Evaluation environnementale des activités d'extraction, de dragage et de gestion des sédiments dans le parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis

Rapport de stage de Master 2

Sciences pour l'environnement

Mention : Gestion de l'environnement et écologie littorale

Présenté par : Léa Pélissier

Responsable de stage : Franck Desmazes (BRGM)

Tuteur de stage : Christine Dupuy (LIENSs)

Année universitaire 2020-2021

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux encadrants principaux Franck Desmazes et Aurélie Dessier de m'avoir fait confiance pour ce stage et donné l'opportunité de découvrir le monde de la DCSMM. Merci particulièrement à Franck pour son encadrement quotidien et ses critiques grâce auxquelles j'ai énormément appris.

Je remercie aussi Cécile Capderrey, pour son aide et ses conseils pour la partie écologie de ce stage, et de m'avoir mis en contact avec Aurélie Foveau, qui a gentiment accepté de répondre à mes questions.

Merci aussi à Olivier Brivois et Emmanuelle Jaouen pour leur contribution à la réalisation de ce stage, et à leurs conseils qui m'ont aidée tout du long à améliorer la qualité des résultats produits.

Je remercie aussi Sylvain Elineau, pour son soutien dans les moments de galère et d'avoir partagé son expérience avec moi.

Merci particulièrement à Emilie et Hélène pour tous les moments hors stage qui l'ont rendu plus agréable.

Enfin, merci à tous les membres de l'équipe R3C pour leur accueil et leur gentillesse.

Sommaire

1. Présentation des structures d'accueil 5
2. Etat de l'art 6
2.1 Cadre de réflexion de l'évaluation de la qualité du milieu marin 6
2.2 Approche globale d'évaluation de l'état du milieu marin 7
2.3 Méthodes d'évaluation *in situ* de l'état du milieu marin 10
2.4 Approches intégratives de multiples indicateurs 13
3. Introduction 15
4. Matériel et méthodes 20
4.1 Recueil des informations 20
4.2 Typologie des données collectées 21
4.3 Travaux méthodologiques 21
4.3.1 Conversion des cartes au format géographique 21
4.3.2 Utilisation de données d'activité 22
4.3.3 Détermination de l'évolution de la nature des fonds 24
4.3.4 Détermination de l'évolution bathymétrique 26
4.3.5 Caractérisation des habitats benthiques 26
5. Résultats 28
5.1 Activité d'extraction de granulats marins 28
5.1.1 Chassiron 28
5.1.2 Payré 33
5.2 Dragages portuaires d'entretien : Ports de La Rochelle 36
5.3 Immersion des produits de dragage : site du Lavardin 39
6. Discussion 42
6.1 Qualité des données 44
6.2 Qualification des pressions physiques selon les critères DCSMM du D6 45
6.2.1 Activité d'extraction de granulats marins 45
6.2.2 Activité de dragage d'entretien 47
6.2.3 Activité d'immersion des produits de dragage 48
6.3 Lien entre pressions et habitats benthiques 50
6.3.1 Utilisation d'une matrice de sensibilité 50
6.3.2 Autres approches reliant pressions et habitats benthiques 53
6.3.3 Difficulté d'identification des habitats benthiques 54
7. Conclusion 56
8. Bibliographie 59
9. Annexes 63

1. Présentation des structures d'accueil

Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), créé en 1959, est un établissement public de recherche et d'expertise dans le domaine des géosciences, placé sous la tutelle des ministères en charge de la Recherche, de l'Écologie et de l'Économie. Constituant le service géologique national, le BRGM est l'établissement de référence dans les applications des sciences de la Terre pour gérer les ressources et les risques du sol et du sous-sol dans une perspective de développement durable. Son activité est structurée autour de 6 grands enjeux sociétaux auxquels il a l'ambition de répondre, parmi lesquels peuvent être cités géologie et connaissance des sous-sols, risques et aménagement du territoire, et transition énergétique. L'unité Risques Côtiers et Changement Climatique (R3C), dans laquelle j'ai été accueillie, apporte plus particulièrement une expertise dans les phénomènes d'érosion côtière et de submersion marine ainsi que sur les risques induits. Dans le domaine de la qualité de l'environnement marin et littoral, elle apporte un appui à son ministère de tutelle et à l'OFB pour la mise en place des directives cadre Européenne DCE et DCSMM sur les questions traitant des fonds marins et de l'hydromorphologie.

L'Office Français de la Biodiversité (OFB) est un établissement public dédié à la protection et à la restauration de la biodiversité sur le territoire français, placé sous la tutelle des ministères de la Transition écologique et de l'Agriculture et de l'alimentation, créé en 2020 suite à la fusion de l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) et de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONFS). Il rassemble des expertises sur les milieux terrestres, aquatiques et marins. Le parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis est une entité de l'OFB et constitue le 7^{e} parc naturel marin français. Celui-ci couvre 6 500 km² d'espace marin au cœur la façade atlantique et s'étend sur environ 1000 km de côtes sur trois départements (Vendée, Charente-Maritime, Gironde). Ses principales ambitions sont de contribuer à l'amélioration des connaissances du milieu marin, à sa protection et au développement durable des activités. Ce stage a été réalisé en étroite collaboration avec l'équipe « Usages Maritimes » du parc, dont la mission réside dans l'élaboration d'une stratégie d'actions et le développement de mesures de gestion appropriées.

2. Etat de l'art

2.1 Cadre de réflexion de l'évaluation de la qualité du milieu marin

L'évaluation de la qualité du milieu marin suit un cadre de réflexion général définit initialement par la logique PSR (Pressure-State-Response) (Linster & Fletcher, 2001). Ce modèle conceptualise les liens entre pressions physiques et effets sur le milieu marin pour aider les décideurs, gestionnaires et chercheurs à comprendre comment ces éléments sont interconnectés et faciliter la mise au point de mesures de gestion D'après ce modèle, les activités humaines exercent des pressions (« pressure ») sur l'environnement qui modifient la qualité et quantité des ressources naturelles (« state ») et entrainent des conséquences sur le fonctionnement de l'écosystème marin et sur les utilisations qui en sont faites. La société répond en déployant des actions correctrices d'ordre physique et/ou économique (« response ») pour réduire ou supprimer les pressions néfastes. Plus tard, de nombreux modèles dérivant de celui-ci ont été développés (Figure 1C) (Patrício et al., 2016).

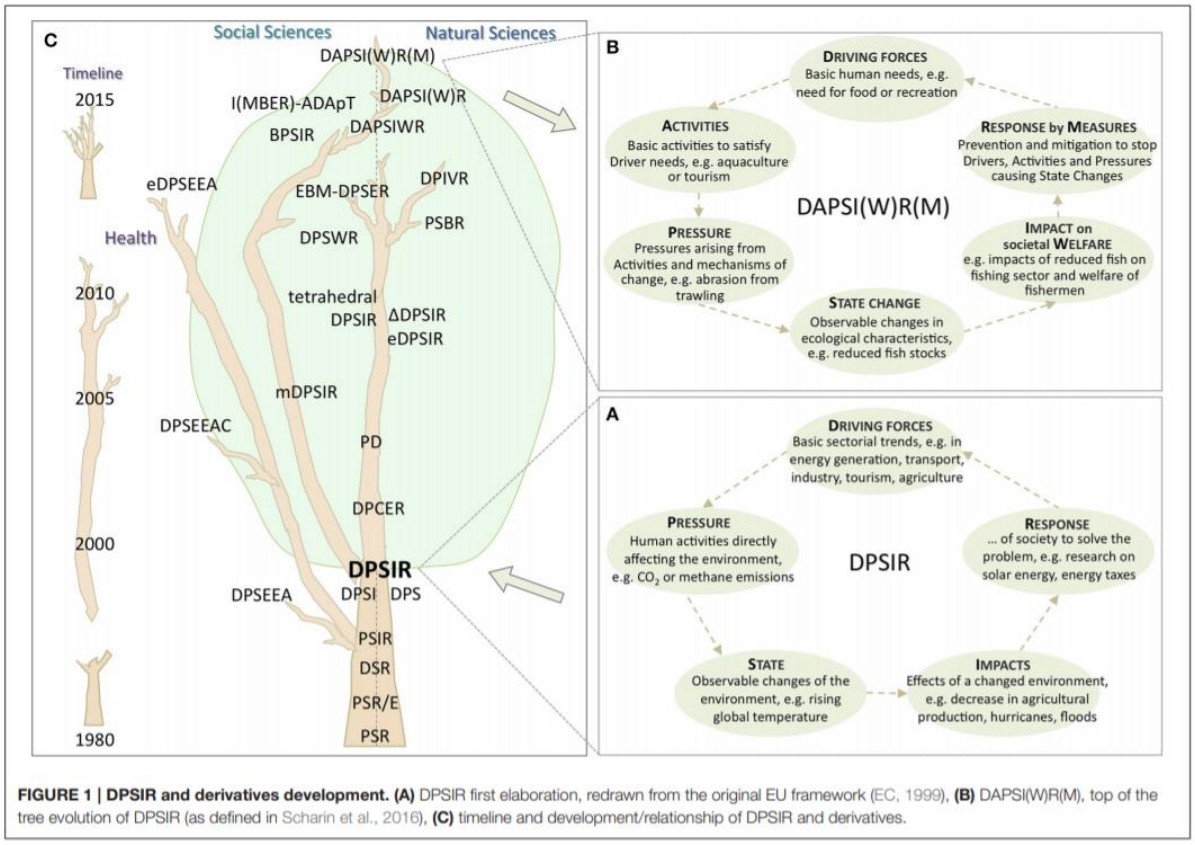


FIGURE 1 | DPSIR and derivatives development. (A) DPSIR first elaboration, redrawn from the original EU framework (EC, 1999), **(B)** DAPSI(W)R(M), top of the tree evolution of DPSIR (as defined in Scharin et al., 2016), **(C)** timeline and development/relationship of DPSIR and derivatives.

Figure 1 Modèles conceptuels développés pour l'évaluation du milieu marin (Patrício et al., 2016)

Le plus répandu d'entre eux est le modèle DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response) (Figure 1A), notamment utilisé dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE ; 2000/60/EC) et la

Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM ; 2008/56/EC) (Borja et al., 2005; Van Hoey et al., 2010). L'approche DPSIR est un cadre de travail structurant des problématiques, largement accepté et utilisé en matière de gestion de l'environnement. Il permet de formaliser les causes des changements, les conséquences et les réponses à y apporter. A la différence du modèle précédent, il considère les activités en tant qu'utilisation des milieux pour les besoins humains (« driving force ») à la source des pressions (« pressure ») sur l'environnement. Par ailleurs, ce modèle différencie aussi le changement d'état induit (« state ») par les pressions des impacts sur la santé des écosystèmes (« impact ») en résultant. Le cadre DPSIR présente de nombreux avantages comme la possibilité d'être appliqué pour décrire tous types de problèmes environnementaux, évaluer et gérer les risques, et être présenté à divers interlocuteurs. Néanmoins, en raison de la confusion régnant autour de la définition de certains éléments et de la difficulté d'application due à la sur-simplification du système réel (Patrício et al., 2016), une version révisée de celui-ci a été proposée très récemment par Elliott et al. (2017) ; Le modèle DAPSI(W)R(M) (Figure 1B) identifie les activités humaines comme sources de pressions et non les « driving forces », et fait la distinction entre effets sur l'environnement (inclus dans « state ») et impacts sur le bien-être humain. Par ailleurs, le milieu marin étant soumis à de multiples activités, les auteurs proposent un DAPSI(W)R(M) imbriqué, considérant la multitude d'activités, de pressions et d'effets pouvant découler des « driving forces ». Toutefois, la gestion d'un écosystème ne se retreint pas seulement à celui-ci et nécessite la prise en compte de la complexité des relations avec les écosystèmes adjacents, où les effets d'origine anthropique se superposent (effets additifs, synergiques, voire antagonistes). Dans le futur, l'objectif serait alors de prendre en compte cette complexité dans la construction du modèle (Elliott et al., 2017).

2.2 Approche globale d'évaluation de l'état du milieu marin

Les approches actuellement utilisées pour évaluer les réponses du milieu marin aux pressions d'origine anthropique à l'échelle de régions marines découlent des travaux fondateurs de Halpern et al. (2008) sur l'évaluation des effets cumulés (« cumulative effects assessment », CEA). Cette méthodologie procure un cadre pour identifier et évaluer la significativité des effets issus de multiples sources / activités, et estimer les impacts sur les compartiments biologiques et les habitats. Il s'agit notamment d'estimer un facteur de risque associé au cumul de différentes pressions en un point donné (i.e. un type d'habitat en particulier). Ce genre d'approche est aujourd'hui largement utilisée du fait qu'elle vise à prendre en compte l'ensemble

des pressions s'exerçant sur les écosystèmes marins et à représenter la relation entre leurs effets (additivité, synergie, antagonisme). Dans leur étude, les auteurs ont développé une approche qui s'appuie sur trois composantes : (1) une carte d'intensité de pression, (2) une carte de répartition des habitats et (3) un index de sensibilité pour chaque couple d'écosystème-pression obtenu via un jugement d'expert. La méthode de calcul est ensuite additive. Le poids de chaque impact attendu est obtenu pour chaque menace par type d'écosystème. Puis, un score d'impacts cumulés total prédits dans une cellule d'1 km² sur l'ensemble de l'océan est calculé. Grâce à cette méthode, il a été estimé que près de 41% des océans sont moyennement à fortement impactés par les activités humaines. Les zones ayant un score d'impact cumulé parmi les plus élevées étant principalement situées au niveau du plateau continental où s'accumulent des pressions terrestres et marines (Figure 2).

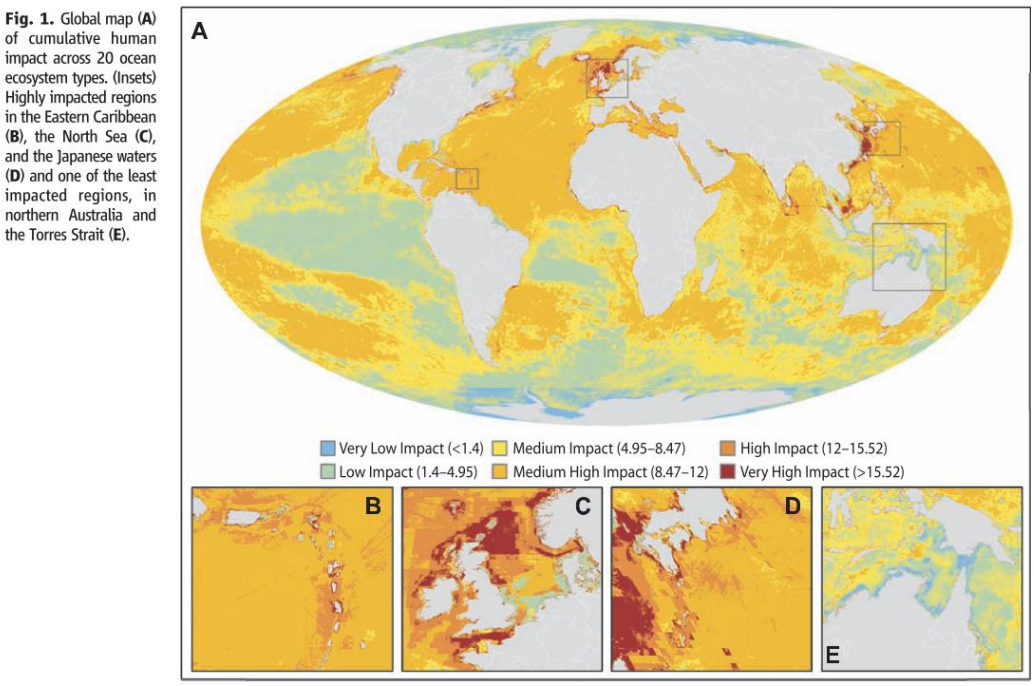


Fig. 1. Global map (**A**) of cumulative human impact across 20 ocean ecosystem types. (Insets) Highly impacted regions in the Eastern Caribbean (**B**), the North Sea (**C**), and the Japanese waters (**D**) and one of the least impacted regions, in northern Australia and the Torres Strait (**E**).

Figure 2 Carte globale des impact cumulés anthropiques produite par Halpern et al (2008)

Les résultats produits constituant une estimation des impacts potentiels d'une pression particulière sur une composante d'un écosystème sont par la suite d'une grande aide pour les gestionnaires dans leur prise de décisions (Korpinen & Andersen, 2016). Le cadre méthodologique développé par Halpern et al (2008) s'est enrichi au cours de la dernière décennie et reste toujours en développement et soulève des questions complexes (Korpinen & Andersen, 2016; Stelzenmüller et al., 2018). Holon et al. (2018) présente un modèle prédictif combinant estimation spatiale des pressions et répartition spatiale de l'état de santé des herbiers de posidonies.

Grâce à celui-ci, les auteurs ont notamment réussi à classer spatialement les herbiers de posidonies selon leur prédisposition à basculer vers un état dégradé suite aux pressions anthropiques s'exerçant dessus. Plus récemment encore, l'étude de Quemmerais-Amice et al. (2020) a proposé un outil pour évaluer le risque que les habitats benthiques soient soumis à des effets cumulés, en considérant notamment la notion d'incertitude liée à la construction du modèle et des hypothèses étant faites (Figure 3).

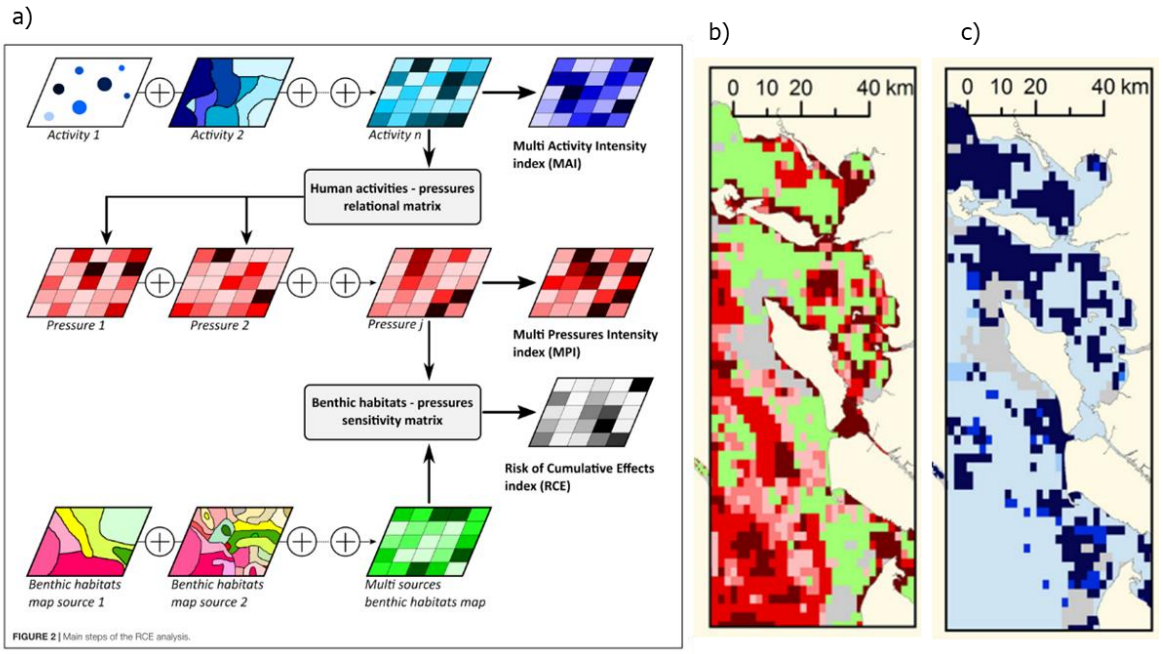


Figure 3 Méthode employée par Quemmerais-Amice et al. (2020) (a) pour produire une carte de risque d'effets cumulés (b), auquel un indice de confiance a été associé (c). Zoom sur les Pertuis

Néanmoins, les résultats produits par ce type de modèle sont discutables. Pas moins de neuf hypothèses communément formulées pour leur construction ont été recensées par Halpern & Fujita (2013). Parmi les moins négligeables peut être cité la relation linéaire entre la réponse des écosystèmes et le stress associé. Comme montré par l'étude de Holon et al. (2018) cette hypothèse n'est pas vraie pour tous les écosystèmes, car dans le cas des herbiers de posidonies, les auteurs ont prouvé qu'il existait une relation non linéaire entre eux et certaines pressions. L'additivité des impacts entre plusieurs pressions est aussi une hypothèse commune. Cependant, d'après la synthèse de Crain et al. (2008) basée sur 171 études, la majorité d'entre elles ont mis en évidence des effets synergiques ou antagonistes entre plusieurs pressions, et non additifs.

La comparaison des résultats produits par les modèles d'estimation de pressions cumulés issus de l'approche de Halpern et al. (2008) avec l'état écologique réel de l'environnement a fait l'objet d'études comme celle de Clark et al. (2016). D'après leurs résultats, seule une faible

relation significative a pu être établie entre l'impact cumulé prédit et les mesures environnementales. Lors de la validation effectuée par Halpern et al. (2008) sur différents récifs coralliens, une relation significative avait été obtenue entre ces scores et les variables environnementales utilisées. Toutefois, comme expliqué par Halpern & Fujita (2013), une comparaison robuste entre les résultats obtenus par le modèle et les mesures environnementales est très difficile voire impossible car les variables environnementales utilisées ne sont que rarement évaluées à une échelle suffisamment grande ou à un nombre assez importants de stations.

De manière générale, de nombreux challenges persistent afin d'améliorer la qualité de ces évaluations. L'un des principaux réside dans l'amélioration des connaissances et données liées aux écosystèmes (étendue, état de santé, dynamique naturelle…) et pressions anthropiques (étendue, intensité dans le temps et dans l'espace), pour lesquels de nombreuses hypothèses sont encore faites. Mais encore, il faudrait aussi étudier la distance jusqu'à laquelle une pression peut être mesurée. Jusqu'alors, le jugement d'experts est toujours utilisé et cette distance définie sous forme de cercle. Pour améliorer l'identification réelle de l'étendue et la distribution spatiale d'une ou plusieurs pressions, certains auteurs soulignent l'intérêt de recourir à des modèles utilisant la marée, les vagues ou les courants qui peuvent modifier ces distances théoriques (Eastwood et al., 2007; Quemmerais-Amice et al., 2020). Ensuite, il serait nécessaire d'intégrer des données historiques de pressions ainsi que leur évolution temporelle. En effet, parmi les activités ayant le plus d'impact sur le milieu marin, certaines comme la pêche de fond sont pratiquées depuis plus d'un siècle et laissent des traces plusieurs décennies après (Quemmerais-Amice et al., 2020). Enfin, à la différence des activités de pêches à pieds de loisirs ou professionnelles (encadrées, surveillées ou retranscrites à l'échelle nationale dans des bases des données (Quemmerais-Amice et al., 2020) il semble nécessaire de mettre à jour les données concernant d'autres activités n'étant pas surveillées ou encadrées.

2.3 Méthodes d'évaluation *in situ* de l'état du milieu marin

La démarche d'évaluation est construite sur l'utilisation de bio-indicateurs, définis comme des organismes ou communautés dont l'état renseigne sur les conditions abiotiques et biotiques de l'écosystème. Plus particulièrement, sont utilisés ceux réagissant aux changements environnementaux induits par les activités anthropiques et ayant des fonctions importantes dans les écosystèmes, fournissant alors une information synthétique sur l'état du milieu (Gerhardt, 2002). La qualité du milieu marin est ensuite évaluée à partir de la mesure *in situ* de paramètres de ces

organismes, combinés en métriques. Celles-ci peuvent par la suite être synthétisées dans des indices (mono-métriques[1] ou multi-métriques[2]) (Borja & Dauer, 2008). Généralement rapportés à une échelle de 5 classes de qualité (mauvais-médiocre-moyen-bon-très bon), ils facilitent la communication et l'échange d'informations avec les différents décideurs autour des problèmes environnementaux (Aubry & Elliott, 2006). Par ailleurs, l'évaluation de l'impact dans le cadre DPSIR requiert leur utilisation et développement, pour une application pertinente dans l'espace et dans le temps, ainsi qu'une interprétation justifiable des résultats.

A l'échelle des eaux marines européenne, la DCE et la DCSMM encadrent conjointement l'évaluation *in situ* du milieu marin, de par leurs périmètres d'application complémentaires. La DCE impose l'évaluation de l'état écologique et chimique des eaux de surface littorales (côtières et estuariennes) à partir de données recueillies au sein de réseaux de surveillance. L'état écologique est obtenu à partir de la réalisation de quatre diagnostics s'appuyant sur des éléments de qualité biologiques, de qualité physico-chimiques soutenant la biologie et de qualité hydromorphologique. Les éléments de qualité biologique sont obtenus à partir de métriques appartenant à plusieurs groupes de bio-indicateurs (plancton, macro-algues, poissons et faune benthique). (Ministère de la Transition Ecologique, 2018). L'évaluation de la DCSMM est produite au niveau des eaux marines et côtières via la combinaison de nombreux descripteurs de biodiversité et de pression. Elle s'appuie sur des données de surveillance recueillies via des programmes de surveillance (Van Hoey et al., 2010).

Parmi les indices développés, un certain nombre prennent en compte l'intégrité et la composition des habitats benthiques ; il a en effet été montré à maintes reprises que lorsqu'ils sont en « bonne santé » ils jouent un rôle fondamental dans le support de la diversité des communautés et des fonctions écologiques majeures des écosystèmes marins (Luo et al., 2009; Ponti et al., 2016; Rosenberg et al., 2002). Pour la DCE, certains ont été développés pour des eaux particulières tels que les estuaires ou les lagons (ex: BEQI2, BAT) ou pour être appliqués à une échelle locale (ex : CDI), alors que d'autres sont utilisés plus largement (ex: M-AMBI) (Borja et al., 2015; Fouet et al., 2018; Garcia et al., 2015). Pour la DCSMM, l'indice BenthoVal est principalement utilisé dans le cadre du descripteur D1 (Bernard et al., 2018). Une liste détaillée des indices développés à ce jour, de leur état d'avancement et des pressions auxquelles ils répondent est depuis peu disponible grâce à l'étude de Teixeira et al. (2016).

[1] Données d'individus ou d'espèces, mesure de la structure des communautés (Borja & Dauer, 2008)
[2] Combinaison de plusieurs mesures de la réponse de communautés à un stress en un index unique

D’après le classement des indices établi par Borja et al. (2015) selon le nombre d’études ayant montré une corrélation positive entre eux et une pression donnée, l’AMBI et le M-AMBI sont les principaux avec une corrélation significative entre leur réponse et plus d’une dizaine de pressions différentes dans diverses régions géographiques du monde. Il est à noter que cette corrélation est majoritairement montrée entre la réponse de ces indices et la matière organique qui peut venir de l’aquaculture ou des effluents urbains ou des pressions multiples, et plus rarement des pressions individuelles autres. De manière générale, les auteurs ont observé que la plupart des indices développés répondent à des pressions multiples ayant lieux simultanément. Il existe néanmoins dans la littérature des indices qui répondent à des pressions particulières. C’est notamment le cas pour la pêche au chalut de fond, pour laquelle seuls des indices spécifiques semblent capables de détecter efficacement leur impact sur les habitats benthiques dans diverses régions (Jac et al., 2020).

Malgré la popularité des indices biologiques, certains auteurs émettent des réticences concernant leur fiabilité et leur utilisation. Plusieurs études ayant comparé la réponse de différents indicateurs face à une même pression ont obtenu des résultats contradictoires pour certains d’entre eux, notamment dans les estuaires (Borja & Dauer, 2008; Borja et al., 2011; Diaz et al., 2004; Quintino et al., 2006). Borja et al. (2009) soulignent que leur utilisation et interprétation ne sont pas toujours évidentes dues aux peu d’informations apportées par leurs développeurs. Concernant les indices multi-métriques, Green & Chapman (2011) estiment que la combinaison de plusieurs mesures en une seule valeur ne peut pas refléter la complexité réelle des interactions entre variables environnementales, pressions humaines et variabilités naturelles et temporelles. Cette combinaison induit une perte d’information qui pourrait mener à de fausses conclusions. En parallèle, il est aussi estimé qu’utiliser uniquement des indices mono-métriques est une réduction drastique de la complexité environnementale (Diaz et al., 2004; Van Hoey et al., 2010). Enfin, un autre problème soulevé concerne le paramétrage des conditions de référence. Borja et al. (2012) insistent sur la nécessité de définir des conditions de référence adéquates pour ne pas fausser les résultats de ces indices. Toutefois, celles-ci sont rarement connues et l’absence de données quantitatives suffisantes relatives à l’étendue des pressions rend difficile leur détermination. Ainsi, en complément des indicateurs biologiques, des indicateurs directement en lien avec les pressions sont de de plus en plus développés. Dans le cas de la pêche au chalut, ce sont par exemple le nombre de passages du navire dans une zone donnée par an, ou la surface totale pêchée (Eigaard et al., 2016).

2.4 Approches intégratives de multiples indicateurs

Dans l'optique d'évaluer la qualité du milieu marin de la manière la plus intégrative possible, une alternative à l'évaluation d'indicateurs et indices individuels consiste à appliquer une approche écosystémique, combinant de nombreux indicateurs biotiques (à différents niveaux d'organisation, c.à.d espèces, communautés, génétiques…), abiotiques et des composantes sociales, afin d'intégrer les différents aspects des écosystèmes (Borja et al., 2016). Comme détaillé précédemment, l'utilisation d'indices multi-métriques possède plusieurs points faibles. Dans le cas de cette approche intégrative, visant à combiner un grand nombre d'indicateurs, se pose la question de comment les pondérer et à quel niveau de confiance les utiliser.

Récemment, une approche permettant de combiner plusieurs types d'indicateurs sans utiliser d'indices multi-métriques a été proposée par Elliott et al. (2018). Elle vise à développer une méthode d'intégration pour évaluer le bon état écologique des habitats benthiques s'appuyant sur le descripteur 1 (biodiversité) et le descripteur 6 (intégrité des fonds). Dans cette étude, des données environnementales, de pression et de benthos sont utilisées pour le calcul de quatre indicateurs de l'état des habitats benthiques développés dans le cadre de la convention OSPAR (indicateurs BH1[3], BH2[4], BH3[5] et BH4[6]), les reliant entre eux via l'utilisation de données et méthodologies communes. Comme présenté sur la Figure 4, l'élément « h : Disturbance distribution » utilisé pour le calcul de l'indicateur BH4, fournit aussi des informations nécessaires pour le calcul de l'indicateur BH3. En parallèle, les indicateurs BH1 et BH2 sont utilisés à plusieurs reprises dans la méthodologie pour apporter des informations utiles pour la mise en place de différentes étapes, servant elles-mêmes au calcul des autres indicateurs. Par ailleurs, la méthode développée comporte une boucle rétroactive permettant d'alimenter les cartes en données réelles et d'améliorer ainsi la qualité des indicateurs calculés (Figure 4g,h,i,j). Finalement, des données concernant l'état de référence sont directement obtenues par des mesures dans les zones où le gradient de pression mis en avant par la carte de perturbation est le plus faible. Comme expliqué par les auteurs, sachant que l'état des habitats benthiques et les pressions s'y exerçant influencent aussi les espèces dépendant de ces habitats (poissons, oiseaux,

[3] BH1 : Composition d'espèces typiques (% de changement)
[4] BH2 : Condition des communautés benthiques (traduit en termes d'Ecological Quality Ratio' – ou EQR : comparaison de l'indice biotique calculé (basé sur la matrice des communautés) à une « référence » (zone non, ou moins perturbée))
[5] BH3 : Etendues des grands types habitats ayant subis des dommages physiques (km² et % d'habitat perturbé)
[6] BH4 : Surface d'habitat perdu (km² et % d'habitat perdu)

coquillages..), d'autres indicateurs concernant les relations trophiques ou ces organismes pourraient être ajoutés de manière logique au modèle.

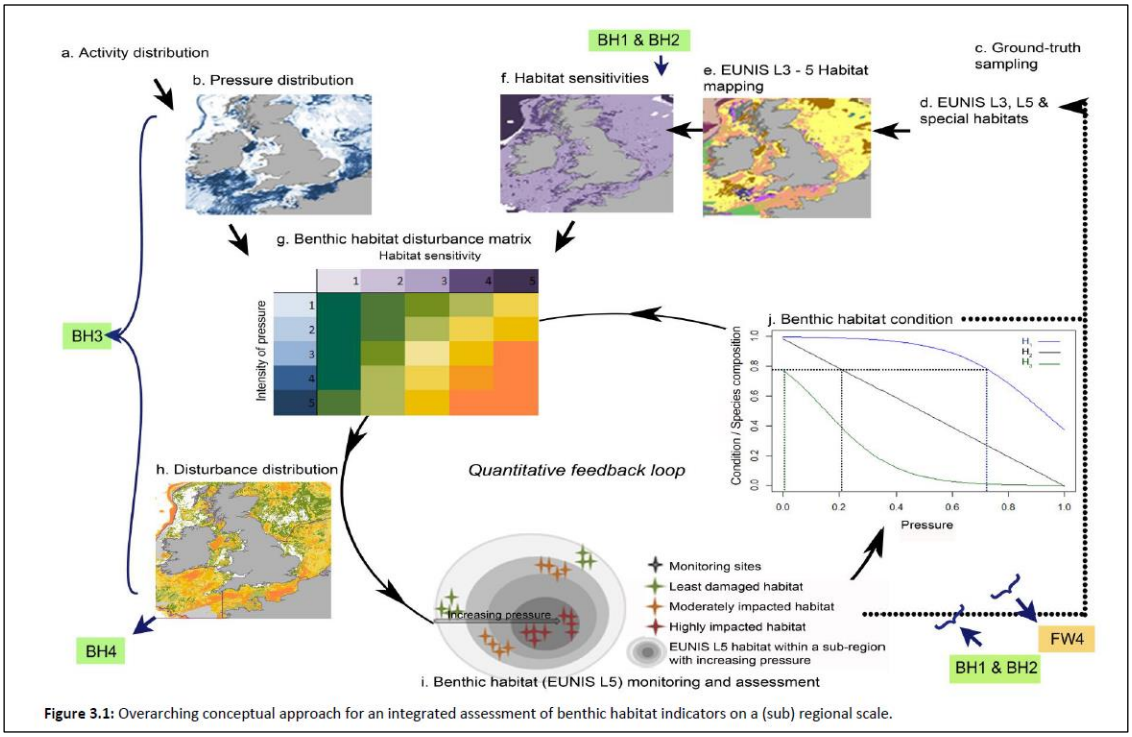


Figure 4 Présentation de la méthodologie employée (Elliott et al., 2018)

3. Introduction

Présentation de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM ; 2008/56/EC) encadre l'évaluation du milieu marin à l'échelle européenne et promeut l'utilisation durable des mers et la conservation des écosystèmes marins. Pour cela, elle conduit les Etats membres à prendre des mesures pour réduire les impacts des activités humaines sur le milieu afin d'atteindre le bon état écologique (BEE) [7] des eaux marines (Van Hoey et al., 2010). En France, cette directive est transposée dans le code de l'environnement aux articles L. 219-9 à L. 219-18 et R. 219-2 à R. 219-10 à travers la mise en place d'un Plan d'Action pour le Milieu Marin (PAMM) dans chacune de ces sous-régions marines (Figure 5) (Ministère de la Transition Ecologique, 2017). Ces plans sont composés de cinq éléments révisables tous les six ans, présentés dans la Figure 6. Le BEE est évalué au travers de 11 descripteurs qualitatifs composés au total de 56 indicateurs. Classés en deux types, les descripteurs dits « d'état » permettent de connaitre l'état et le fonctionnement du milieu marin, et les descripteurs dits « de pression » sont relatifs aux pressions qui s'y exercent.

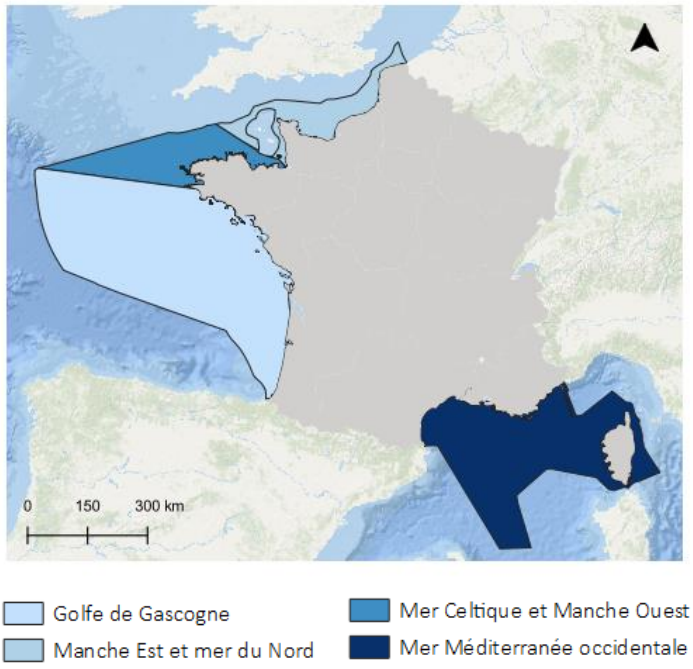


Figure 5 Sous-régions marines françaises (données de l'OFB)

[7] Défini comme « *tel que celles-ci conservent la diversité écologique et le dynamisme d'océans et de mers qui soient propres, en bon état sanitaire et productifs, et que l'utilisation du milieu marin soit durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir.* » (Arrêté du 9 septembre 2019 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines et aux normes méthodologiques d'évaluation)

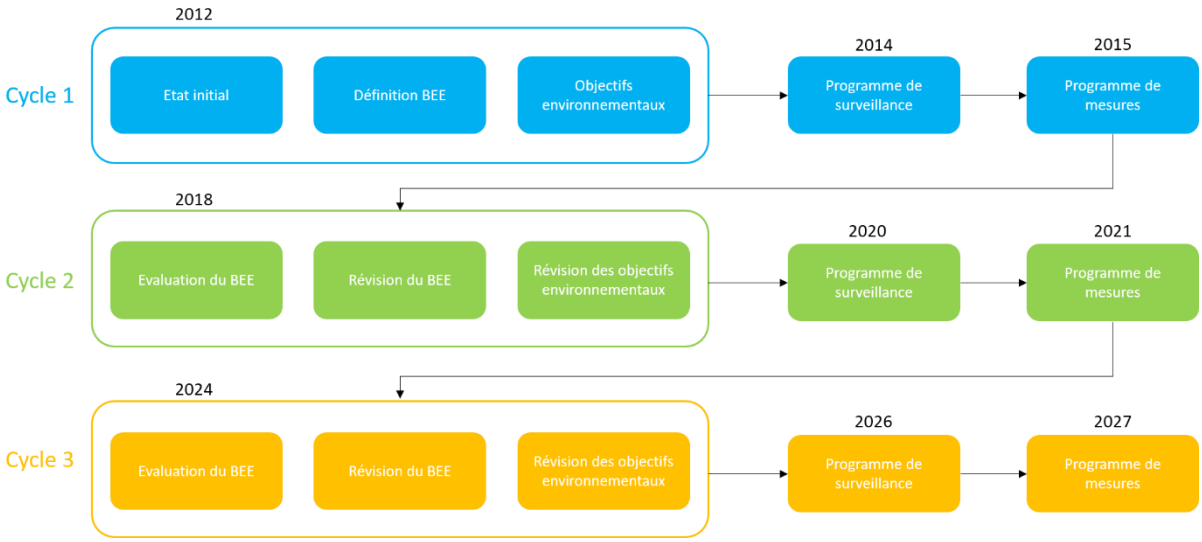


Figure 6 Eléments composants les PAMM et leur cyclicité

Intérêt pour le descripteur D6 de la DCSMM : Intégrité des fonds marins

Parmi ces descripteurs, le descripteur de pression D6 « intégrité des fonds marins » dont le BRGM est le chef de file évalue au niveau de chaque grand type d'habitats benthiques[8], en association avec le descripteur D1 (« diversité biologique »). Le D6, défini comme suit : *« Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés »*, traite plusieurs types de pressions découlant d'un ensemble d'activités anthropiques identifiées par dans l'annexe III de la DCSMM (Commission Européenne, 2017). La dernière évaluation de ce descripteur en 2018 a permis d'estimer à l'échelle des sous-régions marines l'étendue des pertes[9] et perturbations[10] physiques engendrées par diverses activités anthropiques sur les fonds marins. Toutefois, le BRGM a conclu que la fiabilité des résultats était faible en raison des nombreuses incertitudes et des hypothèses formulées par manque de connaissances. En effet, à ce moment-là, seules des données surfaciques réglementaires étaient disponibles. En vue de la prochaine évaluation qui sera réalisée en 2024, un enjeu majeur consiste à améliorer la qualité et la précision des données disponibles et ainsi à obtenir des données de pressions physiques réelles engendrées par les activités (Brivois et al., 2018).

Activités d'extraction et de gestion des sédiments

[8] un ou plusieurs types d'habitats tels que définis dans la classification des habitats du système d'information sur la nature de l'Union européenne (EUNIS) (Bernard et al., 2018)
[9] Modification permanente du substrat ou de la morphologie des fonds marins (Brivois et al., 2018)
[10] Modification du substrat ou de la morphologie de fonds marins temporaire ou réversible (Brivois et al., 2018)

Parmi les activités anthropiques traitées par le descripteur D6, sont notamment comprises les activités d'extraction de granulats marins, de dragage et d'immersion des produits de dragage. Cette première activité consiste à extraire des sables et graviers de types siliceux ou calcaires de gisements marins à l'aide d'un bras latéral (élinde), dont la tête reposant sur les fonds aspire le matériau via une pompe hydraulique. Ces granulats sont ensuite conduits dans le bassin de chargement du bateau avant d'être déchargés plus tard à terre et utilisés dans le domaine du bâtiment, des travaux publics ou du traitement de l'eau (Duclos, 2012). A l'échelle de la France, cette activité est autorisée sur un peu moins de vingt sites et représente plusieurs millions de tonnes de matériaux extraits par an (Ministère de l'Environnement, 2017). Les dragages sont de deux types : ceux d'entretien et de travaux. En raison de l'accumulation des sédiments présentant un danger de navigation, ces premiers sont indispensables pour garantir la sécurité de navigation dans les ports et les chenaux, alors que les seconds sont réalisés ponctuellement selon les besoins. A titre d'exemple, en 2009, plus de 33 millions de tonnes de sédiments ont été dragués en France, pour la majorité issus des grands ports maritimes. Plusieurs techniques existent (dragage hydraulique, mécanique, hydrodynamique etc..) selon les caractéristiques du milieu. Par la suite, dans 95% des cas ils sont clapés[11] en mer sur des sites d'immersion dispersifs[12] ou conservatifs[13] et en moindre mesure utilisés pour le rechargement de plages ou déposés à terre (Géode, 2012).

Collaboration entre le BRGM et le PNM/OFB

Dans le plan de gestion du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (PNM), plusieurs finalités de gestion visent à éviter/réduire l'impact des activités humaines sur les écosystèmes en améliorant les connaissances sur l'interaction entre ces deux éléments. Parmi les 55 finalités de gestion à atteindre d'ici 2033, la finalité 41 concernant les activités de gestion des sédiments. La finalité 41 est ainsi exprimée : « les impacts (y compris cumulés) sont réduits par des pratiques et techniques de gestion des sédiments améliorées », avec pour niveau d'exigence que les surfaces d'habitats et espèces à enjeux majeurs impactées sont diminuées et que la dégradation du bon état écologique est réduite (Office Français de la Biodiversité, 2018). Pour atteindre ce niveau, il est nécessaire d'améliorer les connaissances. De par les intérêts

[11] Rejet des sédiments à l'aide d'un navire dont la cale s'ouvre par le fond
[12] Zone de forte dynamique sédimentaire permettant de disperser les matériaux déposés (à nuancer selon les volumes et les caractéristiques granulométriques)
[13] Zone de stabilité hydro-sédimentaire permettant aux matériaux déposés de rester en place à l'échelle de plusieurs années

communs partagés par le BRGM et le PNM en termes d'amélioration des connaissances, un projet de recherche et développement d'un an dédié à l'évaluation environnementale des activités affectant l'intégrité des fonds marins au sein du PNM est né. Celui-ci est composé de quatre actions:

- Action 1 : Recenser et recueillir les données disponibles et nécessaires pour qualifier l'effet des activités de dragage/gestion des sédiments, extraction de granulats marins;
- Action 2 : Analyser les données disponibles, proposer une approche pour la qualification des pressions physiques (nature, enveloppe spatiale et temporelle) et définir les besoins en termes de données nécessaires et manquantes pour évaluer le BEE ;
- Action 3 : Proposer des indicateurs pour évaluer l'atteinte des objectifs fixés dans le plan de gestion du parc pour les activités de gestions des sédiments ;
- Action 4 : Faire le lien entre les pressions et les habitats benthiques localisés dans les zones d'activité qui sont en dehors des zones Natura 2000.

Démarche adoptée et objectifs de cette étude

Cette étude vise à fournir des éléments pour répondre aux différentes actions du projet présentées ci-dessus, et dans un contexte plus global à :

- améliorer la qualité des données d'activités humaines d'extraction et de gestion des sédiments pour l'évaluation du BEE du descripteur D6 ;
- identifier des modifications physiques du milieu marin (bathymétrie et nature des fonds) en lien avec celles-ci et, si possible les traduire en pertes et perturbations physiques ;
- identifier les habitats benthiques présents sur les zones d'activité et faire le lien entre ces pressions et les habitats benthiques ;
- apporter des éléments pour la gestion du PNM.

Pour cela, comme prévu dans l'action B1a du programme « surveillance des habitats benthiques et de l'intégrité des fonds marins » (HBIF) du PAMM (Desmazes et al., 2020), les dossiers d'évaluation des impacts environnementaux réalisés dans le cadre de la règlementation des activités étudiées ont été recueillis et utilisés comme source de données principale. En effet, la réglementation de ces activités impose de conduire des études et des suivis environnementaux afin de limiter leurs impacts sur le milieu. Ces documents sont en théorie recensés (à défaut d'être détenus, pour des raisons de propriété des données) auprès des services de l'état (par exemple, les DDTM, DREAL). N'étant disponibles que sous format PDF, une méthode a été

développée pour extraire les informations les plus pertinentes et les convertir en données spatialisées. Ces données ont par la suite été analysées et utilisées pour produire des cartes et graphiques synthétiques répondant aux objectifs. Dans ce rapport, seule une partie des sites ayant été traités sont présentés.

4. Matériel et méthodes

4.1 Recueil des informations

Les informations utilisées sont issues des rapports suivants :

Activité d'extraction de granulats marins :

- « Suivi quinquennal du gisement de Chassiron – Expertise morpho-sédimentaire et bio-sédimentaire de 2016 et constats d'évolution » (Ravilly et al., 2017)
- « Reconnaissance morpho-sédimentaire de la concession et de son secteur élargi à la côte. Etat initial 2014 de la concession » (Créocéan, 2014)
- « Bilan annuel 2017 Concession du Payré » (DTM & Lafarge Granulats, 2017)

Dragage et immersion des sédiments :

- Enquête dragage du CEREMA (2012 à 2018)
- « Etude d'impact – Port Horizon 2025 » (Port Atlantique La Rochelle, 2018)
- « Suivi environnemental du site d'immersion des sédiments de dragage du Lavardin » (Idrabio Littoral, 2014, 2017, 2019b)
- « Synthèse du bilan environnemental » (Créocéan & Grand Port Autonome de La Rochelle, 2014, 2017, 2018)
  « Bilan environnemental » (Créocéan, 2017; Port Atlantique La Rochelle, 2019)
- Arrêté préfectoral du 6 octobre 2014 portant autorisation pluriannuelle de dragage et d'immersion en mer des produits de dragage issus du port de plaisance de La Rochelle
- « Dossier de déclaration au titre de la loi sur l'eau – Plan de gestion environnemental du port- Etude d'incidence Natura 2000 du port de pêche de Chef de Baie » (Lequerre, 2018)
- « Suivi de la qualité écologique du littoral à proximité du port de plaisance de La Rochelle. Rapport n°1 Campagne 2018- 2019» (Idrabio Littoral, 2019a)
- « Suivi de la qualité écologique du littoral à proximité du port de plaisance de la rochelle. Rapport n°2 Campagne 2019-2020» (Idrabio Littoral, 2020)

Ces dossiers ont été croisés avec les arrêtés d'autorisation préfectoraux, qui fixent les obligations réglementaires. Les informations pertinentes contenues dans ces documents ont été recueillies dans un formulaire dédié, établissant l'inventaire et l'emplacement de celles-ci développé en 2015 par Nathanaël Jeune dans le cadre de son stage au BRGM (Jeune, 2015).

4.2 Typologie des données collectées

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes plus particulièrement intéressés aux informations relatives aux activités d'extraction de granulats marins et de gestion des sédiments (emplacement précis, volumes extraits/dragués/clapés, périodes), à la bathymétrie, à la nature des fonds et aux habitats benthiques. Selon le type de document disponible, l'auteur et l'année d'écriture, le format et la qualité des informations étaient très hétérogènes. Un panel de ces informations est présenté dans la Figure 7.

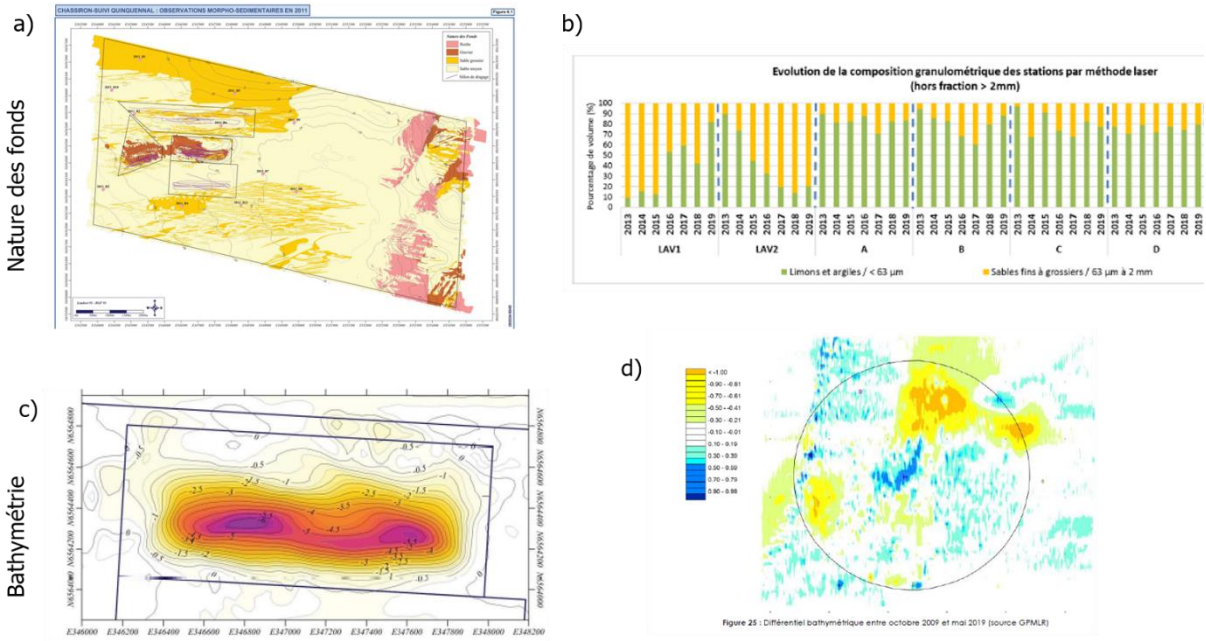


Figure 7 Exemples de formats retrouvés dans les documents réglementaires pour représenter les informations traduites et interprétées de nature des fonds (a : Chassiron et b : Lavardin) et de différentiels bathymétriques (c : Chassiron et d : Lavardin)

4.3 Travaux méthodologiques

4.3.1 Conversion des cartes au format géographique

Les cartes présentes dans les documents PDF ont été extraites via le logiciel SIG ArcMap 10.5.1 et QGIS 3.16.5. Elles ont ensuite été géo-référencées à l'aide de quatre points minimum et projetées selon le système de coordonnées géographiques RGF 93 Lambert 93/Conformal Conic, qui est le système de référence national. Selon la qualité des images, deux méthodes différentes ont été testées afin d'extraire au format géographique les informations contenues dans celles-ci.

- **Cas de figure n°1 : les cartes sont de bonne qualité**

Dans ce cas de figure, les données ont été extraites via l'outil « classification supervisée interactive » du logiciel ArcMap (Figure 8). Dans cet exemple, du « bruit » (isolignes, traces d'activité, stations de prélèvement) était présent sur l'image. Afin de n'extraire que l'information nous intéressant (dans l'exemple : la nature des fonds), l'utilisation de la fonction « décalage moyen de segment » a permis de lisser l'image et de faciliter le travail à la fonction de classification.

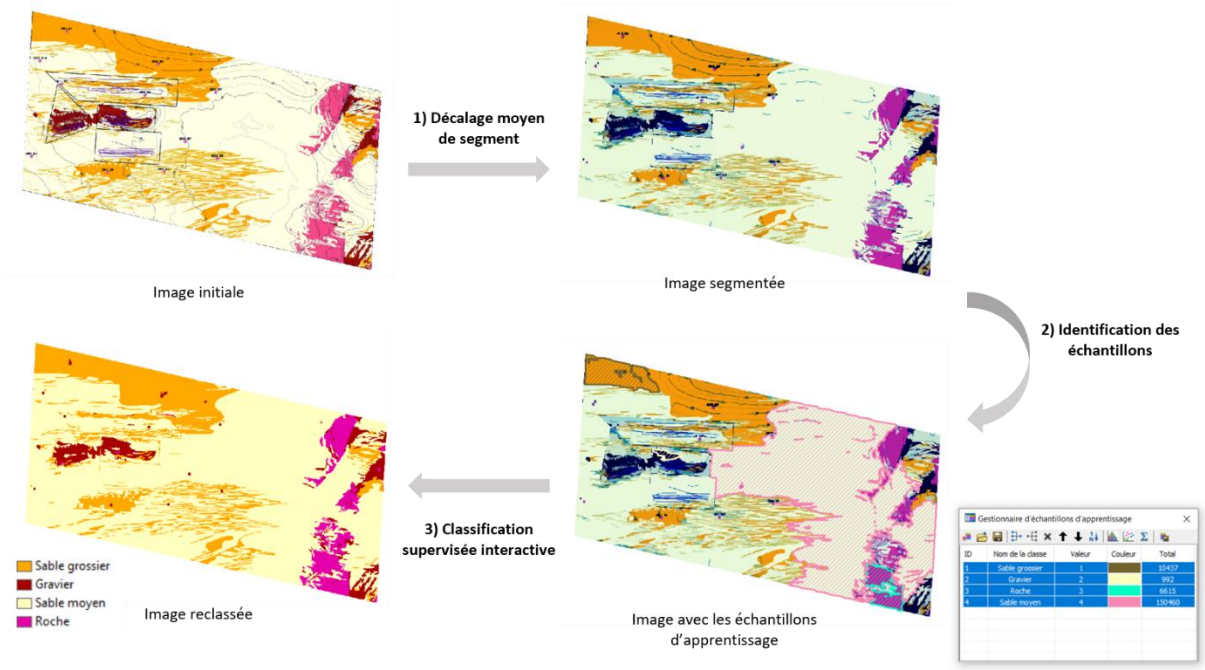


Figure 8 Exemple illustrant l'utilisation de l'outil de classification supervisée interactive pour des données de nature des fonds

- **Cas de figure n°2 : les cartes sont de mauvaise qualité**

Dans ce cas de figure, les algorithmes et fonctions de lissages sont inefficaces. Les informations nous intéressant ont alors été numérisées manuellement via l'outils de numérisation de QGIS.

4.3.2 Utilisation de données d'activité

Les données d'activité ont été utilisées pour estimer les pressions induites. Bien que constituant une qualité de données inférieure pour estimer des pressions de creusement ou de modification de nature des fonds, en l'absence de données d'observation, elles permettent de proposer des estimations de pressions physiques basées sur le simple fait qu'on les considère comme des proxys des activités.

- **Activité d'extraction de granulats marins**

Les données spatiales d'activités présentes dans les documents mis à disposition étaient les traces de passages des navires, représentées sur des cartes. Lorsque cela était possible, elles ont été extraites via l'outil « classification supervisée interactive » d'ArcGIS (voir Figure 8) pour chacune des concessions pour chaque année disponible, dans des raster/images géoréférencées de résolution 1 m afin de représenter du mieux possible la largeur réelle de l'élinde. Cette valeur a été choisie à partir des valeurs standards de largeur de têtes d'élindes utilisées en France, présentées dans la thèse de Duclos (2012) (Figure 9). Le cas échéant, elles ont été numérisées manuellement sur QGIS, puis une zone tampon de 1 m de part et d'autre des traces d'extraction a été ajoutée. Les surfaces des traces ont été calculées pour obtenir une estimation surfacique de la zone impactée par l'activité, en faisant l'hypothèse d'un seul passage de navire dans chacune d'entre elles.

Source BMAPA

Figure 9 Exemple de la tête d'élinde « fixed visor » utilisée en France issue de Duclos (2012). dont la largeur varie entre 1,5 et 2,5m

- **Activités de dragage et d'immersion**

Plusieurs informations spatialisées étaient présentes dans les documents : zones de dragage autorisées, volumes dragués et périodes de dragage selon les zones pour plusieurs années, technique de dragage, zone d'immersion associée et volumes immergés.

Concernant l'activité de dragage :

- les volumes dragués dans chacune des zones autorisées ont été moyennés sur le nombre d'années disponibles et exprimés par m² ;
- connaissant la surface de chaque zone et les volumes dragués, une épaisseur totale de sédiments enlevés par m² sur la période disponible a été calculée ;
- à partir des périodes de dragage disponibles et des techniques employées, un planning de l'activité a été reconstitué.

Concernant l'immersion des sédiments :

- à partir des surfaces engraissées et de la bathymétrie (voir p.25) , le volume de sédiments s'étant accumulé sur le site et la zone suivie entre deux années a été calculé ;
- connaissant le volume total ayant été immergé sur cette période, nous avons pu estimer quelle proportion de celui-ci était resté sur le site et dans la zone suivie ;

- sachant le volume ayant été évacué ailleurs sur cette période, il a été possible d'estimer le flux moyen de sédiments anthropiques sortant du site et de la zone suivie par an, sur la période donnée :

$$Flux\ moyen_{sédiments\ anthropiques/an} = \left(\sum_{i=1}^{n} V_{clapés\ annuels} - V_{total\ déposé\ en\ n\ ans}\right)/n$$

4.3.3 Détermination de l'évolution de la nature des fonds

- **Cas de figure n°1 : les données sont ponctuelles**

Dans certains suivis environnementaux, la composition de la nature des fonds est exprimée en pourcentage de classe granulométrique à l'échelle de stations. Dans le cas du site d'immersion du Lavardin, trois classes étaient présentées : les sables (entre 63µm et 2mm), les limons (entre 2µm et 63 µm) et les argiles (<2 µm). Afin de caractériser la nature des fonds à chaque station au cours du temps, la classification sable/limon/argile de Folk (1954) a été utilisée. Par la suite, l'évolution de la nature des fonds au cours du temps a été obtenue au travers du calcul d'un score d'évolution de classe granulométrique pour chaque année (Figure 10a). Ce score est obtenu pour une année donnée en comparant la position de sa nature des fonds dans la classification granulométrique de Folk (1954) avec la position et le score granulométrique de l'année précédente (Figure 10b). Dans le cas de Chassiron, les classes sable fin/sable moyen/gravier/roche ont été utilisées.

$$Score_{année\ n} = Score_{année\ n-1} + valeur_{position\ année\ n\ par\ rapport\ à\ celle\ de\ l'année\ n-1}$$

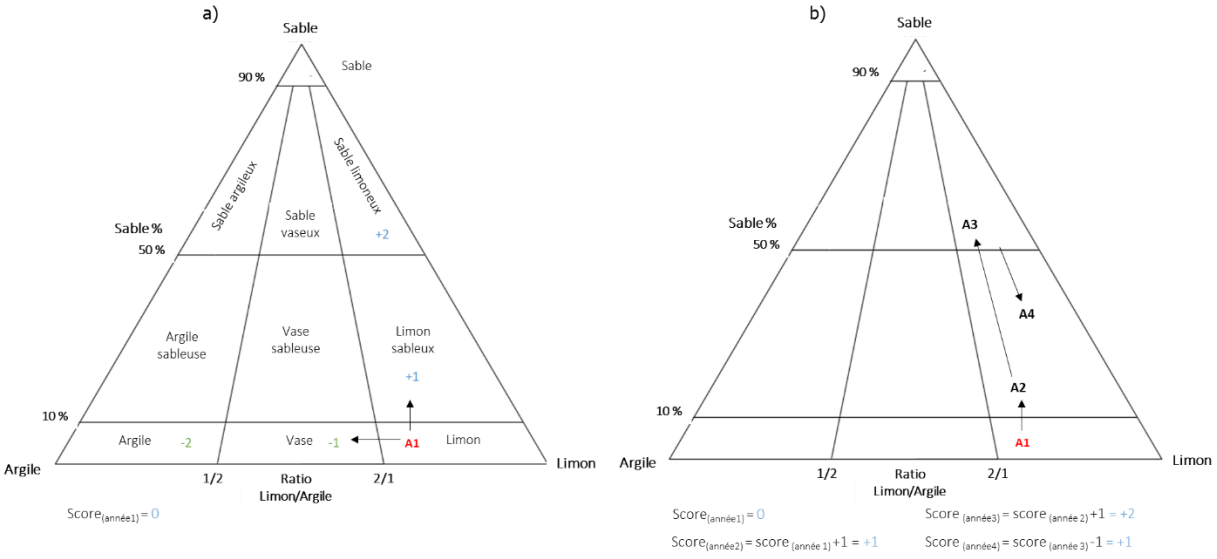


Figure 10 Méthode de calcul de score d'évolution de la nature des fonds. a) Principe général illustrant le score potentiel à l'année 2 selon sa nature des fonds et b) exemple de score obtenu au bout de 4 ans selon la nature de chaque année. A1 : année 1, A2 : année 2, A3 : année 3, A4 : année 4

- **Cas de figure n°2 : les données sont sous forme de carte**

Dans ce cas de figure, à l'aide du logiciel ArcMap, des valeurs différentes ont été associées aux cellules des rasters selon la nature des fonds et leur année (Tableau 1).

Tableau 1 Codes utilisés pour identifier l'évolution de la nature des fonds pour le site d'extraction de granulats marins de Chassiron

	2006	2011	2016
Graviers	1	10	100
Sables grossiers	2	20	200
Sables moyens	3	30	300
Roche	4	40	400

Les valeurs des cellules des rasters de nature des fonds ont ensuite été additionnées par année deux à deux à l'aide de la calculatrice raster, afin d'obtenir l'évolution de la nature des fonds d'une année à une autre. En effet, grâce à l'attribution de codes différents selon les années, la valeur du score obtenu dans ces images composites renseigne sur la nature des fonds « initiale » et « actuelle » sans aucune perte d'informations. L'intensité de l'évolution de nature des fonds a ensuite été obtenue selon les combinaisons de codes obtenus, traduisant une modification d'une ou plusieurs classes granulométriques et indiquant le sens de l'évolution (Figure 11).

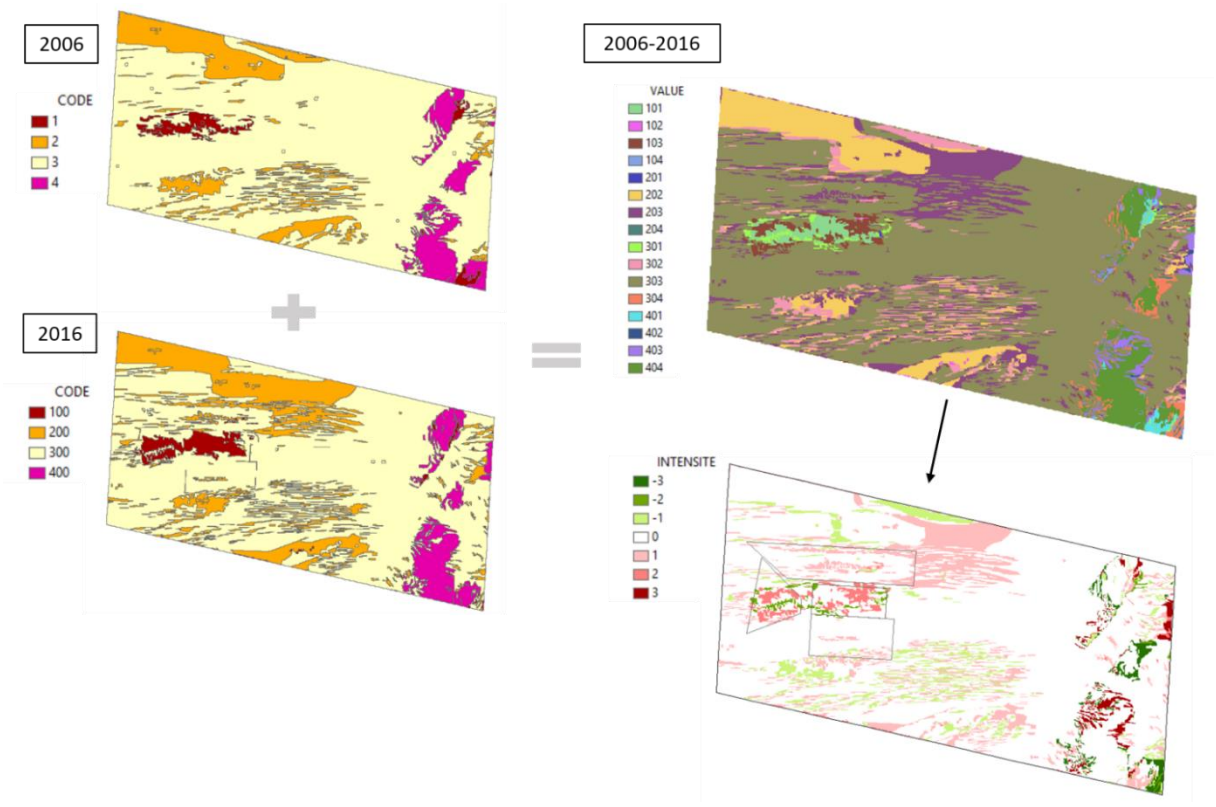


Figure 11 Exemple d'addition de rasters de nature des fonds de deux années différentes

4.3.4 Détermination de l'évolution bathymétrique

L'évolution de la bathymétrie déjà représentée par les différentiels bathymétriques dans les dossiers réglementaires a été exprimée de deux manières : (1) surface du site s'étant érodée ou engraissée (m^2), (2) proportion relative du site s'étant érodée ou engraissée (%). Lorsque des zones d'engraissement et d'érosion sur un même site étaient observées sur les différentiels bathymétriques, les surfaces des zones de différentiel positif ont été soustraites à celles de différentiel négatif afin d'observer si entre les deux années considérées le site s'est au bilan engraissé ou érodé.

4.3.5 Caractérisation des habitats benthiques

Suivant les informations disponibles pour certains sites, un travail de caractérisation des habitats[14] benthiques présents selon la typologie EUNIS 2007 (revue en 2012) (European Nature Information System) a été réalisé. Pour ce faire, les guides de la classification EUNIS de Bajjouk et al. (2015) et Michez et al. (2013) ont été utilisés. Les données de granulométrie aux stations échantillonnées par les suivis environnementaux couplées aux cartes « Scan littoral » (SHOM-IGN) ou MNT disponibles (Tableau 2) ont permis de caractériser l'habitat présent jusqu'au niveau 3 de la typologie. Grâce à la liste des espèces présentes et leurs abondances, il a été possible d'identifier les habitats jusqu'au niveau 4 et pour certaines stations de formuler des hypothèses sur une identification de niveau 5. Les résultats obtenus ont ensuite été traduits dans deux autres typologies plus récentes : typologie EUNIS 2019 et grands types d'habitats, à l'aide de tables de correspondances issues du référentiel HABREF. Ces résultats ont été comparés à ceux issus cartographie des habitats benthiques du parc naturel marin (CARTHAM, Cartographie des Habitats Marins).

[14] environnement particulier qui peut être distingué par ses caractéristiques abiotiques et ses assemblages biologiques associés, fonctionnant à des échelles spatiales et temporelles spécifiques mais dynamiques, dans un secteur géographique reconnaissable (définition du Comité International de l'Exploitation de la Mer, (Bajjouk et al., 2015))

Tableau 2 Données utilisées pour déterminer les habitats benthiques selon la typologie EUNIS

Source	Titre	Date	Infos	Lien
Emodnet Seabed Habitats	Broad-scale EUNIS habitat maps - full detail	2009	Carte issue de combinaison de divers jeux de données à partir de jugement d'experts	https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/access-data/launch-map-viewer/
Emodnet Seabed Habitats	EUSeaMap (2019) Broad-Scale Predictive Habitat Map - EUNIS classification full detail	2019	Modèle prédictif	https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/access-data/launch-map-viewer/
SHOM	Nature des fonds 50 000	2016	Carte issue de combinaison de divers jeux de données	https://services.data.shom.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/HOM_GEOL_NATURES_FOND_50.xml
OFB	CARTHAM	2019	Carte issue de combinaison de divers jeux de données du programme CARTHAM	https://cartographie.afbiodiversite.fr/geosource/apps/search/?uuid=ca70252e-46b6-4e50-9f65-0bc5ffef0e5a
SHOM	Scan Littoral		Carte topographique et marine	https://diffusion.shom.fr/loisirs/decouverte-du-littoral/scan-littoral.html

5. Résultats

5.1 Activité d'extraction de granulats marins

Les informations collectées dans les suivis réglementaires sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 3 Informations disponibles concernant les sites d'extraction de granulats marin et utilisées dans cette étude

Site d'extraction	Données	Période/Année	Format	Source
Chassiron	Différentiel bathymétrique Nature des fonds Sillons d'extraction	2006-2016; 2011-2016 2006; 2011; 2016 2006; 2011; 2016	Cartographie Cartographie Cartographie	Suivi quinquennal morpho-sédimentaire de 2016
Payré	Différentiel bathymétrique Nature des fonds Sillons d'extraction	2007-2012; 2012-2014; 2014-2017 2014 2017 (par trimestre et par navire)	Cartographie Cartographie Cartographie	Etat initial 2014 et levé bathymétrique de 2017 Rapport d'activité 2017

5.1.1 Chassiron

Le site d'extraction de granulats marins de Chassiron est constitué de quatre concessions distinctes : B, C, D et E, situées à environ 13 km dans l'ouest nord-ouest de la Pointe de Chassiron de l'île d'Oléron sur un grand type d'habitat benthique caractérisé comme « Sables du circalittoral côtier » (Figure 12).

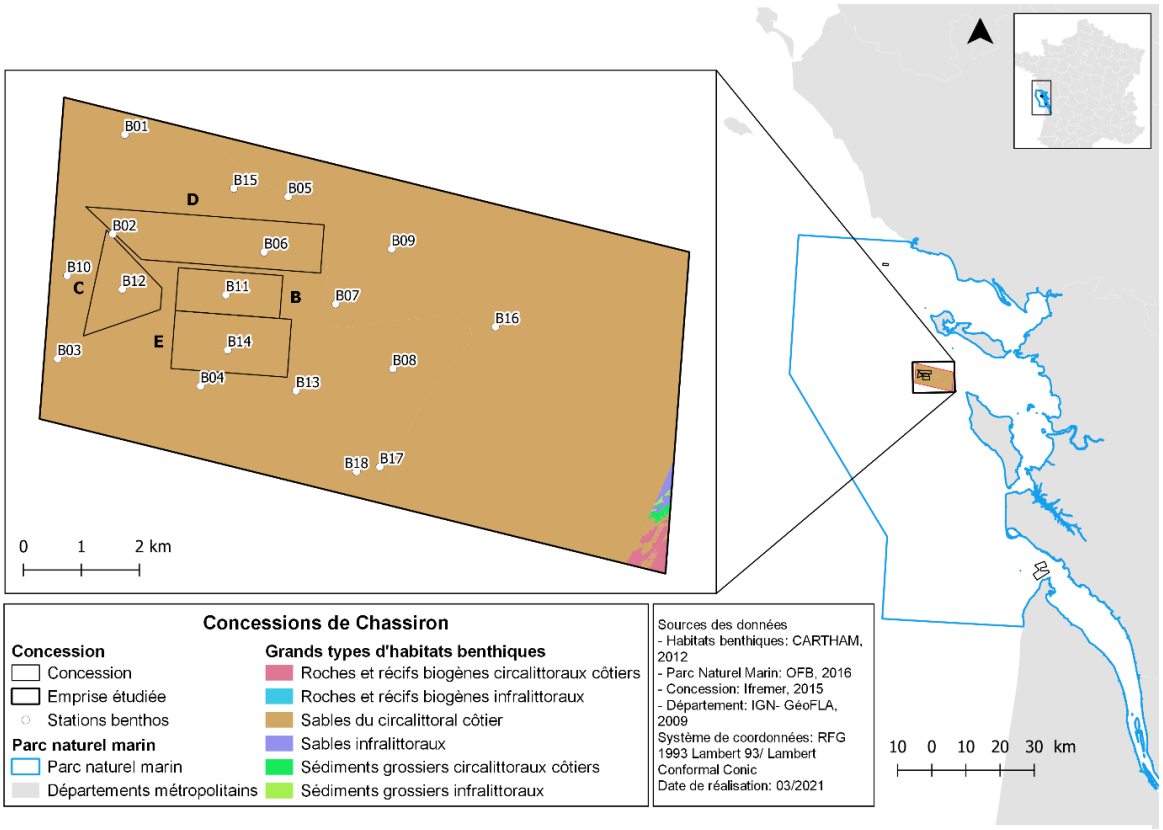


Figure 12 Localisation du site de Chassiron et emprise étudiée (source des données : Ravilly et al., 2016)

Leurs caractéristiques sont résumées dans le Tableau 4. La zone inscrite dans les suivis environnementaux et ré analysée ici a une superficie d'environ 53 km².

Tableau 4 Caractéristiques des concessions de Chassiron.

Concession	Superficie (km²)	Exploitant	Date de début d'exploitation	Durée de l'autorisation d'exploitation	Volumes extraits entre 2006 et 2016
Chassiron B	1,3	DTM- Granulats Ouest	23/02/2003	20 ans	3 M m3
Chassiron C	1,3	CAN- Rambaud et Carrières et Matériaux dy Grands Ouest	10/1999 puis renouvelé le 14/09/2015	15 ans	1,8 M m3 (dont 1,4 M entre 2006 et 2011)
Chassiron D	3	GSM	17/04/2002	20 ans	2 M m3
Chassiron E	2	CETRA	24/07/2006	30 ans	0,7 M m3 (2009-2015)

- **Activité d'extraction**

Les cartes du suivi quinquennal de 2016 ont permis d'extraire la position des sillons d'extraction pour les années 2006, 2011 et 2016. D'après les estimations établies à partir de la position des sillons, pour l'année 2016, les surfaces extraites s'étendent sur environ 8,91% de la surface de Chassiron B et moins de 3% des autres concessions (Tableau 5). En 2006 et 2011, elles étaient globalement plus réduites et ne dépassaient pas 3% de la surface des concessions (Figure 13). Sur ces trois années, les concessions D et E n'ont quasiment pas été extraites, contrairement à la concession B qui l'a été jusque trois fois plus.

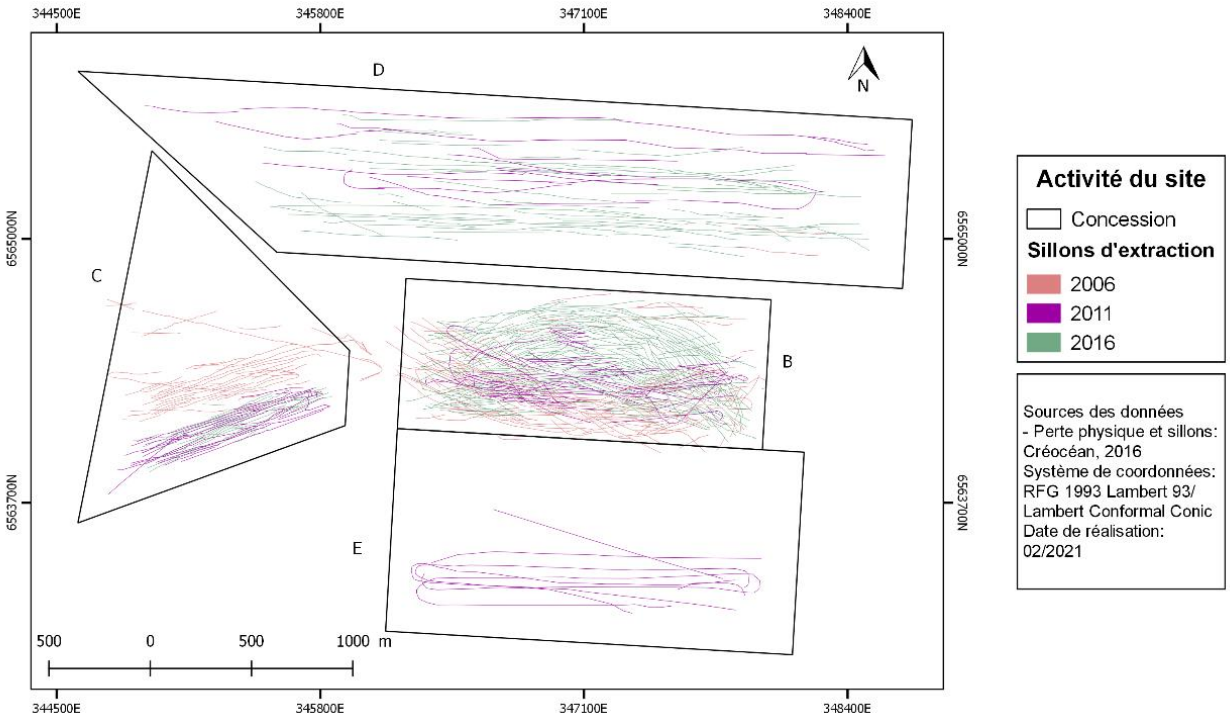


Figure 13 Localisation des sillons d'extraction en 2006, 2011 et 2016 au site de Chassiron

Tableau 5 Pourcentage de la surface des concessions ayant été extraites en 2006, 2011 et 2016 dans les concessions de Chassiron (%)

Concession	2006	2011	2016
Chassiron B	5,55	3,04	8,91
Chassiron C	2,21	1,67	1,45
Chassiron D	0,06	1,20	2,56
Chassiron E	0,00	1,39	0,00

- **Evolution bathymétrique**

L'extraction des cartes de différentiel bathymétrique du suivi quinquennal de 2016 a permis d'estimer qu'entre 2006 et 2016 plus de 80% de la concession de la surface de Chassiron B, et plus de 60% des surfaces de Chassiron C, D et E se sont approfondies (Tableau 6).

Ces abaissements sont majoritairement situés au centre des concessions et principalement supérieurs à 1 m (Figure 14). Entre 2011 et 2016, ils concernent environ 70% de la surface de Chassiron B et D et un peu plus d'un tiers de Chassiron C. Dans la zone de suivi en dehors des concessions, quelques rares abaissements compris entre 0,25m et 1m peuvent être notés sur les deux différentiels bathymétriques considérés (Figure 14). Les zones approfondies entre les concessions B et D ont été identifiées comme résultant d'un rééquilibrage de pentes (Ravilly et al., 2017).

Tableau 6 Pourcentage de la surface des concessions de Chassiron et de la zone suivie (environ 60 km² autour des concessions) s'étant approfondie entre 2006-2011 et 2016 (%)

Zone	2006-2016			2011-2016		
	0,25 m - 1 m	> 1 m	*Total*	0,25 m - 1 m	> 1 m	*Total*
Chassiron B	31,39	53,60	85,00	30,80	39,48	70,28
Chassiron C	21,32	45,95	67,27	34,13	11,70	45,83
Chassiron D	38,56	30,47	69,02	63,48	4,54	68,02
Chassiron E	50,96	9,74	60,70	23,47	8,26	31,73
Zone suivie	0,25	0,00	0,25	0,26	0	0,26

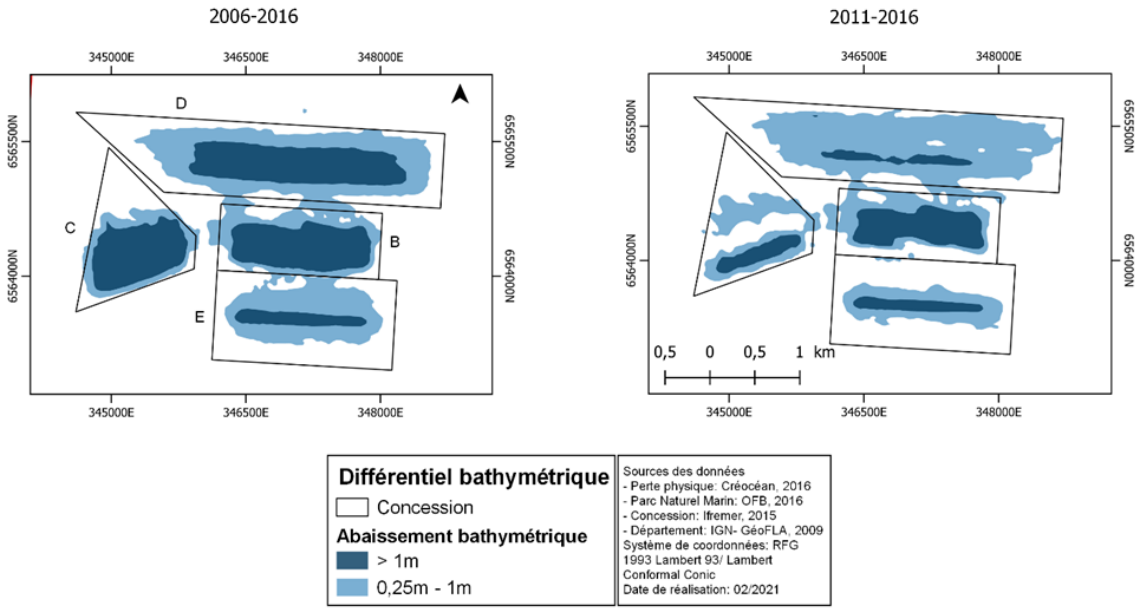


Figure 14 Approfondissements bathymétriques observés entre 2006-2016 et 2011-2016 à Chassiron

- **Evolution de la nature des fonds**

La combinaison des cartes de nature des fonds du suivi quinquennal de 2016 a permis d'identifier les zones dont la nature des fonds a évolué entre deux années et de quantifier l'intensité de ce changement en termes de saut de classes granulométriques utilisées dans le suivi (Figure 15).

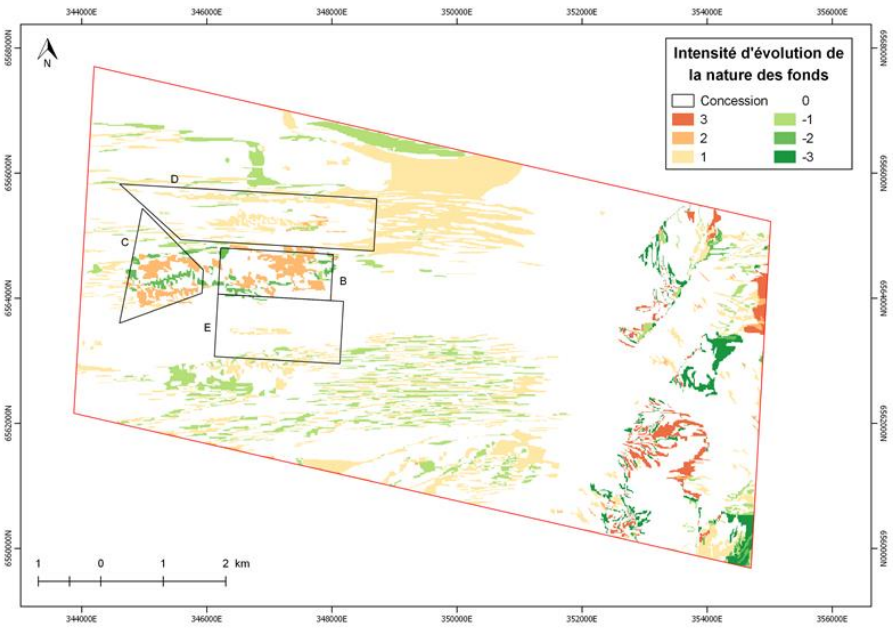


Figure 15 Intensité de l'évolution de la nature des fonds entre 2006 et 2016 dans les concessions de Chassiron. Un score de 0 indique que la nature des fonds est la même entre les deux années considérées

Globalement, la majorité de la zone de suivi (environ 60 km²) apparait évolutive (représentée par toutes les zones colorées). Entre 2006 et 2016, la nature des fonds au centre des concessions B et C est devenue plus grossière de deux classes granulométriques. En effet, comme présenté sur la Figure 16, la surface occupée par les graviers sur ces concessions a augmenté respectivement d'environ 20% et 14% entre ces deux années, au détriment de celle occupée par des sables fins. Il est intéressant de noter que cette évolution n'est pas retrouvée ailleurs sur la zone suivie. Dans le dossier du suivi environnemental de 2016, il a été établi que cette augmentation surfacique des graviers grossiers est corrélée à l'effort d'extraction (intensité et/ou durée) qui met à l'affleurement des niveaux sédimentaires sous-jacents plus grossiers. Les intensités d'évolution les plus fortes (score d'intensité 3) sont localisées à environ 4 km des sites d'extraction à l'est de la zone suivie, où se trouvent des roches d'après la carte de nature des fonds de 2006. En comparaison, seules quelques petites zones ont évolué aux niveau des concessions D et E. Ces évolutions de moindre intensité se rapprochent de celles observées dans le reste de la zone suivie (à l'exception de la partie est).

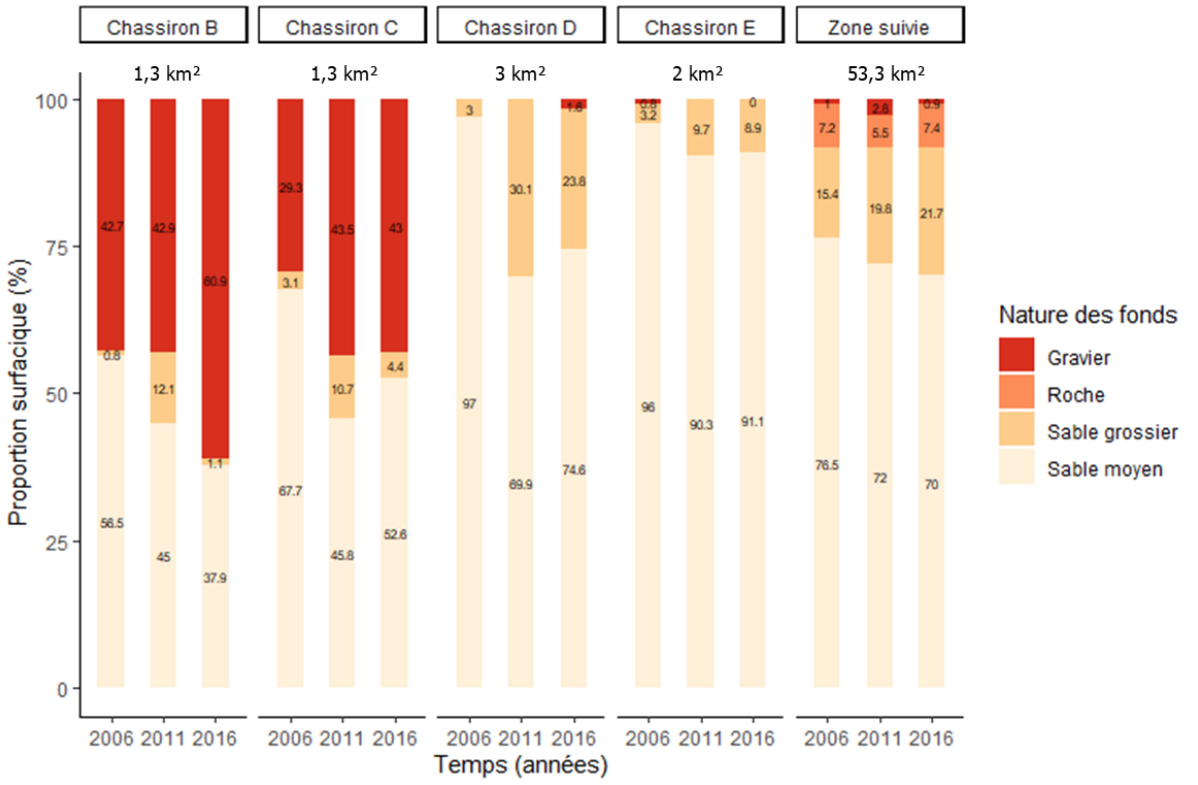


Figure 16 Composition surfacique de la nature des fonds des concessions de Chassiron et de la zone suivie en 2006, 2011 et 2016. La zone suivie constitue l'ensemble de la surface étudiée hors concessions. Les surfaces des concessions sont précisées sous leur nom.

- **Habitats benthiques présents**

Selon le programme cartographique des habitats benthiques du parc naturel marin (CARTHAM) l'habitat benthique localisé au niveau des stations échantillonnées est du « Sable fin circalittoral ». Cette donnée constituant une reprise de la carte modélisée des habitats EuseaMap a été confrontée avec des données « terrain » présentées dans le rapport de Latry (2012) où localement des désaccords ont été notés et notamment au niveau du site de Chassiron. Ces désaccords portent ici entre la classification du site en zone infralittorale ou circalittorale. A partir des données disponibles dans le suivi quinquennal de 2016, deux hypothèses d'habitats peuvent être émises au niveau 4 de la classification EUNIS : « Sable fin circalittoral» (code A5.25) et « Sable infralittoral » (code A5.23). (Figure 17). Concernant la station B12, il peut être fait l'hypothèse que l'habitat présent est du « Sédiment grossier circalittoral » (code A5.14) en raison de sa localisation dans une souille plus profonde où la nature des fonds est plus grossière. (Figure 17). Dans le cas des autres stations, l'hypothèse d'habitat la plus probable à dire d'expert serait l'habitat A5.23 (P.G. Sauriau, communication personnelle).

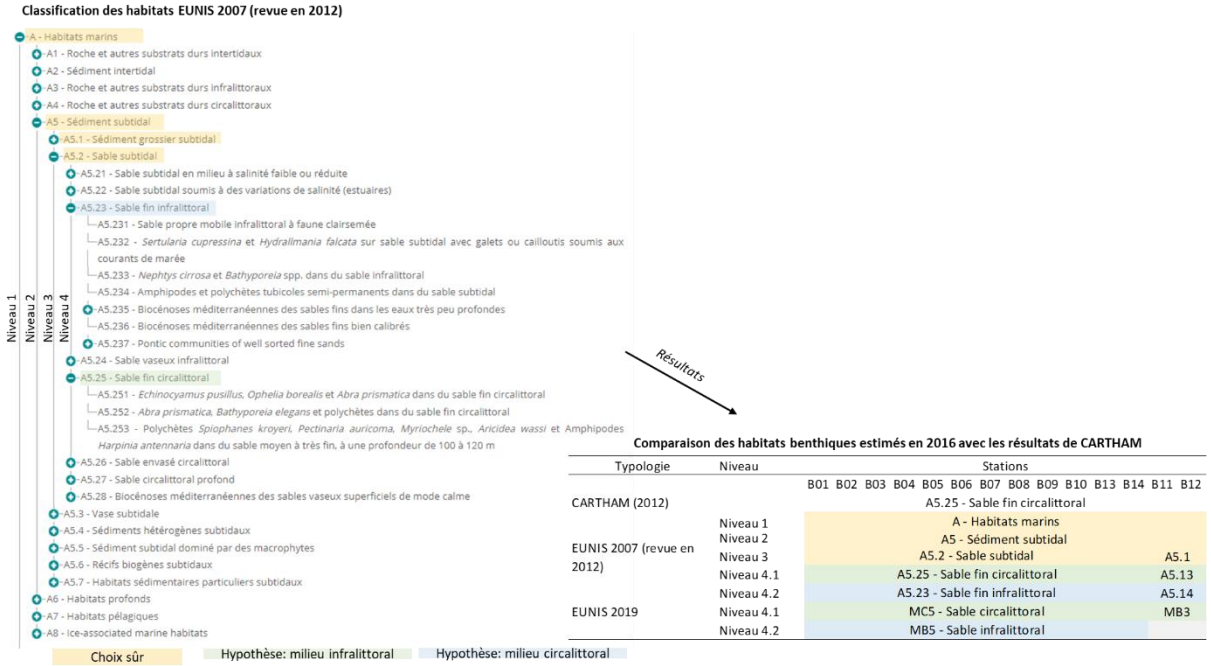


Figure 17 Démarche de détermination des habitats EUNIS 2007 niveau 4 en 2016 à l'échelle des stations échantillonnées au site de Chassiron et hypothèses formulées pour chaque station, en comparaison avec l'estimation du programme CARTHAM. Les typologies EUNIS 2019 a été ajoutée à titre indicatif

5.1.2 Payré

Le site d'extraction de granulats marins du Payré est situé au nord-ouest du phare des Baleines de l'île de Ré, sur un grand type d'habitat benthique caractérisé comme « Sables du circalittoral côtier » d'après la typologie grands types d'habitats (une autre alternative possible

est l'habitat « sable infralittoraux ») (Figure 18). Ses caractéristiques sont résumées dans le Tableau 7.

Tableau 7 Caractéristiques de la concession du Payré

	Superficie (km²)	Exploitant	Date de début d'exploitation	Durée de l'autorisation	Volumes extraits entre 2002 et 2017
Payré	1,3	DTM- Granulats Ouest	09/2002, arrêt en 2012, reprise le 06/06/2014	18 ans	1,6 M m3

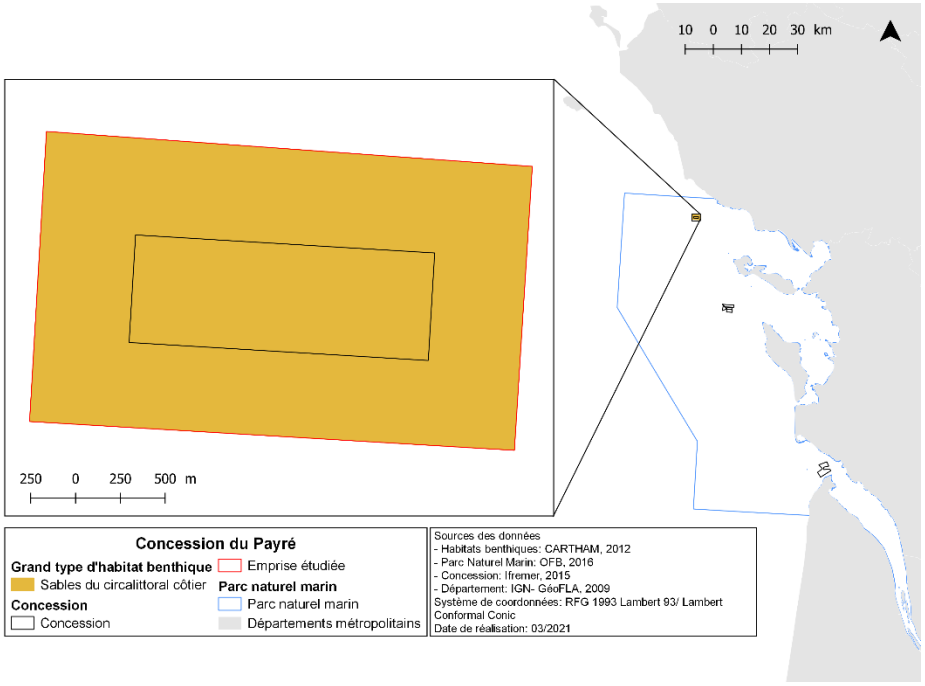
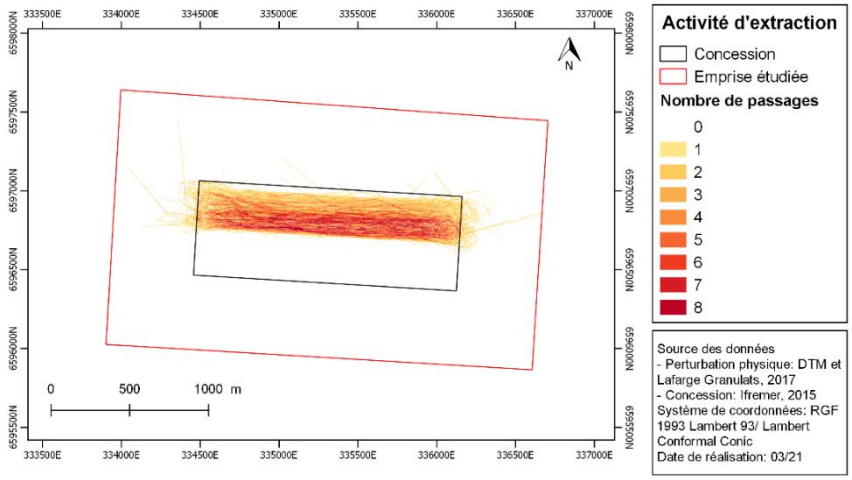


Figure 18 Localisation de la concession du Payré et emprise de la zone étudiée

- **Activité d'extraction**

Grâce aux données extraites du rapport d'activité de 2017 (DTM & Lafarge Granulats, 2017), il est estimé que la surface exploitée en 2017 représente 46,20% de la surface de la concession. Des sillons d'extraction s'étendant au total sur 0,05 km² en dehors du périmètre de la concession peuvent être notés (Figure 19). D'après le rapport, à ce moment-là la drague était inactive. L'emplacement de tous les sillons, ainsi que le nombre de passages connus à ce jour pour l'année 2017 sont présentés sur la Figure 19. Ils sont localisés au nord de la concession uniquement, du fait d'une restriction de la zone d'extraction en lien avec la réalisation d'un suivi halieutique

dans la partie sud. De manière générale, on observe un nombre de passages minimal[15] allant de 1 à 5, et plus rarement 7 ou 8.



Nombre de passages	% de la concession
1	6,21
2	8,10
3	6,70
4	6,84
5	6,36
6	5,89
7	4,45
8	1,65
Total	*46,2*

Figure 19 Activité d'extraction en 2017 sur le site du Payré. Les chiffres correspondent au nombre minimal connu de passages des navires

.

- **Evolution de la bathymétrie**

Les cartes de différentiel bathymétrique issues de l'état initial de 2014 (Créocéan, 2014) et du levé bathymétrique de 2017 (Créocéan, 2018), ont permis d'estimer que 47% de la surface de la concession du Payré s'est approfondie d'au moins 0,25m sur la période 2007-2012 (Tableau 8).

Tableau 8 Pourcentage de la surface de la concession du Payré (1,3km²) et de sa zone de suivi (environ 3,34 km²) s'étant approfondie entre 2007-2012, 2012-2014 et 2014-2017 (%)

	2007-2012			2012-2014			2014-2017		
	0,25 m - 1 m	> 1 m	*Total*	0,25 m - 1 m	> 1 m	*Total*	0,25 m - 1 m	> 1 m	*Total*
Payré	23,11	23,93	47,04	23,00	0	23,00	23,68	28,49	52,17
Zone suivie	0,1	0	0,1	0,78	9	9,78	1,24		1,24

Comme présenté par la Figure 20, cet abaissement est localisé au nord de la concession. En dehors de la zone réglementaire de la concession, des zones très réduites d'érosion de 0,25 m peuvent être observées. Entre 2012 et 2014, la concession n'a pas été exploitée. Toutefois, on observe un approfondissement compris entre 0.25 m et 1m. Entre 2014 et 2017, l'abaissement situé au nord de la concession est comparable à celui observé entre 2007 et 2012. En dehors de

[15] Le terme minimal est employé car les données utilisées sont des lignes représentées sur une image. Ainsi, de potentiels passages multiples dans chacune de ces lignes ne sont pas visibles. Le nombre de passages n'a ainsi pu être comptabilisé qu'en superposant chaque « ligne d'activité trimestrielle » de deux navires utilisés à l'échelle d'une année

la zone réglementaire, un léger abaissement qualifié comme significatif par le suivi environnemental peut être observé au nord de la concession.

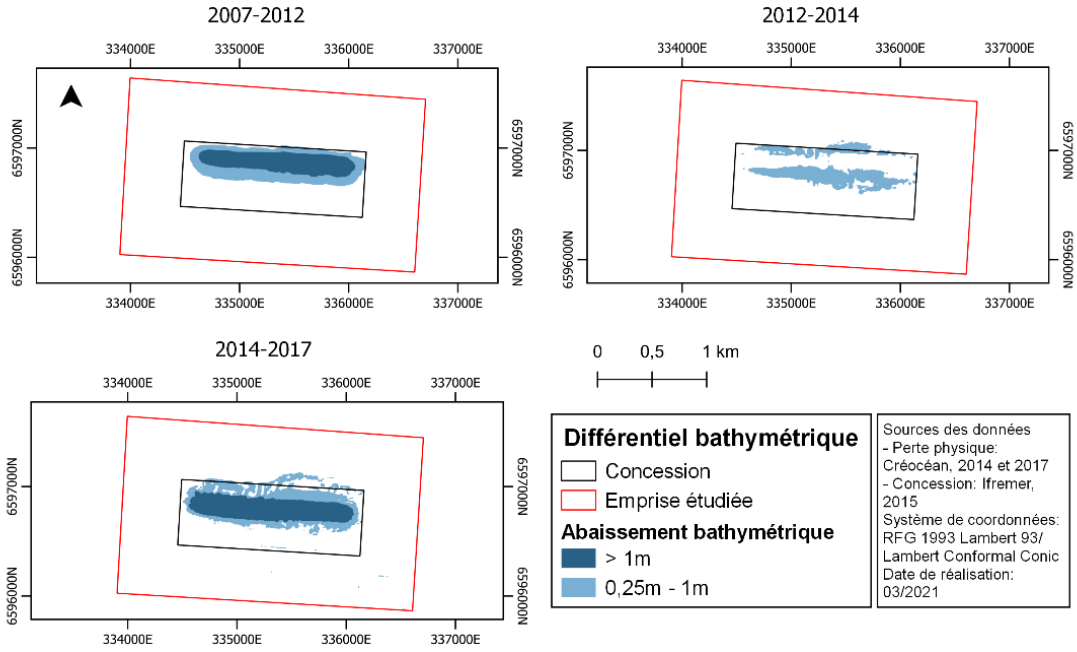


Figure 20 Approfondissements bathymétriques observés ente 2007-2012, 2012-2014 et 2014-2017 sur la concession du Payré

5.2 Dragages portuaires d'entretien : Ports de La Rochelle

Les informations recueillies dans les différents documents réglementaires analysés sont présentées dans le Tableau 9. La ville de La Rochelle compte trois ports : le port de commerce (Port Atlantique La Rochelle), de plaisance (Minimes, Vieux port et Port neuf) et de pêche (Chef de Baie). Tous font régulièrement l'objet de dragages d'entretien depuis de nombreuses années.

Tableau 9 Données disponibles utilisées dans cette étude pour l'activité de dragages d'entretien. L'enquête dragage est un document national rempli localement par toutes les institutions concernées par cette activité

Ports	Données	Période/Année	Format	Source
Commerce	Volumes annuels dragués Périodes draguées	2012-2019 2016-2018	Texte Texte	Enquêtes dragage CEREMA
Plaisance	Volumes annuels dragués Périodes draguées	2012-2018 2016-2018	Texte Texte	Enquêtes dragage CEREMA
Port de pêche	Volumes annuels dragués Périodes draguées	2012-2018 2016-2018	Texte Texte	Enquêtes dragage CEREMA

- **Activité de dragage**

Les ports et leurs zones homogènes de dragage faisant l'objet de dragages d'entretien sont présentés dans la Figure 21.

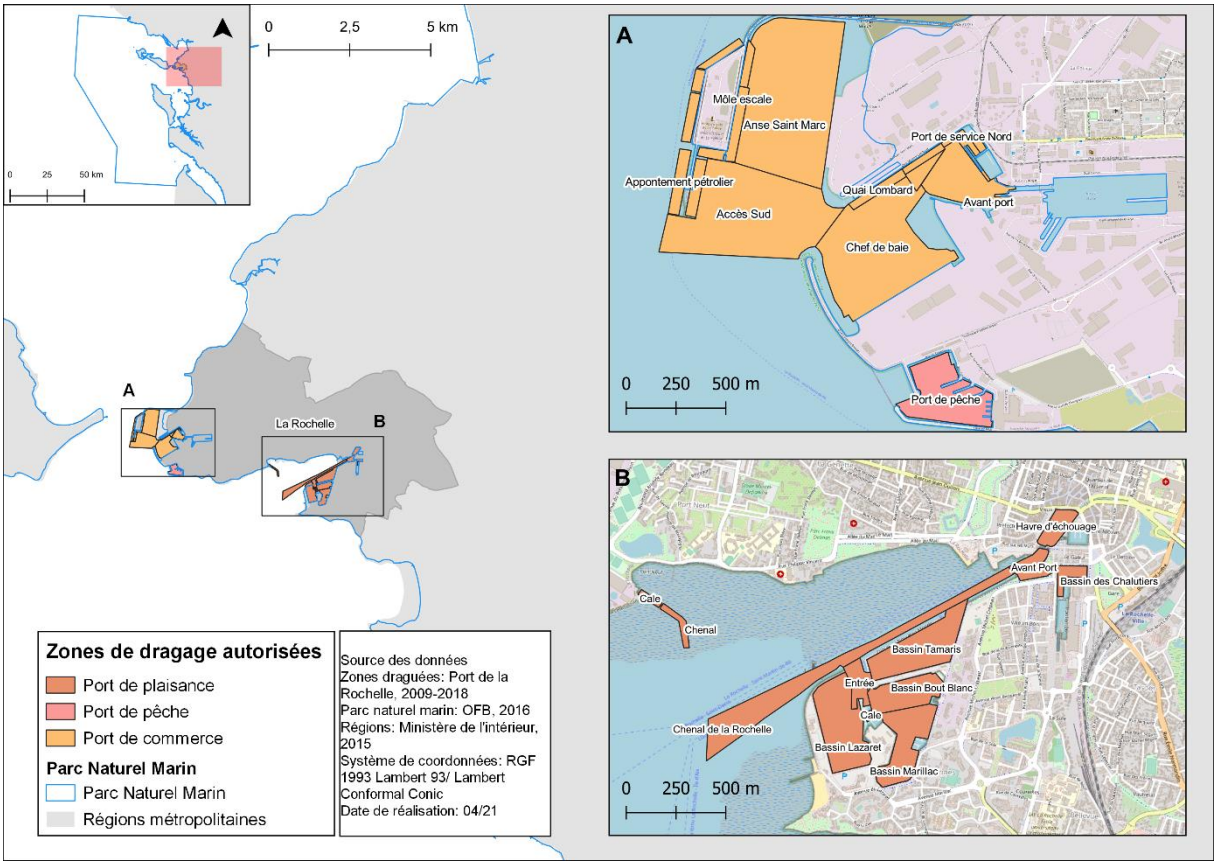


Figure 21 Zones homogènes de dragage des ports de La Rochelle

Les volumes extraits entre 2012 et 2018 sont présentés dans la Figure 22. Ils diffèrent entre toutes les zones draguées, où le volume maximal est de 742 200 m^3 au niveau de la zone « Chef de baie » du port de commerce et où le volume minimal est de 3 700 m^3 pour la zone « port de service » du port de commerce. Normalisés par rapport à la surface de la zone homogène de dragage, les plus fortes intensités de dragages durant la période de suivi se situent au niveau du chenal de Port-Neuf, du quai Lombard et plus majoritairement les zones de port de Plaisance. Ces volumes sont présentés spatialement sous forme d'épaisseur draguée entre 2012 et 2018 à la Figure 23. Sur la majorité des zones du port de plaisance, elle varie entre 1 et 2,5 m. Localement, au niveau de la cale et du chenal de Port-Neuf elle s'élève jusqu'à plus de 4 m. Aux ports de commerce et de pêche, l'épaisseur de sédiments dragués est relativement faible, excepté dans la zone Chef de baie et au niveau du Quai Lombard où elle peut atteindre 5 m.

A partir des informations collectées dans le cadre des enquêtes dragage du CEREMA, le planning des dragages des zones autorisées des ports de La Rochelle entre 2016 et 2018 a pu être

reconstitué (Figure 24). Le port de commerce a globalement été dragué sur l'ensemble de la période, excepté durant les mois de juillet et août correspondant à un arrêt technique. En parallèle, les ports de plaisance et pêche ont été dragués moins fréquemment. De plus, les périodes de dragage varient selon les années et les zones des ports.

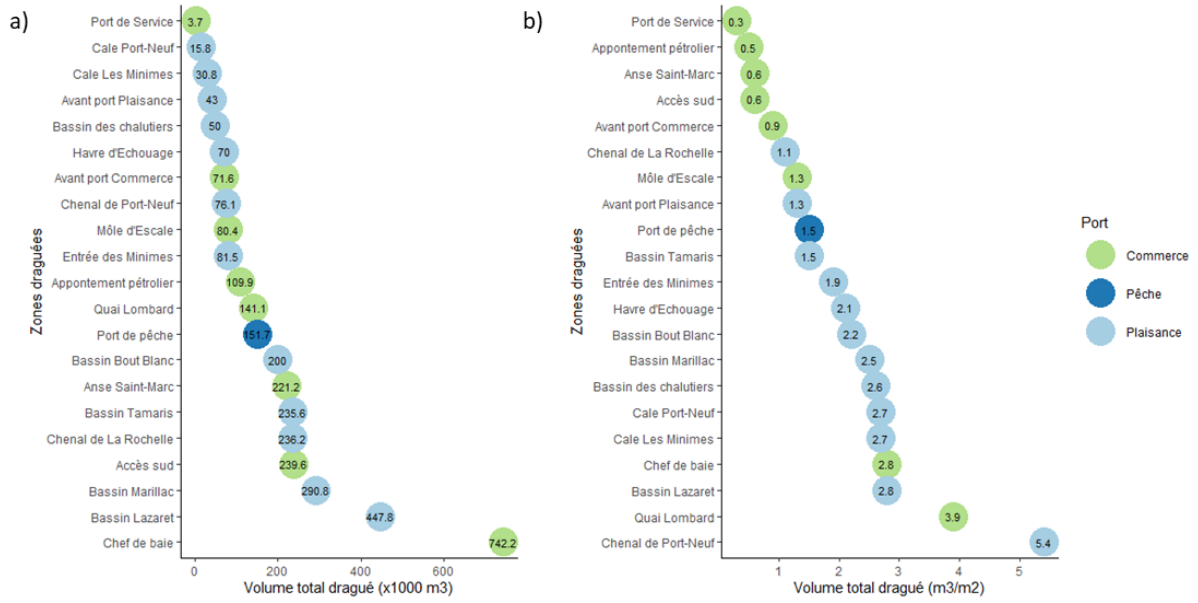


Figure 22 Somme des volumes dragués entre 2012 et 2018 aux ports de La Rochelle a) somme des volumes réels et b) somme normalisée à 1m² (pour permettre la comparaison des zones entre elles en termes d'intensité d'activité)

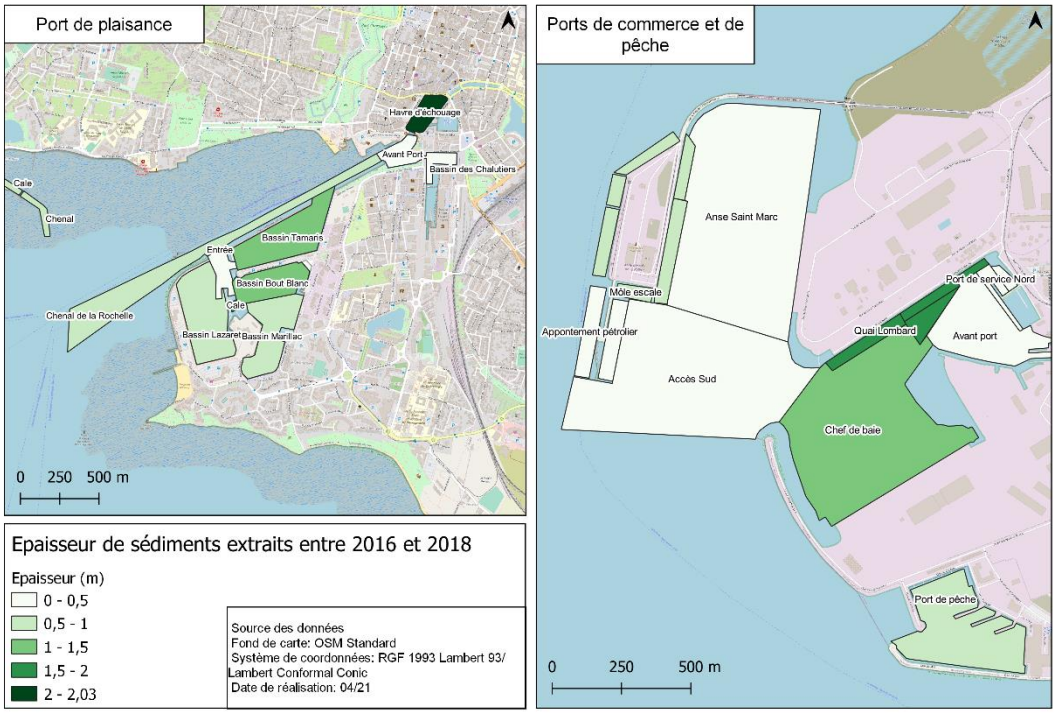


Figure 23 Epaisseur totale de sédiments dragués (m) entre 2012 et 2017 aux ports de La Rochelle par zone homogène de dragage

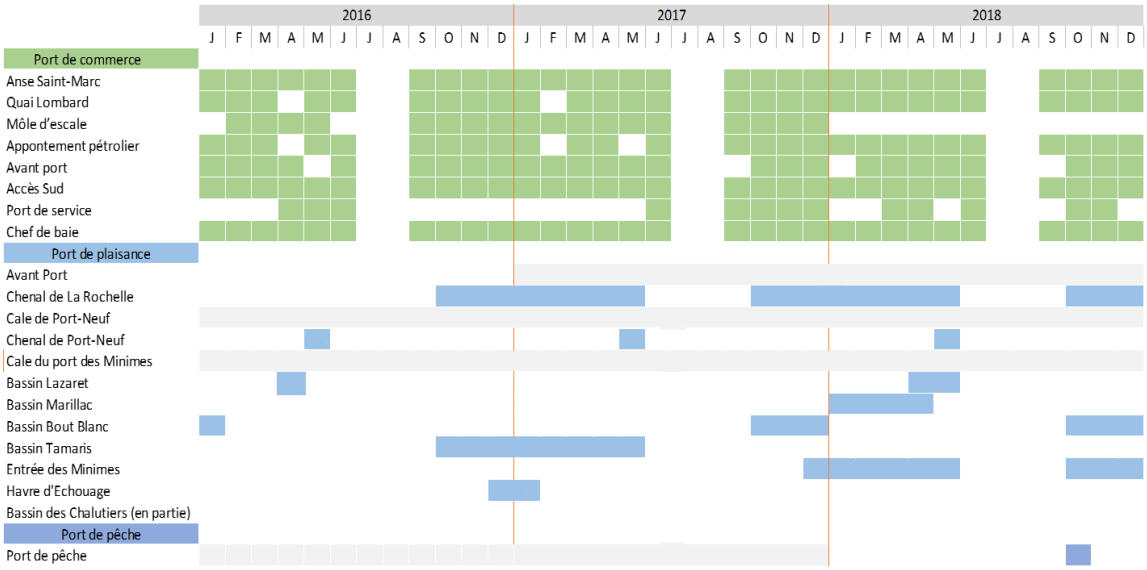


Figure 24 Planning des dragages ayant eu lieux entre 2016 et 2018 aux ports de La Rochelle par zone de dragage homogène. Les parties grisées indiquent que les zones ont été draguées au cours de l'année mais que les périodes sont inconnues

5.3 Immersion des produits de dragage : site du Lavardin

Les informations recueillies dans l'analyse des documents réglementaires sont présentées dans le Tableau 10.

Tableau 10 Données disponibles utilisées dans cette étude pour l'activité d'immersion des sédiments

Zone d'immersion	Données	Période/Année	Format	Source
Lavardin	Volumes annuels immergés	2009-2019	Texte	Etude d'impact projet " Port Horizon 2025"
	Différentiel bathymétrique	2009-2019	Cartographie	Suivi 2019 de la macrofaune benthique
	Nature des fonds	2013-2019	Graphique	

La zone d'immersion du Lavardin s'inscrit dans un cercle d'1 km de diamètre localisé au Sud-ouest de la pointe de Chef de Baie, entre la pointe des Minimes et la pointe de Chauveau sur l'île de Ré et s'étend sur deux grands types d'habitats benthiques : « vase infralittorale » et « sédiments hétérogènes infralittoraux » (Figure 25). De par ses propriétés dispersives, cette zone est utilisée comme site d'immersion des produits de dragage depuis 1998 par le port de commerce de La Rochelle, et plus récemment par son port de plaisance (Minimes) et de pêche (Chef de Baie). Au total, plus de 5 000 000 m^3 de sédiments y ont été clapés depuis 2002 (Port Atlantique La Rochelle, 2018).

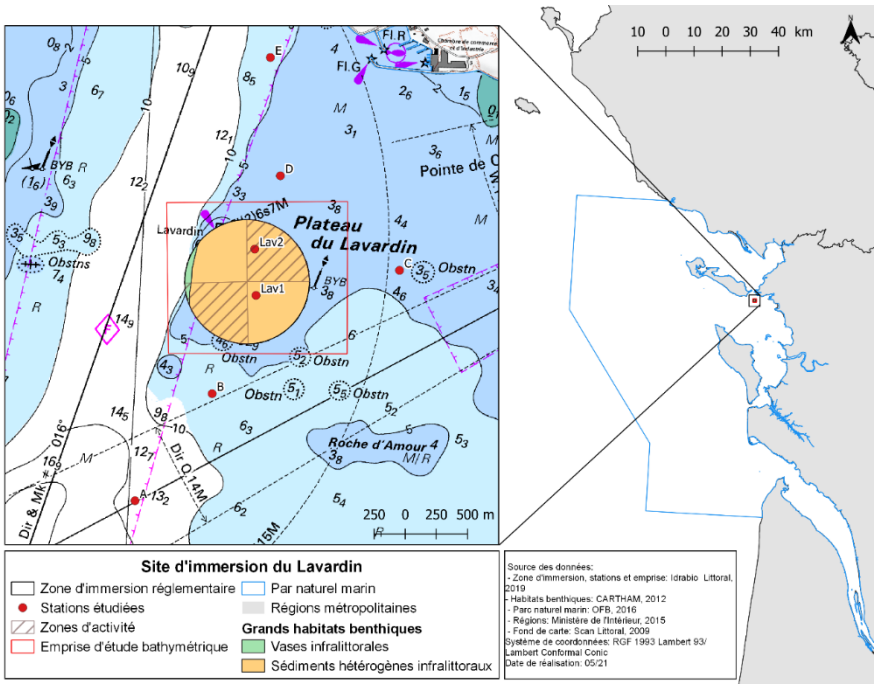


Figure 25 Localisation du site d'immersion du Lavardin et emprise étudiée

- **Activité d'immersion**

Les informations contenues dans les enquêtes dragages du CEREMA indiquent que l'emplacement des clapages est restreint à deux quadrants du site du Lavardin : le quadrant nord-est et le quadrant sud-ouest. Ce premier quadrant serait utilisé pour déverser les produits de dragage de certaines zones des ports de plaisance et de pêche, et le deuxième par le port de commerce (Figure 25).

- **Evolution de la bathymétrie**

Le travail de segmentation de l'image géo-référencée du différentiel bathymétrique contenu dans le suivi environnemental de 2019 a permis d'estimer que, suite à l'activité de clapage, 125 620 m^3 de sédiments d'origine anthropique se sont accumulés sur le site d'immersion, et 40 177 m^3 à proximité (dans une zone de 0,98 km^2) entre 2009 et 2019. Ces estimations volumiques (qui ne prennent pas en compte le tassement) représentent respectivement 3,60% et 1,15% du volume total clapé sur cette période. Ces zones d'engraissement sont représentées en jaune/orange/rouge sur la Figure 26. En faisant l'hypothèse que le reste des sédiments a été évacué de la zone d'immersion et de la zone de suivi, le flux moyen de sédiments sortant peut être estimé à 331 730 ± 5 322 m^3/an (moyenne ± es). A titre de comparaison, et sans prise en

compte de la densité des sédiments, si tous les sédiments clapés étaient déposés au fond, l'accrétion des deux quadrants soumis à l'activité serait d'environ 8,5 m ; ce qui, pour des fonds marins d'une profondeur inférieure à 9 m, pourrait créer une île.

- **Evolution de la nature des fonds.**

A partir des données de prélèvements ponctuels présents dans le suivi de la macrofaune benthique de 2019, l'évolution de la nature des fonds entre 2013 et 2019 a été reconstituée (Figure 27).

Une modification de la nature des fonds au niveau du site d'immersion peut être observée. Au centre de la zone réglementaire (station Lav1), alors qu'elle s'apparente à des « sables » en 2013, suite à une augmentation constante de la proportion de limons, en 2019 elle correspond désormais à du « limon sableux » (équivalent à une diminution granulométrique de deux classes selon la classification de Folk (voir explication Figure 10)) (Figure 27). La deuxième station de suivi de la zone réglementaire « Lav2 », située environ 200 m plus au nord, évolue de manière presque opposée, avec en 2013 une composition s'apparentant à du « limon sableux » et en 2019 à du « sable limoneux », résultant d'un ensablement constant. Cette évolution est d'intensité plus faible car elle correspond à une augmentation granulométrique d'une classe. Dans la zone de suivi à l'extérieur de la zone réglementaire d'immersion, la nature des fonds est relativement stable et s'apparente à du « limon sableux ». Seules les stations B et C, présentent une augmentation granulométrique d'une classe, passant de « limons » à du « limon sableux ».

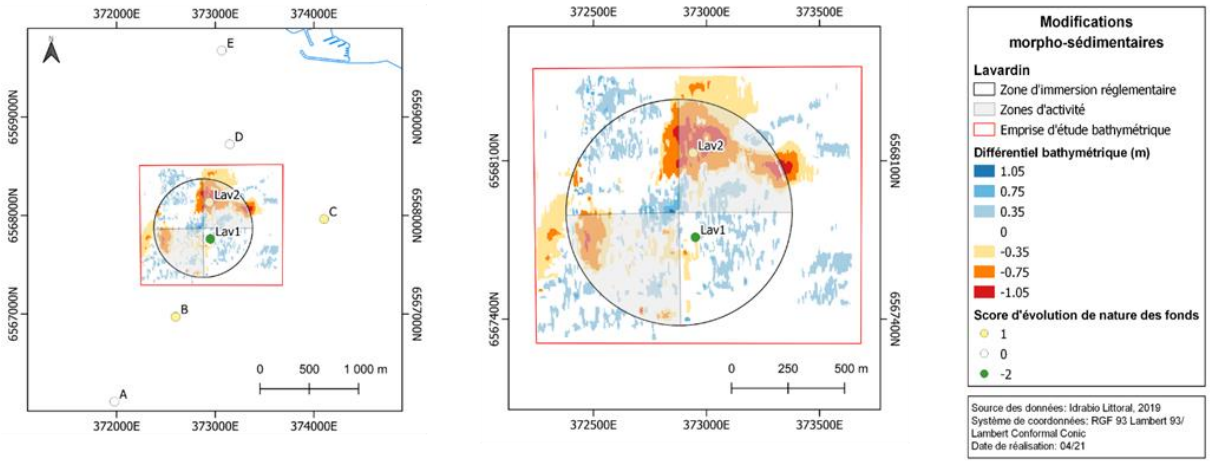


Figure 26 Modifications morpho-sédimentaires au site d'immersion du Lavardin. Différentiel bathymétrique entre 2009 et 2019, évolution de la nature des fonds entre 2013 et 2019

a)

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
A	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS
B	L	LS	LS	LS	LS	LS	LS
C	L	LS	L	LS	LS	LS	LS
D	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS
E	L	LS	L	L	LS	L	L
LAV1	S	SL	SL	LS	LS	SL	LS
LAV2	LS	LS	SL	SL	SL	SL	SL

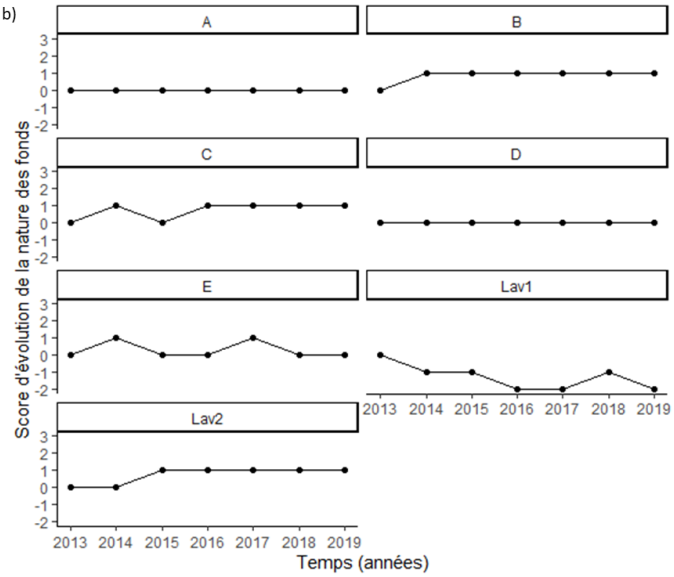


Figure 27 Evolution de la nature des fonds aux stations échantillonnées au Lavardin entre 2013 et 2019. a) nature des fonds : limon sableux (LS), limon (L), sable limoneux (SL), sable (S), b) score d'intensité d'évolution associé à chaque année

- **Habitats benthiques présents**

Selon le programme cartographique des habitats benthiques du parc naturel marin (CAR-THAM), l'habitat benthique localisé au niveau des stations échantillonnées est en zone infralittorale. D'après les observations, les stations seraient toutes constituées de « vase subtidale » (code A5.3, niveau 3 de la typologie EUNIS). Le niveau 4 de la classification EUNIS 2007, rapporte une hétérogénéité d'habitats entre les stations pour les années considérées (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Entre 2013 et 2019, les habitats identifiés à partir des données granulométriques des suivis réglementaires aux stations B à D, situées chacune à environ 400 m de la zone d'immersion réglementaire, varient entre « vase fine » et « vase sableuse infralittorale » au niveau 4 Eunis 2007. A ce même niveau de classification, l'habitat caractérisé à la station E semble rester le même au cours du temps. Cependant, pour les stations Lav1 et Lav2 des habitats différents ont été identifiés selon les années considérées. Ainsi, Lav2 passe de « vase fine infralittorale » à des « sédiments hétérogènes » en 2017, et inversement pour Lav1 en 2016.

Des essais de classification au niveau 5 ont été entrepris sur la base des données disponibles dans le suivi de 2019. Aucun habitat décrit dans la classification Eunis 2007 ne concorde avec les données de 2019 à Lav1, Lav2, et B. Pour A, D, C, et E il n'y a pas de correspondance proche avec des assemblage d'habitats infralittoraux, seulement quelques similitudes avec la description de l'habitat circalittoral « *Amphiura filiformis, Kurtiella bidentata* et *Abra nitida*

dans de la vase sableuse circalittorale ». Mais les faibles profondeurs du milieu permettent de conclure de façon certaine que les habitats des stations B, D, C sont bien infralittorales.

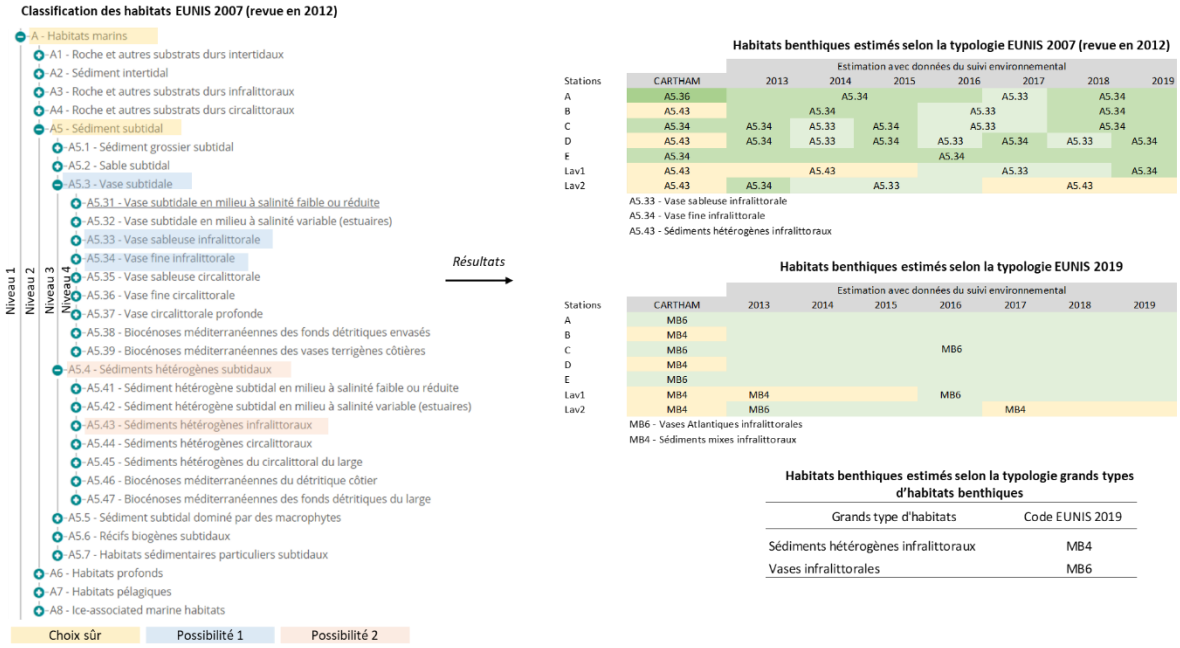


Figure 28 Démarche de détermination des habitats EUNIS 2007 niveau 4 entre 2013 et 2019 à l'échelle des stations échantillonnées au site du Lavardin et hypothèses formulées pour chaque station, en comparaison avec l'estimation du programme CARTHAM. Les typologies EUNIS 2019 et grands types d'habitats benthiques ont été ajoutées à titre indicatif

6. Discussion

6.1 Qualité des données

Les résultats produits à l'échelle de l'ensemble des façades métropolitaines pour l'évaluation DCSMM du descripteur D6 de 2018 ont été décrits comme étant de faible qualité dû à la seule utilisation de surfaces d'activité réglementaires, interprétées comme « surfaces de pression potentielle » (Brivois et al., 2018). Dans cette étude plus locale, grâce à la mise à disposition de dossiers réglementaires, des données d'activité plus précises ont été acquises. Celles-ci ont notamment servi à reconstituer un planning d'activité dans le cas de l'activité de dragage et d'identifier des surfaces d'activité plus détaillées que celles renseignées dans l'évaluation de 2018. Ces nouvelles données ont ainsi permis de mieux décrire les pressions engendrées par les activités d'extraction de granulats marins et de dragage et immersion de sédiments sur le milieu marin. En ce sens, leur cartographie est de qualité nettement supérieure à celle de l'évaluation de 2018, et se révèle précieuse pour la prochaine évaluation devant être produite pour 2024.

Dans l'analyse critique du dernier programme de surveillance (Desmazes & Capderrey, 2019), une échelle de classification de la qualité des données de pression produites en six niveaux a été proposée (Figure 29). Celle-ci identifie les estimations[16] basiques sans connaissance de l'environnement (surfaces réglementaires) comme le niveau le plus bas, et les observations[17] avec connaissance de l'environnement comme le niveau le plus élevé.

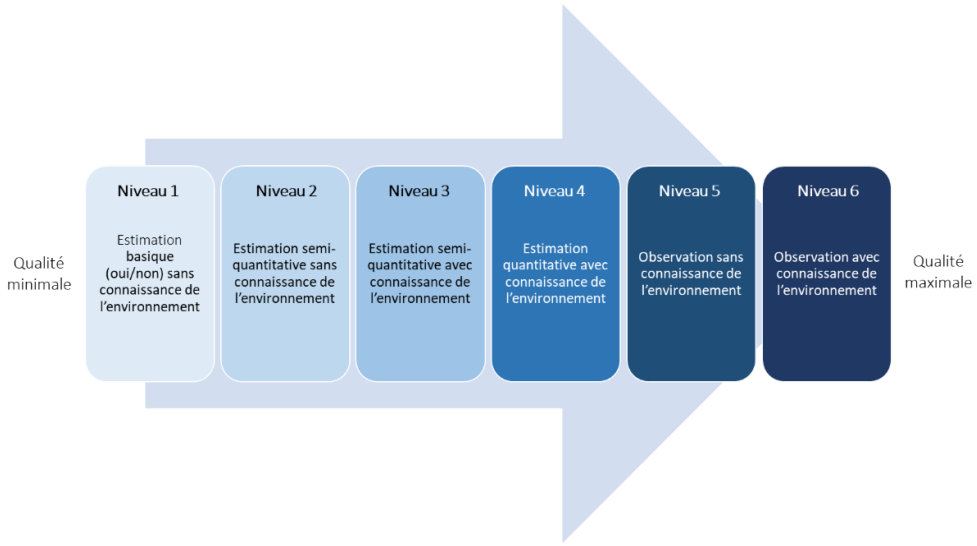


Figure 29 Schématisation de l'échelle de classification de la qualité des données proposée par Desmazes & Capderrey (2019)

[16] Pressions/impacts potentiels
[17] Pressions/impacts réels

Suivant cette échelle, la qualité des données des pressions produites dans cette étude est assez hétérogène (Tableau 11). Il s'agit majoritairement d'estimations semi-quantitatives sans connaissances de l'environnement (niveau 2) et plus rarement d'observations avec ou sans connaissance de l'environnement (niveau 6). Bien que le niveau maximal de qualité ne soit pas atteint pour toutes les données produites, celles-ci sont supérieures à celle des données de 2018, qui sont de qualité niveau 1.

Tableau 11 Classification des données de pressions analysées selon la classification de Desmazes & Capderrey (2019)

Données de pressions estimées	Qualité
Surface extraite/draguée/clapée sur une période donnée (m^2)	Niveau 2
Nombre de passage minimal de l'engin d'extraction	Niveau 4
Surface ayant subie un approfondissement bathymétrique entre deux années (m^2)	Niveau 6
Surface ayant subie un engraissement de sédiments entre deux années (m^2)	Niveau 5
Epaisseur de sédiments dragués (m)	Niveau 2
Surface ayant changé de nature des fonds entre deux années (m^2)	Niveau 3
Intensité d'évolution de la nature des fonds entre deux années (saut granulométrique et direction)	Niveau 1
Flux sédimentaire moyen sortant (m3/an)	Niveau 2
Proportion du volume total clapé qui s'est accumulé sur la zone d'immersion (%)	Niveau 2

6.2 Qualification des pressions physiques selon les critères DCSMM du D6

Les résultats obtenus dans cette étude sont utiles à la description de pressions physiques affectant les fonds marins, engendrées par les activités de gestion des sédiments, sous conditions d'émettre des hypothèses sur le fonctionnement naturel pour différencier les modifications issues d'activités anthropiques et celles issues de la variabilité naturelle. Afin d'être utilisables pour les critères du Descripteur 6 de la DCSMM, les données de pressions physiques doivent être transposées en étendues de pertes et perturbations physiques correspondant respectivement aux critères D6C1 et D6C2. Pour rappel, selon la DCSMM, les perturbations physiques sont actuellement définies comme des modifications temporaires et réversibles du substrat alors que les pertes physiques sont considérées comme des modifications permanentes (perturbation d'une durée supérieure à 12 ans, soit 2 cycles de la DCSMM). Ce seuil théorique implique des besoins de données surfaciques s'étendant sur des périodes de plus de douze années afin de pouvoir conclure, ce qui n'est pas le cas pour la plupart des données recueillies dans cette étude. Néanmoins, à partir des données disponibles et des connaissances locales, des hypothèses peuvent être formulées.

6.2.1 Activité d'extraction de granulats marins

- **Lien entre modifications morpho-sédimentaires et perturbation physique**

Deux modifications morpho-sédimentaires en lien avec cette activité ont été identifiées dans les résultats au niveau du site d'extraction de Chassiron : un approfondissement bathymétrique et une augmentation de la proportion surfacique de graviers sur les zones d'extraction les plus exploitées (affleurement local des couches sous-jacentes). Dû à l'indisponibilité de données de nature des fonds, seule cette première modification a été observée sur le site du Payré. Afin d'évaluer si celles-ci sont des perturbations résultant de cette activité, plusieurs options peuvent être proposées.

Tout d'abord, dans **le cas où l'emplacement précis de l'activité est disponible** (sillons d'extraction), il est envisageable d'intersecter spatialement celui-ci avec les couches de modifications morpho-sédimentaires. Cela permettrait de localiser l'étendue de la pression directe et de la quantifier ; aidant par la suite à émettre des valeurs seuils au-delà desquelles une modification observée constitue une perturbation physique. Dans le cas des modifications morphologiques, un seuil de modification de 0,25 m pourrait être proposé car correspondant à une limite de qualité des instruments. Concernant la nature des fonds, il pourrait s'agir d'une augmentation de la proportion surfacique de graviers. Par ailleurs, selon si ces deux types de modifications se superposent ou non, une intensité de perturbation différente pourrait être associée.

Pour les zones où ces modifications apparaissent mais où aucune activité n'est recensée, se pose la question de leur origine. Il est donc nécessaire de faire des hypothèses, basées sur les processus d'évolution en jeu sur la zone de suivi. Les approfondissements bathymétriques localisés dans les concessions ou en marge pourraient par exemple résulter d'une mobilité gravitaire issue d'un creusement (d'origine anthropique) à proximité. De plus, sur les secteurs de pentes (artificielles), il peut y avoir des effets de renforcement des conditions hydrodynamiques qui peuvent modifier la morphologie du fond. Enfin, des approfondissements supérieurs à 0,25 m pourraient résulter d'une évolution naturelle. En effet, les concessions étudiées sont localisées dans une zone où la dynamique naturelle a été qualifiée de « très mobile » par Idier et al. (2010), où la houle permet de mettre en mouvement les sédiments de diamètre granulométrique allant jusqu'aux sables grossiers (Idier et al., 2006). Ces sédiments mobilisés par les houles peuvent ensuite être déplacés grâce aux courants de marée locaux. Par ailleurs, des modifications non négligeables de la carte de nature des fonds (hors zone de concession) peuvent être observées, illustrant à la fois cette variabilité naturelle et une certaine subjectivité de l'interprétation de l'imagerie acoustique à l'origine des cartes. Toutefois, seule la connaissance précise de la dynamique sédimentaire naturelle peut permettre de conclure formellement.

Dans le cas où l'emplacement de l'activité réelle n'est pas disponible, il est possible de faire l'hypothèse que les approfondissements bathymétriques et modifications de la nature des fonds dans la zone de concession réglementaire sont liées à l'activité et constituent une pression en découlant. Dans les secteurs hors concessions ayant subis de telles modifications, s'ils sont localisés à une faible distance de la zone, il peut être fait l'hypothèse qu'elles correspondent à des effets indirects de l'activité.

- **Estimation de la perte physique**

D'après les informations recueillies, les sites étudiés sont exploités depuis plusieurs décennies (depuis le début des années 2000) et les matériaux extraits proviennent de couches fossiles, remises à l'affleurement par l'activité. Comme expliqué ci-dessus, bien qu'il s'agisse d'une zone de fort hydrodynamisme sédimentaire, il semble peu probable que les approfondissements supérieurs à 0,25 m observés dans les concessions se comblent naturellement durant la période « seuil » de douze ans par les mêmes matériaux, d'autant plus que les sédiments transportés (sables fins à moyens) sont différents de ceux extraits (graviers ou sables grossiers). La bathymétrie initiale du site n'étant pas fournie dans le dossier réglementaire consulté, et la durée du suivie étudié étant inférieur au seuil de 12 ans, il n'est pas possible de conclure de façon définitive et exhaustive sur la base unique des données d'évolutions bathymétriques disponibles pour ce travail. Néanmoins, il est très probable que les approfondissements bathymétriques observés dans les concessions constituent des pertes physiques.

6.2.2 Activité de dragage d'entretien

- **Lien entre modifications morpho-sédimentaires et perturbation physique**

Pour cette activité, aucune donnée de pression physique réelle par changement bathymétrique ou modification de la nature des fonds n'était disponible dans les dossiers concernant les ports de La Rochelle. En leur absence, des estimations surfaciques et semi-quantitatives de pression physique (qualité niveau 2) ont été obtenues à partir des volumes dragués et des surfaces réglementaires, au travers d'un calcul d'épaisseur de sédiments dragués.

Des données d'activité de dragage précises (position, type de dragage, durée) peuvent permettre une connaissance détaillée des zones subissant la pression physique. En l'absence de ces données, comme c'est le cas dans cette étude, elles peuvent être évaluées à l'échelle des zones de dragage homogène, constituant le périmètre réglementaire de l'activité. L'intensité de pression peut de même être estimée à partir des volumes extraits connus à l'échelle de ces zones.

Sachant que les zones de dragage localisées dans l'enceinte portuaire sont très artificialisées, il est probable que les impacts des perturbations soient plus significatives dans les zones plus naturelles, comme au niveau des chenaux de navigation. Il serait alors intéressant d'obtenir plus de données (position et type d'engin, suivi bathymétrique et sédimentaire) à ces endroits. L'utilisation de différentes données GPS permettant des suivis (type AIS) pourrait être envisager pour améliorer l'information sur la position des actions de dragage.

- **Estimation de la perte physique**

D'après les informations recueillies, ces ports sont dragués depuis plus de douze ans de manière régulière. La nécessité de maintenir cette activité de dragage au fur et à mesure des années pour permettre la navigation témoigne que l'envasement naturel serait potentiellement suffisant pour retrouver un état semblable à l'état « initial » en termes de bathymétrie. Cependant, le dragage étant une activité nécessaire pour le fonctionnement des ports, il est attendu qu'elle perdure dans le temps, ne permettant pas à l'habitat « initial » de se reconstruire. Il est alors possible de faire l'hypothèse que la pression physique engendrée par les dragages d'entretien sur le long terme constitue une perte physique ou perte physique potentielle, selon la définition de la DCSMM.

6.2.3 Activité d'immersion des produits de dragage

- **Lien entre modifications morpho-sédimentaires et perturbation physique**

Deux modifications morpho-sédimentaires ont été identifiées pour le site du Lavardin, en lien avec cette activité : un engraissement de certaines zones du site d'immersion et à proximité, et une modification de la nature des fonds dans le site et à proximité.

Sachant que le site est dispersif, il est peu probable que les zones d'engraissement soient d'origine naturelle, constituant alors des perturbations physiques. Pour cette activité d'immersion, la connaissance précise des points de clapage n'est pas disponible dans les dossiers consultés. Et, contrairement à l'activité d'extraction de granulats marins, cette donnée d'activité n'est pas suffisamment précise pour évaluer la zone de pression physique directe. Sous l'effet des courants et des vagues (Figure 30), la pression induite par le dépôt de sédiments est susceptible d'apparaitre au-delà de la zone d'activité, comme le montre les résultats où des zones d'engraissement et de modification de nature des fonds sont localisées au-delà de la zone réglementaire.

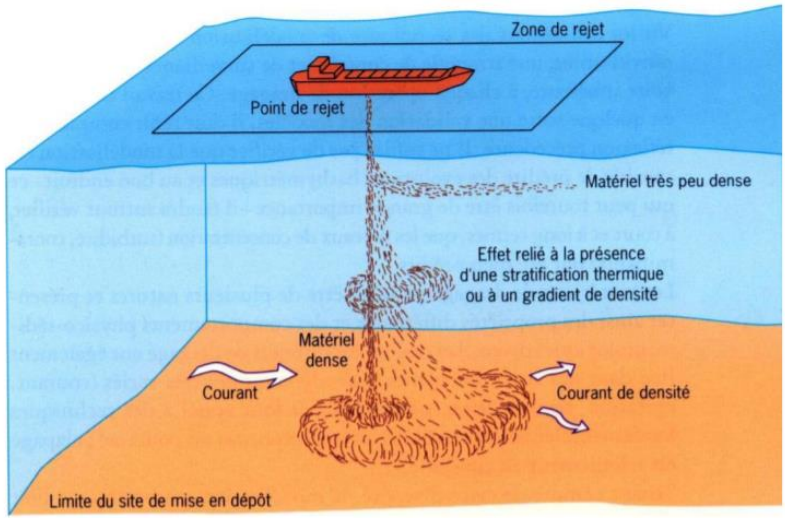


Figure 30 Schéma du principe de la dispersion des matériaux clapés (Alzieu et al., 1999)

Dans le cas du site du Lavardin, un modèle réalisé dans le cadre du projet Port Horizon 2025 a mis en évidence une dispersion dans la colonne d'eau des sédiments clapés au nord-est et au sud-ouest de celui-ci dans un rayon de plusieurs kilomètres (Port Atlantique La Rochelle, 2018) (Figure 31). Dans le cas où des différentiels bathymétriques sont disponibles, il est possible de localiser et quantifier les perturbations physiques directes où des zones d'engraissement sont observées dans les secteurs mentionnés ci-dessus. La même valeur seuil que celle proposée pour l'activité d'extraction de granulats marins peut être proposée, car utilisant les mêmes instruments de mesure.

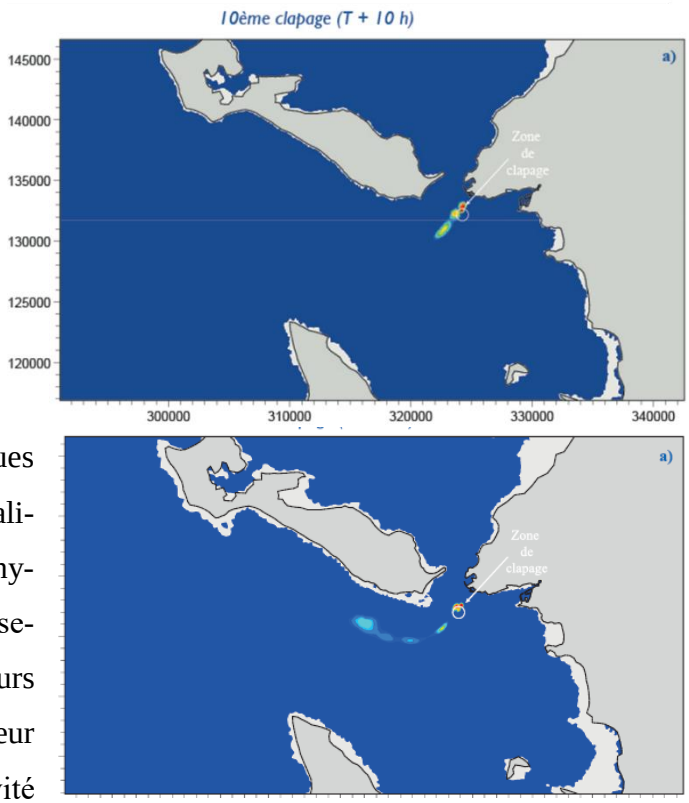


Figure 31 Simulation de l'extension du panache turbide sur la couche de fond- cas d'une marée de morte-eau et de vive-eau – après 10 clapages (soit 10h après le premier) (Port Atlantique La Rochelle, 2018)

En parallèle, restent les questions suivantes : quels sont les sédiments qui restent et combien de temps. Pour le savoir, il serait alors intéressant d'effectuer des prélèvements dans les zones d'engraissements.

- **Estimation de la perte physique**

D'après le différentiel bathymétrique réalisé entre 2009 et 2019, des zones d'engraissement sont observées dans la zone d'immersion. S'agissant d'une donnée à un instant t, ces données questionnent sur la pérennité de ces zones. Il est probable que certaines d'entre elles résultent d'un clapage récent, ne témoignant donc pas d'un engraissement qui s'est réalisé sur dix ans mais d'une modification récente temporaire. Par ailleurs, il peut aussi être fait l'hypothèse qu'en cas d'arrêt de cette activité, ces zones observées se disperseront en moins de douze ans en raison de l'hydrodynamisme du site ayant déjà dispersé plus de 96% du volume clapé sur dix ans. En dehors du modèle réalisé pour le projet Port Horizon 2025, aucune étude locale ne semble s'être intéressée à ce type de zone d'immersion, ne permettant pas alors de confirmer ou non ces propos. Afin de décrire mieux la pression physique s'exerçant sur ce site, l'indicateur de flux de sédiments anthropiques au fond sortant de la zone réglementaire qui a été produit dans cette étude pourrait être utilisé. Sachant que le site d'immersion du Lavardin est utilisé depuis plusieurs décennies et est étroitement lié à l'activité de dragage portuaire, il peut être conclu a minima que ce flux existe depuis plus de douze ans au niveau des quadrants utilisés et est voué à perdurer, induisant une perturbation physique assimilée à une perte dans ces zones.

6.3 Lien entre pressions et habitats benthiques

L'utilisation de la typologie EUNIS a permis d'émettre différentes hypothèses quant à la nature des habitats benthiques présents dans les secteurs étudiés à l'échelle de stations de suivi.

6.3.1 Utilisation d'une matrice de sensibilité

Afin de qualifier l'impact potentiel des pressions observées sur les habitats benthiques, des approches basées sur des matrices de sensibilité ont notamment été développées au Royaume-Uni (Tyler-Walters et al., 2018) et en France (La Rivière et al., 2015; La Rivière et al., 2017). Cette dernière, mise au point par le Museum National d'Histoire Naturelle (La Rivière et al., 2017) est désormais disponible pour les habitats élémentaires (décrits dans l'annexe 1 de la Directive Habitats Faune Flore) d'Atlantique, de Manche et Mer du Nord et Méditerranée (Figure 32). Elle évalue la sensibilité d'un habitat à une pression particulière au travers d'un score

qualitatif obtenu en combinant sa résistance[18] et sa résilience[19] à cette pression, auquel un indice de confiance est associé. Les auteurs de la matrice soulignent qu'il est important d'associer quelques éléments de vigilance à leur interprétation. En effet, (1) ces évaluations sont basées sur du dire d'experts ; (2) l'évaluation de la sensibilité est générique et non sites-spécifiques, c.à.d. la sensibilité est évaluée dans des conditions environnementales standards et de *preferendum* écologiques des espèces caractéristiques de l'habitat, dans l'état actuel des connaissances ; (3) le caractère spatial et temporel de la pression n'est pas pris en compte (durée et fréquence), ni les pressions concomitantes et enfin (4) les définitions des pressions sont non déterministes (c.à.d. que si une activité engendre une pression dont l'amplitude est inférieure au seuil précisé dans les définitions des pressions, cela ne signifie pas pour autant qu'elle n'aura pas d'impact sur l'habitat).

En supposant que l'habitat identifié par le programme CARTHAM correspond à l'habitat initialement présent dans la zone d'activité, sa sensibilité aux pressions physiques décrites ci-dessus a été extraite de la matrice de sensibilité des habitats élémentaires d'Atlantique, de Manche et de Mer du Nord (La Rivière et al., 2017) et comparée aux habitats identifiés par le présent travail dans la zone d'activité et aux observations des suivis environnementaux. Le but étant de vérifier si les modifications observées concordent avec l'effet supposé de la pression sur les habitats initiaux.

1160-2 Sables hétérogènes envasés infralittoraux

Correspondances avec les autres typologies

Catégorie	Pression	Résist.	IC résist.	Résil.	IC Résil.	Sensib.	IC sensib.	Description de l'évaluation	Commentaire Indice de confiance
Pertes physiques (modification permanente)	**Perte d'un habitat**	A	H	A	H	TH	H	Tous les habitats sont considérés comme n'ayant aucune résistance et comme incapable de récupérer face à une perte d'habitat permanente au profit d'un habitat terrestre ou dulcicole, bien qu'aucunes données scientifiques ne soient disponibles.	Dire d'experts. L'indice de confiance est haut en raison de la nature permanente des impacts liés à cette pression.
	Changement d'habitat (pour un autre type de fond marin)	A	H	A	H	TH	H	Un changement de substrat ou un changement de l'étagement entraînerait une perte totale des caractéristiques de l'habitat, défini par un substrat mixte dans l'étage infralittoral. Par définition, cet habitat ne pourrait récupérer sur un substrat ou un étage différent.	Dire d'experts. L'indice de confiance est haut en raison de la nature permanente des impacts liés à cette pression.
Perturbation du fond (Modification temporaire et/ou réversible)	**Dépôt faible de matériel**	M	F	H	F	F	F	L'apport faible de matériel sédimentaire conduit à un enrichissement en fines et une modification de la macrofaune, notamment par l'installation des espèces d'affinité vasicole, comme la polychète *Melinna palmata*, des amphipodes *Ampelisca A. tenuicorinis* et *A. diadema*. La résistance est donc qualifiée de modérée. La recolonisation peut être rapide si il n'y pas de nouveaux apports. Cette recolonisation se fait par migration nycthémérale des espèces mobiles, par drifting (forte vitesse des courants lors du flot) et par les apports larvaires .Le temps de récupération est estimé à 1-2 ans en raison du cycle de vie court des espèces caractéristiques et de l'hydrodynamisme naturel régnant sur cet habitat. **Attention** : en cas d'apport de matériel rocheux, il y aura changement d'habitat	Dire d'experts
	Dépôt important de matériel								

Figure 32 Extrait de la matrice de sensibilité comprenant les pertes et perturbations physiques en lien avec l'activité d'immersion des produits de dragage pour l'habitat 1160-2 Sables hétérogènes envasés infralittoraux. A : aucune, H : haute, F : faible, TH : très haute, M : modérée

[18] Capacité d'un habitat à tolérer une pression, sans modification notable de ses caractéristiques biotiques et abiotique (La Rivière et al., 2015)

[19] Temps nécessaire de récupération d'un habitat, une fois que la pression impactante a cessé. Dans ce cadre de travail, la résilience suppose que la pression a été réduite ou a disparu (La Rivière et al., 2015)

- **Activité d'extraction de granulats marins**

Concernant le site de Chassiron, l'habitat identifié dans la cartes d'habitat du parc naturel marin (issues d'une carte composite élaborée durant le projet Cartham) aux points de prélèvements dans les concessions et dans la zone de suivi est le A5.25 « Sable fin circalittoral » (typologie EUNIS 2007). Cependant le dire d'expert (voir partie 5.1.1) mentionne qu'il s'agit de l'habitat A5.23 « Sable fin infralittoral ».

Selon la typologie Cahier d'Habitats utilisée par la matrice de sensibilité, l'habitat A5.23 correspond à l'habitat élémentaire « Sables moyens dunaires » (code 1110-2). La sensibilité de celui-ci aux pressions induites par l'activité d'extraction indiquée par la matrice est présentée à la Figure 33. D'après celle-ci, cet habitat serait faiblement sensible à la pression d'extraction de son substrat. Il n'aurait aucune résistance face à cette pression, qui éliminerait les espèces le caractérisant et mènerait à sa destruction. Sa résilience est toutefois considérée comme moyenne, car grâce à son fort hydrodynamisme et la mobilité des sables, il est estimé que l'habitat pourrait être reconstitué en moins d'un an. Dans le cas de notre site d'étude, les observations semblent concorder avec les prédictions de la matrice, comme le montre le changement d'habitat observé aux stations localisées dans les zones les plus extraites. Néanmoins, pour rappel la matrice ne prend pas en compte la fréquence de cette pression. Sachant que dans ce site d'étude l'activité perdure depuis plusieurs décennies, qu'elle a notamment entrainé un approfondissement bathymétrique local et une modification de la composition en espèces, la sensibilité de cet habitat à cette pression est d'autant plus grande et il est envisageable que la reconstitution de l'habitat initial nécessite plus d'une année en cas d'arrêt de la pression.

1110-2 Sables moyens dunaires

Correspondances avec les autres typologies

Catégorie	Pression	Résist.	IC résist.	Résil.	IC Résil.	Sensib.	IC sensib.	Description de l'évaluation	Commentaire Indice de confiance
Pertes physiques (modification permanente)	**Perte d'un habitat**	A	H	A	H	TH	H	Tous les habitats sont considérés comme n'ayant aucune résistance et comme incapable de récupérer face à une perte d'habitat permanente au profit d'un habitat terrestre ou dulcicole, bien qu'aucunes données scientifiques ne soient disponibles.	Littérature grise concernant directement la pression sur un habitat similaire : Tillin, 2016b L'indice de confiance est haut en raison de la nature permanente des impacts liés à cette pression.
	Changement d'habitat (pour un autre type de fond marin)	A	H	A	H	TH	H	Un changement de substrat ou un changement de l'étagement entraînerait une perte totale des caractéristiques de l'habitat, défini par un substrat de sables mobiles dans l'étage infralittoral. Par définition, cet habitat ne pourrait récupérer sur un substrat ou un étage différent.	Littérature grise concernant directement la pression sur un habitat similaire : Tillin, 2016b L'indice de confiance est haut en raison de la nature permanente des impacts liés à cette pression.
Perturbation du fond (Modification temporaire et/ou réversible)	**Extraction de substrat**	A	H	TH	M	F	M	L'extraction détruirait l'habitat par élimination du substrat et des espèces caractéristiques (annélides, bivalves, crustacés, etc.) vivant sur le fond ou enfouies dans la portion du substrat extraite. Dans la mesure où cet habitat est soumis à un fort hydrodynamisme naturel et caractérisé par des sables mobiles, le temps nécessaire à l'apport de substrat et à la recolonisation du substrat mis à nu est estimé à moins de 1 an.	Littérature grise concernant directement la pression sur un habitat similaire : Tillin, 2016b Publication examinée en comité de lecture : Dernie *et al.*, 2003. L'indice de confiance de l'évaluation de résistance est haut en raison de l'atteinte en profondeur de la pression.

Figure 33 Extrait de la matrice de sensibilité comprenant les pertes et perturbations physiques en lien avec l'activité d'extraction de granulats marins pour l'habitat 1110-2 Sables moyens dunaires. A : aucune, H : haute, F : faible, TH : très haute, M : modérée

- **Activité d'immersion des produits de dragage**

L'habitat benthique identifié par le programme CARTHAM au niveau des points de prélèvement dans le site d'immersion du Lavardin et autour (stations B et C, Figure 26) est le A5.43 « Sédiments hétérogènes infralittoraux » (typologie EUNIS 2007). Selon la typologie Cahiers d'Habitats utilisée par la matrice de sensibilité, il correspond à l'habitat élémentaire « Sables hétérogènes envasés infralittoraux » (code 1160-2). La sensibilité de cet habitat aux pressions induites par l'activité d'immersion indiquée par la matrice est présentée à la Figure 32. D'après la matrice, cet habitat est faiblement sensible à une pression de dépôt, qu'il soit faible ou important. En effet, sa résistance est considérée comme modérée face à un apport en particules fines et l'installation de nouvelles espèces, et sa résilience haute grâce au potentiel drifting d'espèces mobiles et apports larvaires qui permettraient une récupération sous 1 ou 2 ans.

Au niveau des points de prélèvement du suivi réglementaire, l'habitat localisé sur le site d'immersion entre 2014 et 2019 est sur trois années différent de celui recensé par le programme CARTHAM et est composé d'une granulométrie plus fine que l'habitat « initial », ce qui concorde avec les prédictions de la matrice. Comme exprimé précédemment, à ce site d'étude cette pression est récurrente et sur six années consécutives la composition en espèces différente de celle initiale. Sa sensibilité est alors probablement plus élevée que celle prédit par la matrice et sa résilience potentiellement moindre.

6.3.2 Autres approches reliant pressions et habitats benthiques

Au-delà de l'emploi d'une matrice de sensibilité, d'autres approches existent pour qualifier voire quantifier les liens entre les modifications des habitats benthiques et les pressions qu'ils subissent. Par exemple, le projet INDicateurs d'Impacts de CLAPages sur les habitats benthiques (INDICLAP) vise à évaluer les impacts de l'activité d'immersion des sédiments via le développement d'un indice spécifique de la pression de dépôt engendrée ; le D2SI (Dredge Disposal Sediment Index, (Baux et al., 2020). Il vise à décrire objectivement son effet avant, pendant et après l'activité sur le milieu marin en combinant plusieurs aspects affectés par celui-ci (sédimentaire, bathymétrique et faunistique). Les pressions, en modifiant la structure des habitats impactent vraisemblablement le fonctionnement des communautés benthiques mais

aussi celui de l'écosystème entier. C'est pourquoi d'autres éléments ont été ajoutés aux métriques communément mesurées, comme des traits biologiques[20] en lien avec les comportements de certaines espèces face au clapage. Le fonctionnement d'un écosystème repose aussi sur les relations trophiques entre les compartiments benthiques et supérieurs (comme l'ichtyofaune). L'utilisation du modèle ECOPATH a permis dans ce cas d'observer la répercussion des clapages sur l'attractivité des sites soumis à l'activité pour ces espèces.

Dans le cas de l'activité d'extraction, le fonctionnement écologique des communautés benthiques est aussi de plus en plus appréhendé pour l'évaluation de la qualité du milieu marin. En effet, les métriques liées à l'évaluation seule des structures des communautés et des habitats ne sont pas forcément indicatrices de la capacité de l'écosystème à récupérer. L'extraction modifie la nature des fonds (en termes de granulométrie, composition, etc.), il est par conséquent possible qu'elle détermine en partie la recolonisation par des espèces en sélectionnant celles qui peuvent occuper ces habitats. Cependant, la présence d'espèces différentes n'indiquerait pas forcément que l'écosystème est déséquilibré, car si elles appartiennent au même groupe fonctionnel que les espèces initiales alors la même fonction pourrait être assurée, et à terme un retour à un fonctionnement du système avant perturbation serait possible (Wan Hussin et al., 2012).

Bien que ces approches soient pertinentes, à l'heure actuelle les informations présentées dans les suivis environnementaux recueillis ici ne suffisent pas pour les mettre en œuvre. A l'avenir, l'ajout dans les protocoles des suivis environnementaux de certaines métriques nécessaires pour leur calcul, un plus grand nombre de stations ou une répartition temporelle de l'échantillonnage qui soit différente pourrait permettre d'appliquer ces méthodes et mieux appréhender l'étendue réelle des effets sur les habitats benthiques et les communautés associées.

6.3.3 Difficultés d'identification des habitats benthiques

Ce travail, basé sur des dossiers de suivis environnementaux réglementaires incluant les questions de biodiversité, montre une absence de classification des habitats benthiques des points suivis dans les référentiels nationaux (Habent) ou européens (Eunis). Dans ces conditions et sans expertise locale particulière pour atteindre les niveaux supérieurs des classifications, il s'avère difficile de conclure quant à l'habitat réellement présent et d'interpréter les données « terrains » en lien avec les pressions physiques observées.

[20] Caractéristiques morphologiques ou comportementales (Bolam et al., 2016)

De plus, l'utilisation de cartes des habitats benthiques comme « donnée socles » s'est avérée très périlleuse pour estimer les possibilités d'évolutions des habitats autour des zones d'activités. En effet, ces données cartographiques sont issues de sources diverses et ne sont pas en bon accord entres elles (cartes anciennes (ex : Hily 1976), carte issue de modélisation (EuSeamap-Emodnet), cartes composites (Cartham) (Latry, 2012).

Il apparait également que la résolution de ces cartes « socles » et l'absence de cartes locales, détaillées, mise à jour, au niveau des sites d'activité rendent délicate toute analyse spatialisée de l'impact des activités sur les habitats benthiques. Le cas du site du Lavardin qui présente une diversité de substrats non pris en compte dans le suivi est illustratif.

Ces manques et difficultés soulignent l'intérêt de réaliser des prélèvements *in situ* et de cartographier de manière précise pour mieux analyser la diversité et la répartition des habitats localisés au niveau des sites et en périphérie. Ce point implique d'envisager, selon les besoins, l'évolution des protocoles de suivi ou la mise en place de suivis différents, afin d'améliorer la connaissance de l'impact des activités sur la répartition et le fonctionnement des habitats benthiques. Cela montre aussi le besoin de recourir à des experts locaux pour interpréter de manière la plus juste les données de biodiversité et d'habitats benthiques issues des suivis environnementaux et apporter les connaissances nécessaires à la compréhension des zones étudiées.

.

7. Conclusion

L'objectif de cette étude était d'utiliser les informations disponibles dans les suivis environnementaux et les dossiers réglementaires pour : (1) améliorer la qualité des données d'activités de gestion des sédiments, en particulier leur spatialisation, pour les besoins du Descripteur D6 « Intégrité des fonds marins » de la DCSMM, (2) identifier des modifications physiques du milieu marin, évaluer leur intensité et les traduire en perte/perturbation physiques du fond marin, (3) identifier les habitats benthiques présents dans les zones d'activité et établir un lien entre eux et les pressions physiques observées et (4) fournir des éléments pour la gestion locale du parc naturel marin.

L'utilisation de dossiers et suivis environnementaux réglementaires a permis de recueillir des informations utiles pour quantifier spatialement les effets des activités de gestion des sédiments sur plusieurs sites dans le périmètre du parc naturel marin, et ainsi de répondre aux objectifs (1) et (2). En lien avec l'activité d'extraction de granulats du site de Chassiron, des approfondissements bathymétriques et une augmentation de la surface de graviers ont été mis en évidence au sein de la concession et dans son voisinage immédiat. Dans le cas de l'activité d'immersion au site du Lavardin, un engraissement des fonds marins a été observé dans la zone réglementaire et au-delà au niveau de la zone de suivi. Pour l'activité de dragage portuaire des ports de La Rochelle, en l'absence de données de pression réelle sur les fonds marins dans les documents analysés (évolution de bathymétrie et de nature des fonds), l'acquisition et l'interprétation de données d'activité ont permis d'évaluer une pression potentielle, en estimant une épaisseur de sédiments extraits par l'activité aux sein de zones de dragage homogène.

Les résultats produits ont également été au-delà de ces objectifs en apportant aussi des indicateurs d'intensité et mettant en lumière de potentiels effets indirects issus de certaines de ces activités. Dans le cadre de la DCSMM, ces données sont ainsi de meilleure qualité pour l'évaluation du Descripteur D6 que celles présentées dans l'évaluation précédente, basées uniquement sur des périmètres réglementaires. Sur la base des connaissances locales acquises durant cette étude, des hypothèses quant à leur qualification en perte et perturbation physiques ont pu être avancées.

Sur la base des données de prélèvements ponctuels et d'échantillonnage des communautés benthiques disponibles dans les dossiers et suivis environnementaux analysés, des hypothèses ont été formulées sur la typologie des habitats benthiques soumis à la pression physique et les liens existants entre eux, répondant à l'objectif (3).

Dans le cadre de la gestion locale du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis, les indicateurs de pressions calculés et l'identification des habitats benthiques à partir de données d'observation répondent à l'objectif (4) en constituant une amélioration des connaissances (objectif figurant à la finalité 41 du plan de gestion) qui pourraient notamment être utilisées pour :

- estimer plus précisément la proportion des habitats étant impactés à l'échelle du parc par les différentes activités qui génèrent des pressions physiques sur les fonds marins;
- alimenter des discussions de gestion en termes d'acceptabilité de la surface impactée et de l'intensité des activités ;
- mieux cibler des zones à échantillonner ou à surveiller pour améliorer l'évaluation des effets néfastes possibles des pressions physiques sur les habitats benthiques.

Il ressort néanmoins un besoin d'améliorer les connaissances de la dynamique sédimentaire naturelle des zones étudiées, qui à l'heure actuelle est insuffisante dans les documents de suivi environnementaux pour expliquer toutes les modifications physiques observées et différencier au mieux les pressions des évolutions naturelles, et les pertes physiques irrémédiables des perturbations réversibles. D'autre part, un travail complémentaire de cartographie à haute résolution spatiale et temporelle des habitats benthiques devrait aussi être mené au niveau des sites subissant des pressions et autour. En effet, des incertitudes liées à l'interprétation des observations faites dans les suivis environnementaux persistent.

Le travail réalisé dans cette étude est en lien direct avec une action déployée à l'échelle nationale par le Ministère de la Transition Ecologique dans le cadre du programme de surveillance « Intégrité des fonds marins » (Action B1a) de la DCSMM. Cette action, débutée parallèlement à ce travail de stage, vise à étendre la collecte des suivis environnementaux réglementaires au niveau national et à analyser les pressions physiques générées par un plus grand nombre d'activités humaines sur les fonds marins. A l'échelle du parc naturel marin, ce travail de stage permet d'identifier plusieurs perspectives d'étude :

1) l'analyse exhaustive des dossiers et données existantes pour une ou plusieurs activités particulièrement impactantes en terme de surface et d'intensité à l'échelle du parc, comme par exemple les activités de dragage d'entretien ;

2) la prise en compte d'autres activités anthropiques, en lien avec la gestion des sédiments (comme le rechargement de plage ou les travaux d'extension portuaire) ou encore d'autres types d'activité (mouillage, pêche à pied, aquaculture) ;

3) ou bien encore, l'analyse détaillée des zones d'activité localisées à proximité d'habitats à enjeux majeurs, qui sont à cibler de façon prioritaire pour répondre aux besoins de protection, de gestion et du plan de gestion du parc naturel marin l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis.

8. Bibliographie

Alzieu, C., Abarnou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., Chiffoleau, J.-F., Crenn, I., Derrien, A., Erard-Le Denn, E Gourmelon, M., Guiliaud, J.-F., Silva Jacinto, R., Le Cann, P., Le Guyader, F., Le Hir, P., L'Yavanc, J., Mauvais, J.-L., Menard, D., Michel, P., Monbet, Y., Pommepuy, M., & Quiniou, F. (1999). *Dragages et environnement marin Etat des connaissances*.

Aubry, A., & Elliott, M. (2006). The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin*, *53*(1), 175–185. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.021

Bajjouk, T., Guillaumont, B., Michez, N., Thouin, B., Croguennec, C., Populus, J., Louvel-Glaser, J., Gaudillat, V., Chevalier, C., Tourolle, J., & Hamon, D. (2015). *Classification EUNIS, Système d'information européen sur la nature : Traduction française des habitats benthiques des Régions Atlantique et Méditerranée. Vol. 2. Habitats subtidaux & complexes d'habitats. IFREMER/DYNECO/AG/15-02/TB2*.

Bernard, G., Janson, A.-L., Grémare, A., Grall, J., Labrune, C., & Guérin, L. (2018). *Evaluation de l'état écologique des habitats benthiques en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre des descripteurs 1 et 6 de la DCSMM (critères D6C4 et D6C5). Version 3*.

Borja, A., & Dauer, D. M. (2008). Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, *8*, 331–337. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.004

Borja, A., Dauer, D. M., & Grémare, A. (2012). The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, *12*(1), 1–7. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.018

Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E. M., Uriarte, A., & Valencia, V. (2005). The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *66*, 84–96. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.021

Borja, A, Marín, S., Muxika, I., Pino, L., & Rodríguez, J. . (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin*, *97*, 85–94. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.030

Borja, A, Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Brkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J. M., Marques, J. C., Mazik, K., Muxika, I., Neto, J. M., Norling, K., Rodríguez, J. G., Rosati, I., Rygg, B., Teixeira, H., & Trayanova, A. (2011). Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, *62*, 499–513. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.009

Borja, A, Elliott, M., Andersen, J. H., Berg, T., Carstensen, J., Halpern, B. S., Heiskanen, A. S., Korpinen, S., Stewart Lowndes, J. S., Martin, G., & Rodriguez-Ezpeleta, N. (2016). Overview of integrative assessment of marine systems: The ecosystem approach in practice. *Frontiers in Marine Science*, *3*(20), 1–20. https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00020

Borja, A, Miles, A., Occhipinti-Ambrogi, A., & Berg, T. (2009). Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: Implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, *633*(1), 181–196. https://doi.org/10.1007/s10750-009-9881-y

Brivois, O., Desmazes, F., Maspataud, A., & Masson, F. (2018). *Évaluation du Descripteur 6 « Intégrité des fonds marins » en France métropolitaine.*

Clark, D., Goodwin, E., Sinner, J., Ellis, J., & Singh, G. (2016). Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary. *Ocean and Coastal Management*, *120*, 88–98. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.013

Commission Européenne. (2017). *Annexe établissant des critères et des normes méthodologiques applicables au bon état écologique des eaux marines ainsi que des spécifications et des méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation, et abrogeant la directive 2010/477/UE*.

Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, *11*, 1304–1315. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x

Créocéan. (2014). *Concession du Payré. Reconnaissance morpho-sédimentaire de la concession et de son secteur élargi à la côte. Etat initial 2014 de la concession*.

Créocéan. (2017). *Bilan environnemental 2017*.

Créocéan. (2018). *Concession du Payré Contrôle bathymétrique*.

Créocéan & Grand Port Autonome de La Rochelle. (2014). *Synthèse du bilan environnemental 2014*.

Créocéan & Grand Port Autonome de La Rochelle. (2017). *Synthèse du bilan environnemental 2017*.

Créocéan & Grand Port Autonome de La Rochelle. (2018). *Synthèse du bilan environnemental 2018*.

Desmazes, F., & Capderrey, C. (2019). *Synthèse de l'analyse critique du Programme de Surveillance de la DCSMM 1er cycle Programme Thématique Habitats Benthiques et Intégrité des Fonds marins Sous-programmes 8 à 15. Rapport intermédiaire. BRGM/RP-69062 -FR, 43 p., 12 ill., 7 tab.*

Desmazes, F., Capderrey, C., & Brivois, O. (2020). *Synthèse des analyses et propositions pour le Programme de Surveillance de la DCSMM 2e cycle, Programme Thématique Habitats Benthiques et Intégrité des Fonds marins. BRGM/RP-69061-FR*.

Diaz, R. J., Solan, M., & Valente, R. M. (2004). A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management*, *73*, 165–181. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.06.004

DTM, & Lafarge Granulats. (2017). *Bilan annuel 2017 Concession du Payré*.

Duclos, P.-A. (2012). *Impacts morpho-sédimentaires de l'extraction de granulats marins. Application au bassin oriental de la Manche. Interfaces continentales, environnement*. Université de Rouen.

Eastwood, P. ., Mills, C. ., Aldridge, J. ., Houghton, C. ., & Rogers, S. . (2007). Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. *ICES Journal of Marine Science*, *64*(3), 453–463. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm001

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Laffargue, P., Mortensen, L. O., Nielsen, J. R., Nilsson, H. C., Neill, F. G. O., Smith, C., Sørensen, T. K., Polet, H., Reid, D. G., Sala, A., Sko, M., Tully, O., Zengin, M., & Rijnsdorp, A. D. (2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, *73*, 27–43. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv099

Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V. N., & Turner, R. K. (2017). "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" - A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, *118*, 27–40. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.049

Elliott, S. A. M., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J. M., de la Torriente, A., & Serrano, A. (2018). Integrating benthic habitat indicators: Working towards an ecosystem approach. *Marine Policy*, *90*, 88–94. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.003

Folk, R. . (1954). The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *Journal of Geology*, *62*(4), 344–359. https://doi.org/10.1086/626171

Fouet, M., Blanchet, H., Leconte, M., David, V., & Lepage, M. (2018). *Sélection d'un indicateur DCE « faune benthique invertébrée » adapté aux estuaires Rapport final*.

Garcia, A., Brun, M., Soudant, D., Pothier, A., Gauthier, E., & Desroy, N. (2015). *Valorisation des données issues du contrôle de surveillance du compartiment benthique suivi dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : campagnes 2007 et 2010 – Élément de qualité biologique « invertébrés benthiques de substrats meubles »*.

Géode. (2012). *Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion Guide méthodologique*.

Gerhardt, A. (2002). BIOINDICATOR SPECIES AND THEIR USE IN BIOMONITORING. In *Environmental Monitoring: Vol. I*.

Green, R., & Chapman, P. M. (2011). The problem with indices. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(7), 1377–1380. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.02.016

Halpern, B. S., & Fujita, R. (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, *4*(10), 1–11. https://doi.org/10.1890/ES13-00181.1

Halpern, B., Walbridge, S., Selkoe, K., Kappel, C., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J., Casey, K., Ebert, C.,

Fox, H., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H., Madin, E., Perry, M., Selig, E., Spalding, M., Steneck, R., & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, *319*, 948–952. https://doi.org/10.1126/science.1149345

Holon, F., Marre, G., Parravicini, V., Mouquet, N., Bockel, T., Descamp, P., Tribot, A. S., Boissery, P., & Deter, J. (2018). A predictive model based on multiple coastal anthropogenic pressures explains the degradation status of a marine ecosystem: Implications for management and conservation. *Biological Conservation*, *222*, 125–135. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.006

Idrabio Littoral. (2014). *SUIVI ENVIRONNEMENTAL 2014 DU SITE D'IMMERSION DES SEDIMENTS DE DRAGAGE DU LAVARDIN*.

Idrabio Littoral. (2017). *SUIVI ENVIRONNEMENTAL 2017 DU SITE D'IMMERSION DES SEDIMENTS DE DRAGAGE DU LAVARDIN*.

Idrabio Littoral. (2019a). *Suivi de la qualité écologique du littoral à proximité du port de plaisance de la rochelle. Rapport n°1 Campagne 2018- 2019*.

Idrabio Littoral. (2019b). *Suivi environnemental 2019 du site d'immersion des sédiments de dragage du Lavardin*.

Idrabio Littoral. (2020). *Suivi de la qualité écologique du littoral à proximité du port de plaisance de la rochelle. Rapport n°2 Campagne 2019-2020*.

Jac, C., Desroy, N., Certain, G., Foveau, A., Labrune, C., & Vaz, S. (2020). Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 1: Generic sensitivity indices to measure the effect of trawling on benthic mega-epifauna. *Ecological Indicators*, *117*, 106631. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106631

Jeune, N. (2015). *Pressions physiques impactant le fond marin liées aux activités humaines , analyse des données réglementaires existantes dans le cadre de la mise en œuvre de la DCSMM*.

Korpinen, S., & Andersen, J. H. (2016). A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. *Frontiers in Marine Science*, *3*(153), 1–11. https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00153

La Rivière, M., Aish, A., Auby, I., Ar Gall, E., Dauvin, J.-C., de Bettignies, T., Derrien-Courtel, S., Dubois, S., Gauthier, O., Grall, J., Janson, A., & Thiébaut, E. (2017). Evaluation de la sensibilité des habitats élémentaires (DHFF) d'Atlantique , de Manche et de Mer du Nord aux pressions physiques. *Rapport SPN 2017/7*, 93 pp.

La Rivière, M., Aish, A., Gauthier, O., Grall, J., Guérin, L., Janson, A.-L., Labrune, C., Thibaut, T., & Thiébaut, É. (2015). *Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques*.

Latry, L. (2012). *Cartographie des habitats marins subtidaux au large des Pertuis Charentais : Implications pour les inventaires ZNIEFF-mer du parc naturel marin « Estuaire de la Gironde – Pertuis Charentais »*.

Lequerre, S. (2018). *Dossier de déclaration au titre de la loi sur l'eau – Plan de gestion environnemental du port- Etude d'incidence Natura 2000 du port de pêche de Chef de Baie*.

Linster, M., & Fletcher, J. (2001). Using the Pressure-State-Response Model To Develop Indicators of Sustainability. In *Organization for Economic Co-operation and Development, Paris,*.

Luo, J., Serafy, J. E., Sponaugle, S., Teare, P. B., & Kieckbusch, D. (2009). Movement of gray snapper Lutjanus griseus among subtropical seagrass, mangrove, and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, *380*, 255–269. https://doi.org/10.3354/meps07911

Michez, N., Aish, A., Hily, C., Sauriau, P.-G., Derrien-Courtel, S., de Casamajor, M.-N., Foveau, A., Ruellet, T., Lozach, S., Soulier, L., Popovsky, J., Blanchet, H., Cajeri, P., Bajjouk, T., Guillaumont, B., Grall, J., Gentil, F., Houbin, C., & Thiébaut, E. (2013). *Typologie des habitats marins benthiques français de Manche, de Mer du Nord et d'Atlantique : Version 1*.

Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la M. (2017). *Guide méthodologique pour l ' élaboration des Documents d ' Orientation pour une Gestion durable (DOGGM)*.

Ministère de la Transition Ecologique. (2017). *Pour un bon état écologique du milieu marin en 2020*. https://dcsmm.milieumarinfrance.fr/A-propos

Ministère de la Transition écologique et solidaire. (2018). *Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des*

eaux littorales dans le cadre de la DCE. 275.

Office Français de la Biodiversité. (2018). *Plan De Gestion Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis*.

Patrício, J., Elliott, M., Mazik, K., Papadopoulou, K. N., & Smith, C. J. (2016). DPSIR-Two decades of trying to develop a unifying framework for marine environmental management? *Frontiers in Marine Science*, *3*(177), 1–14. https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00177

Ponti, M., Grech, D., Mori, M., Perlini, R. A., Ventra, V., Panzalis, P. A., & Cerrano, C. (2016). The role of gorgonians on the diversity of vagile benthic fauna in Mediterranean rocky habitats. *Marine Biology*, *163*(120), 1–14. https://doi.org/10.1007/s00227-016-2897-8

Port Atlantique La Rochelle. (2018). *Etude d'impact*.

Port Atlantique La Rochelle. (2019). *Bilan Environnemental 2019*.

Quemmerais-Amice, F., Barrere, J., La Rivière, M., Contin, G., & Bailly, D. (2020). A Methodology and Tool for Mapping the Risk of Cumulative Effects on Benthic Habitats. *Frontiers in Marine Science*, *7*(569205), 1–27. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.569205

Quintino, V., Elliott, M., & Rodrigues, A. M. (2006). The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: Case studies at differing spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *330*, 368–382. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.040

Ravilly, M., Cajeri, P., & Guibert, P. (2017). *Suivi quinquennal du gisement de Chassiron. Expertise morpho-sédimentaire et biosédimentaire de 2016 et constats d'évolution*.

Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H. C., & Norling, K. (2002). Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. *Marine Ecology Progress Series*, *234*, 43–53. https://doi.org/10.3354/meps234043

SHOM. (2016). *Natures de fond au 50 000*. https://services.data.shom.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/HOM_GEOL_NATURES_FOND_50.xml

Stelzenmüller, V., Coll, M., Mazaris, A. D., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Portman, M. E., Degen, R., Mackelworth, P., Gimpel, A., Albano, P. G., Almpanidou, V., Claudet, J., Essl, F., Evagelopoulos, T., Heymans, J. J., Genov, T., Kark, S., Micheli, F., Pennino, M. G., … Ojaveer, H. (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of the Total Environment*, *612*, 1132–1140. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.289

Teixeira, H., Berg, T., Uusitalo, L., Fürhaupter, K., Heiskanen, A. S., Mazik, K., Lynam, C. P., Neville, S., Rodriguez, J. G., Papadopoulou, N., Moncheva, S., Churilova, T., Kryvenko, O., Krause-Jensen, D., Zaiko, A., Veríssimo, H., Pantazi, M., Carvalho, S., Patrício, J., … Borja, À. (2016). A catalogue of marine biodiversity indicators. *Frontiers in Marine Science*, *3*(207), 1–16. https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00207

Tyler-Walters, H., Tillin, H. M., D'Avack, E. A. ., Perry, F., & Stamp, T. (2018). *Marine Evidence-based Sensitivity Assessment (MarESA) – A Guide. Marine Life Information Network (MarLIN)*. https://www.marlin.ac.uk/publications

Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schröder, A., & Zettler, M. L. (2010). The use of benthic indicators in Europe: From the water framework directive to the marine strategy framework directive. *Marine Pollution Bulletin*, *60*, 2187–2196. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.015

9. Annexes

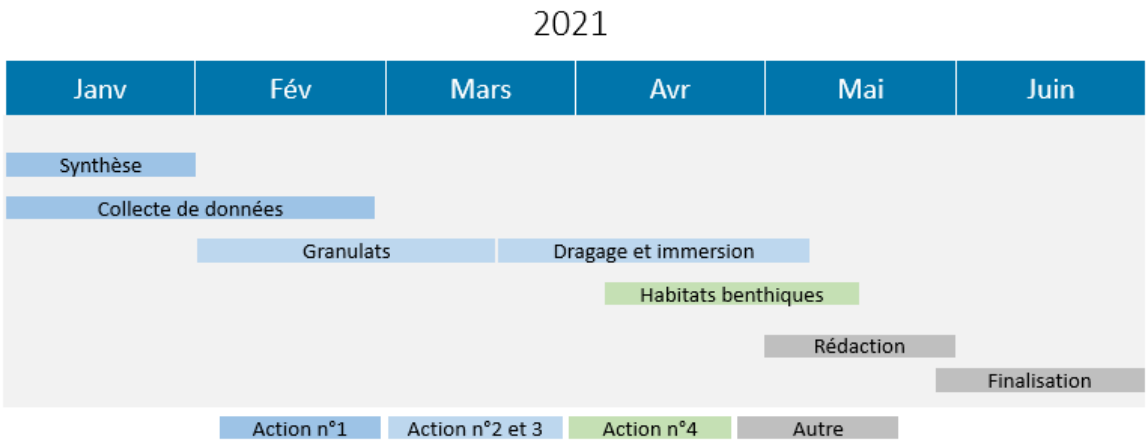
Annexe 1 Organisation du stage et bilan personnel

- **Conditions de travail**

Dû aux conditions sanitaires, ce stage s'est déroulé en majeure partie en télétravail, avec autorisation de présence sur site une à deux journées par semaine. Afin de pouvoir travailler à distance et accéder aux ressources de la structure m'accueillant, du matériel informatique relié au réseau de celle-ci m'a été prêté. Par ailleurs, dès le début du stage, un espace de travail sur Teams a été créé pour faciliter les échanges entre tous les acteurs du projet et pouvoir partager des documents. Dans celui-ci, ont notamment été déposés tous les documents réglementaires mis à disposition par Emmanuelle Jaouen (OFB) (constituant la principale source de données du stage) et les dossiers contenant de la bibliographie.

- **Déroulé du stage**

Le stage s'est déroulé suivant un planning prévisionnel discuté à l'avance entre tous les acteurs, afin de prioriser les tâches à effectuer et organiser concrètement le travail. Au fur et à mesure du stage, celui-ci a été adapté selon l'avancement. Le déroulé réel du stage est présenté Annexe 1.

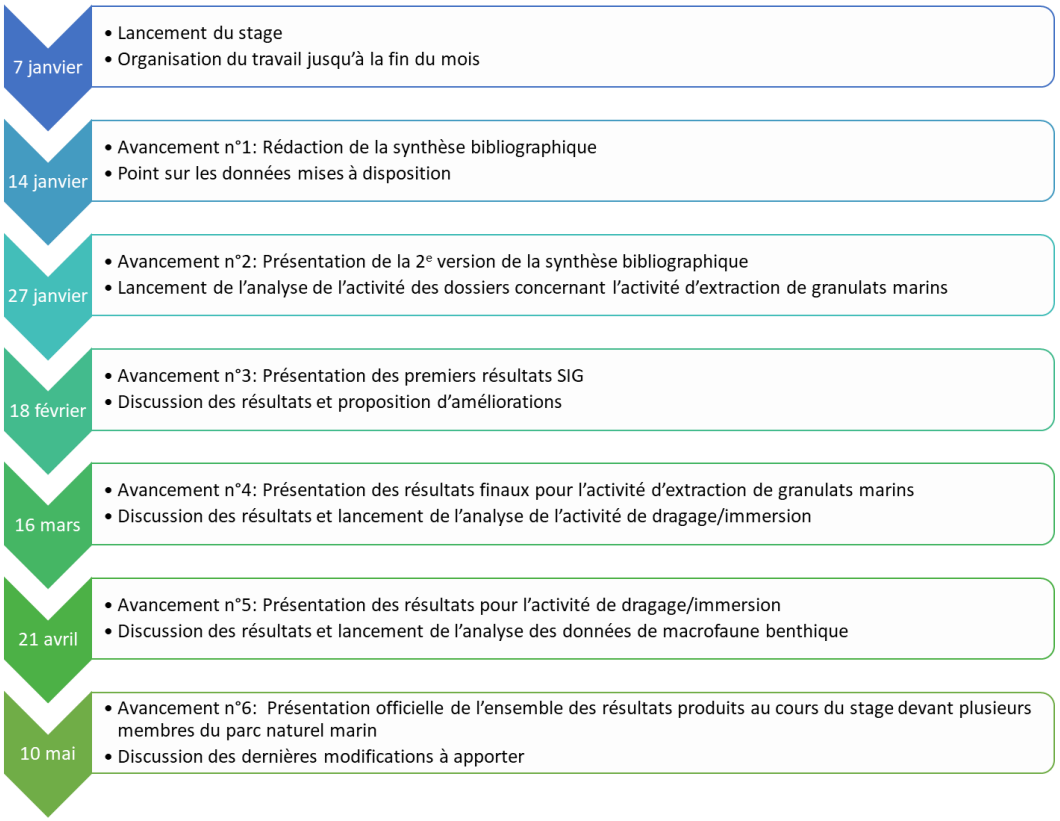


Annexe 1 Planning de travail effectué pendant le stage, et correspondance des tâches avec les activités identifiées dans le projet entre le BRGM et le parc naturel marin

- **Travail en équipe**

En parallèle de l'organisation autour d'un planning, de nombreuses réunions d'avancement ont été réalisées pour informer tous les acteurs des progrès réalisés à chaque étape, discuter des

modifications à apporter et orienter le travail suivant les résultats. Les dates de ces réunions et les principaux points abordés sont présentés Annexe 2. A l'issue de chacune d'entre elles, un compte rendu résumant les échanges clefs, les points à améliorer et les perspectives a été rédigé.



Annexe 2 Dates des réunions effectuées et points principaux abordés

Au-delà de ces réunions officielles, de nombreux échanges réguliers ont eu lieux avec mon encadrant principal et des membres de l'équipe R3C, pour répondre à mes questions et régler les problèmes rencontrés.

- **Activités annexes au stage**

En dehors des tâches officielles du stage, j'ai eu l'occasion d'effectuer les activités suivantes :

- Présentation fin janvier du projet dans lequel s'inscrit mon stage au cours du réseau thématique « habitats benthiques » organisé par l'OFB ;
- Participation à plusieurs conférences internes à l'équipe R3C, présentant les projets en cours des membres de l'équipe ;
- Participation aux réunions d'équipe mensuelles R3C

RESUME

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) comprend 11 descripteurs du bon état écologique des eaux marines, dont le D6 « intégrité des fonds marins » évaluant l'étendue spatiale des pertes et perturbations physiques d'activités humaines sur les fonds. Suite aux recommandations de sa dernière évaluation et dans le cadre du projet de recherche et développement entre le BRGM et le parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis, cette étude vise à (1) améliorer la qualité des données disponibles pour les activités d'extraction de granulats marins et de dragage et immersion de sédiments à l'échelle de quelques sites sur le territoire du parc naturel marin, (2) identifier des modifications physiques du milieu marin en lien avec celles-ci, (3) identifier les habitats localisés dans les zones d'activité et établir un lien entre habitats benthiques et pressions observées, et (4) fournir des éléments pour la gestion du parc naturel marin. L'utilisation de suivis environnementaux et documents réglementaires a permis d'observer et quantifier spatialement des modifications morpho-sédimentaires réelles en lien avec ces activités et notamment de souligner la présence de certains effets en dehors des zones réglementaires, répondant aux objectifs (1) et (2). Des indicateurs de pression et de leur intensité ont été produits, fournissant de nouvelles connaissances et outils pour la gestion du parc, en lien avec l'objectif (4). Dû à des incertitudes liées à l'identification des habitats benthiques à partir de données de prélèvement, l'objectif (3) n'a été que partiellement rempli. A l'avenir, l'amélioration des connaissances vis à vis de la dynamique sédimentaire naturelle des sites d'activité et une meilleure cartographie des habitats benthiques serait nécessaire pour augmenter la qualité des résultats produits. Ce travail pourrait aussi être généralisé à l'échelle entière du parc et se concentrer sur des zones d'activités situées à proximité d'habitats à fort enjeu.

ABSTRACT

The Marine Strategy Framework Directive (MSFD) comprises 11 descriptors of the good environmental status of marine waters, including the descriptor D6 related to « sea-floor integrity », assessing the spatial extent and distribution of physical loss and disturbance pressures on seabed from anthropogenic pressures. Following recommendations from the last D6 assessment and as part of the research and development project between BRGM and Gironde estuary and Pertuis sea marine natural park, the present study aims at (1) improving the quality of available data regarding marine aggregates dredging, dredging and open-water disposal for a few sites located within the marine park, (2) identifying physical change of sea-floor related to them, (3) identifying the benthic habitats found in activities sectors and establishing links between them and observed pressures, and (4) providing elements for the management of the park. Using regulatory documents and environmental studies, real morpho-sedimentary changes related to these activities were observed and spatially quantified. Effects located outside regulatory permimeters were also highlighted, meeting objectives (1) and (2). As pressure and their intensity indicators were produced, new knowledge and tools are provided for management needs of the park, matching objective (4). However, due to uncertainties related to benthic habitats identification from point samplings, objective (3) was only partially met. In the future, knowledge improvement regarding natural dynamics within activities sectors and a better mapping of benthic habitats would be necessary to increase the results quality. Such work could be expanded to the whole marine park and focus on activities sectors located near habitat of conservation importance.