemental des parcs.

Le second groupe d'intervention ne considère pas les retombées des projets de parcs. Il renvoie pour une part à une volonté des participants de recueillir davantage d'informations au sujet des projets de parcs, en particulier sur le plan de leurs caractéristiques techniques (thème 'caractéristiques techniques'). Elle englobe également toutes les interventions faites au sujet de la pertinence du processus de concertation (thème 'concertation'), ainsi que des éléments de débat en lien avec la

question plus globale de la transition énergétique, dans laquelle s'insèrent les projets de parcs (thème 'transition énergétique').

Thèmes	Thématiques	Sous-thématiques
Conséquences sur les Ecosystèmes	Ecosystème Marin	Faune Flore (décomposée selon les critères suivants : Avifaune, Mammifères marins, Benthos, Ressources halieutiques, Espèces invasives, Chiroptères)
		Sédiments
		Mesures compensatoires environnementales
		Etudes environnementales
		Choix du site pour des raisons liées à la sensibilité écologique
	Ecosystème Côtier	Impacts sur le milieu au raccordement
		Impacts sur le trait de côte (ensablement, érosion)
Conséquences sur les Activités ou Usages liés aux écosystèmes	Activités ou Usages liés aux écosystèmes marins	Pêche
		Sécurité maritime
		Plaisance
		Plongée
		Co activités (développement de nouvelles activités par les pêcheurs en lien avec le parc : aquaculture, tourisme)
		Choix du site pour des questions d'usages
		Mesures d'accompagnement
	Planification des usages maritimes	
	Activités ou Usages liés aux écosystèmes côtiers	Usages récréatifs. Ex : baignade, surf
	Patrimoine (naturel, culturel, historique)	Patrimoine naturel et culturel (Epaves, Plages du débarquement, Falaises d'Etretat)
Paysage		
Prix immobilier		
Santé humaine		
Conséquences économiques sur le territoire	Economie touristique (tourisme)	
	Economie locale (autre que tourisme)	Emploi
		Formation
	Revenus	Développement Filière industrielle
		Coût (hausse de la facture d'électricité)
		Fiscalité (taxe spécifique éolienne offshore)
Concertation	Organisation de la concertation et Gouvernance	Mesures compensatoires financières
		Choix du site pour des raisons liées à la concertation
		Gouvernance du projet (intégration des acteurs locaux dans la gouvernance du projet)
	Utilité du débat / Neutralité de la CPDP	Organisation de la concertation
Caractéristiques techniques	Techniques et matériaux	Câbles
		Fondations
		Techniques relatives aux éoliennes
		Solidité des éoliennes face à des événements naturels
		Techniques relatives au raccordement
	Performance/ Rentabilité et montage de projet	Production d'électricité
		Tarif de rachat de l'électricité
Mise en œuvre du projet	Autre (interventions générales sur le projet) Phases Chantier / Exploitation / Maintenance	
Transition énergétique	Comparaison / Opposition des différentes technologies de production d'électricité (énergies marines ou terrestres renouvelables, technologies conventionnelles non renouvelables)	
	Politique énergétique française et/ou européenne	

Tableau 3 - Typologie des thèmes d'interventions orales pour les quatre sites d'étude

Par ailleurs, il a été possible de ventiler les acteurs locaux prenant part aux débats selon les huit catégories suivantes :

- les **Citoyens**, regroupant les interventions faites par des particuliers en leur nom propre, sans invoquer une quelconque appartenance à une structure ou la pratique d'un usage particulier ;
- les **Elus** (municipaux, conseillers généraux ou régionaux, député, sénateur) qui interviennent en mentionnant leur qualité ;
- les **Associations de protection de l'environnement** (locales ou nationales) ;
- les **Institutions publiques** (associations publiques telles que les comités de développement, agences locales de l'énergie ; établissements publics telles des laboratoires de recherche, des établissements de formation professionnelle, ou de gestion des ports) ;
- les **Usagers récréatifs** (associations d'activités de loisirs ou usagers récréatifs du milieu marin et littoral : plongée, plaisance...) ;
- les **Pêcheurs**, aussi bien professionnels (patrons-pêcheurs, comité local des pêches, organisation de producteurs, etc.) que récréatifs ;
- les **Professionnels** autres que la pêche (en particulier le tourisme) ;
- **Autres** : catégorie hétérogène, à l'effectif réduit, comprenant notamment les partis politiques ou les associations liées au devoir de mémoire en lien avec les plages du débarquement près du site de Courseulles-sur-Mer.

Ce découpage permet de rapprocher la plupart des catégories à des intérêts ou des pratiques communes à l'égard de l'environnement impacté par les projets de parcs. La catégorie citoyens est toutefois moins lisible de ce point de vue, compte tenu de sa composition potentiellement plus hétérogène.

Résultats

On observe tout d'abord que les différentes catégories d'acteurs n'ont pas pris la parole avec la même fréquence. Les citoyens ont été les plus actifs de ce point de vue (45% des prises de parole en moyenne pour les quatre sites) et ce, quel que soit le site (fig. 2). Les associations environnementales viennent ensuite (18% en moyenne, même si l'on observe une part très variable selon les sites) suivies des élus (13% en moyenne). Les cinq autres catégories d'intervenants ne représentent, collectivement et à l'échelle des quatre sites, que 24% des prises de paroles.

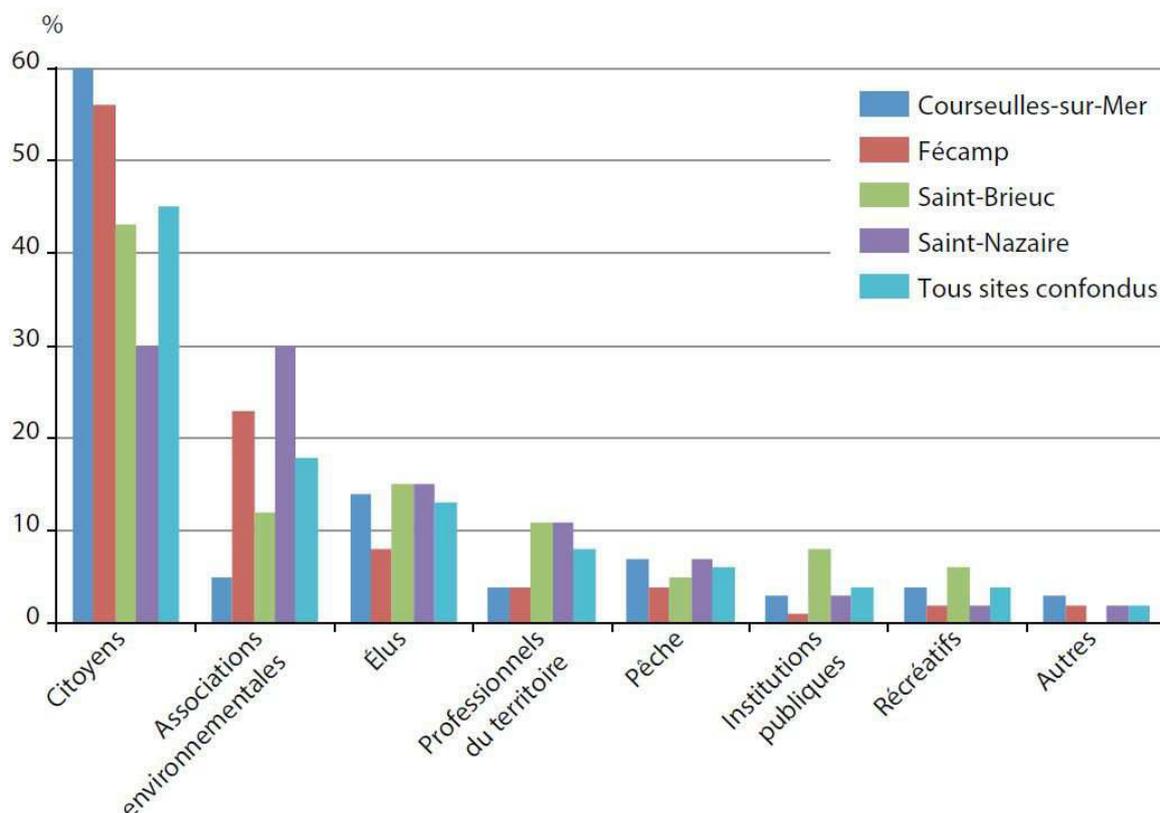


Figure 2 - Fréquence des interventions aux débats publics selon les catégories d'acteurs

Les impacts écologiques : une préoccupation réelle pour les acteurs locaux

Les participants aux débats publics ont principalement fait état d'interrogations quant aux impacts des parcs éoliens offshore. Ainsi, la majorité (61%) des prises de parole tous sites confondus ont porté sur les conséquences des projets, contre 39% sur les thèmes liés à la concertation, la transition énergétique ou les caractéristiques techniques (fig. 3).

Au sein des impacts, ceux qui affectent les activités humaines sont le plus fréquemment évoqués (Conséquences sur les activités ou les usages liés aux écosystèmes : 23% ; Conséquences économiques sur le territoire : 22%). Les conséquences sur les écosystèmes en tant que tels figurent en troisième position, avec 16% des prises de parole. Toutefois, si l'on agrège à cette part non négligeable celle des conséquences sur les activités ou les usages liés aux écosystèmes -dont la dimension environnementale, bien qu'indirecte, est évidente-, on observe que la question des impacts environnementaux des projets a motivé, de façon directe ou non, près de 4 prises de parole sur 10.

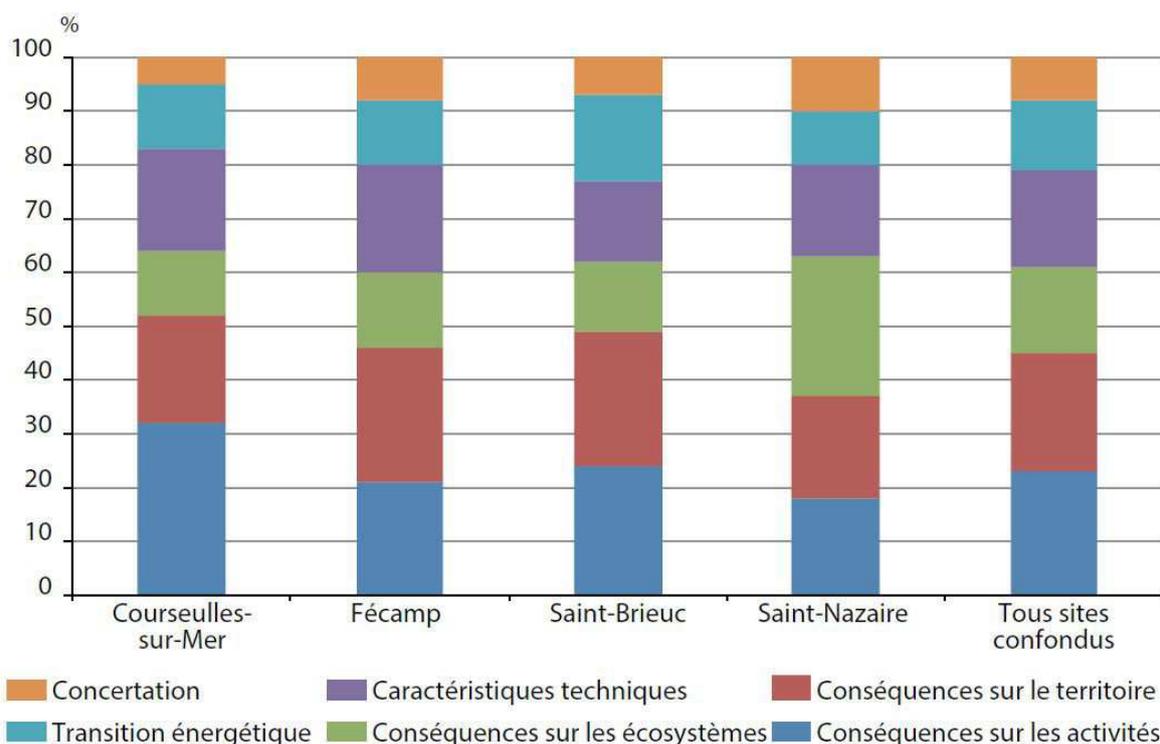


Figure 3 – Fréquence d’occurrence des thèmes lors des débats publics

La préoccupation différenciée des catégories d’acteurs pour l’environnement

Le contenu des prises de parole diffère selon les catégories d’acteurs, faisant apparaître des perceptions spécifiques et des préoccupations plus ou moins fortes en ce qui concerne les impacts environnementaux des projets de parcs.

Les associations environnementales font porter davantage que les autres leurs interventions sur les conséquences sur les écosystèmes, traduisant une posture plutôt bio-centrée (fig. 4). Les acteurs de la pêche et les récréatifs se soucient également davantage des retombées environnementales, en adoptant cependant une posture un peu plus anthropocentrée. Ils abordent les conséquences des parcs en considérant prioritairement les retombées sur les activités liées au milieu naturel (les leurs), tout en accordant un intérêt certain aux conséquences sur les écosystèmes qui figurent au second rang de leurs motifs d’interventions.

En contraste de ces trois catégories d’acteurs, les élus, les institutions publiques et les professionnels du territoire se distinguent par une perception davantage sociale des impacts. Leurs interventions ciblent plus fortement que les autres les conséquences économiques sur le territoire ainsi que sur les conséquences sur les activités liées aux écosystèmes.

Les citoyens occupent quant à eux une position intermédiaire. Ils abordent moins que les autres les conséquences des parcs éoliens. En outre, lorsqu’ils le font, ils s’expriment avant tout au sujet des conséquences sur les activités ou usages liés aux écosystèmes, puis les conséquences économiques sur le territoire. Ils paraissent enfin comme l’un des groupes les moins enclins à aborder le thème des conséquences sur les écosystèmes.

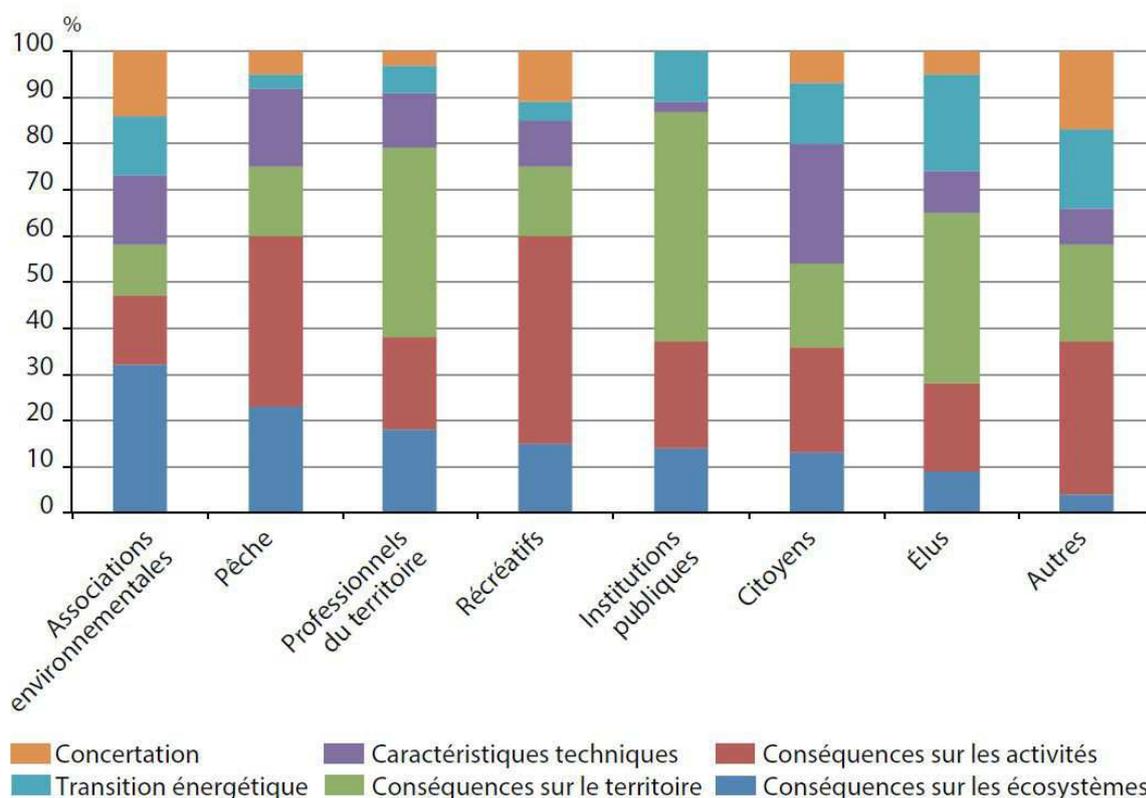


Figure 4 - Fréquence d'occurrence des thèmes en fonction des catégories d'acteurs

Des perceptions situées entre terre et mer

Tous sites et toutes catégories d'acteurs confondus, les prises de parole concernant les conséquences sur les écosystèmes ont davantage porté sur la thématique des écosystèmes marins (70%) que sur celles des écosystèmes côtiers (30%), ce qui semble cohérent avec le caractère offshore de ces installations. Les prises de parole concernant les conséquences sur les activités liées aux écosystèmes sont quant à elles plus équilibrées entre un positionnement côtier et un positionnement marin. Ainsi, parmi les thématiques rattachées à cette catégorie de conséquences, c'est l'aspect patrimonial, et particulièrement l'impact paysager depuis la côte, qui est le plus fréquemment abordé (48%), suivi de près par la question des activités liées aux écosystèmes marins (40%). Les activités liées aux écosystèmes côtiers sont quant à elles très peu mentionnées (4%).

On note cependant des différences de « situation » en fonction des catégories d'individus, dans le sens où les perceptions de ces dernières ne paraissent pas se focaliser sur les mêmes types d'impacts écologiques. Concernant les conséquences sur les écosystèmes, les associations environnementales, les pêcheurs, les récréatifs et les professionnels du territoire évoquent essentiellement les impacts sur l'environnement marin (plus de 75%). A l'opposé, les élus se montrent plus terriens, abordant très majoritairement les répercussions sur l'environnement côtier (67%). Là encore, on retrouve le caractère plus équilibré des interventions des citoyens qui abordent de manière assez équilibrée les milieux marins (52%) et côtiers (48%).

Des différences de prises de parole analogues apparaissent en ce qui concerne les conséquences sur les activités et les usages, certaines pouvant être là-encore être rapprochées avec des différences de cadre de vie et de pratiques. Les acteurs exerçant une activité directement en lien avec l'environnement (récréatifs et pêche) abordent davantage la thématique concernant les activités

liées aux écosystèmes marins. A l'inverse, les citoyens, les élus et les associations environnementales abordent majoritairement la thématique liée au patrimoine (plus particulièrement le paysage) par rapport aux thématiques liées aux écosystèmes (fig. 5). En revanche, les professionnels du territoire et les associations environnementales font état de perceptions sensiblement décalées de celles qu'ils manifestent à l'égard conséquences sur les écosystèmes : les premiers, bien que plus « terrestres », abordent ici fortement les activités liées aux écosystèmes marins tandis que les secondes, plus « marines », abordent essentiellement la question paysagère.

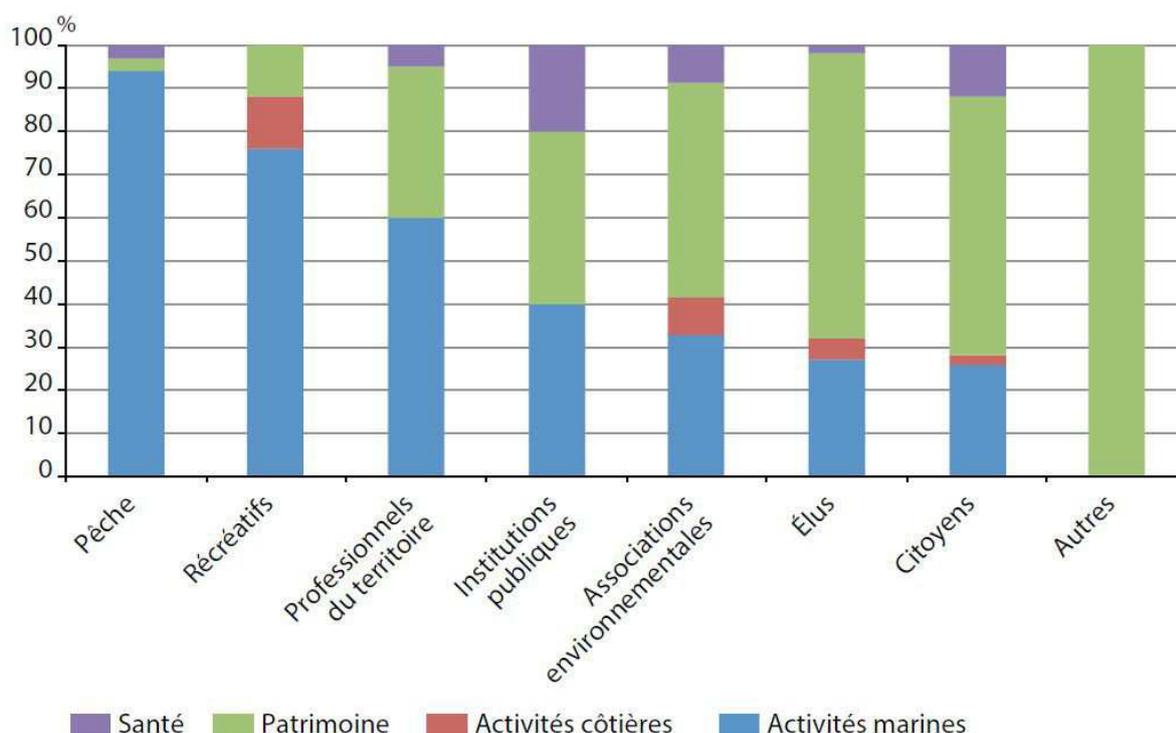


Figure 5 - Répartition, selon les catégories d'acteurs, des sous-thématiques incluses dans le thème Conséquences sur les activités liées aux écosystèmes

Des perceptions hétérogènes communes aux quatre débats

Les différences de prises de parole mises en avant précédemment, à l'échelle des quatre parcs offshore, se vérifient pour l'essentiel au niveau de chaque projet éolien.

Le rang et, dans une moindre mesure, le poids des thèmes abordés évoluent peu, quel que soit le site (fig. 3). En premier lieu, on observe une faible variabilité pour les thèmes qui ne concernent pas les retombées des parcs. (caractéristiques techniques, aux conséquences économiques, à la concertation et à la transition énergétique). Par ailleurs, à l'exception de Saint-Nazaire, les interventions traitant des conséquences sur les activités liées aux écosystèmes et sur les territoires ont toujours été plus nombreuses que celles sur les atteintes aux écosystèmes en tant que tels. Un constat similaire peut être réalisé au sujet de l'ordre des fréquences d'intervention des catégories d'acteurs (fig. 2).

On observe par ailleurs une certaine homogénéité dans les profils et le caractère situé des perceptions décrits précédemment, en fonction des catégories d'acteurs. L'illustration la plus marquante concerne la ventilation des prises de paroles des citoyens (les plus nombreuses) en

fonction des thèmes, qui est globalement la même d'un site à l'autre (fig. 6). Les caractéristiques techniques ainsi que les conséquences sur les activités ou usages liés aux écosystèmes sont les thèmes les plus abordés par cette catégorie d'acteurs, suivi des conséquences économiques sur le territoire. Par ailleurs, les citoyens évoquent les conséquences sur les écosystèmes dans les mêmes proportions (12 voire 13%) pour les quatre sites.

Les associations environnementales axent la part la plus importante de leurs interventions sur les conséquences sur les écosystèmes, sauf dans le cas de Saint-Brieuc. Les élus, les professionnels sur le territoire, ainsi que les institutions publiques, évoquent le plus fréquemment les conséquences économiques sur le territoire. Enfin, les récréatifs et les pêcheurs s'enquière le plus souvent des conséquences sur les activités ou usages liés aux écosystèmes.

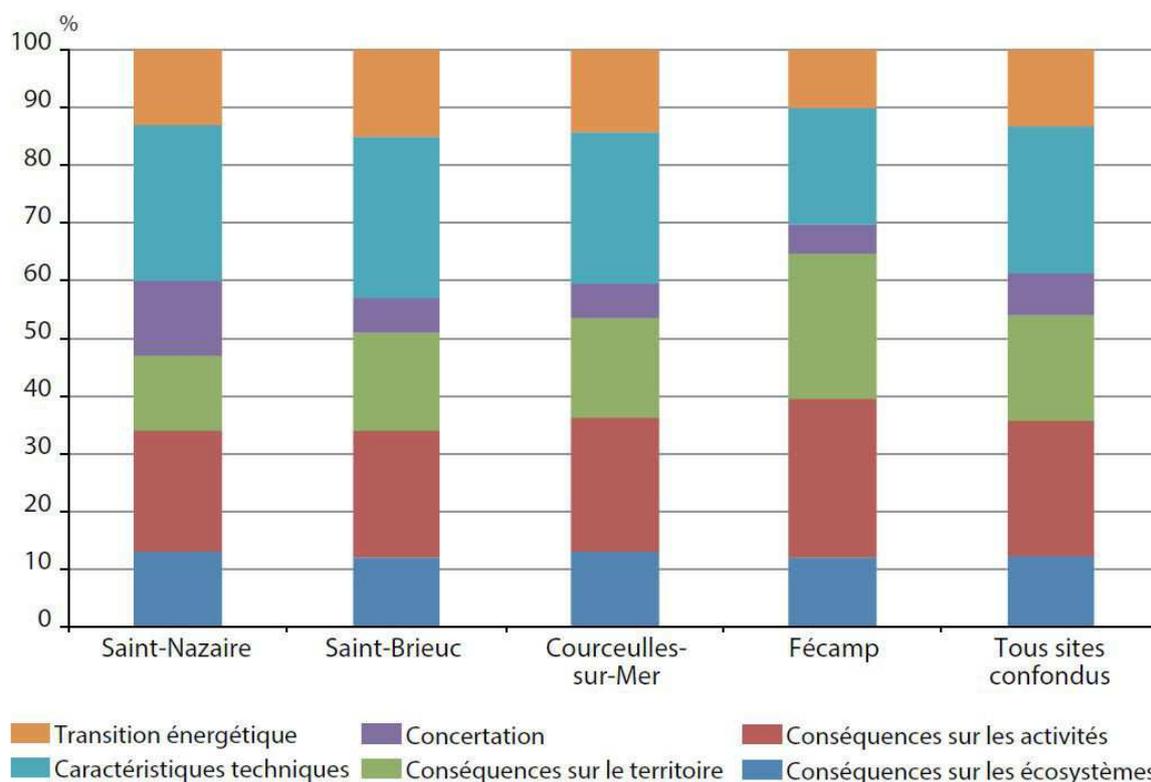


Figure 6 - Ventilation thématique des prises de parole des citoyens dans les débats publics

L'observation variable des enjeux écologiques locaux

En dépit de ces profils perceptions communs, certaines spécificités des cas d'études ressortent des prises de parole.

Dans le cas nazairien, l'enjeu écologique lié à l'implantation du parc sur le banc de Guérande transparait à travers le fait que les conséquences sur les écosystèmes ont été le thème le plus abordé (26% des prises de parole, contre 17% en moyenne), et celui le plus mis en avant à la fois par les associations environnementales, les récréatifs et les acteurs du secteur de la pêche. De même, dans le cas de Courseulles-sur-Mer, la plus forte fréquence des prises de paroles au sujet des conséquences sur les activités et les usages liés aux écosystèmes, tient vraisemblablement à la présence des plages du débarquement et au gisement classé de coquilles Saint-Jacques.

A l'inverse, certains enjeux écologiques ressortent moins nettement. Dans le cas briochin, l'enjeu lié au gisement de coquilles Saint-Jacques transparaît peu alors que celui lié au paysage apparaît en partie, notamment à travers le fait que les associations environnementales y abordent plus fortement les conséquences sur les usages (à travers la question paysagère) et moins celle des conséquences sur les écosystèmes (25% contre 19% des prises de parole de cette catégorie d'acteurs). Dans le cas de Fécamp, la part des prises de parole concernant les conséquences sur les écosystèmes reste limitée (14% contre 17% en moyenne) quand bien même il est prévu de construire le parc dans un site Natura 2000 et en dépit du poids élevé (23% contre 18% en moyenne) des associations environnementales dans ce débat public.

L'attention a priori limitée portée aux enjeux écologiques de Saint Briec et Fécamp peut toutefois tenir à d'autres facteurs, comme par exemple la résultante de la concertation conduite préalablement avec certaines parties prenantes (la prise en compte des conflits d'usage entre les pêcheurs et les parcs éoliens) ou de possibles arbitrages avec d'autres enjeux locaux (plus forte attention pour les retombées économiques sur le territoire dans le cas de Fécamp).

Discussion

L'analyse des verbatim des réunions de débats publics des parcs éoliens offshore est instructive quant aux perceptions des impacts écologiques par les acteurs locaux. Elle démontre tout d'abord que les impacts écologiques motivent de nombreuses prises de parole et interrogations. Toutefois, ces conséquences ne sont pas tant perçues pour et par les écosystèmes eux-mêmes, mais principalement à travers les usages humains qui en dépendent. Par ailleurs, on identifie des différences de perceptions, suggérant une graduation entre deux types polaires de sensibilité : des catégories d'acteurs (associations environnementales, pêcheurs, récréatifs) dont les perceptions seraient plutôt éco-centrées autour de l'environnement marin, d'une part, et d'autres catégories (élus, professionnels du territoire) adoptant un positionnement davantage anthropocentré sur le continent, se préoccupant moins des conséquences environnementales que des retombées sociales des projets sur les territoires concernés, d'autre part. On relève enfin la position particulière des citoyens qui, en dépit de leur forte participation, sont moins enclins à mentionner les retombées des projets, et dont les perceptions des impacts écologiques semblent plus balancées que celles des autres catégories d'acteurs.

Il est délicat de recouper de façon synthétique nos résultats avec ceux des études passées sur les perceptions des acteurs locaux. Nous noterons seulement que notre analyse complète ces travaux, en vérifiant à nouveau, sur la base d'un autre corpus, des différences de sensibilités et de perceptions au sein des acteurs locaux, et en montrant que ces différences sont relativement structurantes, dans la mesure où elles se vérifient en grande partie pour chacun des quatre projets de parcs éoliens considérés. Ces traits communs n'empêchent cependant pas de voir quelques enjeux locaux ressortir de l'analyse des prises de paroles, même si d'autres ne transparaissent pas aussi nettement.

Les résultats tirés de notre analyse renvoient par ailleurs à ceux d'autres travaux, consacrés plus généralement aux débats publics en France, et à leur dynamique. Dans un autre contexte maritime – celui des débats publics portant sur les grands projets d'équipements portuaires - Lavaud-Letilleul (2012, p.20) observe ainsi que « les associations écologistes se focalisent généralement sur les seuls impacts sur les milieux et la biodiversité, sans prendre parti sur le contenu socio-économique du projet. S'y rattachent en partie les revendications d'usagers du littoral tels que les chasseurs, pêcheurs, ou conchyliculteurs, également sensibles à la qualité des milieux, même si leur intérêt ne porte pas sur les mêmes espaces et espèces du littoral. De leur côté, les habitants expriment leurs

inquiétudes sur l'évolution de leur qualité de vie (risques, santé, congestion routière, paysage...). La position des élus locaux varie quant à elle entre le soutien au projet dans le cas où l'emploi et les revenus fiscaux sont privilégiés [...] ou l'opposition s'ils relaient les préoccupations précitées des habitants [...] ».

Les débats publics menés dans le cadre des 4 projets éoliens paraissent toutefois se distinguer de ceux d'autres types de projets, en ce qui concerne la participation des citoyens et celle des élus. Ainsi, Revel (2007, p.245) observe-t-il lors de débats publics liés à des projets routiers, une participation généralement très faible de la part des citoyens, écrivant au sujet de ces derniers qu'« [ils] sont absents ou se taisent », un état de fait qui, selon Lefebvre (2007, p.201), conduit généralement les Elus à tenir le premier rôle en usant de leur « préséance symbolique » liée à leur statut, et à s'exprimer au nom de ces absents. Notre étude montre au contraire que la participation des citoyens a été très forte pour l'ensemble des projets éoliens marins et que leurs prises de parole tiennent essentiellement à un déficit d'intégration dans le processus de concertation mené en amont des réunions de débats publics. En outre, leurs perceptions à l'égard des impacts écologiques diffèrent sensiblement de celles des élus.

Ce résultat suggère que tous les acteurs locaux n'ont pas abordé les débats publics avec le même niveau d'information et de préparation. Ainsi, à l'opposé des citoyens, le poids limité des acteurs du monde de la pêche dans les prises de parole –qui paraît faible au vu des perturbations importantes (spatiales, techniques, réglementaires) que les parcs éoliens engendreront sur ces activités- semble tenir à la forte consultation et implication de cette catégorie d'acteurs lors du processus de consultation réalisé en amont des débats publics.

Conclusion

Les prises de parole lors des débats publics montrent que la question des impacts écologiques des projets éoliens constitue un réel enjeu tout en faisant nettement apparaître des sensibilités diverses à ce sujet, spécifiques aux différents groupes d'acteurs et communes aux quatre sites considérés.

La méthodologie proposée se fonde sur une analyse thématique du contenu des prises de parole des participants. Elle mériterait d'être approfondie sur le plan lexicologique, au moyen d'un examen plus fin des contenus des discours, prenant par exemple en compte le positionnement des intervenants par rapport aux projets ou rendant compte du caractère polémique des différents enjeux lors des débats. Cet effort permettrait d'affiner et le cas échéant de confirmer notre analyse des perceptions et de traiter de nouvelles questions.

De ce point de vue, plusieurs éléments ressortent de notre analyse, faisant apparaître des perspectives de recherche intéressantes au sujet des impacts environnementaux des parcs éoliens et de leurs perceptions.

Une première interrogation porte sur l'apparente homogénéité des perceptions d'un site à l'autre. Il serait intéressant d'étudier plus en détails dans quelle mesure cette ressemblance peut être reliée à une réalité de terrain (ressemblance des projets de parcs, des sites d'implantation, des acteurs locaux...) ou refléter des perceptions stéréotypées au sujet des impacts environnementaux des parcs éoliens.

Une seconde piste consisterait à apprécier un écart éventuel entre les perceptions actuelles des acteurs locaux -alors qu'aucun parc éolien marin n'existe en France- et les impacts réels des parcs, une fois en exploitation. Un tel travail permettrait de mettre en évidence de possibles modifications de perception, observables dans l'évolution des prises de paroles lors de futurs débats publics.

Enfin, et dans la mesure où ces discours ont été tenus dans un cadre réglementaire de concertation, il conviendrait d'en étudier l'incidence, en examinant si et comment les porteurs de projet prennent en compte ces prises de paroles – le cas échéant lesquelles-, en particulier dans l'élaboration des mesures compensatoires écologiques, dans le but de satisfaire certaines attentes sociales.

Remerciements

Les auteurs remercient les relecteurs pour leurs critiques et leurs conseils qui ont permis d'améliorer le manuscrit.

Bibliographie

- Boehlert G. W. and Gill A. B., 2010, "Environmental and Ecological Effects Of Ocean Renewable Energy Development", *Oceanography*, 23(2), 68-81
- Ellis G., Barry J. and Robinson C., 2007, "Many ways to say 'no', different ways to say 'yes': Applying Q-Methodology to understand public acceptance of wind farm proposals", *Journal of Environmental Planning and Management*, 50(4), 517-551
- Firestone, J., Kempton, W. (2007). "Public opinion about large offshore wind power: Underlying factors". *Energy Policy*, 35, 1584-1598
- Firestone, J., Kempton, W. et Krueger, A. (2009). "Public acceptance of offshore wind power projects in the United States". *Wind Energy*, 12(2), 183-202
- 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. and Godley B. J., 2009, "Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research", *Journal of Applied Ecology*, 46, 1145-1153
- Kermagoret, C. (2014). *La compensation des impacts sociaux et écologiques pour les projets d'aménagement : acceptation, acteurs du territoire. Application au projet de parc éolien en mer de la baie de Saint-Brieuc (Bretagne, France)*. Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Brest, 223 p
- Kerr S., Watts L., Colton J., Conway F., Hull A., Johnson K., Jude S., Kannen A., MacDougall S., McLachlan C., Potts T. and Vergunst J., 2014, "Establishing an agenda for social studies research in marine renewable energy", *Energy Policy*, 67, 694-702
- Lavaud-Letilleul V., 2012, "L'aménagement portuaire en débat. Points de vue d'acteurs sur les grands projets d'équipement portuaire du littoral français", *Noréis*, 225, 11-28
- Lefebvre R., 2007, "Les élus : des acteurs peu dialogiques du débat public", In : Revel M., Blatrix C., Blondiaux L., Fourniau JM., Hériard Dubreuil B, Lefebvre R., *Le débat public : une expérience française de démocratie participative*, Collection Recherches, La Découverte, 207-218
- Lindeboom H. J., Kouwenhoven H. J., Bergman M. J. N., Bouma S., Brasseur S., Daan R., Fijn R. C., de Haan D., Dirksen S., van Hal R., Hille Ris Lambers R., ter Hofstede R., Krijgsveld K. L., Leopold M. and Scheidat M., 2011, "Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation", *Environmental Research Letters*, 6, 13 p
- Revel M., 2007, "Les dynamiques du débats public : l'exemple de six débats publics ", In : Revel M., Blatrix C., Blondiaux L., Fourniau JM., Hériard Dubreuil B, Lefebvre R., *Le débat public : une expérience française de démocratie participative*, Collection Recherches, La Découverte, 239-251

- Vaissiere A. C., Levrel H., Pioch S. and Carlier A., 2014, "Biodiversity offsets for offshore wind farm projects: The current situation in Europe", *Marine Policy*, 48, 172-183
- Wilson J.C., Elliott M., Cutts N.D., Mander L., Mendão V., Perez-Dominguez R. and Phelps A., 2010, "Coastal and offshore wind energy generation: is it environmentally benign ?", *Energies*, 3, 1383-1422
- Wolsink, M. (2010). "Near-shore wind power—Protected seascapes, environmentalists' attitudes, and the technocratic planning perspective". *Land Use Policy*, 27(2), 195–203
- Wolsink, M. (2013). "Acceptation sociale de l'innovation en matière d'énergie renouvelable: en quoi l'offshore est-il différent? " In G. Gueguen-Hallouet & H. Levrel (Eds.), *Energies marines renouvelables - Enjeux juridiques et socio-économiques*, Pedone, 215–238

Annexe 3 – Ventilation des mesures ERC selon leurs objectifs

Les mesures ERC proposées dans les études d'impact des parcs éoliens en mer de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp (Cf. Annexe 1) ont été classées selon qu'elles ciblent le milieu humain et/ou le milieu naturel.

Les mesures ERC ciblant le milieu humain ont ensuite été ventilées selon les activités humaines visées : paysage, activités de pêche, sécurité maritime et santé.

Une même mesure pouvant avoir plusieurs objectifs, la somme des pourcentages excèdent parfois 100.

1. Parc éolien en mer de Saint-Nazaire

Mesures ERC	Nombre de mesures	Objectif : Milieu humain	Objectif : Milieu naturel
Evitement	5	1	4
Réduction	19	13	7
Compensation	1	1	0
TOTAL	25	15	11
		60%	44%

15 mesures ERC ciblant le milieu humain	Nombre de mesures
Paysage	5
Activités de pêche	6
Sécurité maritime	9
Santé	1

2. Parc éolien en mer de Saint-Brieuc

Mesures ERC	Nombre de mesures	Objectif : Milieu humain	Objectif : Milieu naturel
Evitement	15	11	4
Réduction	15	12	3
Compensation	3	1	2
TOTAL	33	24	9
		73%	27%

24 mesures ERC ciblant le milieu humain	Nombre de mesures
Paysage	2
Activités de pêche	8
Sécurité maritime	13
Santé	1

3. Parc éolien en mer de Courseulles-sur-Mer

Mesures ERC	Nombre de mesures	Objectif : Milieu humain	Objectif : Milieu naturel
Evitement	6	4	3
Réduction	8	3	5
Compensation	1	1	0
TOTAL	15	8	8
		53%	53%

8 mesures ERC ciblant le milieu humain	Nombre de mesures
Paysage	2
Activités de pêche	2
Sécurité maritime	4
Santé	1

4. Parc éolien en mer de Fécamp

Mesures ERC	Nombre de mesures	Objectif : Milieu humain	Objectif : Milieu naturel
Evitement	7	3	7
Réduction	8	4	4
Compensation	1	1	0
TOTAL	16	8	11
		50%	69%

8 mesures ERC ciblant le milieu humain	Nombre de mesures
Paysage	2
Activités de pêche	2
Sécurité maritime	7
Santé	1

5. Ventilation des mesures ERC pour l'ensemble des parcs éoliens en mer

Mesures ERC	Nombre de mesures	Objectif : Milieu humain	Objectif : Milieu naturel
Evitement	33	19	18
Réduction	50	32	19
Compensation	6	4	2
TOTAL	89	55	39
		62%	44%

55 mesures ERC ciblant le milieu humain	Nombre de mesures
Paysage	11
Activités de pêche	18
Sécurité maritime	33
Santé	4
	20%
	33%
	60%
	7%

Annexe 4 – Notation des indicateurs et des indices d'enjeu
environnemental pour le cas d'étude relatif à l'extension portuaire

A. Scoring of Environmental Stake Index (IEE)

Indicators		Dependency relationship between biological and physico-chemical criteria	Physico-chemical criteria identified as stake in planning and management documents	Environmental Stake Index (IEE)	Comments
Morphodynamics	Seabed morphology	2	?	2	Neptune Grass and Noble Pen Shell highly dependent on good morpho-dynamics conditions
	Hydro- and sediment dynamics	2	?	2	
Sediment quality	Pollution level of organic chemical contaminants and metals	1.5	?	1.5	Neptune Grass and Noble Pen Shell little dependent on sediment quality
	Sediment organic matter	1.5	?	1.5	
Water quality	Pollution levels of chemical contaminants	1.5	?	1.5	Neptune Grass and Noble Pen Shell little dependent on contaminants in water
	Level of bacteriological contamination	1	?	1	Neptune Grass and Noble Pen Shell not dependent on bacteriological contamination
	Level of eutrophication	2	?	2	Neptune Grass and Noble Pen Shell dependent on level of eutrophication
	General conditions	2	?	2	Neptune Grass and Noble Pen Shell dependent on level on general conditions

Table 1 : IEE related to physico-chemical structure criteria

	Natural Range	Scarcity	Ecological Role	Resilience	Environmental Stake Index (IEE)	Comments
Indicators	Score	Score	Score	Score		
Benthic communities on dikes (hard substrate)	1	1	1	1	1	Common benthic invertebrates and algal cover
Benthic communities on soft substrate	1	1	1	1	1	Poor benthic communities characteristic of typical biocenosis, not stable, in transition
Neptune Grass	2.0	2.5	3.0	3.0	2.63	Priority habitat under Habitat Directive, key ecosystem for Mediterranean coasts, in decline
Noble Pen Shell	1	2.5	1	2.0	1.63	Strictly protected species (Annex IV of Habitats Directive), threatened
Ichthyofauna	?	1	2.0	1	1.33	Species observed (not very detailed) commonly found in the Mediterranean
Mammals	2.0	2.0	1	2.0	1.75	Special protected status under Annex II of Habitats Directive for Common bottlenose dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>), threatened by habitat fragmentation

Table 2: IEE related to biological structure criteria

Indicators	Dependency relationship between biological and functional criteria	Functional criteria identified as stake in planning and management documents	Environmental Stake Index (IEE)	Comments
Proliferating or exotic species (eg. ophiuroids, phytoplankton bloom)	2	?	2	Neptune Grass threatened by <i>Caulerpa racemosa</i> proliferation
Level of ecological connectivity / fragmentation	2	?	2	Neptune Grass threatened by fragmentation
Food web	-	-	-	No data
Spawning and nursery area	-	-	-	No spawning and nursery area
Feeding area	2.5	?	2.5	Ichthyofauna highly dependent on these areas
Rest and refuge area	2.5	?	2.5	

Table 3 : IEE related to ecological functionality criteria

B. Scoring of physico-chemical structure criteria

Indicators	Criteria	INITIAL STATE				CONSTRUCTION PHASE				OPERATION PHASE				CPIS	Loss compared with the initial state (%)	OPIS	Loss compared with the initial state (%)
		Mcr	IEEcr	Sc initial state	Comments	Mcr	IEEcr	Sc construction phase	Comments	Mcr	IEEcr	Sc operation phase	Comments				
Morpho-dynamics	Seabed morphology	2	2	0.28275	Modification of substrate due to the existing port	1.8	2	0.27019	Modification due to dikes destruction and creation	1.8	2	0.27019	Slight deepening of the basin	-0.01257	-4%	-0.01257	-4%
	Hydro- and sediment dynamics	2.5	2		Low silting	2.5	2		Slight impact on local currents	2.5	2		No modification compared with the initial state				
Sediment quality	Pollution level of organic chemical contaminants and metals	2.5	1.5	0.25919	Slight Cr pollution outside the port and no bio-indicator species related to pollution (AMBI)	2	1.5	0.23563	Slight possible increase in pollution due to works	2.25	1.5	0.24741	Increase in port frequentation. slight impact on pollution	-0.02356	-9%	-0.01178	-5%
	Sediment organic matter	3	1.5		Light OM enriching. normal communities	3	1.5		No modification compared with the initial state	3	1.5		No modification compared with the initial state				
Water quality	Pollution levels of chemical contaminants	3	1.5	0.61263	Lack of data but no known source of contaminants	2.5	1.5	0.55765	Lack of information but increase of port frequentation and pollution risk	2.5	1.5	0.58907	Lack of information but increase of port frequentation and pollution risk	-0.05498	-9%	-0.02356	-4%
	Level of bacteriological contamination	3	1		Good quality assessed by existing sewage	3	1		No modification compared with the initial state	3	1		No modification compared with the initial state				

				networks															
	Level of eutrophication	3	2	Good level of O2. good nitrogen degradation	3	2			3	2									
	General conditions	3	2	Near natural conditions	2.5	2		Increase in turbidity	3	2									

Sum of all IEE = 31.83

M_{cr} : mark of each criterion ; IEE_{cr} : Environmental Stake Index ; S_c : Score of each indicator ; CPIS : Construction Phase Impact Score ; OPIS : Operation Phase Impact Score

C. Scoring of biological structure criteria

Indicators	Criteria	INITIAL STATE				CONSTRUCTION PHASE				OPERATION PHASE				CPIS	Loss compared with initial state (%)	OPIS	Loss compared with initial state (%)
		Mcr	IEEcr	Sc initial state	Comments	Mcr	IEEcr	Sc construction phase	Comments	Mcr	IEEcr	Sc operation phase	Comments				
State of benthic communities on dikes (hard substrate)	Structure and species composition	2	1	0.06283	Light colonization of dikes by benthic invertebrates and algal cover (internal and external walls)	1.5	1	0.04713	Destruction of communities present on destroyed dikes	2	1	0.06283	Recolonization of new dikes	-0.01571	-25%	0	0%
State of benthic communities on soft substrate		2	1	0.06283	Poor benthic communities characteristic of typical biocenosis, not stable, in transition (influenced by Solenzara port)	1	1	0.03142	Loss of benthic communities present on the dredged area	2	1	0.06283	Reconstitution of benthic community after 3 to 5 years	-0.03142	-50%	0	0%
State of Neptune Grass (<i>Posidonia oceanica</i>)		2	2.63	0.16494	Regression phase, bad cover rate, abnormal density, light rhizome burying	1	2.63	0.08247	Direct destruction of 326 m ² of meadow due to the footprint of the structures. Direct destruction of 584 m ² of meadow due to dredging. influence of the turbidity (indirect due to works) on 1230 m ² of meadow inside the future port enclosure	1	2.63	0.08247	Direct destruction of 326 m ² of meadow due to the footprint of the structures. Direct destruction of 584 m ² of meadow due to dredging. slow degradation of the 1230 m ² of meadow inside the	-0.08247	-50%	-0.08247	-50%

												future port enclosure				
State of Noble Pen Shell (<i>Pinna nobilis</i>)	3	1.63	0.15316	Presence of 11 individuals in the future port enclosure	2	1.63	0.10210	Transplantation before works but possible degradation of their state	2	1.63	0.10210	Transplantation before works but possible degradation of their state	-0.05105	-33%	-0.05105	-33%
State of ichthyofauna	2.5	1.33	0.10472	Large number of species close to existing dikes	2	1.33	0.08378	Disturbance and turbidity	2.7	1.33	0.11310	Increase of new hard surface with the new dikes: more food sources and shelters: reef effect	-0.02094	-20%	0.00838	-8%
State of marine mammals	3	1.75	0.16494	Site in a mammal sanctuary but no presence of individuals noted since 1986 (<i>Tursiops truncatus</i>)	2.75	1.75	0.15119	Noise emission but low probability of mammals presence	2.75	1.75	0.15119	Disturbance to increase of traffic	-0.01374	-8%	-0.01374	-8%

Sum of all IEE = 31.83

M_{cr} : mark of each criterion ; IEE_{cr} : Environmental Stake Index ; Sc : Score of each indicator ; CPIS : Construction Phase Impact Score ; OPIS : Operation Phase Impact Score

D. Scoring of ecological functionality criteria

Indicators	Criteria	INITIAL STATE				CONSTRUCTION PHASE				OPERATION PHASE				Works Phase Impact Score (WPIS)	Loss compared with initial state (%)	Operational Phase Impact Score (OPIS)	Loss compared with initial state (%)
		Mcr	IEEcr	Sc initial state	Comments	Mcr	IEEcr	Sc construction phase	Comments	Mcr	IEEcr	Sc operation phase	Comments				
Proliferating or exotic species	Functionalities level delivered by the study area	2	2	0.12567	One mark of <i>Caulerpa racemosa</i> observed at the entrance of the current port	2	2	0.12567	Not affected by works	2	2	0.12567	Not affected by the infrastructure	0	0%	0	0%
Level of ecological connectivity / fragmentation		2	2	0.12567	Presence of the port with a low connectivity impact	1.5	2	0.09425	Decrease of connectivity due to works	1.5	2	0.09425	Decrease of connectivity due to new dikes	-0.03142	-25%	-0.03142	-25%
Food web		-	-	-	No information	-	-	-	No information	-	-	-	No information	-	-	-	-
Spawning and nursery area		-	-	-	Absence	-	-	-	Absence	-	-	-	Absence	-	-	-	-
Feeding area		2	2.5	0.15708	Presence of Neptune Grass (but degraded) and hard substrate (feeding and refuge)	1	2.5	0.07854	Destruction of Neptune Grass within the port enclosure and destruction of dikes	1.5	2.5	0.11781	Destruction of Neptune Grass within the port enclosure but construction of new dikes	-0.07854	-50%	-0.03927	-25%
Rest and refuge area		2	2.5	0.15708	Presence of Neptune Grass (but degraded) and hard substrate (feeding and refuge)	1	2.5	0.07854	Destruction of Neptune Grass within the port enclosure and destruction of dikes	1.5	2.5	0.11781	Destruction of Neptune Grass within the port enclosure but construction of new dikes	-0.07854	-50%	-0.03927	-25%

Sum of all IEE = 31.83

M_{cr} : mark of each criterion ; IEE_{cr} : Environmental Stake Index ; Sc : Score of each indicator ; CPIS : Construction Phase Impact Score ; OPIS : Operation Phase Impact Score

Annexe 5 – Détails des calculs de la méthode HEA pour le cas d'étude portant sur l'extension portuaire

A. Calculation of Present Value Factor

Present value factor = $\frac{1}{(1+\text{discount rate})^{(\text{year}-\text{base year})}}$ where discount rate = 4 % and base year = 2015.

Year	Present Value Factor (discount rate = 4%)
2015 (year base)	1
2016	0.962
2017	0.925
2018	0.889
2019	0.855
2020	0.822
2021	0.790
2022	0.760
2023	0.731
2024	0.703
2025	0.676
2026	0.650
2027	0.625
2028	0.601
2029	0.577
2030	0.555
2031	0.534
2032	0.513
2033	0.494
2034	0.475
2035	0.456
2036	0.439
2037	0.422
2038	0.406
2039	0.390
2040	0.375
2041	0.361
2042	0.347
2043	0.333
2044	0.321

B. Calculation of functionality losses

Year	Functionality losses at impacted area (%)			Impacted area (m ²) (b)	Present value factor (c)	Functionality Losses (DSAYs) (d = a x b x c)
	Beginning of the year	End of the year	Mean (a)			
2015 (base year)	0%	7%	3.50%	2140	1	74.900
2016	7%	8.80%	7.90%	2140	0.961	162.558
2017	8.80%	10.60%	9.70%	2140	0.924	191.919
2018	10.60%	12.40%	11.50%	2140	0.888	218.782
2019	12.40%	14.20%	13.30%	2140	0.854	243.294
2020	14.20%	16%	15.10%	2140	0.821	265.598
2021	16%	16%	16%	2140	0.790	270.604
2022	16%	16%	16%	2140	0.759	260.196
2023	16%	16%	16%	2140	0.730	250.188
2024	16%	16%	16%	2140	0.702	240.566
2025	16%	16%	16%	2140	0.675	231.313
2026	16%	16%	16%	2140	0.649	222.417
2027	16%	16%	16%	2140	0.624	213.862
2028	16%	16%	16%	2140	0.600	205.637
2029	16%	16%	16%	2140	0.577	197.727
2030	16%	16%	16%	2140	0.555	190.123
2031	16%	16%	16%	2140	0.533	182.810
2032	16%	16%	16%	2140	0.5133	175.779
2033	16%	16%	16%	2140	0.493	169.018
2034	16%	16%	16%	2140	0.474	162.518
2035	16%	16%	16%	2140	0.456	156.267
2036	16%	16%	16%	2140	0.438	150.257
2037	16%	16%	16%	2140	0.421	144.478
2038	16%	16%	16%	2140	0.405	138.921
2039	16%	16%	16%	2140	0.390	133.578
2040	16%	16%	16%	2140	0.375	128.440
2041	16%	16%	16%	2140	0.360	123.500
2042	16%	16%	16%	2140	0.346	118.750
2043	16%	16%	16%	2140	0.333	114.183
2044	16%	16%	16%	2140	0.320	109.791
TOTAL FUNCTIONALITY LOSSES (DSAYs)						5,447.971

C. Calculation of functionality gains

Year	Functionality delivered by the offset site (%)			Functionality gains (%) per m ² (c = b - a)	Present value factor (d)	Functionality 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	0.0050
2016	7.31%	8.33%	7.82%	1.53%	0.962	0.0147
2017	8.33%	9.35%	8.84%	2.55%	0.925	0.0235
2018	9.35%	10.37%	9.86%	3.57%	0.889	0.0317
2019	10.37%	11.39%	10.88%	4.59%	0.855	0.0392
2020	11.39%	12.41%	11.90%	5.61%	0.822	0.0460
2021	12.41%	13.43%	12.92%	6.63%	0.790	0.0523
2022	13.43%	14.45%	13.94%	7.65%	0.760	0.0580
2023	14.45%	15.47%	14.96%	8.66%	0.731	0.0633
2024	15.47%	16.49%	15.98%	9.68%	0.703	0.0680
2025	16.49%	17.51%	17.00%	10.70%	0.676	0.0723
2026	17.51%	18.53%	18.02%	11.72%	0.650	0.0761
2027	18.53%	19.55%	19.04%	12.74%	0.625	0.0795
2028	19.55%	20.57%	20.06%	13.76%	0.601	0.0826
2029	20.57%	21.59%	21.08%	14.78%	0.577	0.0853
2030	21.59%	22.60%	22.09%	15.80%	0.555	0.0877
2031	22.60%	23.62%	23.11%	16.82%	0.534	0.0897
2032	23.62%	24.64%	24.13%	17.84%	0.513	0.0915
2033	24.64%	25.66%	25.15%	18.86%	0.494	0.0930
2034	25.66%	26.68%	26.17%	19.88%	0.475	0.0943
2035	26.68%	27.70%	27.19%	20.90%	0.456	0.0953
2036	27.70%	28.72%	28.21%	21.92%	0.439	0.0961
2037	28.72%	29.74%	29.23%	22.94%	0.422	0.0967
2038	29.74%	30.76%	30.25%	23.95%	0.406	0.0971
2039	30.76%	31.78%	31.27%	24.97%	0.390	0.0974
2040	31.78%	32.80%	32.29%	25.99%	0.375	0.0975
2041	32.80%	33.82%	33.31%	27.01%	0.361	0.0974
2042	33.82%	34.84%	34.33%	28.03%	0.347	0.0972
2043	34.84%	35.86%	35.35%	29.05%	0.333	0.0968
2044	35.86%	36.88%	36.37%	30.07%	0.321	0.0964
TOTAL FUNCTIONALITY GAINS (DSAYs) PER M²						2.2231

D. Synthesis

SYNTHESIS	
Total Functionality Losses	5,447.971 DSAYs
Total Functionality Gains	2.2231 DSAYs/m ²
Surface of the offset site	2,450 m ²

Annexe 6 – Notation des indicateurs et des indices d'enjeu
environnemental pour le cas d'étude relatif au parc éolien en mer

A. Scoring of Environmental Stake Index (IEE)

Indicators		Dependency relationship between biological and physico-chemical criteria	Physico-chemical criteria identified as stake in planning and management documents	Environmental Stake Index (IEE)	Comments
Morpho-dynamics	Seabed morphology	1.5	?	1.5	The literature suggests a low level of environmental stake at the scale of the Bay
	Hydro- and sediment dynamics	1.5	?	1.5	
Sediment quality	Pollution level of organic chemical contaminants and metals	2	?	2	The sediment quality is relatively important for the state of biological components.
	Sediment organic matter	2	?	2	
Water quality	Pollution levels of chemical contaminants	2	?	2	The water quality is relatively important for the state of biological components.
	Level of bacteriological contamination	2	?	2	
	Level of eutrophication	2	?	2	
	General conditions	2	?	2	

Table 4 : IEE related to physico-chemical structure criteria

		Natural Range	Scarcity	Ecological Role	Resilience	Environmental Stake Index (IEE)	Comments
Indicators		Score	Score	Score	Score		
Avifauna	Marine avifauna	Northern gannet (<i>Morus bassanus</i>)	2	2	?	2	The literature suggests that the Black-throated loon (<i>Gavia artica</i>) is the most vulnerable species on the area. The literature shows also that the majority of species are relatively vulnerable.
		Great black-backed gull (<i>Larus marinus</i>)	1.5	1.5	?	1.5	
		Black-legged kittiwake (<i>Rissa tridactyla</i>)	2.3	2.1	?	2.5	
		European herring gull (<i>Larus argentatus</i>)	1	1	?	1	
		Great skua (<i>Stercorarius skua</i>)	2.3	2.3	?	2.3	
		Northern fulmar (<i>Fulmarus glacialis</i>)	2.4	2.4	?	2.4	
		Razorbill (<i>Alca torda</i>)	2.6	2.6	?	2.6	
		Lesser black-backed gull (<i>Larus fuscus</i>)	1.5	1.5	?	1.5	
		Common murre (<i>Uria aalge</i>)	2.5	2.5	?	2.5	
		Black-throated loon (<i>Gavia artica</i>)	2.7	2.7	?	2.7	
		Little gull (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	2.7	2.7	?	2.7	
		Mew gull (<i>Larus canus</i>)	2.5	2.5	?	2.5	
		Mediterranean gull (<i>Ichthyaeus melanocephalus</i>)	2	2	?	2	
		European storm petrel (<i>Hydrobates pelagicus</i>)	1.7	1.7	?	1.7	
		Sandwich tern (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	2.5	2.5	?	2.5	
		Black-headed gull (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	1.7	1.7	?	1.7	
		Great cormorant (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	1	1	?	1	
Common scoter (<i>Melanitta nigra</i>)	1.7	1.7	?	1.7			
Common tern (<i>Sterna hirundo</i>)	1.5	1.5	?	1.5			
Parasitic jaeger (<i>Stercorarius parasiticus</i>)	2	2	?	2			
Red-breasted merganser (<i>Mergus serrator</i>)	2	2	?	2			
Terrestrial Avifauna		2	2	?	2		
Soft substrate benthic communities		1	1	2	1.5	1.38	Benthic communities of soft sediments are common and resilient species with a fairly important ecological role
Ichthyofauna	Dragonnet (<i>Callionymus lyra</i>)	2	1.5	2	2	1.88	The sensibility of ichthyofauna is not fully known. We assume a medium environmental stake index except for the protected species (Diadromous fishes).
	Red gurnard (<i>Chelidonichthys cuculus</i>)						
	Streaked gurnard (<i>Chelidonichthys lastoviza</i>)						
	Common dab (<i>Limanda limanda</i>)						
	European plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>)						
	Turbot (<i>Psetta maxima</i>)						
	Common sole (<i>Solea solea</i>)						
	Black Sea-bream (<i>Spondylisoma cantharus</i>)						
Tub gurnard (<i>Chelidonichthys lucernus</i>)							

	Starry Smoothhound (<i>Mustelus asterias</i>)						
	Lesser spotted dogfish (<i>Scyliorhinus canicula</i>)						
	Pout whiting (<i>Trisopterus luscus</i>)						
	Poor cod (<i>Trisopterus minutus</i>)						
	European sprat (<i>Sprattus sprattus</i>)						
	Atlantic horse mackerel (<i>Trachurus trachurus</i>)						
	Edible crab (<i>Cancer pagurus</i>)						
	European lobster (<i>Homarus gammarus</i>)						
	Common spider crab (<i>Maja brachydactyla</i>)						
	Velvet crab (<i>Necora puber</i>)						
	European common squid (<i>Alloteuthis subulata</i>)						
	European common cuttlefish (<i>Sepia officinalis</i>)						
	Common whelk (<i>Buccinum undatum</i>)						
Great scallop (<i>Pecten maximus</i>)	2	1.5	2	2	1.88		
Diadromous fishes (<i>Petromyzon marinus, lampetra fluviatilis, alosa alosa, alosa fallax, salmo salar</i>)	2.3	2.5	2	2.3	2.28		
Chiroptera	Noctule Bat (<i>Nyctalus noctula</i>)	1.5	2	2	2	1.88	The sensibility of migrating chiroptera species is not totally known. We assume a medium environmental stake index.
	Leisler's Bat (<i>Nyctalus Leisleri</i>)	1.5	2	2	2	1.88	
	Parti-colored Bat (<i>Vespertilio murinus</i>)	1.5	2	2	2	1.88	
	Nathusius' Bat (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	1.5	2	2	2	1.88	
Marine mammals	Harbour porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>)	2	2	2	2	2.00	Marine mammals are more or less vulnerable. This depends mainly on the size of natural range.
	Bottle-nosed dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>)	1.7	2	2	2	1.93	
	Grey seal (<i>Halichoerus grypus</i>)	1.7	2.1	2	2	1.95	
	Common seal (<i>Phoca vitulina</i>)	1.7	2.1	2	2	1.95	
	Long-finned pilot whale (<i>Globicephala melas</i>)	1.5	1.7	2	2	1.80	
	Short-beaked Common dolphin (<i>Delphinus delphis</i>)	1.5	2	2	2	1.88	

Table 2: IEE related to biological structure criteria

Indicators	Dependency relationship between biological and functional criteria	Functional criteria identified as stake in planning and management documents	Environmental Stake Index (IEE)	Comments
Proliferating or exotic species	2	?	2	Medium level of environmental stake considering the biological characteristics in the Bay.
Level of ecological connectivity / fragmentation	2	?	2	
Food web	2	?	2	
Spawning and nursery area	2	?	2	
Feeding area	2	?	2	
Rest and refuge area	2	?	2	

Table 5: IEE related to to ecological functionality criteria

B. Scoring of physico-chemical structure criteria

Indicator	Criteria	Initial state				Construction phase				Operation phase				CPIS	Loss compared with the initial state (%)	OPIS	Loss compared with the initial state (%)
		M _{cr}	IEE _{cr}	Sc initial state	Comments	M _{cr}	IEE _{cr}	Sc construction phase	Comments	M _{cr}	IEE _{cr}	Sc operation phase	Comments				
Morpho-dynamics	Seabed morphology	2.8	1.5	0.06540	At level of the bay and OWF area: Medium seabed stability At level of OWF: dredging area for fishing	2.5	1.5	0.05976	At level of OWF area: low and local modifications of bathymetry (due to drilling wastes, cables riprap and score protections rocks)	2.5	1.5	0.06089	At level of OWF area: low and local modifications of bathymetry (due to drilling wastes, cables riprap and score protections rocks)	-0.00563	-8.6%	-0.00451	-6.9%
	Hydro-and sediment dynamics	3	1.5		At level of the bay and OWF area: no perturbation of hydrodynamics and sediment transport	2.8	1.5		At level of the Bay: no perturbation of hydrodynamics and sediment transport At level of OWF area: slight and local modification of hydro-dynamics and sediment transport caused by construction.	2.9	1.5		At level of the Bay: no perturbation of hydrodynamics and sediment transport At level of OWF area: low and local hydro sedimentary changes around each foundation				
Sediment quality	Pollution level of organic chemical contaminants and metals	3	5	0.09021	At level of OWF area: No contamination	3	2	0.09021	No modification compared with the initial state	3	2	0.09021	No modification compared with the initial state	0	0%	0	0%
	Sediment organic matter	3	2		At level of OWF area: Low organic matter	3	2			3	2						

Water quality	Pollution levels of chemical contaminants	/	2	0.12028	No data	/	2	0.1172756	No data	/	2	0.11877	No data	-0.0030	-2.5%	-0.00150	-1.3%
	Level of bacteriological contamination	3	2		Near OWF area: presence of shell farming areas of good quality No data at level of OWF area	3	2		No modification compared with the initial state	3	2		No modification compared with the initial state				
	Level of eutrophication	2	2		At level of the Bay: Regular presence of blooms of Pseudo-nitzschia and Dinophysis No data at level of OWF area	2	2		No modification compared with the initial state	2	2		No modification compared with the initial state				
	General conditions	3	2		At level of the bay and OWF area: Level of Turbidity relatively high (presence of storms and an estuary)	3	2		At level of the Bay: no modification compared with the initial state At level of OWF area: low and local increase of turbidity at the drilling location	3	1.5		At level of the Bay: no modification compared with the initial state At level of OWF area: slight increase of turbidity around each foundation (result of reef effect)				

Sum of all IEE = 133.02

M_{cr} : mark of each criterion ; IEE_{cr} : Environmental Stake Index ; Sc : Score of each indicator ; CPIS : Construction Phase Impact Score ; OPIS : Operation Phase Impact Score

C. Scoring of biological structure criteria

Indicator	Criteria	Initial state				Construction phase				Operation phase				CPIS	Loss compared with the initial state (%)	OPIS	Loss compared with the initial state (%)
		M _{cr}	IEE _{cr}	Sc initial state	Comments	M _{cr}	IEE _{cr}	Sc construction phase	Comments	M _{cr}	IEE _{cr}	Sc operation phase	Comments				
State of Avifauna (the most frequent species on OWF area and between the OWF site and the coast - some species nest nearby the OWF are mentioned)	Northern gannet (<i>Morus bassanus</i>)	2	2	0.03007	The most common specie on the OWF area	1.8	2	0.02706	Leakage of preys - Habitat loss	1.7	2	0.02556	Habitat loss (partial avoidance) + risk of collision	-0.0030	-10%	-0.00451	-15%
	Great black-backed gull (<i>Larus marinus</i>)	2.3	1.5	0.02593	The state at initial state depends mainly of the observation frequency	2.30	1.5	0.02593	Negligible habitat loss	2.30	1.5	0.02593	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%
	Black-legged kittiwake (<i>Rissa tridactyla</i>)	2	2.3	0.03458		2.00	2.3	0.03458	Negligible habitat loss	1.90	2.3	0.03285	Negligible habitat loss	0	0%	-0.00172	-5%
	European herring gull (<i>Larus argentatus</i>)	2.3	1	0.01729		2.30	1	0.01729	Negligible habitat loss	2.30	1	0.01729	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%
	Great skua (<i>Stercorarius skua</i>)	2	2.3	0.03458		1.80	2.3	0.03112	Leakage of preys - Slight habitat loss	1.70	2.3	0.02939	Habitat loss (partial avoidance) + risk of collision	-0.00345	-10%	-0.00518	-15.0%
	Northern fulmar (<i>Fulmarus glacialis</i>)	2	2.4	0.03608		1.80	2.4	0.03247	Photo attraction - Slight impact	1.80	2.4	0.03247	Habitat loss (partial avoidance)	-0.00360	-10%	-0.00360	-10%
	Razorbill (<i>Alca torda</i>)	1.5	2.6	0.02931		1.30	2.6	0.02540	Leakage of preys - Slight habitat loss	1.30	2.6	0.02540	Habitat loss (partial avoidance)	-0.00390	-13.3%	-0.00390	-13.3%
	Lesser black-backed gull (<i>Larus fuscus</i>)	2.3	1.5	0.02593		2.30	1.5	0.02593	Negligible habitat loss	2.30	1.5	0.02593	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%
	Common murre (<i>Uria aalge</i>)	1.7	2.5	0.03195		1.50	2.5	0.02819	Leakage of preys - Slight habitat loss	1.50	2.5	0.02819	Habitat loss (partial avoidance)	-0.00375	-11.8%	-0.00375	-11.8%
	Black-throated loon (<i>Gavia artica</i>)	1.5	2.7	0.03044		1.10	2.7	0.02232	The most vulnerable specie in	1.00	2.7	0.02029	The most vulnerable specie in	-0.00811	-26.7%	-0.01014	-33.3%

									relation to the OWF - Habitat loss (avoidance)					relation to the OWF - Habitat loss (avoidance) + Risk of collision				
	Little gull (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	1.5	2.7	0.03044		1.50	2.7	0.03044	Negligible habitat loss	1.50	2.7	0.03044	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%	
	Mew gull (<i>Larus canus</i>)	1.5	2.5	0.02819		1.50	2.5	0.02819	Negligible habitat loss	1.50	2.5	0.02819	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%	
	Mediterranean gull (<i>Ichthyaeus melanocephalus</i>)	2	2	0.03007		2	2	0.03007	Negligible habitat loss	2	2	0.03007	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%	
	European storm petrel (<i>Hydrobates pelagicus</i>)	2	1.7	0.02556		1.80	1.7	0.02300	Disorientation related to the photo attraction, leading to overconsumption energy - Slight impact	1.80	1.7	0.02300	Disorientation related to the photo attraction, leading to overconsumption energy - Slight habitat loss (partial avoidance)	-0.00255	-10%	-0.00255	-10%	
	Sandwich tern (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	1.5	2.5	0.02819		1.40	2.5	0.02631	Leakage of preys - Slight habitat loss	1.40	2.5	0.02631	Slight habitat loss (partial avoidance)	-0.00187	-6.7%	-0.00187	-6.7%	
	Black-headed gull (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	2	1.7	0.02556		2.00	1.7	0.02556	Negligible habitat loss	2	1.7	0.02556	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%	
	Great cormorant (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	2	1	0.01503		2.00	1	0.01503	Negligible habitat loss	2	1	0.01503	Negligible habitat loss	0	0%	0	0%	
	Common scoter (<i>Melanitta nigra</i>)	2.3	1.7	0.02939		2.10	1.7	0.02683	Leakage of preys - Slight habitat loss	2.10	1.7	0.02683	Slight habitat loss	-0.00255	-8.7%	-0.00255	-8.7%	
	Common tern	2	1.5	0.02255		1.80	1.5	0.02029	Leakage of	1.80	1.5	0.02029	Slight	-0.00225	-10%	-0.00225	-10%	

	<i>(Sterna hirundo)</i>								preys - Slight habitat loss				habitat loss (partial avoidance)					
	Parasitic jaeger (<i>Stercorarius parasiticus</i>)		2	2	0.03007		1.80	2	0.02706	Leakage of preys - Slight habitat loss	1.70	2	0.02556	Habitat loss (partial avoidance) + risk of collision	-0.00300	-10%	-0.00451	-15%
	Red-breasted merganser (<i>Mergus serrator</i>)		2.3	2	0.03458		2.10	2	0.03157	Leakage of preys - Slight habitat loss	2.10	2	0.03157	Slight habitat loss	-0.00300	-8.7%	-0.00300	-8.7%
	Terrestrial avifauna		2	2	0.03007	The state at initial state depends mainly of the observation frequency	1.80	2	0.02706	Risk of collision and exhaustion (photo attraction)	1.80	2	0.02706	Risk of collision and exhaustion (photo attraction)	-0.00300	-10%	-0.00300	-10%
State of soft substrate benthic communities in soft substrate (commercial species included except commercial fishes)		Structure and species composition	3	1.38	0.03112	Benthic communities diversified	2.20	1.38	0.02282	Destruction of benthic communities but on a limited area compared with the total area of OWF. Slight impact due to a low increase of turbidity. Noise effects unknown on benthic communities.	2.90	1.38	0.03008	Habitat modification (hard substrate introduction) and slight reef effect Slight habitat loss	-0.00829	-26.7%	-0.00103	-3.3%
State of ichthyofauna	Dragonnet (<i>Callionymus lyra</i>)	Structure and species composition	2	1.88	0.02826	No information about the state of these species at initial state (only species richness at	1.80	1.88	0.02543	Leakage or destruction by crush Noise disturbance	1.85	1.88	0.02614	Electromagnetic effects + Slight reef effect	-0.00282	-10%	-0.00211	-7.5%
	Red gurnard (<i>Chelidonichthys cuculus</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					
	Streaked gurnard (<i>Chelidonichthys</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					

	<i>lastoviza)</i>				OWF area). We suppose a medium level of state since these species are mainly fishing species.														
	Common dab (<i>Limanda limanda</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	European plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Turbot (<i>Psetta maxima</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Common sole (<i>Solea solea</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Black Sea-bream (<i>Spondylisoma cantharus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Tub gurnard (<i>Chelidonichthys lucernus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Starry Smoothhound (<i>Mustelus asterias</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Lesser spotted dogfish (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Pout whiting (<i>Trisopterus luscus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Poor cod (<i>Trisopterus minutus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	European sprat (<i>Sprattus sprattus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Atlantic horse mackerel (<i>Trachurus trachurus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	Edible crab (<i>Cancer pagurus</i>)	2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614								
	European lobster (<i>Homarus</i>	2	1.88	0.02826	1.80	1.88	0.02543	1.85	1.88	0.02614									

	<i>gammarus</i>)																	
	Common spider crab (<i>Maja brachydactyla</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					
	Velvet crab (<i>Necora puber</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					
	European common squid (<i>Alloteuthis subulata</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					
	European common cuttlefish (<i>Sepia officinalis</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					
	Common whelk (<i>Buccinum undatum</i>)		2	1.88	0.02826		1.80	1.88	0.02543		1.85	1.88	0.02614					
	Great scallop (<i>Pecten maximus</i>)		2.50	1.88	0.03533	First commercial species in the Bay	2.2	1.88	0.03109	Destruction by crush	2.4	1.88	0.03391	Slight reef effect	-0.00423	-12%	-0.00141	-4%
	Diadromous fishes (<i>Petromyzon marinus</i> , <i>lampetra fluviatilis</i> , <i>alosa alosa</i> , <i>alosa fallax</i> , <i>salmo salar</i>)		2	2.28	0.03428	Presence of these species in the Bay (but no capture in the OWF site)	2	2.28	0.03428	No disturbance	1.90	2.28	0.03256	Electromagnetic effects	0	0%	-0.00171	-5%
State of chiroptera	Noctule Bat (<i>Nyctalus noctula</i>)	Structure and species composition	2	1.88	0.02826	The state at initial state depends on the likelihood of migrating species presence	1.70	1.88	0.02402	Risk of exhaustion (photo attraction)	1.70	1.88	0.02402	Risk of collision (photo attraction)	-0.00423	-15%	-0.00423	-15%
	Leisler's Bat (<i>Nyctalus Leisleri</i>)																	
	Parti-colored Bat (<i>Vespertilio murinus</i>)																	
	Nathusius' Bat (<i>Pipistrellus nathusii</i>)																	
State of marine mammals	Harbour porpoise (<i>Phocoena</i>)	Structure and species	2	2	0.03007	Species occasionally or	1.50	2	0.02255	Temporary or permanent hearing loss	1.80	2	0.02706	Slight effect caused by marine	-0,00751	-25%	-0,0030	-10%

	<i>phocoena</i>)	composition (here only based on frequency observation)				regularly frequenting the bay and potentially the OWF area				caused by noise pile-driving (strong effect expected)				traffic related to maintenance operations				
	Bottle-nosed dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>)		2	1.93	0.02894		1.80	1.93	0.02604	Temporary or permanent hearing loss caused by noise pile-driving (medium or low effect expected)	2	1.93	0.02894	Negligible effect (potential reef effect)	-0.00751	-25%	-0.00300	-10%
	Grey seal (<i>Halichoerus grypus</i>)		2	1.95	0.02931		1.80	1.95	0.02638		2	1.95	0.02931		-0.00289	-10%	0	0%
	Common seal (<i>Phoca vitulina</i>)		2	1.95	0.02931		1.90	1.95	0.02785		2	1.95	0.02931		-0.00293	-10%	0	0%
	Long-finned pilot whale (<i>Globicephala melas</i>)		2	1.80	0.02706		1.90	1.80	0.02571		2	1.80	0.02706		-0.00146	-5%	0	0%
	Short-beaked Common dolphin (<i>Delphinus delphis</i>)		2	1.88	0.02819		1.90	1.88	0.02678		2	1.88	0.02819		-0.00135	-5%	0	0%

Sum of all IEE = 133.02

M_{cr} : mark of each criterion ; IEE_{cr} : Environmental Stake Index ; Sc : Score of each indicator ; CPIS : Construction Phase Impact Score ; OPIS : Operation Phase Impact Score

D. Scoring of ecological functionality criteria

Indicator	Criteria	Initial state				Construction phase				Operation phase				CPIS	Loss compared with the initial state (%)	OPIS	Loss compared with the initial state (%)
		M _{cr}	IEE _{cr}	Sc initial state	Comments	M _{cr}	IEE _{cr}	Sc construction phase	Comments	M _{cr}	IEE _{cr}	Sc operation phase	Comments				
Proliferating or exotic species	Functional level delivered by the study area	3	2	0.04510	Presence of few <i>Ophiotrix fragilis</i> patches	2.9	2	0.04360	Potential monopile colonization by non-indigenous species	2.9	2	0.04360	Potential monopile colonization by non-indigenous species	-0.00150	-3.3%	-0.00150	-3.3%
Level of ecological connectivity / fragmentation		3	2	0.04510	No physical barrier to connectivity in and around the OWF area	2.8	2	0.04209	Perturbation due to works noise and cables installation	2.8	2	0.04209	Potential physical barrier due to cables (electromagnetic effect)	-0.00300	-6.7%	-0.00300	-6.7%
Food web		-	2	-	No data	-	2	-	No data	-	2	-	No data	-	-	-	-
Spawning and nursery area		2	2	0.03007	Potential spawning for Black Sea-bream (<i>Spondyliosoma cantharus</i>). European common cuttlefish (<i>Sepia officinalis</i>) and Great scallop (<i>Pecten maximus</i>)	1.8	2	0.02706	Potential perturbation	1.8	2	0.02706	Potential perturbation	-0.00300	-10%	-0.00300	-10%
Feeding area		2	2	0.03007	Potential feeding, rest and refuge areas	1.8	2	0.02706		1.8	2	0.02706		-0.00300	-10%	-0.00300	-10%
Rest and refuge area		2	2	0.03007		1.8	2	0.02706		1.9	2	0.02856	Creation of refuge area	-0.00300	-10%	-0.00150	-5%

Sum of all IEE = 133.02

M_{cr} : mark of each criterion ; IEE_{cr} : Environmental Stake Index ; Sc : Score of each indicator ; CPIS : Construction Phase Impact Score ; OPIS : Operation Phase Impact Score

Liste des tableaux

Tableau 1 – Caractéristiques techniques des parcs éoliens en mer issus du premier appel d'offres	12
Tableau 2 – Echantillon de méthodes de dimensionnement utilisées en milieu marin et côtier	23
Tableau 3 – Synthèse des méthodes d'évaluation économiques basées sur les préférences des individus.....	32
Tableau 4 – Les principaux dispositifs juridiques français intégrant de la compensation écologique	46
Tableau 5 – Exemple de matrice d'identification des impacts	50
Tableau 6 – Principaux effets et impacts d'un parc éolien offshore sur le milieu marin	55
Tableau 7 – Les principaux impacts des parcs éoliens en mer sur les activités socio-économiques.	58
Tableau 8 – Les techniques d'ingénierie écologique actuellement disponibles en milieu marin	64
Tableau 9 – Les paramètres à considérer pour évaluer le succès des actions de restauration.....	65
Tableau 10 – Echantillon des méthodes biophysiques.	69
Tableau 11 – Comparaison des paramètres des méthodes HEA et UMAM	74
Tableau 12 – Typologie des attitudes des individus vis-à-vis de l'éolien.....	80
Tableau 13 – Type de mesures ERC proposés par les parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp	83
Tableau 14 – Type de mesures de suivi proposés par les parcs de Saint-Nazaire, Saint-Brieuc, Courseulles-sur-Mer et Fécamp.....	86
Tableau 15 – Intérêts et limites des approches d'évaluation biophysique	108
Tableau 16 – Description et signification des notes données aux indicateurs relatives à la structure physico-chimique, biologique et à la qualité fonctionnelle des écosystèmes	132
Tableau 17 – Signification des notes pour établir l'indice d'enjeu environnemental (IEE).	135
Tableau 18 – Exemple simplifié pour illustrer le système de calcul pour un écosystème décrit à l'aide de deux indicateurs	136
Tableau 19 – Hiérarchisation des impacts écologiques dans le cas d'étude relatif à l'extension portuaire	142
Tableau 20 – Hiérarchisation des impacts écologiques dans le cas d'étude relatif au parc éolien en mer.....	148

Table des figures

Figure 1 – Représentation conceptuelle de la séquence ERC.....	2
Figure 2 – L'imbrication des systèmes économiques, sociaux et écologiques selon l'économie de l'environnement et l'économie écologique	8
Figure 3 – Positionnement géographique des quatre sites éoliens en mer étudiés	12
Figure 4 – Schéma simplifié des composantes marines et terrestres d'un parc éolien en mer.....	12
Figure 5 – La compensation des pertes de bien-être : actions de compensation et niveau d'équivalence	28
Figure 6 – Les valeurs associées à la biodiversité	31
Figure 7 – Schéma simplifié des composantes de la compensation écologique et de la compensation en bien-être et leurs interactions	35
Figure 8 – Equivalence écologique et substituabilité.....	37
Figure 9 – Principaux types de fondation utilisés pour les éoliennes en mer.....	52
Figure 10 – Représentation schématique de l'évaluation des pertes et des gains écologiques par la méthode HEA.....	71
Figure 11 – Fréquence d'occurrence des thèmes lors des débats publics	122
Figure 12 – Fréquence d'occurrence des thèmes en fonction des catégories d'acteurs	123
Figure 13 – Répartition, selon les catégories d'acteurs, des sous-thématiques incluses dans le thème 'conséquences sur les activités liées aux écosystèmes'	124
Figure 14 – Pertes et gains de fonctionnalités.....	145

Liste des encadrés

Encadré 1 – Les mécanismes d’internalisation	7
Encadré 2 – La compensation écologique terrestre	10
Encadré 3 – Travaux de recherche en économie appliqués à la compensation écologique dans le contexte de l’éolien en mer	14
Encadré 4 – Définition du concept de services écosystémiques	27
Encadré 5 – Atouts et limites des méthodes HEA et UMAM	106
Encadré 6 – Les grandes lignes du processus de concertation adossé à l’éolien en mer	120

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE 1 – CADRE D’EVALUATION DE LA PRATIQUE DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE	17
1. LES FACTEURS ECOLOGIQUES DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE	18
1.1. LE BESOIN DE COMPENSATION ECOLOGIQUE COMME LE RESULTAT DES MESURES D’EVITEMENT ET DE REDUCTION	18
1.2. LE SUCCES ET LE CARACTERE ADDITIONNEL DES ACTIONS DE COMPENSATION ECOLOGIQUE	18
1.2.1. <i>Les actions biophysiques et les mesures de gestion</i>	19
1.2.2. <i>Le succès des actions de compensation écologique</i>	20
1.2.3. <i>Le respect du principe d’additionnalité</i>	20
1.3. LE NIVEAU D’EQUIVALENCE ECOLOGIQUE RECHERCHE	21
1.4. LA QUALITE DE L’EVALUATION DES PERTES ET DES GAINS ECOLOGIQUES	21
1.4.1. <i>Les méthodes biophysiques spécifiques à l’évaluation de la compensation écologique</i>	22
1.4.2. <i>L’appréciation de la qualité de l’évaluation</i>	23
2. LES FACTEURS SOCIETAUX DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE	24
2.1. LA PRECISION DU CADRE REGLEMENTAIRE.....	24
2.2. LES MESURES ERC ET LES MESURES D’ACCOMPAGNEMENT DANS UNE PERSPECTIVE D’ACCEPTABILITE SOCIALE D’UN PROJET D’AMENAGEMENT	25
3. DISCUSSION SUR LE CARACTERE NON STRICTEMENT ECOLOGIQUE DE LA COMPENSATION	26
3.1. LA COMPENSATION DES PERTES DE BIEN-ETRE.....	27
3.1.1. <i>Les actions de compensation des pertes de bien-être</i>	28
3.1.2. <i>La notion d’équivalence sous l’angle du bien-être</i>	29
3.1.3. <i>L’évaluation de la compensation des pertes de bien-être : les méthodes de monétarisation</i>	30
3.2. LE CONCEPT DE SERVICES ECOSYSTEMIQUES A L’ORIGINE DES INTERACTIONS ENTRE COMPENSATION ECOLOGIQUE ET COMPENSATION EN BIEN-ETRE	33
3.3. LA COMPENSATION ECOLOGIQUE : LE REFLET DE NOS CHOIX SOCIETAUX EN MATIERE DE CONSERVATION DE LA NATURE	36
CHAPITRE 2 – ETAT DES LIEUX DE LA MISE EN ŒUVRE DE LA SEQUENCE ERC EN MER DANS LE CAS DE L’EOLIEN EN MER	41
1. LE CADRE JURIDIQUE FRANÇAIS DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	42
1.1. LES DISPOSITIFS JURIDIQUES INTEGRANT DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE	42
1.2. LE CONTENU DES EVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES	44
1.2.1. <i>Objet des évaluations environnementales</i>	44
1.2.2. <i>Définition et analyse des effets du projet sur l’environnement</i>	44
1.2.3. <i>Définitions et finalité des mesures ERC</i>	45
1.2.4. <i>Les mesures de suivi</i>	48
1.3. LA DOCTRINE ERC ET SES LIGNES DIRECTRICES	48
1.4. LES EVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES EN PRATIQUE	50
2. LES IMPACTS ECOLOGIQUES ET SOCIO-ECONOMIQUES DES PARCS EOLIENS EN MER.....	51
2.1. LES IMPACTS ECOLOGIQUES DES PARCS EOLIENS EN MER.....	51
2.1.1. <i>Les principales pressions générées par les parcs éoliens sur le milieu marin</i>	52
2.1.2. <i>Les effets et impacts de l’éolien sur le milieu marin : des connaissances parcellaires et débattues</i> ..	53
2.2. LES IMPACTS SOCIO-ECONOMIQUES DES PARCS EOLIENS EN MER	57
2.2.1. <i>Les principaux impacts potentiels attendus</i>	57

2.2.2. Les impacts économiques recensés par la littérature.....	59
2.2.2.1. Retour d'expérience sur la pêche.....	59
2.2.2.2. Retour d'expérience sur la conchyliculture et l'aquaculture.....	61
2.2.2.3. Retour d'expérience sur les prix de l'immobilier.....	61
2.2.2.4. Retour d'expérience sur l'économie locale : tourisme et emploi.....	62
2.2.3. L'IMPACT PAYSAGER : UN IMPACT SOCIAL MAJEUR.....	63
3. LES OUTILS TECHNIQUES ET METHODOLOGIQUES DE MISE EN ŒUVRE DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	64
3.1. LES TECHNIQUES D'INGENIERIE ECOLOGIQUE ET LES MESURES DE GESTION DISPONIBLES EN MER.....	64
3.2. LES METHODES D'EVALUATION DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	66
3.2.1. Un bref historique des méthodes biophysiques.....	67
3.2.2. La méthode Habitat Equivalency Analysis.....	70
3.2.2.1. Indicateurs.....	70
3.2.2.2. Paramètres de la méthode HEA.....	70
3.2.2.3. Unité DSAYS.....	71
3.2.3. La méthode Uniform Mitigation Assessment Method.....	72
3.2.3.1. Indicateurs.....	72
3.2.3.2. Paramètres de la méthode UMAM.....	73
3.2.4. Conclusion.....	73
4. L'ACCEPTABILITE SOCIALE D'UN PROJET D'AMENAGEMENT.....	74
4.1. DEFINITION DE L'ACCEPTABILITE SOCIALE.....	74
4.2. LES FACTEURS EXPLICATIFS DE L'ACCEPTABILITE D'UN PROJET D'ENERGIE RENOUVELABLE.....	76
4.2.1. La défense des intérêts personnels (NIMBY).....	76
4.2.2. Les valeurs associées au paysage.....	77
4.3. TYPOLOGIE DES COMPORTEMENTS DES INDIVIDUS VIS-A-VIS DE L'EOLIEN.....	79
4.4. LES INTERACTIONS ENTRE L'ACCEPTABILITE ET LES IMPACTS D'UN PROJET D'ENERGIE RENOUVELABLE.....	79
5. LES MESURES ERC, DE SUIVI ET D'ACCOMPAGNEMENT, PROPOSEES POUR L'EOLIEN EN MER EN EUROPE ET EN FRANCE.....	81
5.1. LES MESURES D'EVITEMENT ET DE REDUCTION.....	81
5.1.1. Les mesures d'évitement et de réduction à visée écologique.....	81
5.1.2. Les mesures d'évitement et de réduction à visée sociale.....	84
5.2. LES MESURES COMPENSATOIRES.....	84
5.2.1. Les mesures compensatoires à visée écologique.....	84
5.2.2. Les mesures compensatoires à visée sociale.....	85
5.3. LES MESURES DE SUIVI.....	85
5.4. LES MESURES D'ACCOMPAGNEMENT.....	86
5.5. SYNTHESE.....	87
CHAPITRE 3 – ANALYSE DE LA PRATIQUE ET DE L'EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE EN MER.....	91
1. LES IMPRECISIONS DU CADRE REGLEMENTAIRE : ORIGINES ET CONSEQUENCES SUR LA PRATIQUE DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	92
1.1. IMPRECISIONS JURIDIQUES SUR L'OBJET ET LA FORME DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	92
1.1.1. Indétermination juridique de l'objet de la compensation écologique : finalité écologique et/ou humaine ?.....	92
1.1.2. Absence de cadrage des modalités de mise en œuvre de la compensation écologique.....	93
1.2. LA DIVERSITE DES REGIMES JURIDIQUES DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	95
1.3. UN « DROIT DE LA COMPENSATION » EMERGENT.....	96

1.4. LA TRADUCTION PRATIQUE DES INSUFFISANCES DU CADRE REGLEMENTAIRE	97
1.4.1. <i>Un risque de compensation écologique partielle</i>	98
1.4.2. <i>La compensation écologique issue de la convergence des points de vue des acteurs impliqués dans l'instruction de l'étude d'impact</i>	100
1.4.3. <i>Sanctions éparpillées et non dissuasives en cas de non-respect de l'obligation de compenser</i>	102
1.4.4. <i>Les limites du processus de fixation et de contrôle de la compensation écologique du point de vue des autorités administratives</i>	103
2. L'ÉVALUATION DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE : UN DEFI METHODOLOGIQUE	104
2.1. LE CHOIX DES INDICATEURS BIOPHYSIQUES : UNE ENTREPRISE DELICATE	105
2.2. UNE PRISE EN COMPTE INSUFFISANTE DES DIMENSIONS SPATIALES ET TEMPORELLES	106
2.3. FIABILITE DES RESULTATS : LE DIMENSIONNEMENT DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE EN QUESTION	107
3. UNE FAISABILITE ET UNE EFFICACITE LIMITEES DES ACTIONS DE COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	109
3.1. EFFICACITE LIMITEE ET NOMBRE RESTREINT DE MILIEUX VISES PAR LES TECHNIQUES D'INGENIERIE ECOLOGIQUE	109
3.2. COUT ELEVE DE L'INGENIERIE ECOLOGIQUE EN MER	111
3.3. LE RECOURS AUX MESURES DE GESTION ET LE RESPECT DU PRINCIPE D'ADDITIONNALITE DISCUTE.....	111
3.4. DES ACTIONS DE COMPENSATION DETOURNEES.....	112
4. L'ÉLABORATION DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE DANS UNE PERSPECTIVE D'ACCEPTABILITE SOCIALE	113
4.1. LA COMPENSATION ECOLOGIQUE COMME LEVIER D'ACCEPTABILITE SOCIALE D'UN PROJET D'AMENAGEMENT	113
4.1.1. <i>L'utilisation de la compensation dans les stratégies d'acceptabilité</i>	114
4.1.2. <i>Caractéristiques de la compensation écologique et socio-économique facilitant l'acceptation d'un projet</i>	115
4.1.2.1. Les conditions d'acceptation du principe de compensation	115
4.1.2.2. Les caractéristiques des compensations facilitant l'acceptabilité d'un projet.....	116
4.2. UNE DEFINITION DES ACTIONS DE COMPENSATION ET DES MESURES D'ACCOMPAGNEMENT EN REPONSE AUX ATTENTES DES ACTEURS LOCAUX	117
4.2.1. <i>Méthodologie</i>	118
4.2.2. <i>Résultats</i>	121
CHAPITRE 4 – PROPOSITION D'UNE APPROCHE METHODOLOGIQUE POUR AMELIORER L'EVALUATION DU BESOIN DE COMPENSATION ECOLOGIQUE	129
1. DESCRIPTION DE L'APPROCHE MULTICRITERES.....	130
1.1. QUANTIFICATION ET HIERARCHISATION DES IMPACTS ECOLOGIQUES	130
1.1.1. <i>Les indicateurs biophysiques et fonctionnels retenus</i>	130
1.1.2. <i>Système de notation</i>	131
1.1.2.1. Signification des notes relatives aux indicateurs et critères.....	131
1.1.2.2. Construction de l'indice d'enjeu environnemental (IEE).....	134
1.1.2.3. Système de calcul	135
1.1.2.4. Estimation des impacts écologiques.....	137
1.1.2.5. Hiérarchisation des impacts écologiques.....	137
1.2. DIMENSIONNEMENT DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE.....	137
1.2.1. <i>Option n°1 : Action de compensation globale</i>	138
1.2.2. <i>Option n°2 : Action de compensation ciblée</i>	139
1.2.2.1. Variante A : Utilisation du score Sc_i en tant que proxy dans HEA	139
1.2.2.2. Variante B : Utilisation de métriques quantitatives en tant que proxys dans HEA	139
2. CAS D'ETUDE.....	140
2.1. UNE EXTENSION PORTUAIRE.....	140
2.1.1. <i>Application de la première étape : quantification et hiérarchisation des impacts</i>	140

2.1.1.1. Les données disponibles	140
2.1.1.2. Résultats	141
2.1.2. <i>Application de la seconde étape : dimensionnement de la compensation écologique</i>	143
2.1.2.1. Evaluation des pertes écologiques par la méthode HEA	143
2.1.2.2. Evaluation des gains écologiques par la méthode HEA.....	144
2.1.2.3. Détermination de la surface compensatoire.....	145
2.2. UN PARC EOLIEN EN MER	145
2.2.1. <i>Application de la première étape : quantification et hiérarchisation des impacts</i>	146
2.2.1.1. Les données disponibles	146
2.2.1.2. Résultats	146
3. DISCUSSION ET CONCLUSION	150
3.1. UNE AVANCEE METHODOLOGIQUE POUR LA MISE EN ŒUVRE DE LA SEQUENCE ERC EN MER	150
3.2. PERSPECTIVES D'AMELIORATION DE L'APPROCHE MULTICRITERES.....	151
CONCLUSION GENERALE	153
BIBLIOGRAPHIE.....	159
ANNEXES	173
ANNEXE 1 – LES MESURES ERC PROPOSEES PAR LES PARCS EOLIENS EN MER DE SAINT-NAZAIRE, SAINT-BRIEUC, COURSEULLES-SUR-MER ET FECAMP	175
ANNEXE 2 – ANALYSE DES DEBATS PUBLICS	183
ANNEXE 3 – VENTILATION DES MESURES ERC SELON LEURS OBJECTIFS	201
ANNEXE 4 – NOTATION DES INDICATEURS ET DES INDICES D'ENJEU ENVIRONNEMENTAL POUR LE CAS D'ETUDE RELATIF A L'EXTENSION PORTUAIRE.....	203
ANNEXE 5 – DETAILS DES CALCULS DE LA METHODE HEA POUR LE CAS D'ETUDE PORTANT SUR L'EXTENSION PORTUAIRE.....	211
ANNEXE 6 – NOTATION DES INDICATEURS ET DES INDICES D'ENJEU ENVIRONNEMENTAL POUR LE CAS D'ETUDE RELATIF AU PARC EOLIEN EN MER.....	215
LISTE DES TABLEAUX.....	229
TABLE DES FIGURES	230
LISTE DES ENCADRES.....	231
TABLE DES MATIERES.....	233
LISTE DES ACRONYMES	237

Liste des acronymes

CE : Code de l'environnement

CNDP : Commission Nationale de Débat Public

CNPN : Conseil National de la Protection de la Nature

CPDP : Commission Particulière de Débat Public

DREAL : Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DSAY : Discounted-Service-Acre-Year

ERC : Eviter – Réduire – Compenser

FNEEM : Fonds national de compensation de l'énergie éolienne

HEA : Habitat Equivalency Analysis

HEP : Habitat Evaluation Procedure

HSE : Hygiène Sécurité Environnement

MEEM : Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer

NEPA : National Environmental Policy Act

NIMBY : Not-In-My-BackYard

NRDA : Natural Resource Damage Assessment

RAM : Rapid Assessment Methods

UMAM : Uniform Mitigation Assessment Method

Analyse de la compensation écologique comme instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine - Illustration par l'éolien en mer

L'installation des énergies marines renouvelables s'effectue dans le respect des législations environnementales françaises. La séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) est ainsi appliquée pour aboutir à une non-perte nette de biodiversité. L'objectif de la thèse est de questionner l'efficacité de cette séquence, et plus particulièrement celle de la compensation écologique, en tant qu'instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine. Une approche empirique qualitative a ainsi été mise en œuvre pour (i) identifier les facteurs écologiques et sociétaux ainsi que leurs caractéristiques théoriques qui doivent permettre à la compensation d'atteindre l'objectif de non-perte nette de biodiversité ; et (ii) contrôler si ces conditions sont vérifiées en pratique dans le cas de l'éolien en mer en Europe et en France. L'analyse met en avant les enjeux juridiques, institutionnels, méthodologiques et sociétaux à relever pour permettre à la compensation écologique d'atteindre son objectif. Sur la base de ce constat, une évaluation multicritères est proposée afin de renforcer les étapes d'évitement et de réduction pour finalement mieux définir les besoins de compensation écologique en mer. L'analyse met par ailleurs en évidence un glissement d'une compensation basée sur une équivalence écologique stricte à une compensation fondée sur une équivalence écologique relâchée. Les actions de compensation tendent à être plus généralistes et/ou davantage dirigées vers les services écosystémiques que sur les composantes des écosystèmes. Associées aux mesures d'accompagnement, elles peuvent contribuer à faciliter l'acceptabilité sociale d'un projet d'aménagement.

Mots clés : *Compensation écologique, Séquence Eviter-Réduire-Compenser, Energies marines renouvelables, Eolien en mer, Acceptabilité sociale, Milieu marin, Méthodes de dimensionnement, Non-perte nette de biodiversité*

Analysis of biodiversity offsetting as an internalization instrument to halt the erosion of marine biodiversity – Illustration by offshore wind farms

The installation of marine renewable energies is carried out in compliance with French environmental legislation. The mitigation hierarchy is thus applied to achieve an objective of no net loss of biodiversity. This thesis aims at questioning the effectiveness of the mitigation hierarchy and more specifically biodiversity offsetting as an internalization instrument to halt the erosion of marine biodiversity. We use a qualitative empirical approach to (i) identify the ecological and societal factors as well as their theoretical characteristics that are supposed to enable the offsets achieving the objective of no net loss of biodiversity; and (ii) control whether these conditions are verified in practice for the case of offshore wind farms in Europe and France. The analysis highlights the legal, institutional, methodological and societal issues to be addressed in order to enable biodiversity offsetting to achieve the no net loss priority. On the basis of this observation, a multi-criteria assessment is carried out to reinforce the avoidance and reduction steps of the mitigation hierarchy in order to better define offsetting needs. Ultimately, the analysis shows a shift in biodiversity offsetting based on a strict ecological equivalence to a biodiversity offsetting based on a released ecological equivalence. Offsetting actions tend to be more generalist and / or more directed to ecosystem services than to ecosystem components. Associated with accompanying measures, offsetting actions can help to increase the social acceptability of a development project.

Keywords: *Biodiversity offsets, Mitigation hierarchy, Marine renewable energy, Offshore wind farm, Social acceptability, Marine ecosystems, Losses and gains assessment methodology, No Net Loss of biodiversity*