



Synthèse bibliographique

L'impact des extractions de granulats marins sur les écosystèmes marins et la biodiversité

Michel DESPREZ (Université de Rouen, CIEM)
Janvier 2012
Réf. : NP-D1-12-G

Préface des experts scientifiques

Synthèse bibliographique - L'impact des extractions de granulats marins sur les écosystèmes marins et la biodiversité

P. Gouletquer, J.-C. Lefeuvre

Les difficultés rencontrées à terre pour satisfaire les besoins en matériaux du BTP (Bâtiment et travaux publics) ont conduit les voisins de la France, tels la Belgique ou l'Angleterre, à utiliser depuis longtemps les granulats marins. La France est désormais contrainte, pour des raisons liées à la raréfaction des ressources continentales à proximité des zones d'utilisation des granulats et de transport, de se tourner vers la mer. Si l'extraction de granulats marins devait croître à l'avenir, elle ne pourra se faire que dans le contexte d'une adéquation avec le développement durable et d'une forte évolution du cadre réglementaire national et communautaire. Cette évolution résulte en partie du Grenelle de l'environnement et du Grenelle de la mer qui ont tenté de concilier l'accès à la ressource et la protection de l'environnement, de la biodiversité au sens large, comprenant en particulier le fonctionnement des écosystèmes.

La nécessité de politiques intégrées en complément des politiques sectorielles est maintenant acquise. Le Grenelle de l'environnement a fait de cette approche intégrée et partenariale le socle de la stratégie nationale maritime et littorale française qui se décline à l'échelle des façades maritimes. La politique maritime intégrée pour l'Union européenne, avec cette approche intégrée et intersectorielle des questions maritimes, en est également un exemple récent. Celui de l'émergence d'une planification spatiale maritime européenne en est un autre. A ce titre, la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) est un élément fortement structurant avec la définition du « bon état écologique » adossée à une évaluation de l'état initial à l'échéance 2012, suivie de la mise en place d'un programme de surveillance (2014), puis de mesures (2016) afin d'atteindre le bon état écologique en 2020.

De façon similaire, les stratégies nationale et européenne en matière de biodiversité – révision de la Stratégie nationale pour la biodiversité 2011 – permettent une meilleure prise en compte des objectifs de biodiversité dans les politiques sectorielles.

Les préoccupations environnementales se traduisant par une réduction des impacts des activités humaines demandent ainsi aux industriels et à l'ensemble des acteurs une implication accrue sur ces sujets et une optimisation des efforts déjà entrepris.

La synthèse bibliographique qui est proposée concernant les impacts des extractions de granulats sur les écosystèmes et la biodiversité doit être considérée comme une contribution significative faisant suite aux travaux de 2004 de la Société de l'industrie minérale dans ce domaine. Elle représente une très bonne valorisation des connaissances déjà acquises et permet d'identifier les besoins encore importants, notamment dans l'évaluation des impacts cumulés et leurs variabilités régionales, dans le contexte de la prochaine mise en œuvre des cadres réglementaires comme celui de la DCSMM. La qualité de ce qui est proposé dans les pages qui suivent conduit néanmoins à conclure que, malgré l'intérêt de certaines recherches présentées dans cet ouvrage, l'amélioration des connaissances globales sur les

Préface des experts scientifiques

milieux marins concernés et les impacts liés aux techniques d'extraction en mer et aux dragages reste nécessaire afin de ne pas porter atteinte à l'équilibre général du milieu marin indispensable au maintien des services écosystémiques dont doivent continuer à bénéficier l'ensemble des acteurs qui exploitent les ressources marines ou utilisent la mer. En faisant le bilan des acquis, cet ouvrage ouvre aussi la voie à ce que nous appelons de nos vœux : l'obligation d'accroître nos connaissances sur un milieu trop longtemps négligé - alors qu'il occupe la majeure partie de la planète Terre - et leur partage entre industriels et scientifiques pour contribuer au maintien d'une planète vivante et au développement durable.

Philippe GOULLETQUER est actuellement chargé des questions liées à la biodiversité marine et côtière au sein de la Direction scientifique de l'Ifremer.

Jean-Claude LEFEUVRE est professeur émérite au Muséum national d'histoire naturelle.

Préface UNPG

Regroupés au sein de l'Union nationale des producteurs de granulats, les exploitants de carrières ont depuis plus de vingt-cinq ans compris l'intérêt d'améliorer et de partager leurs connaissances sur les impacts de leurs activités, notamment sur le milieu naturel. Cette volonté s'est traduite par la réalisation de nombreux programmes d'études exclusivement axés sur le domaine terrestre.

Même si la production de granulats marins extraits dans les eaux françaises représente moins de 2 % de la production nationale, il était important de faire un point précis de l'état de nos connaissances et des impacts de l'exploitation des granulats marins.

L'étude que nous vous présentons ici est une analyse bibliographique sans concessions sur l'état de la connaissance actuelle. Plus de 250 publications scientifiques intéressant la France et concourant aux travaux du Conseil international pour l'exploration de la mer ont été systématiquement analysées de façon critique.

Point d'étape important pour le partage de la connaissance, à l'heure de la déclinaison par façades de la stratégie pour le milieu marin, cette étude constitue pour notre profession une première phase qui sera suivie prochainement par un guide de recommandations à destination de nos adhérents. Déjà très engagés dans la mutualisation des connaissances, comme peuvent en témoigner les expériences autour des groupements d'intérêt scientifique et notre engagement pour la bancarisation de nos données scientifiques, nous souhaitons encore poursuivre nos efforts et contribuer ainsi à une valorisation raisonnée des ressources minérales marines.

Nicolas VUILLER, Président de l'Union nationale des producteurs de granulats (UNPG)

Christian BÉRANGER, Président de la Commission Environnement de l'UNPG

1	Introduction	7
2	La biodiversité dans les plans et programmes	9
2-1	<i>Introduction</i>	10
2-2	<i>La prise en compte de la biodiversité marine dans les conventions internationales et les plans et programmes européens et français</i>	10
2-3	<i>L'évaluation de la biodiversité</i>	12
a.	<i>Représentation de la biodiversité marine</i>	12
b.	<i>Approche écosystémique</i>	14
c.	<i>Approche par les indicateurs</i>	15
d.	<i>Approche par les fonctionnalités</i>	17
2-4	<i>Application des compartiments « biodiversité marine » des plans et programmes à l'exploitation de matériaux marins</i>	18
a.	<i>La proportionnalité de l'impact des extractions marines sur la biodiversité et le bon état général des fonds marins</i>	18
b.	<i>Sensibilité des habitats et espèces clés aux différents types d'impact liés aux extractions de granulats marins</i>	19
c.	<i>Dans le contexte Natura 2000</i>	20
d.	<i>Dans le contexte de la directive-cadre européenne « stratégie pour le milieu marin »</i>	22
2-5	<i>Bilan</i>	23
3	Les enjeux de l'exploitation de granulats marins	24
3-1	<i>Méthodologie</i>	25
3-2	<i>La ressource minérale et son exploitation</i>	26
a.	<i>La connaissance de la ressource minérale</i>	26
b.	<i>Techniques d'extraction</i>	26
3-3	<i>L'évaluation et la surveillance du milieu</i>	29
a.	<i>Les références européennes et nationales</i>	29
b.	<i>Habitats et espèces</i>	30
c.	<i>Détail des protocoles par thématique</i>	32
3-4	<i>Mesure des pressions et impacts</i>	36
a.	<i>Source des données</i>	36
b.	<i>Perturbations physico-chimiques</i>	37
c.	<i>Perturbations biologiques</i>	43
d.	<i>Bilan de la partie « pressions et impacts »</i>	48
3-5	<i>Mesure de la restauration/recolonisation</i>	50
a.	<i>Milieu physique</i>	50
b.	<i>Benthos</i>	52



c. Poissons benthiques et démersaux	58
d. Fonction de l'écosystème	59
e. Bilan de la partie restauration/recolonisation	60
3-6 Études en cours et lacunes	61
3-7 Bilan	63

4 Conclusions générales 64

4-1 La stratégie d'exploitation des granulats marins	65
4-2 La modification sédimentaire et physique des fonds	67
4-3 La modification biologique	67
a. Benthos	67
b. Poissons	67
c. Biodiversité et oiseaux/mammifères	68
4-4 Synthèse finale	69

Annexe 70

Inventaire bibliographique 70

<i>Inventaire thématique</i>	71
<i>Inventaire géographique des publications</i>	73
a. Par pays	73
b. Par région maritime	73
<i>Inventaire selon l'annexe 3 de la DCE « stratégie pour le milieu marin »</i>	74

Bibliographie 78



1 Introduction



1 Introduction

1 Le contexte de l'étude

Les exploitants de carrières se sont préoccupés des effets de leur activité sur les écosystèmes depuis de nombreuses années. En France, plusieurs études ont été lancées par l'UNICEM et sa branche granulats (UNPG) puis réalisées sous le contrôle scientifique du Muséum national d'histoire naturelle (MNHM). Dès 1995, un premier programme est engagé sur la fonction écologique des carrières en eau et des zones humides issues des exploitations. Dans le même esprit, suit en 2000 un programme d'études sur les potentialités écologiques des carrières de roches massives.

Dans la lignée de ces études sur la biodiversité des carrières, la commission granulats marins de l'UNPG décide en 2008 de poursuivre ces recherches pour l'exploitation de matériaux marins, en commençant par une synthèse critique de la bibliographie scientifique existante en France et à l'étranger.

Dans le même temps, les politiques et réglementations françaises et européennes de préservation et de gestion durable du milieu marin, et donc de la biodiversité marine, se sont précisées. L'amélioration des connaissances du milieu marin est une préoccupation systématiquement rappelée, notamment dans la Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) et son plan d'action mer dans la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) et pour la Stratégie pour le milieu marin (DCSMM). Parallèlement, la démarche Natura 2000 étendue en mer doit assurer cohérence et connectivité d'un réseau, dans l'optique de protéger la biodiversité marine. L'ensemble s'intègre au réseau des Aires marines protégées (AMP) pour lequel l'Europe a étendu les définitions des sites concernés dans l'espace marin.

Les travaux scientifiques rassemblés pour l'application des stratégies nationales et européennes avec la constitution des réseaux d'aires protégées concluent à une certaine méconnaissance générale du milieu marin. L'amélioration des connaissances est donc une priorité et tout ce qui peut contribuer au progrès des savoirs est de nature à répondre aux attentes des politiques publiques nationales et européennes.

Objectifs et méthodologie

La présente bibliographie sur « L'impact des extractions de granulats marins sur les écosystèmes marins et la biodiversité » s'efforce de révéler le niveau de connaissance sur la biodiversité marine dont celle acquise au travers des études relatives à l'activité extractive en mer.

Pour cela, cette bibliographie est :

- établie à partir des publications internationales, des études et des programmes scientifiques relatifs à la biodiversité marine et aux effets des extractions des fonds marins – 280 publications sont référencées dont 127 relatives aux extractions marines (cf. inventaire bibliographique) ;
- présentée suivant le cadrage de la DCSMM précitée, en employant notamment le vocabulaire, les définitions et les objectifs qu'elle contient (cf. Tableau 13 p. 75).

2 La biodiversité dans les plans et programmes



2 La biodiversité dans les plans et programmes

2-1 Introduction

La pression croissante des activités humaines constitue l'une des raisons de la perte de biodiversité causant la fragmentation, la dégradation et la disparition d'habitats et d'espèces, notamment par la surexploitation de ressources naturelles, la survenue d'invasions biologiques...

Au sein des politiques de développement durable, la prise en compte de la biodiversité est prépondérante. Il s'agit d'un des enjeux majeurs actuels de la recherche environnementale en vue d'une gestion durable de l'environnement.

Définition : La science de la biodiversité marine peut être définie comme la « recherche scientifique pour la compréhension, la conservation, la restauration et l'utilisation durable de la biodiversité marine ».

Le suivi et l'évaluation des modifications de la biodiversité marine nécessitent une approche aux échelles spatiale et temporelle appropriées.

Pour l'application de la DCSMM, la création de schémas stratégiques de façade des activités en mer, engagée par la loi Grenelle2, sera particulièrement importante pour ce milieu marin aux multiples composantes et contraintes. Leur mise en œuvre repose sur une **meilleure connaissance** :

- des caractéristiques de l'environnement marin et notamment **des secteurs prioritaires pour la protection des espèces et habitats d'intérêt communautaire (notion de biodiversité)** ;
- de l'ensemble des pressions et impacts des activités humaines sur cet environnement. Les extractions marines font partie de ces activités, au même titre que la pêche, les éoliennes, les dragages portuaires, les rejets... Il est nécessaire de s'assurer que l'évaluation de leurs incidences permette de prendre des décisions fondées sur la meilleure connaissance scientifique disponible ;
- des mesures de surveillance et de réduction des effets sur l'environnement marin.

Dans ce cadre européen, l'établissement d'indicateurs et de protocoles harmonisés, révélateurs de l'état écologique du milieu marin, est une priorité de la directive-cadre. Les études déjà réalisées apportent des fondements scientifiques à l'ensemble de la démarche entreprise.

2-2 La prise en compte de la biodiversité marine dans les conventions internationales et les plans et programmes européens et français

Un grand nombre d'initiatives internationales, européennes et nationales se focalisent sur l'inventaire et la classification de la biodiversité :

- *La convention Oskar*, concernant l'Atlantique du Nord-Est accorde une priorité majeure à l'identification des espèces et habitats menacés et/ou en voie de disparition (Oskar, 2003, 2008), mais elle adopte également une approche d'« objectifs de qualité écologique » (EcoQO) en accord avec un « bon état écologique » (Oskar, 2007a).
- *La directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne 2000/60/CE* (Borja, 2005) identifie des objectifs pour la bonne qualité des eaux côtières de surface (bon état écologique et bon état chimique). Elle comprend la définition des éléments de qualité biologique à collecter pour rendre compte de l'état écologique des masses d'eau.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

- La directive « habitats naturels » (Natura 2000) **92/43/CEE** demande le maintien d'un « état de conservation favorable » au sein d'aires spéciales de conservation (Jones et al., 2000 ; Campbell & Hewitt, 2006 ; Ospar, 2007b).
- Le réseau Natura 2000, découlant de cette directive (Johnston, 2001 ; Bensettiti et al., 2004 ; European Commission, 2007 ; AAMP, 2008) identifie des sites naturels pour la rareté ou la fragilité des espèces animales ou végétales et de leurs habitats. Il comprend des sites majoritairement marins et des sites exclusivement marins ; le réseau Natura 2000 rejoint la démarche Ospar pour protéger des éléments (espèces, habitats marins) identifiés comme appartenant au patrimoine biologique remarquable de l'Union européenne et menacés de disparition.

Ce réseau européen participe au maintien ou à la restauration de la biodiversité et représente un véritable enjeu de développement durable pour des territoires remarquables. Il faut distinguer les zones désignées au titre de la directive « habitat faune-flore » de celles désignées au titre de la directive « oiseaux ».

La démarche Natura 2000 relève d'une approche patrimoniale de la biodiversité et ne vise à protéger que des éléments identifiés comme appartenant au patrimoine biologique remarquable de l'Union européenne et menacés de disparition.

De plus, la démarche Natura 2000 rompt avec la tradition de protection stricte et figée des espaces et des espèces en privilégiant la recherche collective d'une gestion équilibrée et durable qui tient compte des préoccupations économiques et sociales. Ce réseau fait également partie de la stratégie nationale pour la création d'Aires marines protégées.

- La directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » **2008/56/CE** du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne a établi un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin. Cette directive définit dans ses objectifs environnementaux la « mise en œuvre d'une gestion adaptative adoptant une démarche fondée sur la notion d'écosystème en vue de parvenir à un bon état écologique défini sur la base de descripteurs qualitatifs ». Des listes indicatives de caractéristiques, pressions et impacts, figurant à son Annexe 3, ont pour objet de permettre une description harmonisée de l'état écologique du milieu marin.
- Le gouvernement français, en conformité avec la directive-cadre **2008/56/CE**, a promulgué un décret (n°2011-492 du 025/05/2011) relatif au plan d'action pour le milieu marin.

Par ailleurs, la politique maritime de la France, construite autour de grands axes où figurent le respect de l'environnement et le développement d'une économie durable de la mer, est exprimée dans d'autres documents cadres de l'action publique : la « stratégie nationale pour la biodiversité » (2008/09 qui comprenait un plan d'action « mer ») en cours de révision, le Livre bleu des engagements du Grenelle de la mer (2009), le rapport du groupe Poséidon, la Stratégie nationale pour la mer et les océans... Il convient de citer le « Conseil international pour l'exploration de la mer » (CIEM, ICES en anglais) qui est la principale source des avis scientifiques sur les écosystèmes marins auprès des gouvernements et des autorités internationales qui gèrent l'Atlantique Nord. Un accord intergouvernemental (ICES convention du 12 septembre 1964) a permis de constituer un réseau de scientifiques afin de promouvoir et de coordonner la recherche scientifique dans les domaines de l'océanographie, de l'environnement marin, des écosystèmes marins et des ressources marines vivantes de l'Atlantique Nord : tous les Etats riverains de l'Atlantique Nord et de la mer Baltique ainsi que des membres associés de la région méditerranéenne sont donc associés dans ce conseil.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

Le CIEM organise et coordonne la recherche sur le milieu marin par le biais de ses délégués nationaux, par le travail de ses comités ayant eux-mêmes plus d'une centaine de groupes de travail, ainsi qu'en organisant des colloques et la Conférence scientifique annuelle.

Bien qu'aucune des trois structures consultatives du CIEM (Pêches, Environnement marin, Ecosystèmes) ne traite spécifiquement de la biodiversité, celle-ci représente une composante importante de plusieurs groupes de travail : espèces invasives, climat et biodiversité, indicateurs de santé des écosystèmes, biodiversité de composantes de l'écosystème (poissons, oiseaux, plancton, benthos...), biodiversité et conservation des écosystèmes exploités (WGEXT¹ recommandation n°8), pratiques de pêche et biodiversité.

2-3 L'évaluation de la biodiversité

Vouloir décrire précisément la biodiversité dans son ensemble supposerait une caractérisation la plus exhaustive possible de tous les éléments qui la composent (gènes, populations, espèces et fonction, ainsi que leurs variations spatiale et temporelle et leurs interactions), ce qui est pratiquement impossible étant donné la complexité des variables à prendre en compte.

Différentes approches sont appliquées pour décrire la biodiversité et évaluer les enjeux écologiques : à travers la richesse spécifique des sites ou des écosystèmes, au moyen d'une batterie d'indicateurs ou de la compréhension du fonctionnement des écosystèmes.

a. Représentation de la biodiversité marine

L'inventaire bibliographique européen fait pour la présente étude montre que les initiatives en cours utilisent diverses approches pour évaluer la biodiversité mais que dans la majorité des cas, celle-ci est décrite à travers **la richesse spécifique** (86 %).

La majorité de l'information scientifique analysée traite d'**aspects structurels** (cartographie des habitats et des espèces, modèles de distribution) et des pressions anthropiques entraînant des modifications de la biodiversité (Snelgrove, 1998 ; Browning, 2002 ; Callaway et al., 2002 ; Sanvicente-Anorve et al., 2002 ; Gubbay, 2003 ; Brown et al., 2005 ; Mackie et al., 2006 ; Vaz et al., 2007 ; Hiddink et al., 2008).

Il en résulte un **manque de prise en compte de l'aspect fonctionnel** comme la mise en évidence des mécanismes affectant les composantes de la biodiversité (Bremner et al., 2003 ; O'Connor & Crowe, 2005 ; Ieno et al., 2006 ; Raffaelli, 2006 ; Bremner et al., 2008 ; Hewill et al., 2008).

Une notion compréhensible et pratique de la biodiversité marine a été apportée par Zacharias et Roff (2000), fondée sur des descripteurs basiques (composantes) en accord avec l'approche philosophique globale (conservation de la biodiversité, utilisation durable de ses composantes) figurant dans la Convention des Etats-Unis pour la diversité biologique (1992) ; elle inclut également d'autres approches qui lient **durabilité et biodiversité**.

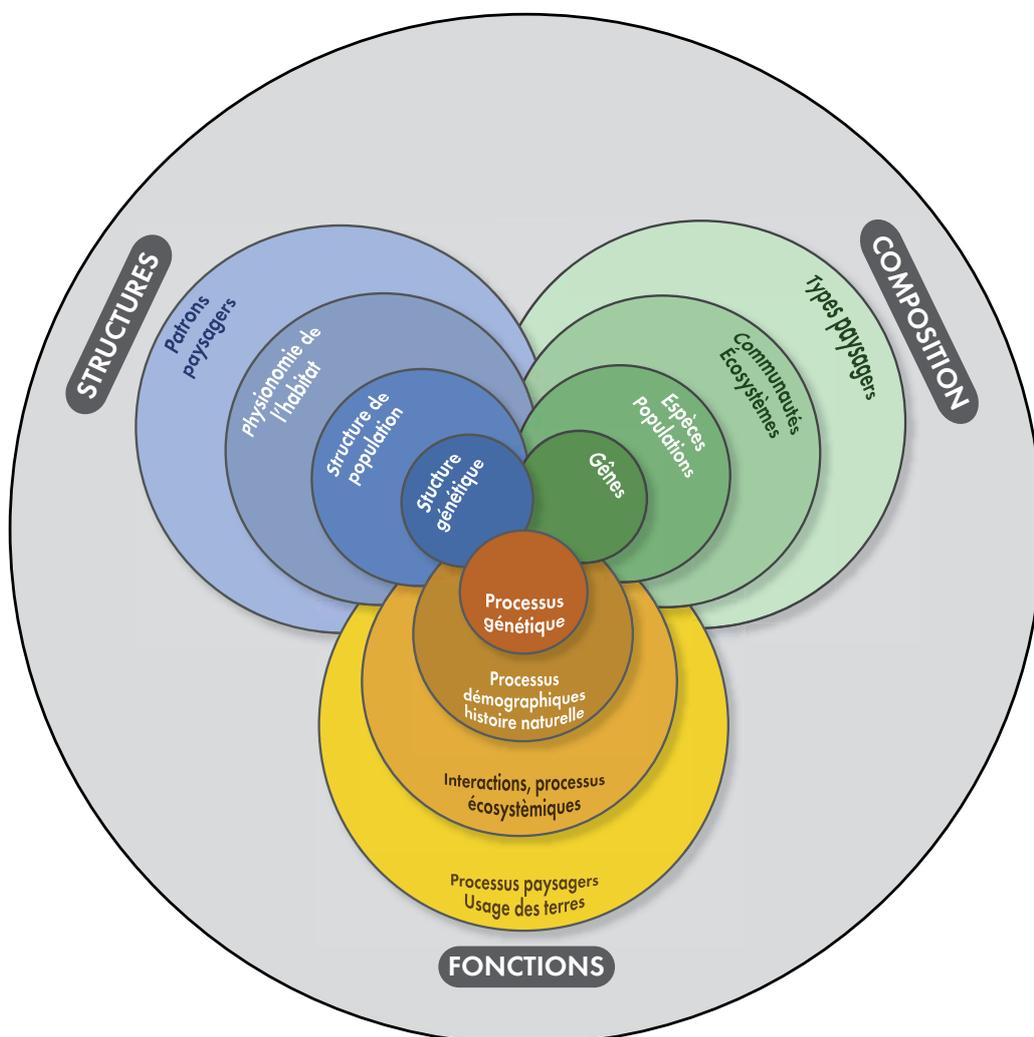
Cette notion repose sur la prise de conscience croissante de la faillite de la conservation des espaces pour inclure les conditions écologiques et les processus nécessaires à la protection de la biodiversité marine (taille insuffisante des réserves).

1. WGEXT : ICES Working Group on the effects of EXTraction of marine sediments on the marine ecosystem.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

Figure 1

Quantité et structure de l'information biologique contenue dans les systèmes vivants hiérarchiquement emboîtés (Blondel, 1995).



L'approche hiérarchique proposée est un outil de compréhension des relations entre structure et processus et montre comment ces relations changent aux différents niveaux (population, communauté, écosystème) de l'organisation ; elle permet de mettre en lumière les différentes composantes nécessaires à la conservation de la biodiversité et de concilier les objectifs et méthodes des tenants de la conservation des espèces avec ceux des tenants de la conservation des espaces. Ce cadre fournira un guide aux responsables de la mise en œuvre des stratégies de conservation marine pour évaluer les différentes options de conservation des environnements marins.

Pour l'évaluation de la biodiversité marine, la communauté biologique (au sens, ensemble de populations d'espèces différentes défini par les biologistes) traduit en majorité les composantes biologiques de la biodiversité, tandis que le niveau de l'écosystème traduit en majorité les composantes physiques et chimiques.

Les efforts pour conserver la biodiversité marine sont souvent dépendants des composantes abiotiques (écosystèmes) observables qui peuvent servir de substituts pour l'identification et le suivi des composantes biologiques (communautés).

2 La biodiversité dans les plans et programmes

Les avantages de cette approche sont que la structure et les processus de l'écosystème sont relativement faciles à observer et à suivre, et qu'ils peuvent souvent être corrélés à des communautés biologiques.

Cette approche hiérarchique permet d'identifier et de suggérer comment les stratégies de conservation pourraient être appliquées aux environnements marins selon que les informations sont utilisables ou à acquérir.

b. Approche écosystémique

Depuis les années 1990, le CIEM donne, dans le cadre des recommandations et accords internationaux (incluant la Convention sur la diversité biologique), un avis consultatif reposant sur **l'approche écosystémique qui prend en considération les interactions entre activités humaines et écosystèmes marins**. Pour cette organisation scientifique, le terme de biodiversité marine est un thème fédérateur prenant en compte tous les aspects de la vie dans les océans, leurs interactions et les environnements qui les abritent. La préoccupation croissante en matière d'environnement et de son évolution, a conduit au concept d'approche écosystémique qui signifie la **gestion des activités humaines au sein des écosystèmes**.

Il est aujourd'hui admis par le CIEM (ICES, 2007, 2008a, 2008b) :

- que les pêches ne doivent être considérées que comme l'une des nombreuses activités humaines en mer ;
- que les deux thèmes de « biodiversité et développement durable » ont remplacé les anciens thèmes (gestion de stock...) ;
- que la régulation des activités humaines en mer devrait être basée sur leurs impacts sur toutes les composantes de la biodiversité ;
- que ces deux thèmes jumelés doivent orienter nos réflexions et nos actions dans le milieu marin.

Les écosystèmes marins ont traditionnellement été l'objet de réglementations différentes en fonction de leurs utilisations spécifiques (pêche, transport maritime et pollution, tourisme, rejets et pollutions...). La gestion des impacts de l'activité humaine sur la diversité biologique marine implique de prendre en compte les différents aspects de la connaissance des écosystèmes et de leurs utilisations, ainsi que les différents niveaux de réglementation. Le CIEM reconnaît que l'écosystème doit être pris en compte dans son intégralité pour que ces réglementations soient mises en œuvre de façon efficace : des problèmes globaux nécessitent des approches globales.

Un rapport des recherches collectives (ICES, 2004b) intitulé « Recommandations pour l'application de l'approche écosystémique dans la gestion des activités humaines dans l'environnement marin européen » a contribué à la mise en place de la Stratégie marine européenne, conjointement avec la Commission européenne (CCE, 2005).

Ce rapport s'adresse aux Etats membres de l'Union européenne et aux pays voisins ayant une façade maritime sur les mers de la communauté ; il concerne également la Commission européenne et les Conventions Marines internationales (Ospar, Helcom...) responsables de la conservation et de la protection de l'environnement marin, ainsi que la communauté scientifique.

L'objectif de ces recommandations est d'assurer le développement et la mise en place de l'approche écosystémique pour la gestion des activités humaines dans l'environnement marin européen, dans une perspective de développement durable. Cette approche est basée sur une perspective à long terme et fait ressortir la dépendance de la durabilité économique et sociale par rapport à la durabilité écologique.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

La Convention sur la biodiversité (2008) définit l'approche écosystémique comme « une gestion intégrée globale des activités humaines permettant une utilisation durable de l'écosystème et le maintien de son intégrité ». Des objectifs écologiques et opérationnels non ambigus sont nécessaires pour assurer sa mise en place ainsi que des indicateurs pour suivre la progression vers ces objectifs et pour guider la prise de décision des gestionnaires.

L'approche écosystémique devrait également prendre en compte la variabilité naturelle des écosystèmes marins et la gestion devrait reconnaître que les écosystèmes sont dynamiques, ce qui implique que le contexte de gestion ne sera pas statique mais continuellement réévalué et mis à jour en fonction des circonstances. L'alternative à un contexte de gestion rigide et figé est une gestion adaptative.

La prise de décision pour la gestion du milieu repose sur la supposition que l'on puisse prédire les effets des actions de gestion des activités. Cette prise de décision devrait de préférence reposer sur des cas d'études avec des prévisions quantitatives.

La gestion devra également prendre en compte, pour toutes les décisions et actions, la possibilité d'impacts cumulés (Cooper et al., 2005a ; Hiddink et al., 2006b ; Eastwood et al., 2007) mais aussi les impacts directs et indirects. Pour rendre possible ce type de gestion, les indicateurs devront fournir des réponses rapides et fiables aux activités et aux mesures de gestion, afin de redéfinir les seuils de tolérance et les limites d'acceptabilité des impacts.

Gestion, suivi et recherche scientifique sont nécessaires à l'établissement d'une approche écosystémique, notamment pour :

- identifier les objectifs écologiques et opérationnels, choisir les indicateurs et sélectionner les valeurs de référence,
- fournir des évaluations régulières du statut de l'écosystème,
- évaluer les valeurs des indicateurs par rapport à celles de référence.

La directive « eau » de l'Union européenne tend vers un « bon état écologique » qui soit l'expression de la qualité structurelle et fonctionnelle de l'écosystème (Rosenberg et al., 2004 ; Borja, 2005 ; Borja et al., 2006). Cet état est bon lorsque les activités humaines sont durables et les impacts réversibles (notion de seuils de tolérance). Cette notion rejoint celle de l'Ospar sur la **définition d'objectifs de qualité écologique qui protègent la structure et la fonction de l'écosystème de toute dégradation sérieuse ou irréversible, et prennent en compte la variabilité naturelle des écosystèmes marins de référence.**

Le WGEXT du CIEM contribue aux activités de recherche et à la collecte d'informations sur les composantes de la biodiversité marine (ICES, 2001, 2009) :

- au niveau structurel des populations et des communautés : diversité, abondance et biomasse ;
- au niveau structurel des écosystèmes : sédiments et cartographie des habitats, modélisation, évaluation des risques ;
- au niveau des processus des écosystèmes : niveau de perturbation et rythme de restauration.

c. Approche par les indicateurs

Un consensus est aujourd'hui observé sur le **besoin d'indicateurs biologiques pour appréhender la gestion des écosystèmes** (Belfiore et al., 2003 ; Hiscock et al., 2005 ; Smeets & Weterings, 2005 ; Rees et al., 2006 ; Bayer et al., 2008 ; EEA, 2008 ; Ware et al., 2009), besoin de plus en plus exprimé dans la législation de l'environnement pour les ressources biologiques. L'emploi d'indicateurs environnementaux s'accroît avec la notion de développement durable et sa

2 La biodiversité dans les plans et programmes

traduction dans la Conférence des nations unies sur l'environnement et le développement (Sommet de Rio de 1992), puis dans celle sur le développement durable (2002) ; la Stratégie marine de l'Union européenne (2002) a également pour objectif de favoriser l'utilisation durable des mers en même temps que la conservation des écosystèmes marins.

D'autres importantes pressions pour le développement d'indicateurs incluent les activités Oskar pour l'approche écosystémique de la gestion du milieu marin (1992), le besoin de classification en « état écologique » dans le cadre de la directive européenne sur l'eau (2000), la protection des espèces et habitats dans le cadre des directives « habitats » de l'Union européenne (1992) et les efforts de conservation de la vie marine en réponse à la Convention des Nations unies sur la diversité biologique (1992).

Le CIEM a énuméré les propriétés nécessaires à de bons indicateurs (du niveau politique au niveau scientifique) de la qualité environnementale :

- **facilité de compréhension par les non-scientifiques et décideurs,**
- **pertinence pour les gestionnaires et la prise de décision,**
- **sensibilité à une activité humaine « gérable »,**
- **lien spatial et temporel avec cette activité,**
- **facilité et précision de la mesure,**
- **possibilité de mesure sur une grande part du secteur concerné,**
- **réponse spécifique à une activité humaine avec moindre sensibilité aux autres perturbations,**
- **existence d'une série de données permettant la fixation d'objectifs réalistes,**
- **valeur scientifique,**
- **coût limité.**

Ces indicateurs peuvent décrire l'état de l'écosystème, des propriétés spécifiques de son activité ou des impacts. Ils doivent être régulièrement évalués par rapport à des valeurs de référence, afin de mettre en évidence les changements de statut de l'écosystème.

Ainsi, les deux approches Oskar (gestion écosystémique) et directive européenne sur l'eau (état écologique) demandent la connaissance de conditions de référence (Indice de qualité écologique = Valeur impactée/Valeur référence). La directive-cadre « eau » stipule que l'évaluation environnementale devrait être reliée à un Indice de qualité écologique (Indice de qualité biologique/Valeur de Référence) variant de 0 à 1.

Si l'aspiration au développement d'indicateurs est internationale (indices biotiques de niveau communautaire en réponse à la directive-cadre européenne sur l'eau), la perspective opérationnelle provient essentiellement d'applications à petite échelle et est généralement plus prudente. Il en ressort un besoin de développer l'interaction entre régulateurs et praticiens pour favoriser la mise en place effective de plans de développement d'indicateurs pour l'évaluation de la qualité de l'environnement.

Il y a actuellement une limite à l'application future d'indicateurs indépendamment des échelles spatiales et des habitats (Leonard et al., 2005). Enfin, l'utilité d'un indicateur ne devrait pas être seulement vue en fonction de sa capacité à opérer sur de grandes échelles spatiales.

Le groupe de travail GIZC¹ (Gestion intégrée des zones côtières) reconnaît (ICES, 2004b) :

- **que les indicateurs doivent être spécifiques à chaque site, mesurables et pertinents à un niveau local pour pouvoir être utilisés efficacement ;**

¹. Le groupe de travail GIZC fait partie du CIEM.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

- que **les indicateurs devraient être l'objectif prioritaire des recherches futures** car ils constituent un lien fondamental entre science et réglementation pour la gestion intégrée des zones côtières.

L'Agence européenne de l'environnement (EEA, 2008) travaille sur les performances des indicateurs actuels pour le milieu marin (tels que l'indice trophique pour témoigner de la biodiversité marine) et sur le développement d'indicateurs complémentaires (taille des poissons, diversité spécifique, niveau de menace).

d. Approche par les fonctionnalités

La Stratégie nationale pour la mer et les océans (2009) évoque les « mesures de protection/restauration pour les espèces marines menacées ou à protéger » et propose « d'enrayer la disparition d'espèces emblématiques menacées d'extinction... ou d'écosystèmes en danger ».

Ces termes du Livre bleu illustrent les diverses approches utilisées pour évaluer la biodiversité, qui restent au niveau structurel des populations et des communautés (diversité, abondance et biomasse) et prennent dans la majorité des cas (86 %) la richesse spécifique comme indicateur.

Il en résulte un manque de prise en compte de l'aspect fonctionnel comme la mise en évidence des mécanismes affectant les composantes de la biodiversité (Bremner *et al.*, 2003 ; O'Connor & Crowe, 2005 ; Ieno *et al.*, 2006 ; Raffaelli, 2006 ; Bremner *et al.*, 2008 ; Hewill *et al.*, 2008).

Or le « bon état écologique » recherché par la Directive « eau » de l'Union européenne (2008) doit être l'expression de la qualité structurelle mais aussi fonctionnelle de l'écosystème (Rosenberg *et al.*, 2004 ; Borja, 2005 ; Borja *et al.*, 2006) au niveau des processus : niveau de perturbation et rythme de restauration. Cette notion rejoint celle de l'Ospar (2007) sur la **définition d'objectifs de qualité écologique qui protègent la structure et la fonction de l'écosystème de toute dégradation sérieuse ou irréversible.**

La chaîne alimentaire marine inclut nombre d'interactions proies-prédateurs et de transferts d'énergie le long de cette chaîne. Une légère modification structurelle de communauté, telle que le remplacement d'une espèce par une autre sans diminution de la diversité, peut se traduire par une importante perturbation du potentiel trophique de certains habitats. De même, une légère perturbation de certains habitats aussi largement présents que les fonds de graviers peut se traduire par la perte de leur potentiel fondamental de secteur de reproduction pour certaines espèces.

Les deux méthodes traditionnellement utilisées pour mettre en évidence la diversité fonctionnelle des écosystèmes benthiques sont l'analyse de la composition spécifique et celle des groupes trophiques. Une approche alternative, utilisant les traits biologiques, informe sur une plus large gamme de fonctions écologiques et se révèle potentiellement plus utile que les approches traditionnelles pour évaluer le fonctionnement des écosystèmes marins benthiques (Bremner *et al.*, 2003).

2 La biodiversité dans les plans et programmes

2-4 Application des compartiments « biodiversité marine » des plans et programmes aux exploitations de matériaux marins

L'exploitation des granulats marins répond à différentes demandes (industrie du bâtiment, aménagements littoraux, réensablement des plages contre l'érosion côtière, agro-industrie...). Leur exploitation durable est un enjeu global croissant (Gray, 2005). Le souhait de minimiser les effets environnementaux à long terme a conduit à plusieurs initiatives pour caractériser et évaluer le rythme de restauration des fonds après perturbation.

La perspective du déploiement des directives européennes et nationales met en avant les enjeux appliqués à l'exploitation des granulats marins, entre autres :

- la mesure des pressions et impacts,
- les mesures de surveillance et de suivi,
- les mesures de restauration et de recolonisation du milieu.

a. La proportionnalité de l'impact des extractions marines sur la biodiversité et le bon état général des fonds marins

Les pressions sur les fonds marins proviennent de diverses activités et facteurs intervenant à différentes échelles spatiales et temporelles : aménagements littoraux, éoliennes offshore, dragages portuaires et dépôts de déblais de dragage, activités côtières, pêche, extractions, pollutions marines ou venant de la terre, changement climatique, espèces invasives...

La multiplicité des activités en mer impose un besoin de vision globale et de gestion intégrée du milieu marin qui va au-delà de la seule protection des espèces et des habitats. C'est suivant cet angle que la proportion des impacts respectifs de chaque activité, dont les extractions, peut être évaluée le plus justement.

Concernant les extractions de matériaux marins, il convient de rappeler l'évidence qu'elles portent sur des substances minérales meubles (sables et graviers siliceux ou calcaires, galets), donc sur des habitats particuliers et des surfaces qui ne correspondent qu'à une partie du plateau continental et du domaine public maritime métropolitain (cf. ICES 2011 > **70 km²**) et pas sa totalité.

Dans ces espaces, l'impact direct des extractions est une perturbation physique des fonds. Ils sont comparables à ceux de la pêche, notamment le chalutage, pour ce qui concerne la perte de biomasse et de biodiversité, ainsi que la modification de la nature des communautés benthiques (ICES, 2001 ; Stelzenmüller et al., 2010).

Dans un tel contexte de pressions cumulées prioritaires (Robinson et al., 2008), les indicateurs retenus pour évaluer la perturbation physique des fonds sont l'abondance des espèces benthiques sensibles et la superficie relative d'un habitat clé qui sera affectée.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

Tableau 1

Exemples de facteurs à prendre en compte pour mettre en évidence les impacts cumulés sur l'Habitat 1110 - bancs de sables à faible couverture permanente d'eau marine (Annexe 1 de la directive Natura 2000).

ACTIVITÉS HUMAINES	IMPACTS
Chalutage de fond	Réduction généralisée de la biodiversité benthique et halieutique (Indice trophique marin)
Extractions de granulats marins	Réduction locale de la diversité benthique Diminution du nombre d'espèces, de l'abondance et de la biomasse benthiques
Dépôts de déblais de dragage	Réduction locale et augmentation périphérique de la biodiversité Diminution de la superficie de l'habitat Augmentation de la teneur en vases
Implantation d'éoliennes	Diminution de la superficie de l'habitat Augmentation potentielle de la biodiversité
EFFETS CUMULÉS	Diminution de la superficie et de la biodiversité (structure et fonction) de l'habitat Perturbation potentielle de secteurs de nourrissage de poissons et d'oiseaux et destruction de frayères (secteurs de reproduction)

b. Sensibilité des habitats et espèces clés aux différents types d'impact liés aux extractions de granulats marins

Il est possible d'évaluer la sensibilité (degré de réponse à un stress) des fonds aux différentes formes et intensités d'impact (niveaux de pression) des extractions sur les indicateurs de biodiversité que représentent les espèces, communautés et habitats sensibles identifiés au niveau international.

Tableau 2

Sensibilité des habitats et espèces clés (identifiés par les conventions internationales) aux différents niveaux d'impact des extractions de granulats marins : extraction/turbidité/dépôt.

Sensibilité aux extractions		Niveaux de pression				
Indicateurs d'impact		Elevé	Moyen	Faible	Négligeable	Positif
Ospar espèces	Morue	T			D	E avec jachère
	Raies			E/T	D	
Ospar habitats	Récifs à <i>Sabellaria</i>	E			T	D
	Bancs de maërl	E/T/D				
	Fonds durs à <i>Modiolus</i>	E	D	T		
CIEM habitats	Frayères	E/T/D				
	Nourriceries	E/D			T	
	Gisements coquilliers	E/D			T	
Natura 2000	1110.2 (sables graveleux)		E/T/D			
	1110.3 (sables moyens)			E/T	D	

2 La biodiversité dans les plans et programmes

c. Dans le contexte Natura 2000

Les sédiments marins recherchés par l'industrie d'extraction correspondent aux fonds de sables et de graviers qui ne représentent qu'une fraction de la diversité élevée des habitats et de la faune marine (multiplicité des types de fonds, habitats d'intérêt communautaire, espèces rares et menacées).

■ Les habitats des fonds sableux (Habitat 1110)

Ils présentent une faible diversité en microhabitats, et plus particulièrement les bancs mobiles de sables grossiers recherchés pour l'extraction sont typiquement pauvres en espèces et en biomasse, mais leur composition faunistique n'est pas sans intérêt en terme de biodiversité (anémones, annélides, bivalves, échinodermes, crustacés... robustes et à croissance rapide).

Ces populations d'invertébrés facilement accessibles représentent une source de nourriture importante pour de nombreux poissons et oiseaux. Cependant, la plupart des espèces de poissons plats d'intérêt commercial se développent et se reproduisent dans des sables fins et envasés sans intérêt pour l'extraction. En revanche, certains fonds sableux sont le support de bancs de coquilles ou des secteurs de nourrissage importants pour de nombreux oiseaux plongeurs (sternes, cormorans, canards, fous...).

■ Les habitats des fonds de graviers (Habitat 1110-3)

Les habitats de graviers profonds sont plus diversifiés que ceux plus proches des côtes, avec une épifaune abondante et diversifiée d'éponges, de tuniciers, de bryozoaires, d'hydrides et de polychètes ; des récifs biogéniques menacés et à forte valeur patrimoniale sont également associés à ces graviers.

Plus de 48 espèces de poissons de la zone Atlantique Nord-Est sont associées aux fonds sablo-graveleux pour la ponte (harengs, dorades grises, soles...) ; une quarantaine d'autres sont associées à ces habitats (raies, roussettes, plies, lançons, requins...). La forte productivité des fonds de graviers littoraux en fait d'importants secteurs de nourrissage pour des oiseaux plongeurs (Anatidés, Alcidés).

En général, la biodiversité des fonds marins tend à augmenter avec la taille et l'hétérogénéité des sédiments (microhabitats) ainsi qu'avec la stabilité du substrat.

La faune des fonds sableux se limite essentiellement à des espèces enfouies, alors que la taille supérieure des graviers permet la fixation et fournit un abri pour de nombreux organismes sessiles et mobiles.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

Tableau 3

Impacts potentiels de l'extraction de granulats marins sur les habitats et espèces de la directive européenne Natura 2000 (in Posford Duvivier Environnement, 2001).

Caractéristiques retenues	Impacts potentiels				
	Prélèvement Substratum / benthos	Augmentation de turbidité	Modification du sédiment	Modification courants/trans-port sédiment	Qualité eau
Habitats (Annexe I)					
Bancs sableux sublittoraux	C-M	C	M-L	M-L	C
Estuaires	C-M	C	M-L	M-L	C
Vasières et estrans sableux	C-M	C	M-L	M-L	C
Lagons				M-L	
Grandes baies peu profondes	C-M	C	M-L	M-L	C
Récifs		C	M-L		C
Falaises craie et bancs galets				M-L	
Marais saumâtres et prés salés				M-L	
Prairies côtières et saumâtres				M-L	
Habitats rocheux et grottes		C		M-L	C
Espèces (Annexe II)					
Mammifères marins	C-M	C			C-L
Poissons	C-M	C	M-L		C
C= impact à court terme M= moyen terme L= long terme					
Les impacts à court terme sont ceux attendus sur une période de quelques heures à plusieurs jours ; ceux à moyen terme sont prévus durer de plusieurs mois à un an, ceux à long terme plus d'un an.					

L'impact des dragages sera d'autant moins important sur la biodiversité que les communautés benthiques concernées seront communes (critère structurel) et/ou avec une faible biomasse (critère de fonctionnalité).

Il est utile de rappeler ici le classement des différents faciès biosédimentaires établi selon un indice croissant de sensibilité biologique (Desprez, 1999) qui conduit à privilégier l'exploitation des matériaux marins dans des fonds naturellement instables (sables grossiers dunaires) où les communautés benthiques sont pauvres (< 5 g/m²), adaptées à la perturbation régulière des fonds et plus aptes à recoloniser des sites exploités.

Les extractions ne sont susceptibles de représenter une menace majeure pour la biodiversité que lorsque les dépôts pressentis correspondent à un biotope de faible superficie et/ou si les impacts affectent des habitats et espèces sensibles et menacées (listes Oskar et Natura 2000).

Les espèces/habitats les plus menacés sont les fonds de maërl à très forte diversité et les reliefs biogéniques à *Sabellaria spinulosa* qui font l'objet de mesures de protection spécifiques (Oskar, Natura 2000)

Les sites britanniques d'extraction ne sont pas localisés dans les secteurs les moins sensibles ; la synthèse récemment réalisée sur le lien entre les conditions environnementales et le potentiel de restauration des habitats constitue un outil pratique pour la gestion spatiale du milieu marin et la protection de la biodiversité (Foden, 2009).

2 La biodiversité dans les plans et programmes

La matrice Poséidon, utilisée dans l'analyse de risque pour les fonds littoraux français, ne prend en compte que le temps de restauration pour évaluer la sensibilité potentielle des habitats ; pour ceux majoritairement concernés par les extractions, la sensibilité évolue en fonction de l'intensité de la pression comme indiqué dans le tableau suivant.

Tableau 4

Evaluation des risques liés aux extractions de granulats marins pour les principaux types de fonds exploités sur le littoral français (matrice Poséidon).

Analyse de risque		Sensibilité des habitats		
Indicateur d'impact			Natura 1110.2	Natura 1110.3
Intensité pression	Temps de restauration	Graviers sableux à épifaune	Sables graveleux à Amphioxus	Sables moyens dunaires à Ophelia
Elevé	> 10 ans	Elevé	Elevé	Moyen
Moyen	1 à 10 ans	Elevé	Moyen	Faible
Faible	< 1 an	Moyen	Faible	Négligeable

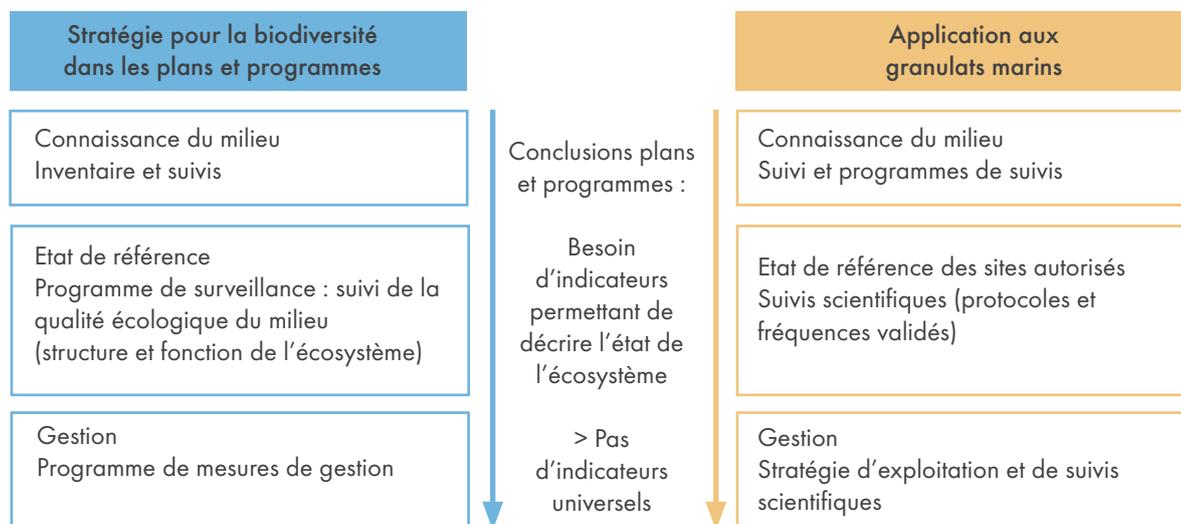
d. Dans le contexte de la directive-cadre européenne « stratégie pour le milieu marin »

Dans le cadre de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin », la recherche d'indicateurs pertinents révélateurs du bon état écologique devient une réalité. Grâce au bon usage des connaissances et de la bibliographie scientifique, l'état du milieu marin le plus complet peut être envisagé.

A ce titre, à travers le filtre des publications scientifiques, la présente étude doit permettre de préciser l'état des études quant aux suivis, mesures des impacts et connaissances des paramètres de la restauration du milieu. L'enjeu principal des exploitants de matériaux marins est de mesurer la corrélation entre l'état de la connaissance scientifique et les besoins actuels et futurs des gestionnaires.

2 La biodiversité dans les plans et programmes

2-5 Bilan



La stratégie pour la biodiversité marine des plans et programmes peut donc être synthétisée en un schéma de principe. Les « indicateurs » sont le point structurant pour modéliser l'état de référence/conservation/dégradation de l'écosystème.

Cependant, comme les composantes de la biodiversité s'étendent sur tous les niveaux de l'organisation biologique (gènes, espèces, communautés, écosystèmes), il n'y a pas d'indicateur simple et universel de la biodiversité. Pour autant, dans le cadre du suivi de la biodiversité en relation avec l'exploitation des granulats marins, les études scientifiques s'appuient sur le benthos comme un élément de suivi pertinent.

3 Les enjeux de l'exploitation de granulats marins



3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

3-1 Méthodologie

Depuis dix ans, la production scientifique portant sur la thématique de l'exploitation de granulats marins est importante et en augmentation (127 références ici citées). Passées au crible des critères exposés par la directive-cadre européenne « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM), les études publiées sur les effets des exploitations de granulats et la restauration du milieu marin, attestent par leur nombre et les multiples champs de recherches que les questions posées trouvent pour majeure partie des réponses.

A travers le filtre des publications scientifiques, cette synthèse des éléments de connaissances relatives à l'exploitation des granulats marins montre que sur le pool de 280 publications (Cf. annexe 1) :

- 33 % portent sur la caractérisation du milieu,
- 50 % portent sur l'évaluation des pressions et impacts,
- 17 % portent sur la restauration et la recolonisation du milieu.

Afin de mettre en évidence l'évolution des préoccupations environnementales liées aux activités humaines en mer et notamment aux extractions de granulats marins, il a été choisi de faire une synthèse bibliographique des publications scientifiques : articles avec comité de lecture, bilans et rapports de programmes de recherches, thèses, etc. hors études d'impacts ou études privées. L'intérêt est que ces études sont accessibles. Ces dernières sont présentées ici sous différentes formes (cf. inventaire bibliographique).

De plus, pour faire le lien avec la DCSMM, les tableaux de son annexe 3 ont été utilisés pour préciser de manière plus fine l'organisation des références bibliographiques en fonction des listes indicatives de caractéristiques, pressions et impacts.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

3-2 La ressource minérale et son exploitation

Ce paragraphe développe l'inventaire des grands programmes européens de recherche qui concernent les points suivants.

a. La connaissance de la ressource minérale

Pour la détermination de la ressource en terme de quantité et de répartition, la présente étude se base sur le travail de deux programmes de recherche, un pour la France et l'autre pour la Grande-Bretagne.

- Ifremer-BRGM : le ministère de l'Industrie a confié à l'Ifremer un inventaire des ressources en matériaux marins pour onze départements côtiers sur les deux façades Manche et Atlantique (2004-2005), ainsi qu'une identification des zones à moindre contrainte et la construction d'un Système d'information géographique SIG (2006-2010). Ce travail est actuellement complété pour le département des Landes et des Pyrénées-Atlantiques et la façade Bretagne (www.lfremer.fr/sextant/fr/web/granulats-marins).
- Aggregate Levy Sustainability Fund (ALSF) : ce programme coordonne l'ensemble des études réalisées sur le thème des extractions dans les eaux territoriales britanniques par des organismes de recherche publics (CEFAS, universités...) ou privés (associations...). Ses quatre principaux objectifs sont :
 - de minimiser la demande en matériaux ;
 - de promouvoir des extractions à moindre impact (identification des habitats et espèces sensibles) ;
 - de dresser le bilan environnemental des extractions passées ;
 - de compenser les impacts des extractions (recherche de techniques de restauration).

b. Techniques d'extractions

Pour l'exploitation des matériaux marins, les deux techniques les plus couramment utilisées sont l'extraction par aspiration à l'élinde traînante en marche ou l'extraction par aspiration à point fixe (« à l'ancre »). Les dragues aspiratrices sont munies d'une ou deux élinde laissant sur le fond des sillons de 1 à 3 m de large et 0,2 à 0,5 m de profondeur ; la capacité des dragues est actuellement de 1 000 à 5 000 m³.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

■ Extraction par élince traînante en marche

De façon marginale, il reste encore quelques navires extrayant par benne preneuse à point fixe.

Figure 2

Photo d'une tête d'élince. La largeur maximum est de 3 m. Elle peut être relevée ou abaissée et équipée d'éléments complémentaires (grille...).



Crédit photo A. Garçon

Cette méthode est généralement préférée dans la plupart des pays membres du CIEM pour son moindre impact à long terme.

Selon le rapport surface exploitée/profondeur de creusement, on distingue le dragage intensif et le dragage extensif (Boyd et al., 1995) :

- les modes extensif et semi-intensif (< 2 h/ha/an) perturbent une grande surface de fond (plusieurs km²) mais de façon superficielle et non homogène (20-50 % de la superficie) ;
- le dragage intensif (de 2 à 10 h/ha/an) limite la surface perturbée mais provoque un surcreusement du site plus important.

Cette classification peut être améliorée, en intégrant des catégories intermédiaires entre 2 et 10 h/ha/an.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Figure 3

Schéma de principe d'une drague aspiratrice en marche (DAM), exploitant les matériaux marins à l'aide d'une élinde.



■ Extraction par aspiration à l'ancre

Cette méthode est « marginale » et n'est utilisée que dans certains pays (Grande-Bretagne, Allemagne), dans des secteurs où la ressource est suffisamment épaisse mais limitée dans l'espace, et/ou recouverte de sédiments non exploitables (découverte) ; en effet, ce type d'extraction laisse les fonds parsemés de « cratères » dont le diamètre (20-200 m) et la profondeur (5-25 m) rendent définitivement le secteur impropre tant au chalutage qu'à la recolonisation benthique et donc au retour de la biodiversité initiale (Helcom, 1999 ; Boyd *et al.*, 2004 ; ICES, 2009). L'importance des impacts environnementaux a conduit à l'interdiction de cette technique dans plusieurs pays européens (Velegrakis *et al.*, 2010). En revanche, le ralentissement des courants reste localisé (rayon de 500 m) et favorise le piégeage des sédiments fins (Byrnes *et al.*, 2004 ; ICES, 2005 ; Schwarzer, 2010).

■ Extraction à la benne

L'extraction à la benne en point fixe n'est plus très usitée. Elle ne concerne en France qu'une exploitation artisanale de proximité, principalement pour la production de sables coquilliers. Cette activité est très marginale en France.

Figure 4

Photo d'un navire sablier dont le mode d'exploitation est une grue à benne (sablier « le Banco »).



source : <http://navires-de-peche.over-blog.com>

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

3-3 L'évaluation et la surveillance du milieu

a. Les références européennes et nationales

Ces protocoles peuvent être hiérarchisés de la façon suivante.

Au niveau européen

La directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » indique les recommandations suivantes en terme de programmes de surveillance (articles 11 & 24) :

Leur compatibilité au sein des régions marines repose sur les dispositions applicables en matière d'évaluation et de surveillance établies par la législation communautaire, en particulier les directives « habitats » et « oiseaux », ou en vertu d'accords internationaux.

L'évaluation de l'état écologique des eaux marines tient compte :

- de listes indicatives de caractéristiques, pressions et impacts
 - topographie, bathymétrie, turbidité ;
 - structure et composition des substrats ;
 - communautés benthiques : composition taxonomique, biomasse ;
 - populations ichtyologiques : structure, abondance.
- d'une liste de recommandations de mesures de surveillance
 - repérage des indicateurs susceptibles d'être associés aux objectifs environnementaux pour garantir le bon état écologique du milieu marin ;
 - nécessité de fournir des informations permettant d'évaluer l'état écologique ;
 - nécessité de recueillir les informations permettant d'évaluer l'incidence des mesures de gestion (article 13).

Une revue des différents protocoles a été dressée par le programme MESH (2008) pour mettre en place une gamme de techniques de suivi ; elle a mis en évidence le besoin d'uniformisation internationale, identifié quelques lacunes et proposé des recommandations opérationnelles pour une utilisation optimale des techniques existantes de prélèvement, de traitement et d'interprétation des données (www.searchmesh.net).

En milieu subtidal, le programme recommande les outils suivants pour la cartographie des habitats : AGDS (discrimination acoustique des fonds), sonar latéral, sondeur mono-faisceau, bathymétrie multi-faisceau. Des techniques de prélèvements de fond et de vidéo permettent de valider les acquis acoustiques (bennes, chalutages, dragages, plongeurs ; caméras vidéo tractées ou avec plongeurs, robots).

Le catalogue MESH recense trente trois types d'habitats dans les eaux d'Europe nord-occidentale.

Dans le cadre de la DCSMM, par exemple, cette méthode ne semble pas envisageable : les coûts seraient prohibitifs compte tenu des surfaces.

Au niveau national

En Grande-Bretagne, le CEFAS a publié des conseils pour la réalisation d'études sur les sites d'extraction (Boyd et al., 2002a) ; les thèmes suivants sont abordés :

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

- les suivis océanographiques ;
- les méthodes acoustiques de prospection des fonds ;
- l'analyse des sédiments ;
- le suivi du benthos (échantillonnage, traitement) ;
- les méthodes de traitement statistique des résultats benthiques ;
- la standardisation des procédures (assurance qualité) ;
- l'utilisation des SIG et les techniques de cartographie des habitats.

En France, l'Ifremer a mis à jour en 2006 ses recommandations méthodologiques (<http://www.ifremer.fr/DROGM/Ressources-Minerales/Materiaux-marins>) pour les états initiaux et les suivis, auxquelles s'ajoute la proposition de protocole halieutique en 2011.

Les recommandations ont pour objectifs :

- de permettre une réalisation standardisée des opérations en mer liées à l'état de référence initial et aux études de suivi ; l'état de référence initial et les études de suivi d'un site d'exploitation de matériaux marins doivent comporter, au minimum, les opérations suivantes :
 - une cartographie morpho-bathymétrique ;
 - une cartographie morpho-sédimentaire ;
 - un inventaire biologique : cf. CHARM, données halieutiques...
- de procurer un guide de lecture facilitant l'émission des avis que l'Ifremer fournit aux décideurs publics (ministères, préfetures, services déconcentrés de l'Etat) et, ainsi, d'harmoniser les réponses à l'échelle nationale.

b. Habitats et espèces

Pour l'étude des habitats et des espèces, les résultats de plusieurs programmes européens ont été pris en compte.

- Charm : ce programme pluridisciplinaire franco-britannique a permis de produire un atlas des habitats préférentiels des diverses ressources halieutiques de Manche orientale en vue de leur gestion ; ce projet s'étend à l'ensemble de la Manche pour appréhender la distribution des stocks en fonction de leurs habitats spécifiques.
- Eumarsand : ce programme pluridisciplinaire (2002-2006) répondait au besoin urgent d'approches intégrées et cohérentes pour la prospection des dépôts européens de sables et graviers d'intérêt commercial (hydrodynamique, sédiments et écologie de la plate-forme continentale et des zones côtières), pour leur utilisation rationnelle et pour l'évaluation de l'impact environnemental de leur exploitation.
- Mesh : ce programme pluridisciplinaire (2004-2007) a eu pour objectif de définir un cadre méthodologique pour la cartographie des habitats marins de l'Europe occidentale entre Irlande et Pays-Bas. Les principaux résultats concernent la compilation et la standardisation des informations existantes, le développement de techniques de modélisation prédictive sur la distribution des habitats dans des secteurs non prospectés, la diffusion de protocoles de cartographie testés et agréés au niveau international.
- Sandpit : ce projet avait pour objectif de quantifier l'impact topographique, sédimentaire et benthique, ainsi que les capacités de restauration des fonds sableux, en fonction de différents scénarios d'extraction (profondeur, durée, intensité).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

- Siegma : ce programme pluridisciplinaire développé en Manche orientale depuis 2004 a pour objectif principal de mettre en évidence l'impact des extractions de granulats marins sur l'écologie des poissons de fond (abondance, relations trophiques avec le benthos) tout en testant l'influence des conditions d'extraction sur l'intensité de l'impact et sur la vitesse de recolonisation du benthos.
- Le protocole halieutique proposé par l'Ifremer (2011) pour l'élaboration de l'état initial et suivis des activités humaines en mer.

L'inventaire de ces programmes de recherche montre l'intérêt récent et croissant concernant les besoins de connaissances (biodiversité, habitats...) des effets des activités anthropiques sur le milieu marin. Ces programmes apportent déjà des réponses aux préoccupations environnementales (DCE, DCSMM) des autorités européennes de ces dernières années.

La notion d'habitat est comprise comme l'ensemble des caractéristiques physiques et environnementales qui façonnent un biotope ainsi que des biocénoses qui lui sont associées (Populus et al., 2009). La cartographie des habitats marins peut fournir des éléments essentiels à la mise en place d'une gestion écosystémique intégrée et s'inscrire dans un contexte de modélisation de la biodiversité (Cogan et al., 2009).

Le groupe de travail pour la Cartographie des habitats marins (ICES, 2008) constate l'importance de cet objectif dans le processus de sélection des secteurs d'extraction afin de protéger les communautés benthiques menacées et permettre la gestion des ressources.

Malgré le nombre de programmes entrepris (Boyd et al., 2005 ; Brown et al., 2005 ; Connor et al., 2004 ; Coggan, 2006 ; Eastwood et al., 2006 ; James et al., 2007), il y a peu de protocoles agréés au niveau international pour les techniques à utiliser ; le groupe de travail a examiné les conseils existants qui incluent des recommandations de protocoles opérationnels et a permis de mettre en place **la première application à grande échelle de la classification des habitats selon la typologie européenne Eunis (Connor et al., 2004)**. L'usage par les différents acteurs du milieu marin d'une typologie commune devrait permettre une interprétation normalisée de l'information sur les habitats marins, ainsi qu'une cohérence quant à la comparaison des habitats à l'échelle européenne. Les études se poursuivent pour établir la correspondance entre Eunis, les habitats génériques Natura 2000 et les habitats prioritaires Ospar (Guillaumont et al., 2009).

L'habitat est l'échelle adéquate pour mettre en place une planification de l'exploitation des ressources en granulats marins qui assure la conservation des écosystèmes des sites concernés. Mais il reste essentiel de définir le niveau de détails nécessaires pour informer les industriels sur les capacités de récupération après exploitation (Lozach & Dauvin, 2009).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

c. Détail des protocoles par thématique

Il existe actuellement une importante diversité d'outils et de protocoles pour évaluer et suivre l'environnement marin. Ainsi, il est possible de décliner l'approche scientifique du milieu au travers des différents paramètres que sont la bathymétrie, la couverture sédimentaire, le benthos, etc.

Cela permet de présenter un état du milieu, que l'opérateur traduira par une grille de lecture, pondérant ou accentuant ainsi les paramètres, selon les enjeux et les programmes de gestion associés.

■ Bathymétrie

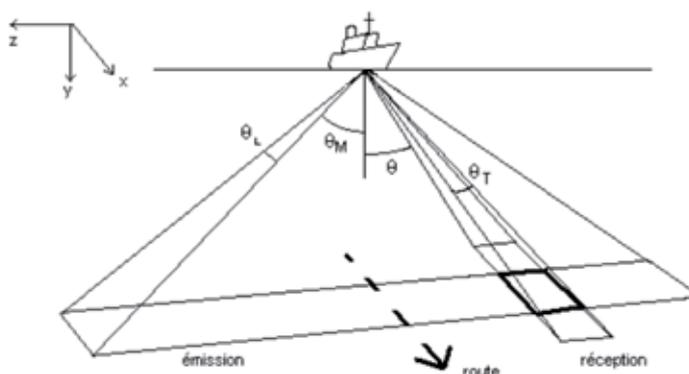
Pour déterminer la bathymétrie¹ d'une zone en mer, l'outil utilisé est soit **un sondeur monofaisceau**, soit **un multifaisceau (SMF)**. Le SMF mesure simultanément la profondeur selon plusieurs directions, déterminées par les faisceaux de réception du système. Ces faisceaux forment une fauchée perpendiculaire à l'axe du navire (Fig. 5). Le sondeur explore ainsi le fond sur une large bande : on parle de bathymétrie surfacique et d'exploration (insonification) totale.

En règle générale, pour les suivis des zones d'extraction en mer, le sondeur monofaisceau est plus couramment utilisé. Ce dernier explore les fonds en émettant une impulsion sonore au travers d'un faisceau dirigé selon la verticale du navire et en mesurant le temps nécessaire au signal pour parcourir le trajet navire/fond/navire.

Le sondeur multifaisceau possède une différence principale par rapport au sondeur monofaisceau : il permet d'explorer (« insonifier ») un large couloir, le long de la route du navire et sa résolution est grande (d'autant plus grande que ses faisceaux sont étroits).

La plupart des sondeurs multifaisceaux fonctionnent selon la technique dite des « **faisceaux croisés** » : Une impulsion sonore est émise au travers d'un lobe d'émission étroit dans la direction longitudinale (typiquement de l'ordre de 1 à 5 degrés) et large transversalement (typiquement 150 degrés). La réception se fait à l'aide de faisceaux assez larges longitudinalement (de l'ordre de 20°) et étroits dans le plan transversal.

Figure 5 Principe de prospection du SMF



source : SHOM

¹ La bathymétrie est la science de la mesure des profondeurs de l'océan pour déterminer la topographie du fond de la mer. Les points de même profondeur sont reliés sur les cartes par des lignes imaginaires, appelées « isobathes ».

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

L'ensemble de la chaîne de mesure est composé :

- d'un sondeur,
- d'un système de navigation inertielle,
- d'un système de positionnement,
- d'un récepteur marégraphe,
- d'un célérimètre,
- d'un système d'acquisition.

■ Colonne d'eau

Les paramètres pouvant être mesurés dans la colonne d'eau sont multiples : température et salinité (sonde CTD), courants (ADCP), turbidité (minipodes), oxygène dissous, pH, matières en suspension (MES).

Ces paramètres permettent de caractériser le milieu naturel pour différentes conditions hydrodynamiques, mais également le panache turbide lié à la phase d'exploitation des matériaux marins ou du passage d'un chalut de pêche, par exemple.

■ Sédiments

Les cartes sédimentaires ont des échelles variant de 1/5 000 à 1/30 000 000 et reposent sur des données très diverses en nature, qualité et quantité (géologie, géomorphologie, dimension des particules, processus physiques, composants chimiques) qui témoignent de l'état des connaissances mais aussi des besoins des différents utilisateurs (Garlan, 2009). La diversité des classifications des sédiments marins est grande et la complexité des fonds marins empêche la représentation sur une seule carte ; la classification unique et universelle des sédiments marins ne peut donc être atteinte. On observe au contraire des écarts de plus en plus grands entre deux extrêmes :

- les cartes basées sur la granularité de prélèvements ponctuels;
- les cartes physiographiques reposant sur l'imagerie acoustique et la morphologie, qui caractérisent mal la nature des fonds (sonar). Ce type de carte s'appuie, en plus de données acoustiques des sonars, sur des prélèvements sédimentaires qui permettent la calibration des faciès acoustiques et donc d'approcher la vérité de terrain en terme de répartition mais aussi de nature, alors que la première approche ne fournira pas la répartition précise des types de fonds.

A l'échelle des sites d'extraction, les recommandations (Boyd *et al.*, 2002a) concernent les paramètres suivants : granulométrie par tamisage à sec de la fraction grossière et granulométrie laser de la fraction fine (<500 μm) ; classement ; matière organique ; carbonates.

■ Modélisation numérique

Différents modèles numériques hydro-sédimentaires (SIAM, MARS...), effectuant la synthèse de toutes les informations disponibles, pourront servir d'interface entre la réalité complexe des fonds marins et les besoins des utilisateurs et des sciences connexes que sont la dynamique sédimentaire, la biologie marine, la géotechnique, la géoacoustique et l'océanographie.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

■ Benthos

Les communautés benthiques sont une cible privilégiée pour les investigations sur les effets des extractions de sédiments marins parce que :

- l'impact direct des extractions s'effectue sur le benthos ; le suivi des communautés benthiques permet d'évaluer la pression de l'activité à court, moyen et long termes, en comprenant les effets de recolonisation biologique des fonds marins ;
- elles ont un lien fonctionnel direct avec d'autres ressources d'intérêt commercial (crevettes, crabes, poissons...) ; elles peuvent également avoir une valeur intrinsèque en terme de rareté et de conservation ;
- elles représentent des caractéristiques constantes des fonds marins, qui varient de façon prévisible avec l'habitat physique selon les perturbations anthropiques.

La méthodologie proposée par Boyd et al. (2002) détaille la planification des suivis, leur conduite, les protocoles d'échantillonnage du benthos et du sédiment, les méthodes d'analyse statistique des échantillons, mais aussi les méthodes acoustiques d'examen des fonds et les suivis des paramètres hydrodynamiques.

Le protocole : Il existe différents protocoles de suivi benthique. L'objectif est d'établir un échantillonnage quantitatif et un traitement des échantillons de la macrofaune marine de fonds meubles (macroendofaune). Les prélèvements favorisent la faune retenue dans un tamis de 1 mm de maille. Ils sont réalisés à l'aide d'une benne (Van Veen, Smith McIntyre, mini-Hamon) prélevant une surface de 0,1 m². Plusieurs prélèvements (réplicats) sont effectués à chaque station (cinq réplicats sont recommandés par Rebent). Les coordonnées de chaque point de prélèvement sont enregistrées à l'aide d'un GPS différentiel.

Les échantillons prélevés sont triés en laboratoire, classés par embranchements et déterminés jusqu'au plus petit niveau taxonomique possible. Pour chaque réplicat, les organismes sont dénombrés et leur biomasse déterminée. A chaque station, un échantillon de sédiment est prélevé et conservé afin de réaliser une analyse granulométrique sur une colonne de tamis classiques normes Afnor de maille carrée (2 mm / 40 µm) et d'estimer le taux de matière organique dans le sédiment.

Les paramètres analysés : La richesse spécifique (nombre d'espèces), l'abondance (nombre d'individus par m²) et la biomasse (grammes de matière organique par m², exprimée en poids sec calciné sans cendres) sont les paramètres de base qui permettent de décrire la faune benthique. En complément, la dominance (abondance relative des espèces), des analyses statistiques univariées (diversité, biodiversité, variance), et multivariées (similarité Anosim, ordination MDS) peuvent être élaborées.

La fréquence : L'échantillonnage doit être réalisé à intervalles réguliers, de préférence en fin d'hiver (période où les communautés sont à leur niveau minimal de diversité et d'abondance) tant pendant le suivi de l'extraction que celui de la recolonisation.

Les méthodes statistiques utilisées pour décrire la structure des assemblages benthiques peuvent être regroupées en trois catégories (Boyd et al., 2002):

- les méthodes univariées pour les paramètres élémentaires de peuplement : richesse spécifique, abondance, dominance, diversité, équitabilité, biomasse ;
- les techniques de distribution : profils de diversité visualisés par des courbes de dominance décroissante des espèces (abondance, biomasse) ;
- les méthodes multivariées : elles permettent de mettre en évidence si les assemblages biologiques répondent aux perturbations par de petits mais constants changements de l'abondance relative des espèces ; ces changements ne pourraient pas être détectés par des comparaisons d'indices univariés.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Ces analyses nécessitent :

- une transformation (log) des données brutes,
- une mesure de similarité (indice de Bray-Curtis) entre tous les échantillons pris deux à deux,
- une classification hiérarchique (dendrogramme, Lance et Williams) à partir de la matrice de similarité,
- une ordination des échantillons selon une échelle multidimensionnelle (MDS).

Des analyses de similarité (Anosim) peuvent être réalisées pour tester la significativité des différences observées dans la structuration des assemblages entre échantillons ou stations.

■ Poissons benthiques et démersaux

Dans le cadre du programme élaboré par le GIS Siegma (groupement d'intérêt scientifique « suivis des impacts de l'extraction de granulats marins »), la concertation entre scientifiques, pêcheurs et industriels a permis de mettre en place le protocole expérimental suivant (2006) :

- échantillonnage avec les outils utilisés par les pêcheurs locaux : chalut de fond (à perche) et/ou semi-pélagique (GOV), filets fixes et/ou trémails ;
- fréquence trimestrielle pour l'état initial et la période de suivi des extractions.

Par rapport aux informations obtenues avec les chalutages de fond, la faible plus-value des résultats apportés par les filets fixes et/ou trémails au regard de l'investissement matériel et humain consenti, a dans ce cas, posé la question de l'intérêt de poursuivre cet échantillonnage au bout de deux ans et il fut finalement abandonné. Par ailleurs, le chalut s'est avéré efficace sur des zones draguées pendant plusieurs années, permettant la poursuite des suivis.

Il existe d'autres exemples de suivis halieutiques, comme les recommandations émises par l'Ifremer (fév. 2011), le protocole DCE pour l'échantillonnage des petits poissons estuariens, qui a été utilisé en Atlantique pour estimer l'importance de la concession du Grand Charpentier comme zone de nourricerie pour les juvéniles de poissons et particulièrement la sole par rapport à l'ensemble de l'estuaire externe de la Loire.

■ Divers

Suivant les cas et les questions posés, la vidéo, la plongée et l'imagerie de profils sédimentaires peuvent être des outils complémentaires et appréciables (fig. 6).

Figure 6

Caméra vidéo sous-marine (type mini ROV) - Taille environ 50-70 cm.



3-4 Mesure des pressions et impacts

a. Source des données

A défaut de disposer de modèles numériques permettant de simuler l'impact des extractions sur la nature et les mouvements du sédiment ou sur l'évolution des communautés benthiques et halieutiques associées, **les informations sur les effets des extractions de sédiments marins sur la biodiversité marine ont plusieurs origines :**

- **les études menées sur des gisements en exploitation et quelques sites expérimentaux** fournissent la majeure partie de l'information sur les effets locaux des extractions ;
- **les études menées à une échelle régionale** ont surtout renseigné sur des effets éloignés (érosion côtière), des effets cumulés et des mesures potentielles de réduction des effets (Posford Haskoning, 2003, 2004 ; Newell & Garner, 2006 ; James et al., 2007 ; Russel & Selby, 2007) ;
- **les études sectorielles menées sur la connaissance fondamentale de l'environnement marin** (sédiments, communautés, habitats) peuvent enfin fournir des informations sur les effets potentiels d'extractions menées dans les environnements étudiés (Boyd et al., 2005).

Les résultats de ces diverses études (publications, rapports, conférences...) font chaque année l'objet d'une synthèse par **le groupe de travail sur les « effets des extractions de sédiments marins sur l'écosystème marin »** du CIEM qui publie également à intervalles réguliers des Rapports des recherches collectives (ICES, 1992, 2001, 2009) et **est à l'origine de l'élaboration :**

- **d'un Code de conduite pour l'extraction commerciale de granulats marins (ICES, 2001) ;**
- **de recommandations pour la préparation des évaluations d'impact sur l'environnement qui ont été adoptées par l'Ospar (ICES, 2003).**

Les impacts physiques et biologiques des dragages de matériaux marins ont donc été décrits dans de nombreux suivis et ont fait l'objet de synthèses récentes (Newell et al., 1998 ; Seiderer & Newell, 1999 ; Desprez, 1999 ; ICES, 2001, 2009 ; Boyd et al., 2002b ; Toupin, 2004) dont certaines se sont plus particulièrement intéressées aux conséquences sur la biodiversité (Gubbay, 2003 ; EMU Ltd, 2006 ; Chesworth, 2007) ou aux fonctions écologiques du milieu marin (Birklund & Wijsman, 2005 ; Cooper et al., 2008).

b. Perturbations physico-chimiques

■ Modification de la nature sédimentaire du fond

• Extraction par élinde traînante

Toute activité d'extraction conduit généralement à une modification de la nature des sédiments superficiels ; s'il est recommandé de ne pas épuiser un gisement pour laisser une certaine épaisseur du dépôt d'origine (ICES, 2001), il est rare que la nature initiale du fond soit conservée sur un site commercial d'extraction :

- seul un dragage très extensif (spatial et/ou de durée limitée) se traduira par la présence de sillons sans modification significative de la nature des sédiments comme sur certains sites expérimentaux en mer du Nord (Van Moorsel, 1994 ; Kenny *et al.*, 1998 ; Boyd *et al.*, 2005 ; ICES, 2009) ;
- un dragage intensif entraîne progressivement le surcreusement des sillons et la création de dépressions qui constituent des zones privilégiées de décantation des sédiments fins rejetés par surverse (sables fins, très fins et vases) ou provenant du transit naturel des sédiments (Desprez, 2000 ; Siegma, 2007 ; Cooper *et al.*, 2007b).

L'emprise spatiale d'une surverse modérée est généralement insignifiante du fait de la décantation rapide du panache et du taux limité de dépôt (Newell *et al.*, 1999 ; 2002) ; en revanche, le rejet à grande échelle de sédiments fins (extractions multiples ou répétées, tamisage à bord) peut changer la nature du sédiment (Desprez, 2000 ; Van Dalssen *et al.*, 2000 ; Boyd & Rees, 2003 ; Cooper, 2005) et modifier la nature des communautés benthiques avec passage d'un fond sablo-graveleux à épifaune diversifiée vers un fond sableux à endofaune moins diverse (Boyd *et al.*, 2005 ; Desprez *et al.*, 2009 ; ICES, 2009).

Dans des secteurs caractérisés par un transit sédimentaire naturel (rubans sableux et mégarides) sous l'influence des courants de marée, l'instabilité des dépôts de sédiments provenant de la surverse et/ou du tamisage à bord se concrétise par la présence de sables fins bien classés jusqu'à 3 km du site d'extraction en mer du Nord (Newell *et al.*, 2002 ; Robinson *et al.*, 2005) et sur 1 500 à 2 000 m à l'extérieur de sites situés en Manche, dans la direction des courants dominants de marée (Hitchcock & Bell, 2004 ; Desprez *et al.*, 2010).

En mer Adriatique, le dragage de 800 000 m³ de sables situés par 40 m de profondeur dans des fonds stables seulement perturbés lors de tempêtes, n'a pas provoqué de modification granulométrique du sédiment (Simonini *et al.*, 2005).

L'analyse comparée de sites britanniques à forte et faible intensités d'extraction en Manche (Boyd *et al.*, 2003b) montre que la teneur en sables est proportionnelle à l'intensité d'extraction.

En mer du Nord, où le gravier est une ressource limitée, le remplacement potentiel de ce substrat par des fonds sableux est un enjeu structurel et fonctionnel important, lié, d'une part, à la forte diversité des communautés benthiques associées aux habitats grossiers et, de l'autre, à leur importance potentielle en tant que zones de frayères pour le hareng (Birklund & Wijsman, 2005).

• Extraction à la benne

Les cratères créés par ce mode d'exploitation favorisent le piégeage des sédiments très fins et de la matière organique issus de la surverse (Byrnes *et al.*, 2004 ; Schwarzer, 2010) ; leur accumulation peut conduire à des phénomènes d'anoxie.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

- *Impact des autres activités en mer sur la nature sédimentaire des fonds*

. La pêche professionnelle

Le chalutage des engins de pêche sur les fonds marins est considéré comme l'une des perturbations anthropiques majeures pour les fonds et la faune benthique (Lindeboom & de Groot, 1998 ; Fader et al., 1999 ; Frid et al., 2000 ; Hill et al., 1999 ; Hiddink et al., 2006 ; Kaiser et al., 2006). En mer du Nord, la surface relative des fonds marins perturbés par la pêche (54 %) est de loin supérieure à celle des autres activités (0,03 % pour l'extraction de granulats).

Pour l'ensemble des eaux britanniques et galloises, le chalutage de fond perturbe entre 5 et 21 % de la superficie totale, alors que l'ensemble des autres activités n'en affecte que 1 %, l'extraction de sédiments ne concernant que 0,1 % des fonds (Eastwood et al., 2007).

La pêche provoque une altération de la diversité des fonds et des habitats avec :

- une modification de la structure des fonds associée à une augmentation de la rugosité liée aux sillons de panneaux creusant les 5-10 cm superficiels, ainsi qu'au rôle abrasif des perches, chaînes, cordes et filets ;
- une remise en suspension régulière des sédiments fins de surface.

. Les éoliennes offshore

Les pylônes ne représentent que des obstacles physiques mineurs au transit sédimentaire et n'ont que peu d'effet sur les vagues (Ospar, 2006). **Pour l'ensemble des eaux britanniques et galloises, ces pylônes occupent < 0,01 % de la superficie avec un périmètre théorique d'abrasion estimé à 100 m autour de chaque pylône (Eastwood et al., 2007).**

■ Modification du relief

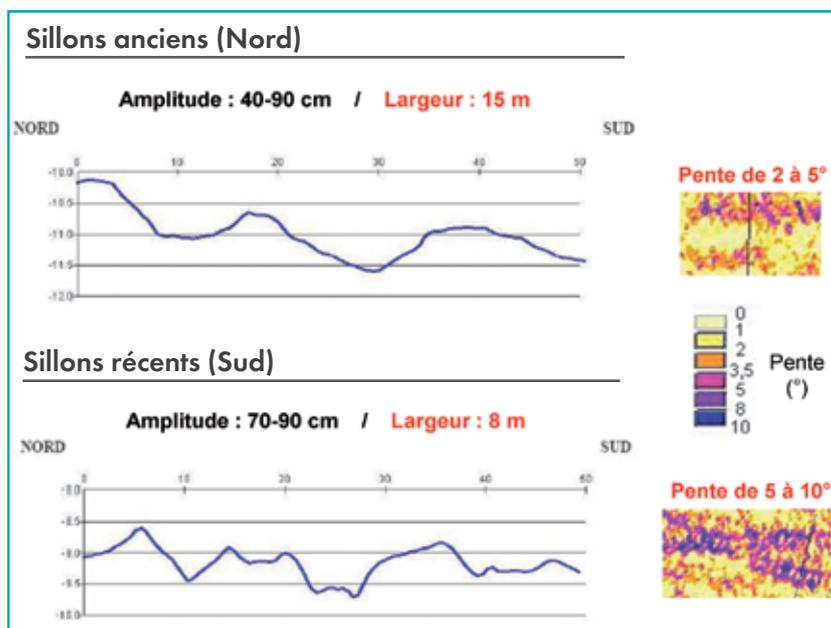
Une modification de la morphologie des fonds est la conséquence directe de l'extraction et la surface affectée dépend du type de drague utilisée (Diesing et al., 2006 ; Kubicki et al., 2007 ; ICES, 2001, 2009) ; pour 1 million de m³ :

- le dragage à la traîne creuse des sillons peu profonds de 0,20-0,50 m sur 2,5 km² ; l'évolution à court terme de ces sillons a été récemment démontrée dans des fonds de galets d'un secteur à fort hydrodynamisme (fig. 7, Siegma, 2008) ;
- le dragage à l'ancre affectera une superficie beaucoup plus restreinte sous forme de cratères de 20 à 200 m de diamètre sur 5 à 25 m de profondeur (Helcom, 1999 ; Boyd et al., 2004 ; ICES, 2009).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Figure 7

Coupe d'une zone d'exploitation de granulats marins par élinde traînante, mettant en relief les sillons créés et leur évolution dans le temps (anciens = 1 à 2 ans).



A tonnage égal, l'impact topographique est inversement proportionnel aux surfaces exploitées ; pour réduire les conflits potentiels en terme d'occupation de l'espace, l'exploitation de surfaces limitées sur des profondeurs de quelques mètres est généralement favorisée au détriment d'extractions extensives sur de grandes superficies ; mais une telle pratique augmente le risque de créer des excavations qui pourraient constituer un obstacle permanent au chalutage (Clabaut et al., 1999 ; Desprez, 1999 ; Toupin, 2004)

La modélisation effectuée par Roos (2004) démontre que sur des bancs sableux, l'impact est inférieur si les sites sont moins profonds et la superficie plus importante ; pour des fonds sableux plats, l'impact morphodynamique et topographique (surcreusement) est plus important lorsque les sites sont allongés dans la direction des courants dominants.

■ Modification de l'hydrodynamisme et érosion côtière

A l'échelle européenne, 20 000 km² sont concernés par l'érosion côtière soit 20 % des côtes ; cela correspond à une perte annuelle de 15 km² et à un déficit sédimentaire estimé à 100 millions de tonnes par an (EuroSION, 2004). En France, l'ampleur de l'érosion côtière du littoral fait désormais l'objet d'un suivi précis : le quart des côtes françaises est concerné soit 1 720 km pour les deux tiers constitués de zones sableuses (1 150 km) (IFEN, 2006).

La modification de la morphologie des fonds littoraux peut changer le régime des houles et le transit naturel des sédiments, ce qui peut dans certains cas influencer la stabilité du littoral (Baas & Lafite, 1997 ; du Gardin et al., 2002 ; Latteux, 2007 ; Kortekaas et al., 2010). Contrairement à la France où n'existe aucun critère réglementaire de profondeur ou de distance à la côte (Cayocca & du Gardin, 2003), une profondeur minimale de 20 m est exigée aux Pays-Bas (ICES, 2001, 2009), les modèles ne prédisant aucun impact sur l'érosion côtière à cette profondeur.

Dans le cas de puits d'extraction (pompage à point fixe), leurs dimensions sont trop restreintes pour avoir une influence sur la courantologie locale ; le ralentissement des courants lié à l'augmentation de profondeur reste confiné à la proximité immédiate du puits (ICES, 2005) ; pour des secteurs d'extraction de grande surface, une accélération des courants et un surcreusement peuvent être observés en liaison avec

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

la géométrie et l'orientation des sites, notamment lorsque la longueur se trouve dans l'axe des courants dominants (Roos, 2004) comme dans le cas de la souille du Cnexo (Clabaut *et al.*, 1999).

Une synthèse des impacts à la côte de sites d'extraction intensive, réalisée par Van Rijn *et al.* (2005) à partir de sites existant aux Etats-Unis, au Japon, en Grande-Bretagne et aux Pays-Bas, montre qu'à partir d'une profondeur de -20 m, on n'observe plus d'impact sur le régime de la houle, le transit sédimentaire et la stabilité du trait de côte (ICES, 2009). On notera les travaux de modélisation récemment effectués en mer Noire (Demir *et al.*, 2004 ; Otey *et al.*, 2006) dans un contexte de rechargement de plages des côtes turques.

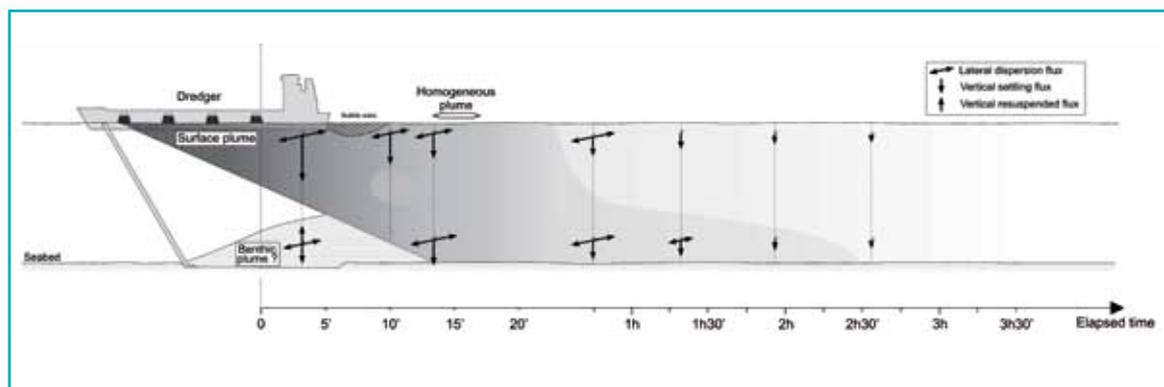
La connaissance des processus hydrosédimentaires littoraux est un objectif incontournable de la gestion à long terme des ressources et de la mise en œuvre des politiques d'aménagement les plus adaptées. Les suivis morphosédimentaires apportent des éléments quantitatifs importants. Le choix d'une méthodologie adaptée au type d'objectif est délicat. Par exemple, la méthodologie utilisée pour établir le bilan sédimentaire d'une plage sableuse enserrée entre deux pointes rocheuses sera totalement différente de celle à mettre en œuvre pour étudier l'influence d'une extraction de granulats sur la stabilité du littoral adjacent (MEEDDM, 2010). Dans ce contexte, la démarche à adopter pour conduire l'étude des impacts doit rester pragmatique : « faire au mieux » en respectant un code de bonne pratique, compte tenu des outils disponibles au moment de l'étude (Latteux, 2008).

■ Dans la colonne d'eau

La perturbation de la colonne d'eau liée à l'exploitation des granulats marins est essentiellement associée au panache de turbidité.

Figure 8

Synthèse de la dynamique du panache turbide généré à contre-courant par la Sand Harrier sur le chantier baie de Seine du GIS Siegma (Duclos, 2012).



La turbidité peut avoir trois origines :

- la perturbation mécanique des sédiments de fond par la tête d'élinde qui reste limitée ;
- la surverse du mélange eau/sédiments depuis la drague qui est l'origine principale ; la perte des sédiments fins entraînés par les eaux de surverse génère un panache turbide composé à 80 % de sables fins et de silts et représentant entre 0,1 et 2,5 % du volume extrait, en fonction de la nature des fonds (graviers ou sables) ;

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

- le rejet autorisé en Grande-Bretagne, de fractions granulométriques non désirées, à l'aide d'un tamisage à bord, peut atteindre 60-70 % du volume extrait (Newell et al., 1998). **Cette pratique est formellement interdite en France.**

Dans le cas d'une exploitation à point fixe d'un banc de graviers sans tamisage, un cargo de 2 000 t n'a rejeté que 1,6 t de sédiments, soit moins de 0,1 % de la quantité extraite (Boyd et Rees, 2003). Sur un autre site d'extraction britannique, le dragage annuel de 800 000 t de sédiments s'est accompagné d'un rejet moyen de 285 000 t par tamisage (Robinson et al., 2005).

Ces deux études montrent que le volume de sédiments perdu par la seule surverse est 300 fois inférieur à celui rejeté lors d'un tamisage à bord ; il est donc souhaitable de limiter, sinon d'interdire, cette pratique (Desprez, 1999) ; la seule opération d'extraction affecte peu le milieu naturel avec des rejets de sédiments faibles (< 2 % du chargement total lors d'un dragage sablier) ; le panache turbide n'affecte pas le milieu au-delà d'une durée sensiblement égale à celle du dragage lui-même (Newell et al., 2002) et son extension est limitée à quelques centaines de mètres au lieu de plusieurs kilomètres (Hitchcock & Bell, 2004).

Le temps de décantation du panache dépend surtout de la teneur en fines, mais aussi de la méthode d'extraction et des conditions hydrodynamiques (courants de marée, houles) :

- les fractions sableuses dominantes décantent rapidement à l'intérieur du périmètre exploité ou à une distance maximale de 500 m selon la hauteur de la colonne d'eau (Newell et al., 1998 ; ICES, 2007, 2009) ; des niveaux élevés de turbidité restent localisés et temporaires autour de la drague et la possibilité de rejeter les eaux de surverse en-dessous de certains navires réduit encore l'impact sur la colonne d'eau ;
- les éléments les plus fins, détectables jusqu'à un maximum de 3,5 km, pourraient correspondre à la matière organique provenant des animaux benthiques blessés lors du processus d'extraction et rejetés avec les eaux de surverse (Newell et al., 2004).

■ Contaminants

Les effets chimiques des dragages de matériaux marins sont improbables du fait des très faibles teneurs en matière organique et en vases présentes dans les sédiments concernés ; ceux-ci sont essentiellement des sables et des graviers qui présentent peu d'interactions chimiques avec la colonne d'eau du fait de leur granulométrie et de leur faible surface spécifique.

L'emprise spatiale limitée des sites d'extraction et la courte durée du processus diminuent d'autant leur impact chimique.

La meilleure prévention consiste à limiter les autorisations d'extraction dans des secteurs envasés situés à proximité d'estuaires dont la pollution chronique est reconnue.

■ Effets sonores

Alors qu'il y a un intérêt croissant sur l'impact des sons générés par les activités anthropiques sur les organismes marins, la plupart des travaux se concentrent sur les seuls mammifères ; cependant, beaucoup des sons à basse fréquence (< 1 kHz) sont également susceptibles d'affecter les poissons (Popper, 2003), plus de 50 familles utilisant des sons généralement inférieurs à 2-3 kHz (Wahlberg & Westerberg, 2005) ; les conséquences peuvent être l'abandon de zones trop bruyantes (Milton & Knudsen, 2003), des problèmes d'audition (McCauley et al., 2003 ; Popper, 2003) ainsi que des dommages aux œufs.

Aucune information n'est disponible à ce jour sur les niveaux sonores générés par les dragues actuellement en activité en mer du Nord (Ainslie et al., 2009). Les travaux publiés ne concernent que des expériences menées en laboratoire sur des poissons qui démontrent qu'aucune généralisation sur les

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

effets du bruit ne peut être faite, en raison de la grande différence de réaction entre les espèces mais aussi du rôle joué par les conditions biologiques et environnementales (Kastelein et al., 2008).

Pour les mammifères marins, les niveaux de seuil retenus depuis 1997 par les organismes régulateurs américains (NMFS) et admis par l'Ifremer sont :

- niveau A de 180 dB : limite de danger au-dessus de laquelle des effets physiques sont susceptibles de se produire ;
- niveau B de 160 dB : seuil au-dessus duquel peuvent se manifester des effets notables de comportement.

■ Bilan

L'impact physique potentiel des extractions de granulats marins est spécifique à chaque site et lié à de nombreux facteurs comme la méthode d'extraction, l'intensité de l'hydrodynamisme, la granulométrie du sédiment, la topographie du fond...

Un bilan de la bibliographie scientifique disponible permet de synthétiser les impacts physico-chimiques et leur suivi.

- **Etat de référence** : Préalablement au programme de suivi des opérations d'extraction, il est nécessaire de réaliser un état initial suffisamment détaillé de l'environnement hydro-sédimentaire du secteur revendiqué pour pouvoir juger de son état de conservation et de sa potentialité de restauration à la fin des travaux.
- **Turbidité** : Du fait de la nature des matériaux recherchés, l'augmentation de turbidité est généralement un phénomène fugace et d'extension spatiale limitée, la surverse se déposant majoritairement dans la zone d'extraction.
- **Morphosédimentaire** : L'impact sur la topographie du fond et la nature des sédiments du site d'extraction est inversement proportionnel à l'intensité de l'hydrodynamisme mais proportionnel à la stabilité et à la granulométrie du sédiment. D'après les études référencées dans ce document, un affinement du sédiment dans le périmètre d'extraction des sites exploités intensivement est généralement observé. Le retour de la couverture originelle n'est envisageable que dans des environnements à fort transit sédimentaire.
- **Erosion côtière** : En terme d'érosion côtière, des méthodes simplifiées de calcul peuvent fournir une estimation de l'impact du dragage sur le régime des houles ; une estimation plus rigoureuse de l'impact requiert l'utilisation de modèles numériques prédictifs de houle ; de tels modèles, coûteux et lourds à mettre en œuvre, ne peuvent être élaborés pour la seule activité d'extraction mais pour des études intégrées de l'érosion du littoral prenant en compte l'ensemble des facteurs naturels et anthropiques agissant sur l'équilibre du trait de côte.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

c. Perturbations biologiques

Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »

L'établissement et la mise en œuvre de la stratégie thématique devraient viser à préserver les écosystèmes marins. Cette approche devrait prendre en compte les zones protégées et porter sur **l'ensemble des activités humaines ayant un impact sur le milieu marin.**

Article 3, annexe I : Descripteurs qualitatifs servant à définir le bon état écologique. 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.**

■ Sur les fonds

- Le benthos

. Impacts des extractions

L'impact des dragages sur les organismes vivant sur les fonds (animaux benthiques) est important dans le sillage de la tête d'élinde. On observe classiquement des réductions de 30 % à 90 % du nombre d'espèces et surtout de l'abondance et de la biomasse des invertébrés benthiques. L'importance de cet impact dépend de l'intensité d'extraction sur le site, mais aussi du nombre d'années d'exploitation (effets cumulés).

Cet appauvrissement est essentiellement constaté à l'intérieur du périmètre d'extraction (secteurs de dragage et de jachère), mais il peut également être observé en périphérie proche (< 1 km) sous la forme d'un dépôt intensif de sables fins rejetés avec les eaux de surverse. Dans le cas d'un dépôt extensif de sédiments très fins et de matière organique associée, un enrichissement a pu être mis en évidence sur les communautés benthiques situées en périphérie, comme sur certains sites britanniques et à Dieppe.

Dans le cadre de l'extraction expérimentale en baie de Seine (GIS Siegma, en cours), les trois paramètres élémentaires de peuplement ne montrent un impact significatif qu'à l'intérieur du périmètre d'extraction avec une diminution de 42 % pour le nombre d'espèces, de 71 % pour l'abondance et de 82 % pour la biomasse. Aucun impact significatif n'est observé sur ces trois paramètres en périphérie, proche (500 m) ou éloignée (1 km).

L'impact le plus évident de l'extraction de matériaux marins est l'enlèvement du sédiment superficiel et de la faune qui le colonise, ce qui se traduit par une diminution du nombre d'espèces, de l'abondance et de la biomasse de la communauté benthique (Newell et al., 1998 ; Boyd et al., 2002 ; ICES, 2001 ; 2009). Le nombre d'espèces est proportionnel à l'hétérogénéité du sédiment mais aussi à sa stabilité qui influe également sur l'abondance et la biomasse de la communauté associée (Seiderer & Newell, 1999 ; Cooper et al., 2007).

L'impact varie depuis une perturbation temporaire de la communauté jusqu'à un changement permanent de la structure de cette dernière, incluant la disparition définitive de certaines espèces sensibles ; l'intensité de cet impact dépend d'abord de la nature, l'intensité et la durée du dragage, ainsi que de la nature et de l'importance du stress auquel la communauté est adaptée dans son environnement naturel (ICES, 2001).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

. Impact du dépôt de surverse

L'importance de cet impact, sur un fond non affecté directement par le dragage, dépend beaucoup du type de communauté existante, de l'intensité du dépôt et de l'augmentation relative de turbidité.

La turbidité atteignant le fond affecte peu des organismes filtreurs comme certains bivalves (moules) qui sont capables de profiter de son augmentation pour leur croissance et de fermer leurs valves pour des valeurs excessives (> 250 mg/l) ; en revanche, le dépôt excessif et rapide de sables représente un plus grand danger qu'une forte teneur en particules fines pour les espèces endogées (bivalves, annélides sédentaires) et pour de nombreuses espèces de l'épifaune fixée (éponges, anémones, ascidies...), à la fois pour la survie des adultes et pour la fixation de leurs larves ; pour la plupart des espèces mobiles (annélides, gastéropodes et crustacés), le taux de sédimentation et la nature du sédiment conditionnent leur capacité à s'adapter à l'exhaussement.

Plusieurs types d'effets ont été observés en fonction de l'intensité de la surverse et de la nature des fonds :

- l'élimination de la faune benthique est presque complète, identique à celle observée dans la zone d'extraction (Desprez, 2000 ; ICES, 2009) sur des fonds de graviers ; les communautés d'origine sont incapables de supporter le dépôt de sables fins qui remplacent le fond initial stable par un substrat remobilisé en permanence par l'activité d'extraction mais aussi par les courants dans des secteurs à fort hydrodynamisme (Newell et al., 2002 ; 2004 ; Robinson et al., 2005 ; Desprez et al., 2010) ; au-delà de quelques centaines de mètres, on observe une augmentation rapide du nombre d'espèces et de l'abondance en accord avec la faible dispersion des sables de surverse ; Boyd & Rees (2003) ont également montré un gradient de changement dans la composition faunistique avec l'éloignement du site, la distribution des espèces étant corrélée avec les caractéristiques sédimentaires de la zone de dépôt (sables moyens à fins) ;
- la faune benthique est moins affectée que dans le site d'extraction (Newell et al., 2002) sur des fonds sableux ; les espèces benthiques les moins sensibles au dépôt par surverse sont celles capables de s'enfouir rapidement dans le sédiment et l'épifaune vagile (crabes... ,) ;
- la richesse spécifique et l'abondance sont parfois augmentées dans la zone de surverse (Poiner & Kennedy, 1984 ; Newell et al., 1999 ; Desprez, 2000 ; Desprez et al., 2010) lorsque le dépôt de sédiments est limité et représente une augmentation de la nourriture disponible (enrichissement en matière organique) capable de favoriser la faune locale au lieu de l'asphyxier.

• *Perturbations biologiques sur les fonds des autres activités en mer*

. Dépôts de dragage portuaire

Le dépôt des matériaux d'entretien portuaire représente l'un des plus importants problèmes en terme de gestion des zones côtières (Bolam & Rees, 2003) et, dans certains secteurs littoraux, la perturbation anthropique majeure pour les communautés benthiques.

En Europe, des centaines de millions de tonnes de sédiments sont à déposer chaque année en fonction de critères économiques et environnementaux.

Ces dépôts ont deux effets antagonistes sur le benthos :

- l'intensité de la perturbation physique favorise les gros individus mobiles et résistants comme bivalves et crustacés ;
- l'enrichissement en matière organique conduit à des communautés dominées par annélides et nématodes.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Une étude réalisée sur l'ensemble des sites britanniques de dépôts de dragage (Somerfield et al., 2006) n'a montré aucune relation significative entre la nature ou la quantité des matériaux déposés et le niveau de perturbation des communautés benthiques. Alors que la plupart des échantillons montrent une composition faunistique appauvrie (Bolam et al., 2006), l'analyse de la production relative des différents embranchements, combinant biomasse et abondance, choisie comme l'indicateur écologique le plus significatif, ne montre aucune communauté profondément perturbée.

Whomersley et al. (2008) ont testé treize paramètres en fonction de la quantité annuelle de dépôt ; seuls le nombre d'espèces et l'indice de richesse spécifique de Margalef ont donné des corrélations significatives.

. Pêche

Cette activité a de nombreuses conséquences sur le benthos (Kaiser, 2000 ; Jennings et al., 2001 ; 2002 ; Hiddink et al., 2006a ; 2006b, Kaiser et al., 2006) :

- destruction d'organismes benthiques (crabes, oursins, coquillages, vers tubicoles et épifaune fixée), écrasés ou blessés :
 - les chaluts à perche provoquent une mortalité des espèces benthiques, soit par capture (70-100 % chez les poissons de taille non commerciale, jusqu'à 50 % chez les crabes et mollusques, inférieure à 10 % chez les étoiles de mer), soit par écrasement (jusqu'à 85 % chez plusieurs mollusques et crustacés, jusqu'à 60 % chez quelques annélides et 45 % chez certains échinodermes) ;
 - la mortalité chez les animaux rejetés après capture varie selon les espèces : elle est inférieure à 10 % chez les étoiles de mer, de l'ordre de 50-70 % chez la plupart des crustacés et maximale (90 %) chez le bivalve *Arctica islandica*.
- disparition des structures biogéniques (récifs) ;
- réduction de l'abondance de l'épifaune et de l'endofaune avec modification de la communauté et de la structure trophique (augmentation de l'importance des prédateurs et nécrophages).

L'impact des chaluts de fond dépend du type d'habitat :

- les animaux des fonds meubles envasés sont vulnérables, avec des temps de restauration de l'ordre de l'année ;
- les animaux des fonds durs à forte biomasse et croissance lente (éponges, coraux) ont des temps de restauration de plusieurs années, par opposition aux vers à croissance rapide qui recolonisent les fonds sableux en quelques mois.

La réponse des différentes espèces montre qu'elles sont très vulnérables aux dragues à coquilles quelle que soit la nature du fond ; au Canada, la comparaison des communautés de fonds à coquilles Saint-Jacques à trente ans d'intervalle ne montre ni disparition d'espèces ni diminution de la richesse spécifique moyenne, mais une réduction de l'hétérogénéité spatiale des communautés et une modification significative de la composition faunistique (Kenchington et al., 2007), avec remplacement des espèces fixées, fragiles, filtreuses (éponges, coraux, bivalves, vers, tuniciers) par une communauté dominée par des animaux nécrophages (crabes, gastéropodes, oursins), filtreurs mobiles et robustes (bivalves, ophiures).

. Éoliennes offshore

Les impacts sur les sédiments sont peu identifiables tant à l'intérieur qu'en périphérie des champs d'éoliennes, ce qui suppose que les communautés benthiques n'ont pas été affectées à cette échelle (Ospar, 2008).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Les enrochements protégeant la base des pylônes sont cependant responsables de l'apparition localisée de nouvelles communautés benthiques ; une étude expérimentale menée à 30 milles des côtes dans le German Bight (ICES, 2008a) montre que la communauté colonisatrice des nouveaux habitats (pylônes et enrochements) évolue toujours près de quatre ans après l'installation du champ d'éoliennes, avec une biomasse dominée par les moules dans la partie supérieure des structures immergées et des communautés d'amphipodes, d'anémones, d'éponges et d'hydriaires dans la partie inférieure.

Les fonds environnants sont modifiés de deux façons : les espèces des fonds meubles sont réduites alors que prédateurs et nécrophages sont attirés par l'accumulation de matière organique.

On observe globalement une modification localisée (limitée à une distance de 50 m) de la distribution (composition spécifique et/ou abondance) des espèces épibenthiques locales comme hydriaires, bryozoaires, balanes, crustacés (*Homarus*, *Cancer*) et vers tubicoles (dont l'annélide tubicole *Sabellaria spinulosa* inscrite sur les listes Oskar et Natura 2000 des espèces menacées).

■ Les poissons benthiques et démersaux

Plusieurs espèces de poissons sont plus ou moins étroitement liées au fond de la mer, notamment au regard de la nature sédimentaire et de la profondeur :

- en fonction de leur mode de vie pour les poissons plats benthiques ou les lançons ;
- surtout par le biais du benthos (bivalves, vers, crustacés, oursins) qui constitue la nourriture fondamentale de nombreuses espèces d'intérêt commercial comme le carrelet, la sole, la limande, le grondin, le rouget et l'églefin, ainsi que le merlan et la morue ;
- mais aussi en fonction de leur mode de reproduction (frayères de hareng).

• Impact des extractions

Une étude avait tenté de quantifier l'impact des extractions pour la mer du Nord (ICES, 1992) ; les résultats montraient que, en dehors des zones de frayères et des secteurs de nourriceries littorales, l'impact sur les stocks de poissons serait pratiquement négligeable.

Le CIEM a longtemps privilégié les espèces faisant l'objet de pêche commerciale, avec une attention particulière pour le hareng et le lançon ; si cette notion de valeur commerciale reste importante, les dix dernières années ont vu se développer une préoccupation croissante pour le maintien de la biodiversité (ICES, 2008) et la protection de l'ensemble des espèces, avec une attention particulière pour les espèces rares ou menacées comme la morue ou la raie bouclée (Oskar, 2008).

Un programme d'études en cours (Siegma, 2006, 2007 ; Desprez, 2008) a permis de montrer que l'impact sur le nombre d'espèces démersales fréquentant le secteur d'extraction est nul, voire positif dans les conditions naturelles locales d'exploitation (intensité d'extraction de l'ordre de 2 h/ha/an, sans modifications de la nature de couverture sédimentaire et approfondissement moyen de 3 m), alors que leur abondance est au maximum diminuée de 40 %, en relation avec la superficie réduite des sites d'extraction et la mobilité des poissons ; l'étude conjointe des relations trophiques (contenus stomacaux des principales espèces commerciales) a montré comment l'évolution de certaines populations halieutiques était expliquée par l'évolution des communautés benthiques, elle-même liée à celle du contexte morphosédimentaire du secteur.

La disparition de ressources trophiques, comme certains bivalves ou poissons sur des bancs sableux côtiers en mer du Nord, peut localement affecter le nourrissage de certaines espèces de poissons (van Dalssen & Essink, 1997).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Mais la principale menace que les extractions font peser sur les poissons (ICES, 2002, 2009 ; Stelzenmüller et al., 2010) est la destruction d'habitats, soit permanents pour certaines espèces (lançon), soit d'importance fondamentale dans le cycle de développement, telles les zones de ponte (frayères de hareng, de sole, de dorade grise...) et celles de développement des jeunes (nourriceries).

- ***Perturbations biologiques des autres activités en mer sur les poissons benthiques et démersaux***

. Pêche

En Manche orientale, les stocks de populations à risque sont en priorité la morue, la plie et la sole, principalement à cause de la surpêche.

De nombreuses espèces autrefois prolifiques sont aujourd'hui si rares qu'elles ne sont plus recherchées ; elles sont cependant parfois capturées accessoirement en quantités suffisantes pour devenir vulnérables et proches de l'extinction (raies, morues) ; la mortalité varie de 50 à 100 % chez les poissons benthiques et de 80 à 100 % chez les poissons démersaux, avec 100 % de mortalité chez les Gadidés (Hiddink et al., 2007).

Malgré les évolutions de la réglementation (politique des quotas), 22-53 % des populations exploitées de l'Atlantique Nord-Est sont tombées en-dessous des limites biologiques de survie mais beaucoup continuent d'être exploitées à des niveaux empêchant leur restauration tandis que d'autres populations (morues) ne se rétablissent pas en partie à cause des prises accessoires de la pêche d'autres espèces.

. Éoliennes offshore

Un effet positif est observé sur les poissons (Langhamer et al., 2009), mais celui-ci semble plus lié à l'augmentation de nourriture et à l'absence de pêche dont l'activité se trouve déplacée.

On observe cependant une modification localisée (limitée à une distance de 50 m) de la distribution (composition spécifique et/ou abondance) des espèces de poissons récifaux (labres, congres, tacauds) qui participent à l'augmentation de la diversité des espèces halieutiques (poissons benthiques, mais aussi bancs de morues et de tacauds).

■ Dans la colonne d'eau

- ***Impacts des extractions***

L'impact du panache turbide a un effet limité dans l'espace et le temps (ICES, 2001 2007) ; seule l'hypothèse d'une activité continue d'extraction sur de grandes surfaces peut provoquer la persistance d'un panache capable de :

- perturber la production primaire du phytoplancton par réduction de la durée ou décalage de la période de bloom, mais aussi par modification de la composition des communautés ;
- affecter le nourrissage et la respiration des animalcules du zooplancton ;
- provoquer un phénomène d'évitement chez des poissons chassant à vue comme le maquereau et le turbot ; pour le hareng et la morue, des seuils critiques d'évitement ont été mis en évidence pour de très faibles concentrations en fines (< 10 mg/l) ;
- provoquer la mortalité des larves de hareng et de morue pour des teneurs légèrement plus élevées (20 mg/l), alors que les œufs peuvent tolérer des concentrations supérieures à 100 mg/l (Westerberg et al., 1996).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Les poissons pélagiques sont moins affectés par les extractions que les espèces liées au fond dont certaines, comme la sole (Desprez, 2008 ; Siegma, 2009), peuvent bénéficier du dépôt de la matière organique rejetée avec les eaux de surverse (animaux benthiques morts ou endommagés lors de l'aspiration des sédiments).

- **Perturbations biologiques des autres activités en mer sur la colonne d'eau**

. Pêche

Le principal effet de cette activité est un prélèvement direct sur la ressource halieutique et les espèces non commerciales. Cet effet est directement lié à l'effort de pêche et mesuré à partir des statistiques de débarquement (log book). Néanmoins, les suivis de l'effort de pêche ne sont pas actuellement généralisés à l'ensemble des navires (e.g. <10 m) et passent donc à travers les mailles du filet.

. Eoliennes offshore

Les champs d'éoliennes produisent des nuisances sonores dans des gammes de fréquence inférieures à 2-3 kHz également utilisées par plus de 50 familles de poissons (Wahlberg & Westerberg, 2005).

d. Bilan de la partie « pressions et impacts »

. Extractions

L'intensité de l'extraction conditionne la composition faunistique plus que ne le fait la nature du sédiment ; de manière générale, plus le dragage sera intensif, plus l'impact sur la morphologie du fond, la nature du sédiment et les peuplements benthiques sera important. Une perturbation continue des communautés benthiques peut réduire celles-ci à leur plus simple expression, les conséquences fonctionnelles sur les maillons trophiques supérieurs de la chaîne alimentaire dépendront de la surface exploitée.

. Autres activités

. Pêche

De nombreux changements dus à la pêche sont connus sur la composition spécifique et en taille des communautés de poissons. Ces changements affectent la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins, incluant la biomasse des espèces de niveaux trophiques inférieurs.

. Dépôts de dragage

La gestion des impacts des sites de dépôts d'extractions en milieu côtier doit tenir compte des conditions hydrodynamiques locales et de l'état écologique des sites, parallèlement à l'activité de dépôt elle-même (mode, fréquence, quantité, nature) (Bolam et al., 2006).

. Eoliennes offshore

Le seul impact significatif concerne principalement l'atteinte aux habitats sensibles par la présence permanente des fondations et des structures.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Les activités décrites supra doivent donc être préalablement confrontées à la localisation des habitats sensibles (frayères et nourriceries) qui représente une étape essentielle à la définition et à la description des secteurs à protéger (Ospar, 2008b).

Le tableau 5 résume et compare l'impact biologique des principales activités anthropiques affectant les fonds marins (extractions de granulats marins, dépôts d'extraction et pêche aux chaluts de fond).

Tableau 5

Comparaison des impacts des principales activités en mer.

IMPACT BIOLOGIQUE	EXTRACTIONS	DÉPÔTS DE DRAGAGE	PÊCHE (chalut de fond)	ÉOLIENNES OFFSHORE
Fréquence	Temporaire	Temporaire	Régulier à permanent	Permanent
Durée	Court à moyen terme	Court à moyen terme	Long terme	Moyen à long terme
Surface (km²)	10 à 20	10 à 20	10 000 à 100 000	10 à 100
Nature des fonds	Propres, à diversité et productivité variables	Variable	Envasés, productifs	Variable
Intensité				
mortalité benthos	10 à 100 %	Jusqu'à 100 %	10 à 90 %	100 % mais limitée à la zone d'implantation des structures
communauté	modifiée, liée à la nature du sédiment	modifiée (espèces opportunistes)	modifiée (espèces opportunistes)	modifiée (espèces récifales)
recolonisation	de quelques mois à 10 ans	de 6 mois à 2 ans	difficile à stabiliser	rapide

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

3-5 Mesure de la restauration/recolonisation

a. Milieu physique

■ Comparaison des méthodes par aspiration

L'intensité d'extraction est un indicateur de plus en plus usité ; les notions d'extractions intensives (> 10 h/ha/an) et extensive (< 1h/ha/an) appliquées aux exploitations de granulats marins dans les publications scientifiques, permettent de donner un cadre à ce facteur de contrôle des impacts (Van Dalfsen et al., 2000 ; Boyd et al., 2005 ; ICES, 2005 ; Cooper et al., 2007b). Il s'agit là en réalité d'une gamme qui peut être précisée (e.g. semi-intensive tab. 6), mais son usage permet néanmoins de différencier des classes d'impact et de recolonisation.

Sur la base de surfaces de différents ordres de grandeur et pour un volume extrait équivalent, l'impact sur le fond, en terme de relief, va être très disparate (tableau 6).

Tableau 6

Comparatif de l'intensité des impacts en fonction du mode d'extraction (d'après les critères de Boyd et al. 1995, modifié).

Mode d'exploitation	Traîne extensive (<15 mn/ha/an)	Traîne semi-intensive (<2 h/ha/an)	Traîne intensive (>10 h/ha/an)	Dragage à l'ancre
Surface	50 km ²	10 km ² avec zonage	1 km ²	x 0,01 km ²
Topographie	0	0	++	+++

En mode extensif, les sillons d'extraction ne restent visibles que quelques mois dans les sables mobiles des secteurs à fort hydrodynamisme, mais plusieurs années dans des fonds grossiers (Kenny et al., 1998 ; ICES, 2001), et a fortiori dans des secteurs non soumis à des courants de marée (Diesing et al., 2006 ; Kubicki et al., 2007).

Dans le cas d'une extraction extensive, le large périmètre ne sera que « griffé » par l'exploitation mais l'impact, même s'il est faible, concernera l'ensemble du secteur autorisé.

Dans le cas d'une extraction intensive, le périmètre est plus réduit mais l'impact plus concentré à cette faible surface.

En mode intensif, les sillons resteront apparents plusieurs années (Limpenny et al., 2002 ; Boyd et al., 2003 ; Cooper et al., 2005 ; ICES, 2006 ; 2009), leur surcreusement pouvant générer, après plusieurs années d'exploitation, des tranchées de plusieurs mètres de profondeur (Desprez, 2000 ; Roos, 2004) où l'érosion des pentes participe au comblement des dépressions (Clabaut et al., 1999 ; Kubicki et al., 2007). Du fait de la modification des conditions hydrodynamiques locales générées, la géométrie des sites d'exploitation (e.g. orientation par rapport à la direction des courants de marée) jouera un rôle dans leur évolution morphologique ultérieure (Roos, 2004).

Il existe ainsi différentes stratégies d'exploitation allant d'un impact dilué mais de grande échelle spatiale à un impact très significatif mais sur un secteur très restreint.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Dans l'exemple du plateau continental de la Belgique, malgré les transits sédimentaires importants liés à de forts courants de marée, l'intensité de l'activité et des années d'extraction ont conduit à la création de dépressions permanentes comme cela a été observé sur les bancs sableux côtiers (ICES, 2006 ; Vanaverbeke et al., 2006 ; Van Lancker et al., 2010).

Dans le cas de puits créés par exploitation à l'ancre, plusieurs décennies sont parfois insuffisantes, surtout dans des secteurs à faible hydrodynamisme (Szymelfenig et al., 2006 ; Schwarzer, 2010), ce qui illustre l'importance fondamentale du type et de l'intensité d'extraction. L'importance du piégeage de sédiments fins dépend de la distance à la côte (Van Rijn et al., 2005 ; ICES, 2005) : il est de l'ordre de 20 % par an pour des fonds de -10 m mais seulement de 1% par des fonds de -25 m (soit un temps de remplissage voisin du siècle !).

■ Sédiments

La nature des sédiments superficiels peut ne pas être modifiée, mais ce cas de figure n'est généralement observé que lorsque l'activité d'extraction est très extensive (faible intensité, grande surface), si l'on excepte le cas constaté en mer Adriatique (Simonini et al., 2005). Généralement, les sillons et dépressions creusés sont seulement partiellement colmatés par des sédiments plus fins qui proviennent essentiellement du dépôt de la surverse, mais aussi, dans les secteurs à fort hydrodynamisme, du piégeage naturel du transit sédimentaire ; une modification des courants locaux (direction, vitesse) et un moindre effet de la houle lié au surcreusement peuvent parfois empêcher le remplissage des dépressions, même dans les secteurs à transit sédimentaire élevé.

A l'opposé, les puits creusés en mer Baltique ne montrent que des dépôts de sédiments très fins et de matière organique dont l'accumulation crée des conditions anoxiques (ICES, 2001 ; Szymelfenig et al., 2006).

La durée du retour au sédiment d'origine est proportionnelle à la durée et au type d'extraction, ainsi qu'à la stabilité morphosédimentaire des fonds perturbés (nature du sédiment, intensité de l'hydrodynamisme).

■ Bilan

Une synthèse de la bibliographie disponible permet de construire un tableau présentant une comparaison du délai de restauration de site d'extraction de granulats marins en fonction de la nature de la couverture sédimentaire, de l'hydrodynamisme et de l'intensité d'exploitation (tab. 7)

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Tableau 7

Comparaison du délai de restauration de site d'extraction de granulats marins selon la nature de la couverture sédimentaire, de l'hydrodynamisme et de l'intensité d'exploitation.

Restauration de la topographie		Extraction extensive	Extraction intensive	Station fixe
Sédiments sableux	Forts courants	Sédiments remobilisables : + (<1an)	Forte modification du relief : - (<10 ans)	Forte modification du relief : -- (>10 ans)
	Faibles courants	Sédiments peu remobilisables : +/- (>1an)	Forte modification du relief : -- (>10 ans)	Forte modification du relief : --- (>20 ans)
Sédiments grossiers	Forts ou faibles courants	Sédiments peu remobilisables - (<10 ans)	Forte modification du relief : -- (20 ans)	Forte modification du relief : --- (>20 ans)

Une restauration naturelle de la topographie et des sédiments d'un site d'extraction ne peut être envisagée à court terme que dans les secteurs de sables mobiles.

Dans des fonds plus stables comme les graviers, l'activité d'extraction sera suivie à moyen terme (quelques années) par un retour de fonds plus sableux dans les environnements à forte énergie ; dans les secteurs de moindre énergie et dans le cas de dépressions créées par une extraction intensive, l'impact topographique et sédimentologique restera observable à long terme (plusieurs décennies).

En Grande-Bretagne, 50 % des secteurs d'extraction se situent dans des sédiments grossiers avec hydrodynamisme modéré où la durée moyenne de restauration physique des fonds est de vingt ans (Foden et al., 2009).

Une tentative de modélisation de l'impact morphologique (Roos et al., 2008) montre que celui-ci est maximal pour les sites allongés dans la direction des courants dominants alors que la migration du site est plus liée aux conditions hydrodynamiques qu'à la géométrie du site.

b. Benthos

■ Principes généraux

L'évaluation de la qualité des changements écologiques du milieu marin peut être obtenue le plus efficacement par l'étude de l'habitat sédimentaire et de la faune benthique, toute perturbation significative provoquant des changements de la nature, de l'abondance et de la biomasse des espèces (ICES, 2001 ; Hiscock et al., 2005 ; Rees et al., 2006). De tels changements successifs dans la structure des communautés benthiques sont souvent prévisibles et, avec l'accroissement de la perturbation, la diversité, l'abondance et la biomasse montreront un déclin général.

Il est ainsi possible de mettre en évidence des espèces tolérantes et sensibles : les changements de composition faunistique le long d'un gradient de perturbation se manifestent d'abord par un remplacement d'espèces sensibles, puis par des groupes d'espèces mieux adaptées au stress ; ce changement de composition faunistique peut être perçu comme un continuum entrecoupé d'étapes lorsque le niveau d'adaptabilité demandé dépasse celui du niveau d'organisation. La tolérance devrait donc être analysée au niveau spécifique ou au plus haut niveau taxonomique possible ; l'utilisation de niveaux supérieurs suggérée pour des analyses multivariées de perturbation n'est pas recommandée

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

du fait de différences de tolérance entre espèces d'un même genre.

Le groupe d'étude sur les objectifs de qualité écologique (EcoQO) pour les espèces benthiques sensibles et opportunistes recommande (ICES, 2004a) :

- l'identification **d'espèces tolérantes, sensibles et opportunistes**,
- la relation des espèces sensibles avec les habitats Eunis,
- l'élimination des espèces rares et peu communes inaptés à identifier les impacts,
- l'identification prioritaire des **espèces clés sensibles (structure et fonction)** au stress,
- le choix d'**espèces sensibles à forte abondance comme indicateurs potentiels**,
- le choix d'espèces évidentes, faciles à identifier et déjà suivies, comme **espèces « sentinelles »**.

Dans le cadre de la directive-cadre « eau » (DCE), une méthode recommandée pour l'évaluation de la qualité de l'eau est la composition spécifique et l'abondance de la macrofaune benthique ; en complément, le concept d'espèces sensibles et tolérantes pourrait conforter cette évaluation (Borja *et al.*, 2006).

Les critères de richesse spécifique et d'abondance sont les indicateurs classiquement utilisés (68 publications référencées infra) pour résumer les conclusions de la plupart des suivis de terrain utilisant les communautés benthiques. Ce sont aussi des composantes habituelles des modèles de perturbation car elles répondent généralement bien et sont mesurables le long de gradients bien définis.

Une revue de l'utilité des indicateurs a été réalisée en Grande-Bretagne (Lamb *et al.*, 2009 ; Ware *et al.*, 2009) sur la base de tests s'appuyant sur les propriétés des communautés benthiques perturbées par des extractions en mer ; tous les indicateurs testés ont montré qu'une intensité d'extraction croissante se traduit par une diminution correspondante des abondances et du nombre d'espèces.

Cependant, si les impacts significatifs observés sur le benthos sont généralement limités dans le temps, l'intensité annuelle de l'impact serait en revanche suffisante pour mériter une intervention de remise en état en fonction d'un modèle définissant des **niveaux acceptables de perturbation**.

Des valeurs limites doivent être établies pour interpréter les changements des communautés biologiques lorsque des objectifs sont fixés pour une évaluation de l'état écologique par la directive « eau » ou pour une évaluation de conditions favorables par la directive « habitats » (Hiscock *et al.*, 2005).

■ Restauration naturelle

• Type de communauté

L'un des critères décisifs pour le choix d'une stratégie d'extraction à moindre impact biologique réside dans la capacité de recolonisation par la faune benthique ; cette dernière n'est que partiellement et temporairement perturbée et le processus de recolonisation est influencé par plusieurs paramètres comme la qualité du sédiment, le stock d'espèces potentiellement recolonisatrices, ainsi que la capacité de la communauté d'origine à supporter la perturbation naturelle des fonds (ICES, 2001).

. Rôle de la nature du sédiment et de sa stabilité

Il est admis depuis longtemps que la composition du sédiment joue un rôle fondamental sur la nature de la communauté recolonisatrice (annélides et amphipodes fouisseurs dans les sables, épifaune sur les graviers et galets) ; en règle générale, les secteurs soumis à une extraction intensive présentent un sédiment plus sableux que les secteurs voisins moins intensément exploités (Boyd *et al.*, 2004 ; 2005 ; Cooper *et al.*, 2005 ; ICES, 2005 ; 2009).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

En Belgique, dans la dépression résultant de l'exploitation intensive du Kwintebank (Van Lancker et al., 2010 ; ICES, 2009), la stabilité topographique (absence de comblement) et les nouvelles conditions hydrodynamiques (courants plus forts, placages vaseux temporaires) expliquent que la communauté recolonisatrice comporte plus de crustacés et d'échinodermes que les fonds de référence, et soit plus proche du peuplement interdunaire que du peuplement d'origine caractéristique de la dune (Moulaert et al., 2005 ; Moulaert & Hostens, 2007 ; ICES, 2006, 2009 ; Bonne, 2010).

Une excavation résultant du cumul de plusieurs années d'extraction peut favoriser la diversification des espèces lorsque le fond sableux homogène d'origine est remplacé par une diversité de types sédimentaires ; dans la souille expérimentale du Cnexo, située en baie de Seine (Clabaut et al., 1999), la diversité des habitats (sédiments envasés, blocs rocheux) s'est traduite par l'apparition d'espèces nouvelles (crabes, araignées, tourteaux, présence de seiches et de leurs pontes) et la concentration de poissons d'intérêt commercial et de poissons plus communs présentant cependant un intérêt certain en tant qu'espèces pour le fourrage.

En mer Baltique, il est peu probable que les conditions anoxiques des puits créés par dragage à l'ancre puissent permettre la recolonisation par une communauté similaire à celle des fonds naturels (Szymelfenig et al., 2006).

Kenny & Rees (1998) ont montré le rôle de la stabilité du sédiment sur le processus de recolonisation et la durée de la phase opportuniste initiale.

En Méditerranée, Sanchez-Moyano et al. (2004) observent une recolonisation par la communauté initiale qui est favorisée par l'absence de modification du type de sédiment et la présence de courants de marée favorisant l'apport des espèces depuis les fonds environnants non perturbés.

Les travaux actuels portent sur la nécessaire compréhension de la dynamique des relations entre les espèces benthiques et leur environnement hydrodynamique et sédimentaire.

. Rôle des espèces recolonisatrices potentielles

Les adultes des secteurs adjacents non perturbés sont immédiatement capables de coloniser un site de faible superficie ou dragué de façon extensive lorsque le sédiment n'est pas radicalement différent du sédiment initial (Sanchez-Moyano et al., 2004). Les sédiments nouvellement apparus dans des sites intensivement dragués seront principalement recolonisés par des larves planctoniques en fonction des courants locaux et de la période de l'année.

La structure des communautés d'épifaune est surtout influencée par le degré de perturbation physique naturelle faisant suite à l'arrêt des extractions (Smith et al., 2006).

• Vitesse de recolonisation

. Extractions

Le temps nécessaire à la restauration de la communauté initiale (ou d'une communauté équivalente) varie de quelques mois à plus de dix ans en fonction de la nature de cette dernière, de l'apport de juvéniles et d'adultes dans le contexte environnemental local (courants, sédiments...), ainsi que des possibilités d'installation et de survie des larves (ICES, 2001).

. Rôle de l'intensité et du mode d'extraction

Le rythme de recolonisation est inversement proportionnel à l'intensité d'extraction, depuis quelques mois dans des sites exploités de façon extensive (<1h/ha/an) jusqu'à plusieurs années dans des sites intensifs (>10 h/ha/an), avant de constater un retour de la biomasse initiale (Van Dalfsen et al., 2000 ; Boyd et al., 2005 ; ICES, 2005 ; Cooper et al., 2007b).

Dans certaines conditions d'extraction extensive, la perturbation du substrat avec dépôt modéré de

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

matériel fin permet une augmentation de la production benthique du site ; il y a en effet colonisation rapide de ce sédiment plus riche par des populations denses d'espèces opportunistes qui constituent une source de nourriture pour les poissons (Desprez, 2008). Des perturbations répétées permettent également l'installation de nouvelles communautés plus productives constituées d'espèces à cycle de vie plus court (ICES, 1992).

Cette recolonisation par des vers opportunistes a également été observée sur un site expérimental de mer du Nord entre cinq et dix mois après l'arrêt des extractions (Van Dalssen et al., 2000), alors que la restauration de la biomasse initiale n'était pas envisagée avant deux à quatre ans avec la croissance des espèces à long cycle de vie (ICES, 2001 ; 2009).

Des études réalisées sur des sites commerciaux d'extraction montrent des disparités de résultats (ICES, 2009) sur l'intensité de l'impact sédimentaire et la durée de recolonisation ; Robinson et al. (2005) observent une perturbation minimale qui contraste avec les changements durables généralement observés dans la structure des communautés (Desprez, 2000 ; Newell et al., 2002 ; Boyd et al., 2003, 2004, 2005 ; Cooper et al., 2005). La durée de restauration des sites peut y atteindre dix ans, spécialement lorsque l'intensité d'extraction a été forte et répétée.

A l'opposé, avec une exploitation à l'ancre, la recolonisation des puits est peu probable en raison des conditions anoxiques (accumulation de matière organique, stratification et stagnation des eaux) qui ne sauraient permettre que le développement de stades juvéniles de quelques espèces opportunistes (Thatje et al., 1999) absentes de la faune environnante car adaptées au sédiment enrichi en fines (Boers, 2005).

Le rythme de recolonisation est également lié à la surface perturbée (proximité ou éloignement d'adultes recolonisateurs) et à la stratégie d'exploitation comme la pratique de la jachère ; dans cette dernière, l'extraction n'affecte chaque année qu'une partie du site et permet sa recolonisation pendant plusieurs années (trois ou quatre ans) ; sur le site de Dieppe, dans un contexte à fort hydrodynamisme, ces secteurs laissés au repos montrent une rapide recolonisation par voie larvaire et la densité des espèces opportunistes peut, dès la première année, dépasser celle de la communauté de référence (Siegmund, 2007).

Aux Etats-Unis (Hobbs III, 2004), la recolonisation de secteurs dragués s'est révélée plus rapide lorsque des surfaces non exploitées ont été laissées à l'intérieur du site autorisé ; aucun impact négatif sur le benthos ou sur les poissons démersaux n'a été observé.

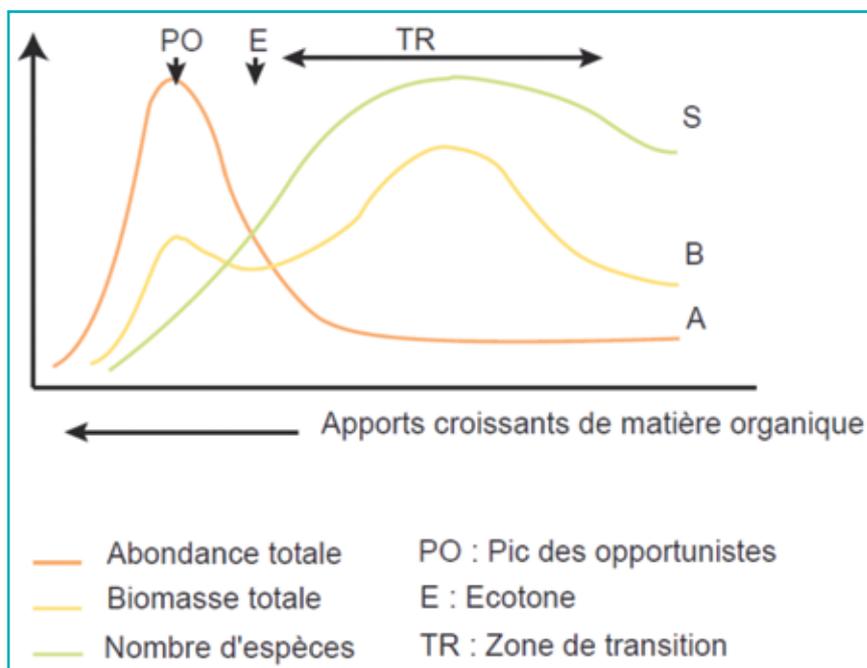
Des adaptations de la gestion des opérations d'extraction peuvent contribuer à accélérer la restauration des habitats et augmenter la biodiversité (ICES, 2005).

- *Rôle de l'hydrodynamisme et du sédiment*

Le rythme de recolonisation des communautés benthiques est en accord avec les principes généraux de la succession écologique (Pearson et Rosenberg, 1978 ; ICES, 2001 ; Newell et al., 2004) : les communautés des environnements instables sont sous l'influence dominante des facteurs physiques (courants, transit sédimentaire) avec une phase initiale de colonisation rapide par quelques espèces opportunistes très abondantes, en quantité plusieurs fois supérieures à celles du secteur de référence, et caractéristiques du type de sédiment.

Figure 9

Modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978).



L'absence de phase opportuniste, observée sur un site méditerranéen (Guerra-Garcia *et al.*, 2003 ; Sanchez-Moyano *et al.*, 2004) est liée aux caractéristiques du dragage et des conditions environnementales locales.

La stabilisation du sédiment, avec exportation du sable hors du site d'extraction (Kenny *et al.*, 1998 ; Cooper *et al.*, 2005) favorise la restauration biologique dont la durée apparaît ainsi liée non seulement à l'intensité d'extraction, mais aussi au type de communauté benthique et aux conditions hydrodynamiques du site (Boyd *et al.*, 2005 ; ICES, 2009).

En Grande-Bretagne, 50 % des secteurs d'extraction se situent dans des sédiments grossiers avec hydrodynamisme modéré où la durée moyenne de restauration biologique est proche de neuf ans (Foden *et al.*, 2009).

Avec la stabilisation croissante de l'environnement, les espèces opportunistes et tolérantes sont remplacées par des communautés plus diversifiées avec des espèces à croissance lente et une complexité croissante des interactions biologiques (Cooper *et al.*, 2008). Au bout de quinze ans, la souille Cnexo montre une communauté trois fois plus riche, tant en espèces qu'en abondance et biomasse, que celle des fonds environnants (Desprez, 2000), qui peut s'expliquer en partie par l'absence de chalutage.

. Dépôts de dragage

Les réponses du benthos à des dépôts à grande échelle ont été étudiées sur les côtes du Texas (Wilbert *et al.*, 2008). L'abondance, le nombre d'espèces et la biomasse des annélides et mollusques ne montraient plus de différence avec les secteurs de référence environ un an après le dépôt ; de même pour la structure de la communauté.

La restauration des communautés benthiques après arrêt des dépôts prend entre six mois et plus de deux ans en fonction du niveau de perturbation naturelle du secteur ; dans les environnements littoraux perturbés, la restauration demande généralement moins d'un an, cependant que dans des fonds plus importants et plus stables, ce processus demande au moins deux ans.

Deux phases de restauration suivent le dépôt du matériel dragué : une phase pionnière dominée

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

par des espèces opportunistes (généralement des annélides) et une phase de retour des espèces d'origine. Sur un site de dépôts de résidus miniers au Canada, Ellis (2003) observe une phase pionnière de un/deux ans et le retour à la richesse spécifique de référence a demandé cinq ans selon une « succession écologique durable » permettant la restauration de la biodiversité.

■ Restauration artificielle

Cette approche passe par l'examen préalable de la faisabilité technique et du coût économique d'une réhabilitation artificielle des fonds par rapport à une restauration naturelle (ICES, 2005). Sur des fonds sableux résultant d'une extraction intensive, le semis de coquilles Saint-Jacques permet le retour en sept mois de 70 % des espèces qui auraient demandé plus de cinq ans dans le cas d'une recolonisation naturelle (Guay & Himmelman, 2004 ; Collins & Mallinson, 2007 ; Cooper et al., 2007c). Les effets d'un semis de graviers ont été testés en mer du Nord sur un site exploité pendant quatre ans avec tamisage à bord, conduisant à un affinement du sédiment ; une forte augmentation du nombre d'espèces, mais surtout de l'abondance et de la biomasse, a été observée au bout d'un an, avec retour progressif à un peuplement comparable à celui des fonds de référence (Cooper et al., 2010). L'influence du nivellement des sillons d'extraction est actuellement suivie sur un site expérimental en baie de Seine (Siegma, 2009).

L'immersion de récifs artificiels, utilisée dans une trentaine de pays mais principalement au Danemark et surtout au Japon (17 Mm³), a pour objectif de protéger les nourriceries et d'augmenter les stocks de plusieurs espèces à forte valeur commerciale (poissons démersaux, homards, araignées...). Cet « effet récif » a été observé dans la souille du Cnexo où la présence de blocs a rendu impossible le chalutage des fonds et fourni d'une part un habitat propice à l'installation d'une épifaune diversifiée (crabes, araignées...) et de l'autre un refuge et un « garde-manger » pour des espèces nobles comme l'églefin. Cet effet garde-manger a également été observé à Dieppe pour la morue, la dorade grise et la sole.

■ Modélisation de l'impact et de la recolonisation

Le faible nombre de résultats acquis sur des sites commerciaux après l'arrêt des extractions, ainsi que la variété des conditions environnementales, rendent difficile la validation d'un modèle et son application généralisée (ICES, 2009).

Birklund & Wijsman (2005) concluaient pour des secteurs de graviers que le nombre d'espèces augmente rapidement dans l'année qui suit l'arrêt des extractions, alors que le rétablissement de l'abondance, de la biomasse et de la structure de la communauté peut demander entre deux et quatre ans. Boyd et al. (2005) ont présenté deux modèles de réponses correspondant aux deux scénarios les plus couramment rencontrés dans les sites britanniques d'extraction :

- des sites où le substrat évolue d'un gravier sableux à un sable plus ou moins graveleux, avec recolonisation caractéristique du nouveau type de substrat (Desprez, 2000) accompagnée d'une importante chute de biomasse ; le même modèle peut être appliqué aux sites sableux où le sédiment évolue d'un sable grossier à un sable fin (Sarda et al., 2000 ; Van Dalftsen et al., 2000) ;
- des sites sans changement de nature du substrat (Van Dalftsen & Essink, 1997 ; Kenny et al., 1998 ; Newell et al., 1998 ; Boyd et al., 2004) où la recolonisation benthique suit le schéma classique de succession dynamique (ICES, 2009) avec une phase initiale dominée par quelques espèces opportunistes (adultes et larves provenant des fonds environnants), suivie d'une phase de stabilisation sédimentaire avec diversification de la communauté sans augmentation de la biomasse, puis d'une dernière phase avec croissance de la biomasse dès stabilisation du sédiment. Le mode de recolonisation d'un site sableux situé dans des fonds stables en mer Adriatique est original avec une phase

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

initiale rapide (six/douze mois) de recolonisation par les espèces d'origine, suivie d'une phase plus lente de restauration se terminant trente mois après la fin des extractions (Simonini *et al.*, 2007).

■ Prédiction de la restauration des communautés benthiques

Un projet britannique a récemment fourni un outil différent du suivi traditionnel de la restauration de sites après arrêt de l'activité d'extraction, qui a montré ses limites pour prédire le type et le temps de restauration, et demande de longues (et imprévisibles) périodes pour juger d'une complète restauration (ICES, 2005 ; Newell & Gardner, 2006). Ce nouvel outil fournit un cadre « prédictif » de restauration de la biodiversité et de la structure des communautés benthiques qui se base sur la connaissance du cycle de vie des espèces (reproduction, croissance, longévité, habitat préférentiel, sensibilité aux perturbations).

Cette modélisation du processus de recolonisation benthique concerne d'abord les espèces présentes avant le début de l'activité d'extraction, ce qui suppose le maintien d'un substrat identique ou semblable à celui d'origine ; un autre objectif est d'acquiescer toute l'information nécessaire sur les communautés d'habitats différents susceptibles d'apparaître à la suite du processus d'extraction. Ce modèle de recolonisation biologique sera couplé aux modèles physiques existants (transit sédimentaire, dispersion et dépôt du panache turbide).

■ Bilan

La restauration d'un écosystème peut avoir des sens différents selon les personnes : un « conservationniste » sera intéressé par la préservation et le retour d'une communauté à la taxonomie aussi diversifiée que possible, tandis qu'un pêcheur sera concerné par un retour complet de la source de nourriture des poissons qu'il recherche.

Un aspect important du travail futur en terme de suivi des effets écologiques des extractions de granulats marins consistera à découvrir s'il y a des limites au-delà desquelles la capacité de restauration des milieux perturbés est compromise (Hewill *et al.*, 2008). Les implications pratiques et environnementales de la **restauration d'habitats** sont en cours d'exploration ; **l'incorporation d'éléments de fonctionnalité de l'écosystème dans le suivi et la restauration des processus reste un challenge pour l'avenir (Bremner *et al.*, 2006, 2008).**

Une gamme d'indices destinés à évaluer la fonctionnalité d'un écosystème a été appliquée à des données de suivi de la restauration d'un site industriel d'extraction (Hastings). L'objectif était d'évaluer l'utilisation des **différentes métriques pour étudier le rythme de restauration de la fonctionnalité de l'écosystème après arrêt des dragages**. Tous ces indices se sont comportés de façon globalement similaire et **indiquaient que les fonds perturbés sont capables de complète restauration avec le temps**.

Enfin, les suivis à long terme sont de la plus haute importance pour identifier les effets écologiques des perturbations par rapport à la variabilité naturelle de l'environnement ainsi que pour l'élaboration et le test d'indicateurs performants des impacts afin de mieux gérer l'activité d'extraction de granulats marins.

c. Poissons benthiques et démersaux

Des études anciennes (New York, Cnexo) avaient déjà mis en évidence le caractère « attractif » d'anciens puits d'extraction rendus impropres au chalutage (ICES, 2001).

Des chalutages expérimentaux réalisés entre 2004 et 2006 sur le site de Dieppe (ICES, 2007 ; Siegma, 2007 ; Desprez, 2008) ont montré que les espèces dominantes sont caractéristiques du

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

sédiment en place :

- soles et plies dans les sables fins de surverse,
- cabillauds et dorades grises dans les fonds grossiers des secteurs en jachère,
- grondins et dorades grises dans les fonds hétérogènes des secteurs recolonisés.

Les résultats acquis à Dieppe ont permis de confirmer et quantifier le gain d'espèces (+17 %), d'abondance (+ 60 %) et de biomasse (+ 80 %) de la communauté recolonisatrice, dix ans après l'arrêt des extractions (Desprez, 2008).

Des modifications des communautés halieutiques benthiques ont été observées à la suite de travaux d'aménagement (création de plages, mise en place de récifs artificiels) dans un lagon côtier méditerranéen (Perez-Ruzafa et al., 2006). Les modifications de la couverture végétale et de la granulométrie du substrat des plages ont changé la nature du benthos et la composition spécifique des communautés halieutiques, alors que les récifs artificiels contiennent une communauté similaire dont le nombre d'espèces et l'abondance sont même plus riches que celles de référence.

d. Fonction de l'écosystème

■ Extractions

Sur le plan fonctionnel (Birklund & Wijsman, 2005), l'appauvrissement qualitatif et quantitatif des communautés benthiques peut avoir des conséquences sur les maillons trophiques supérieurs (poissons, oiseaux) si la multiplication des sites d'extraction conduit à la disparition d'un habitat et de son potentiel trophique dans un secteur géographique donné.

Chassé et Glémarec (in Desprez, 1999) ont fait la correspondance entre la fertilité biologique d'un fond en terme de nourriture benthique produite pour les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire, et leur fertilité économique qui exprime la quantité de poissons, mollusques et crustacés exploitables par l'homme.

Tableau 8

Correspondance entre la biomasse benthique (fertilité biologique) d'un habitat et sa production exploitable (indice de fertilité économique).

Biomasse benthique (g/m ²)	Indice de fertilité (kg/ha)
40	20
20	10
10	5
5	2,5
1	0,5

Les approches traditionnelles utilisées pour évaluer la restauration des communautés biologiques des fonds marins après arrêt des extractions comparent le niveau de restauration de la communauté à celle qui précédait les dragages ou par rapport à celle de secteurs de référence situés à proximité. Cependant, la nature des espèces peut évoluer dans le temps, ou en réponse à des différences de composition du sédiment même si la « santé fonctionnelle » de l'écosystème peut être restaurée, la nouvelle communauté fournissant des services écologiques similaires comme la nourriture, l'abri et la productivité (Cooper, 2008).

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

■ Pêche

Du fait de la forte mortalité de certaines espèces et de l'intensité de pêche, on peut s'attendre à ce que les chaluts à perche affectent la structure et la composition des communautés benthiques de la mer du Nord, avec des changements à long terme de la structure des communautés benthiques (diversité, biomasse et productivité ; augmentation du ratio annélides/mollusques), disparition des espèces à croissance lente et longue durée de vie au profit d'espèces à croissance rapide et courte durée de vie.

Cependant, les observations de Jennings et *al.* (2001, 2002) suggèrent que les diminutions dramatiques de biomasse liées à la perturbation chronique par les chaluts, ne se traduisent pas par des modifications de la valeur trophique moyenne des communautés, la production supérieure des nouvelles espèces à forte croissance compensant la forte mortalité des espèces d'origine. Comme les petits annélides représenteraient, selon ces auteurs, la principale source de nourriture des poissons plats, la perturbation liée au chalutage n'aurait aucun impact positif ou négatif sur la nourriture disponible ; ainsi, l'impact sur la biodiversité structurelle ne se traduirait pas par un impact fonctionnel. Les études en cours sur le régime alimentaire des poissons sur des sites d'extraction (Desprez, 2008 ; Siegma, 2009) relativisent fortement ce rôle des annélides et mettent en évidence l'importance fondamentale des crustacés et des bivalves dont la forte biomasse est un élément clé de la fertilité biologique, et donc économique, des fonds.

■ Dépôts de dragage

Les fortes densités des espèces pionnières font de celles-ci des proies attractives et relativement importantes pour des poissons et crustacés d'importance commerciale. Le dépôt conventionnel en mer peut donc avoir des bénéfices environnementaux en terme de productivité benthique et de nourriture pour les poissons (Bolam & Rees, 2003), mais aussi en terme de création de nouveaux habitats propices à la colonisation par des espèces commerciales (Rees et *al.*, 2003).

■ Eoliennes offshore

Les rangées de pylônes favorisent la concentration des poissons qui y trouvent abri et protection contre les prédateurs (y compris les pêcheurs) ; il n'y a pas d'augmentation à court ou moyen termes des abondances, mais redistribution des poissons du secteur qui s'y concentrent de jour et ressortent la nuit pour se nourrir (Ospar, 2006). Les lançons ne sont pas affectés par la construction et la présence des pylônes. L'impact des éoliennes sur les poissons est donc faible, local, et n'a pas de signification écologique (Ospar, 2008).

e. Bilan de la partie restauration/recolonisation

Au vu des suivis scientifiques, il convient donc de relativiser l'impact des extractions et des dépôts de dragage par rapport à celui des engins de pêche (Eastwood et *al.*, 2007) ; les premières activités ont un impact maximal, mais temporaire, sur des surfaces réduites de l'ordre de quelques km² alors que l'activité de pêche (*i.e.* chalut) affecte les fonds sur des surfaces de plusieurs milliers de km² avec des modifications à long terme des communautés benthiques.

La comparaison des temps de recolonisation benthique montre des différences importantes selon le type d'activité anthropique, alors que l'intensité des impacts est voisine.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Tableau 9

Correspondance entre le temps de recolonisation benthique et le type d'activité anthropique

IMPACT	EXTRACTIONS	DÉPÔTS DE DRAGAGE	PÊCHE (chalut de fond)	ÉOLIENNES OFFSHORE
Mortalité du benthos	10 à 100 %	Jusqu'à 100 %	10 à 90 %	100 % limitée à l'emprise sur le fond
Communauté	modifiée, liée à la nature du sédiment	modifiée (espèces opportunistes)	modifiée (espèces opportunistes)	modifiée (espèces récifales)
Recolonisation	de quelques mois à 10 ans	de 6 mois à 2 ans	difficile à stabiliser	rapide

(d'après Eastwood et al., 2007)

Un des principaux aspects du travail à réaliser en terme de suivi des impacts écologiques des extractions de granulats marins est de vérifier s'il existe des seuils de perturbation au-delà desquels la capacité de restauration des habitats impactés est remise en cause (notions de résistance et de résilience).

Des exemples d'extractions intensives et durables ont montré que la restauration (au moins en terme d'abondance et de richesse spécifique) d'un milieu perturbé pouvait commencer dès l'année suivant l'arrêt des perturbations, même lorsque les limites théoriques d'acceptabilité ont été dépassées sur la base de critères de pollution organique.

Ces limites d'acceptabilité dans le cas de perturbation physique des fonds par les extractions restent à définir, ainsi que des modalités d'intervention potentielles pour compenser tout dommage critique. Les conséquences pratiques et environnementales de ce type de réhabilitation des habitats sont en cours d'examen ; en revanche, l'intégration d'éléments de fonctionnalité de l'écosystème dans les processus de suivi et de restauration reste un challenge pour le futur (Barrio Frojan et al., 2008), avec des évaluations de la structure et du fonctionnement des écosystèmes sur les sites potentiels, des mesures de biodiversité, de production, mais aussi de résistance et de résilience du système.

3-6 Études en cours et lacunes

A l'échelle internationale, les études se poursuivent à travers différents programmes scientifiques et s'intéressent à plusieurs thématiques décrites dans le tableau 10.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

Tableau 10 Bilan des études en cours et lacunes à partir de la bibliographie infra.

Connaissances fondamentales à grande échelle		Connaissances sur l'impact		Connaissances sur la recolonisation	
Etudes en cours	Lacunes	Etudes en cours	Lacunes	Etudes en cours	Lacunes
<p>Identification des habitats marins protégés et sensibles (Ospar, Natura 2000) pour le benthos, les poissons, les oiseaux et les mammifères (reproduction, nourrissage, migration...).</p> <p>Programmes de recherches : Rebut, MESH.</p> <p>Etudes concernant les parcs naturels marins.</p>	<p>Investissement national pour la collecte, la cartographie et l'interprétation des données physiques, biologiques et économiques des fonds marins, dans un contexte de gestion intégrée des zones côtières (directives internationales).</p> <p>Mise en place de suivis à long terme pour les états de référence (variabilité naturelle).</p> <p>Uniformisation des procédures de suivi d'impact des extractions (Code de conduite du CIEM) et autres activités anthropiques</p>	<p>Définition de mesures techniques de limitation des impacts et conflits d'usage :</p> <ul style="list-style-type: none"> - interdiction du tamisage à bord ; - limitation de la surverse ; - pratique du zonage (jachère) ; - établissement de calendriers d'exploitation. <p>Comparaison des stratégies d'exploitation :</p> <ul style="list-style-type: none"> - extensive : grande surface, faible intensité (jachère, creusement limité) ; - intensive : faible surface, surcreusement (impact maximal et faible rythme de recolonisation). <p>Besoin de connaissances sur l'impact halieutique (niveau local sur les espèces, niveau régional sur les stocks).</p>	<p>Modélisation des impacts sur le benthos : importance relative des facteurs structurant les communautés benthiques (type d'extraction et intensité d'extraction, nature du sédiment et des habitats, intensité de l'hydrodynamisme, architecture benthique, apport en recrues).</p> <p>Définition de seuils critiques pour la turbidité et le dépôt de sables (objectifs de qualité écologique) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - pour la survie des larves benthiques et leur fixation ; - pour les œufs, larves et juvéniles de poissons. <p>Prédiction des impacts par couplage des modèles physiques et écologiques.</p> <p>Mise en évidence des impacts cumulés dans l'espace et dans le temps (seuils critiques de basculement de la communauté initiale et de restauration de la biodiversité structurelle).</p> <p>Comparaison des impacts avec les autres utilisations de la mer (pêche, dépôts d'extraction, éoliennes...) : surfaces respectives, fréquence et intensité de perturbation...</p> <p>Besoin de connaissances de l'impact sur les oiseaux et mammifères marins.</p>	<p>Modélisation de la vulnérabilité et de la recolonisation : en cours pour chaque espèce benthique sur la base des critères suivants : taille, fécondité, durée de vie, âge de mode larvaire, mobilité de l'adulte.</p> <p>Propositions de mesures de restauration des habitats et de leur fonctionnalité (nivellement, semis de graviers et de coquilles...).</p>	<p>Besoin de suivis à long terme (> 10 ans) de la recolonisation de sites commerciaux d'extraction pour une meilleure connaissance du processus et sa modélisation.</p> <p>Définition de niveaux d'impact acceptables permettant la restauration des sites après arrêt des extractions ; la mise en évidence de ce niveau d'impact doit prendre en compte :</p> <ul style="list-style-type: none"> - l'échelle spatiale de l'impact (local ou régional) ; - l'échelle temporelle (court, moyen ou long terme) ; - les effets cumulés avec d'autres activités ; - la réversibilité de l'impact et le temps nécessaire à la restauration ; - la connaissance de la valeur naturelle du secteur.

3 Les enjeux de l'exploitation des granulats marins

3-7 Bilan

Dans certains habitats où l'exploitation des granulats marins a eu lieu, un retour à une nature physique ou biologique « initiale » prend des années à des décennies, en totalité ou pour partie.

Dans la majorité des cas, le retour à une nature physique et biologique identique peut ne jamais être possible. Mais le plus important, dans la restauration d'un site, est la capacité de la nouvelle communauté biologique à exécuter une fonction similaire aux espèces initiales au sein de l'ensemble de l'écosystème marin (critère de fonctionnalité).

Les communautés benthiques jouent souvent un rôle important en terme de cycle de la matière organique particulaire et de la mise à disposition d'une ressource alimentaire pour les chaînes alimentaires qui finissent par conduire à la pêche.

Certaines recherches récentes indiquent que la récupération fonctionnelle peut se produire plus rapidement que la récupération de la composition des communautés (indicateurs : biomasse, diversité et abondance). Ce travail en est toutefois à un stade précoce et d'autres études sont nécessaires pour améliorer notre compréhension de l'impact de l'extraction des granulats sur le fonctionnement des écosystèmes marins et leur restauration.

4 Conclusions générales



4 Conclusions générales

Les articles scientifiques et études en cours permettent de synthétiser les paramètres de contrôle naturel (hydrodynamisme, couverture sédimentaire, nature de la communauté vivante) et les paramètres de contrôle anthropiques (intensité des dragages et surface draguée). Ces paramètres conditionnent les conditions d'impact et de restauration/recolonisation. Cette restauration/recolonisation débute dès l'arrêt des extractions, mais peut en réalité prendre des mois, voire plusieurs années.

La synthèse des connaissances scientifiques actuelles permet de reconnaître des cas typiques suivant la capacité de résilience et la stratégie d'exploitation mise en place.

4-1 La stratégie d'exploitation des granulats marins

L'extraction en point fixe et celle pratiquée de façon intensive à la traîne provoquent une diminution à long terme de la biodiversité des fonds grossiers recherchés par les exploitants. Les puits ont des impacts négatifs plus nombreux et plus durables, mais les surfaces concernées sont limitées.

Par contre, une extraction extensive (< 50 % de la superficie du site) se traduit par une fragmentation de l'habitat d'origine en une mosaïque de secteurs qui permet de limiter la perte de biodiversité au niveau du benthos et d'augmenter plus ou moins durablement la diversité topographique et sédimentaire. Malgré une emprise spatiale plus importante, cette diversification des habitats se traduit par une augmentation de la diversité des communautés benthiques en limitant les conséquences fonctionnelles (réduction de la biomasse) sur les niveaux trophiques supérieurs.

Sur le plan halieutique, les premiers résultats obtenus (Desprez, 2008) ne montrent pas de perte de biodiversité liée à une extraction semi-intensive.

Sur le plan fonctionnel (Birklund & Wijsman, 2005), cet appauvrissement qualitatif et quantitatif des communautés benthiques ne peut avoir des conséquences sur les maillons trophiques supérieurs (poissons, oiseaux) que si la multiplication des sites d'extraction conduit à la disparition d'un habitat et de son potentiel trophique dans un secteur géographique donné.

Des outils de gestion (modèles, cartographie des habitats) sont disponibles pour la prévision des impacts physiques (et biologiques) locaux mais un suivi physique à haute résolution et un suivi biologique pour faire le lien biotique/abiotique sont toujours nécessaires pour vérifier la validité des prévisions (Otey *et al.*, 2009 ; Barry *et al.*, 2009).

La gestion et la prédiction des effets des extractions à grande échelle est difficile car l'expérience est réduite à des sites à échelle spatiale et temporelle limitée. Il est cependant possible de prendre des mesures de gestion de l'activité d'extraction qui sont aptes à réduire les effets de l'exploitation elle-même ou de ses conséquences :

- la limitation de profondeur et d'intensité (pratique de la jachère), bien qu'elle augmente les superficies affectées, présente de nombreux avantages puisqu'elle réduit de nombreux impacts : topographie, possibilité de chalutage ultérieur, effets potentiels liés à la houle et aux courants, modification du sédiment et du benthos associé, rapidité et qualité de recolonisation des fonds ;
- les améliorations techniques propres à limiter la surverse/déverse – et surtout l'interdiction du criblage à bord – réduiront le panache turbide et le dépôt des sédiments rejetés par surverse/déverse ;
- la gestion des dragages peut encore limiter les impacts négatifs, notamment vis-à-vis des autres utilisateurs du milieu ; elle peut être d'ordre spatial (extractions en lignes discontinues, exclusion des secteurs sensibles à forte valeur écologique et/ou fonctionnelle comme les zones de nourriceries et de frayères) ou d'ordre temporel (calendriers d'extraction tenant compte des périodes biologiquement sensibles – ponte, migration – ou de pêche intensive de certaines espèces).

4 Conclusions générales

La prévision et la gestion à distance sont difficiles :

- s'il n'y a pas d'informations sur les ressources biologiques potentiellement affectées (cartographie des habitats, avec attention particulière à ceux sensibles et menacés) ;
- à cause de l'interaction avec les autres perturbations anthropiques (pêche, rejets...).

Une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des écosystèmes marins aux diverses menaces anthropiques a été proposée par Halpern et al. (2007) ; **il en ressort que les espèces invasives** (la fragilisation d'un territoire, quel que soit le type de pression anthropique, peut favoriser l'arrivée d'espèces invasives, en fonction des localisations), **la pollution, les aménagements, les blooms toxiques, la pêche démersale et les phénomènes d'hypoxie représentent des menaces plus importantes que les extractions de granulats marins** ; pour ces dernières, l'évaluation de la vulnérabilité, calculée selon quatre niveaux d'impact, donne le résultat suivant (tab. 11) :

Tableau 11

Niveau de vulnérabilité des fonds aux extractions de granulats marins en fonction des conditions d'exploitation (facteurs de vulnérabilité).

Facteurs de vulnérabilité	Catégories d'impact	Niveaux de vulnérabilité	
		minimum	maximum
Echelle	1-10 km ²	2	
	10-100 km ²		3
Fréquence	Occasionnelle à régulière	2 à 3	
	Constante		4
Impact fonctionnel	1 seul niveau trophique	2	
	Plusieurs niveaux trophiques		3
Résistance	Moyenne (perturbation)	2	
	Faible (modification)		3
Temps de restauration	<1 an	1	
	>10 ans		3
Vulnérabilité moyenne		2	3

4 Conclusions générales

4-2 La modification sédimentaire et physique des fonds

Dans les fonds à sédiments grossiers, l'impact des extractions sur la diversité des habitats peut se résumer comme suit :

- augmentation de la diversité topographique et sédimentaire des fonds en cas d'extraction extensive (< 50 % de la surface du site) ;
- diminution de la diversité sédimentaire (et par suite biologique, tant sur le plan structurel que fonctionnel) en cas d'extraction intensive et d'impacts cumulés dans le temps et l'espace (affinement généralisé du sédiment).

4-3 La modification biologique

a. Benthos

Pour le benthos, la perte de biodiversité liée à l'extraction est locale et de durée variable selon les modalités d'extraction et les sites :

- elle est importante et durable dans les fonds grossiers à forte intensité d'extraction (effets cumulés) ;
- elle est naturellement compensée par l'augmentation de diversité des communautés benthiques liée à la diversification des habitats dans le cas d'extractions extensives ;
- le retour à la biodiversité initiale peut être artificiellement accéléré en recréant un substrat hétérogène avec le semis de coquilles ou de graviers (MALSF, 2007 ; Cooper et al., 2010); une expérience de nivellement des sillons d'extraction est en cours (Siegma, 2008) ;
- un exemple de réversibilité du processus de réduction de la biodiversité a récemment été démontré sur le site d'extraction de Hastings (Pearce, 2008) avec le ver tubicole *Sabellaria spinulosa* (espèce clé de la directive « habitat » et de la liste Oskar des espèces menacées), observé dès les premières phases du processus de recolonisation, et dont le retour est favorisé par le dépôt des sables fins de surverse.

Une synthèse sur la biodiversité marine en Manche orientale (Browning, 2002) conclut que les dragues à coquilles ont des impacts à court et long termes comparables à ceux des extractions (turbidité, enfouissement, diminution de la biomasse et de la biodiversité, modification de structure des communautés benthiques, disparition des espèces fragiles et à croissance lente...) mais sur des superficies plus importantes.

b. Poissons

Le principal facteur menaçant la biodiversité des poissons marins est la pêche ; au niveau mondial, plus de 40 populations locales ont disparu à cause de la surexploitation. Des stress liés à d'autres facteurs (disparition des habitats, changement climatique, pollution, eutrophisation, espèces invasives...) peuvent ajouter leurs effets et empêcher le retour de ces espèces en déclin, telle la morue dont le taux de survie des jeunes est lié au climat et aux conditions océaniques.

Pour les conditions d'extraction du site de Dieppe (intensité limitée, zonage saisonnier), le dragage ne provoque pas de perte de biodiversité au niveau structurel ; le nombre d'espèces du secteur dragué est légèrement supérieur au secteur de référence, ainsi que dans les secteurs de jachère et de recolonisation ; seul le secteur de dépôt des sables fins de surverse montre une légère diminution de la richesse spécifique (Desprez, 2008).

4 Conclusions générales

Au niveau fonctionnel, certaines espèces sensibles comme la morue, inscrite sur la liste Oskar des espèces menacées, et/ou à forte valeur économique comme la sole peuvent tirer profit des opérations d'extraction ; les morues sont majoritairement présentes dans les sites exploités où elles trouvent en abondance des proies benthiques qui dominent les communautés recolonisatrices des secteurs en jachère ; les soles sont attirées dans les secteurs soumis à un dépôt régulier de matière organique rejetée avec les sédiments de surverse (Desprez, 2008).

Pour les poissons, aucune perte de biodiversité n'est mesurée à l'échelle actuelle des sites d'extraction.

c. Biodiversité et oiseaux/mammifères

Aucune référence bibliographique n'est à ce jour disponible sinon des généralités sur les impacts potentiels.

4 Conclusions générales

4-4 Synthèse finale

Il ressort de l'analyse bibliographique critique que l'extraction de granulats marins n'est susceptible de représenter une menace sérieuse pour la biodiversité que si les projets d'exploitation concernent des biotopes (notamment des secteurs de graviers) de petite taille, peu représentés dans le secteur géographique (perte d'habitat), et/ou si les impacts peuvent affecter des espèces sensibles et menacées ou certaines fonctionnalités (cf. perte de frayères).

- Les diverses études convergent sur le choix de critères structurels et d'indicateurs (évaluation des impacts basée sur les conditions de référence) et mettent en évidence des espèces sensibles et tolérantes aux extractions;
- On note des progrès en cours pour lever certaines **interrogations sur l'aspect fonctionnel** des critères, en citant par exemple l'approche trophique du programme Siegma¹;
- Il subsiste des **interrogations sur la spécificité des indicateurs d'extraction** à prendre en compte (surface, durée, intensité d'extraction) et sur la définition de seuils « acceptables » de perturbation (seuils de tolérance) en vue d'une restauration optimale de communautés fonctionnelles;
- La gestion et la prédiction des effets des extractions à grande échelle (effets cumulés) est difficile car l'expérience est réduite à des sites qui ont une échelle spatiale et temporelle limitée.

L'identification des habitats sensibles passe par des programmes ambitieux de cartographie et de caractérisation biologique des habitats marins à des échelles régionales (façades maritimes) disproportionnées par rapport à celle des permis de recherche et plus encore des périmètres d'extraction.

Certaines recherches récentes indiquent que la récupération fonctionnelle se produit plus rapidement que la récupération de la composition des communautés. Ce travail en est toutefois à un stade précoce et d'autres études sont nécessaires pour améliorer notre compréhension de l'impact du dragage des granulats sur le fonctionnement des écosystèmes marins et leur potentiel de restauration (Hill, J. M., Marzialetti, S. & Pearce, B., 2011).

Pondérer les résultats du fait des besoins de réévaluer en permanence en fonction de nouveaux secteurs – on n'a pas de règle systématique et applicable de façon permanente quel que soit le site étudié. La variabilité géographique est déterminante.

1. Suivi des impacts de l'extraction des granulats marins. www.siegma.fr (en construction, 2011).

Annexe

Inventaire bibliographique



Annexe - Inventaire bibliographique

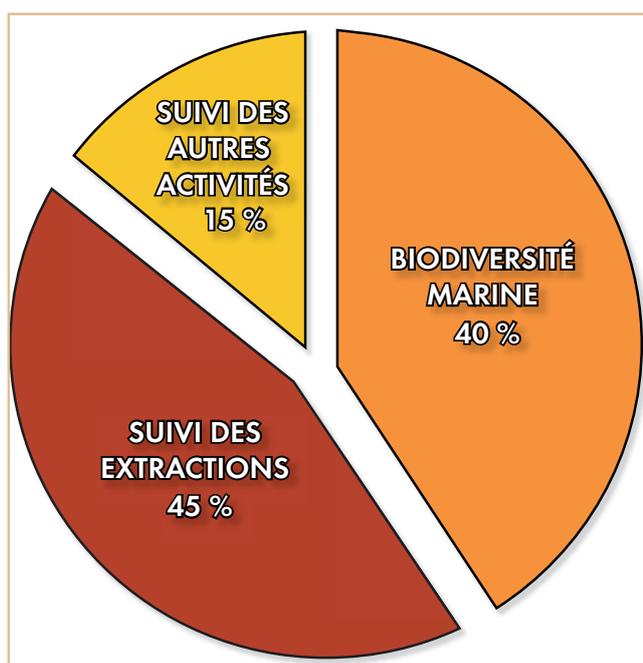
Inventaire thématique

Le tableau ci-dessous présente la répartition des publications référencées (cf. infra) par thématique et par année.

Tableau 12 Récapitulatif du nombre de publications scientifiques (280 références) par thème et par an.

Années	BIODIVERSITÉ MARINE	SUIVI DES EXTRACTIONS	SUIVIS DES AUTRES ACTIVITÉS	TOTAL ANNUEL
< 2000	11	12	1	24
2000	3	9	4	16
2001	4	6	2	12
2002	7	9	3	19
2003	8	5	4	17
2004	12	13	0	25
2005	9	9	3	21
2006	17	17	8	42
2007	18	21	7	46
2008	16	11	8	35
2009	7	15	1	23
TOTAL	112	127	41	280

Figure 10 Répartition par thèmes du nombre de publications scientifiques ci-référencées



Sur les 280 publications scientifiques ci-référencées¹, 127 concernent la thématique « extraction », ce qui montre que l'importance des connaissances est loin d'être négligeable sur cette activité encore peu développée en France. Le nombre de références est maximal sur la période 2004-2007 ; en 2008, la densité de publication est divisée par deux, alors qu'elle se maintient pour les deux autres thématiques, notamment grâce à la poursuite des efforts sur le thème « biodiversité » (incluant des références sur les habitats), au développement des études liées soit à des activités autorisées depuis longtemps comme les dépôts de déblais de dragage, soit en

1. Le nombre de références relatives à l'impact de l'activité de pêche ne reflète pas l'importance des travaux sur ce thème ; seules des études de synthèse récentes ont été considérées dans ce bilan.

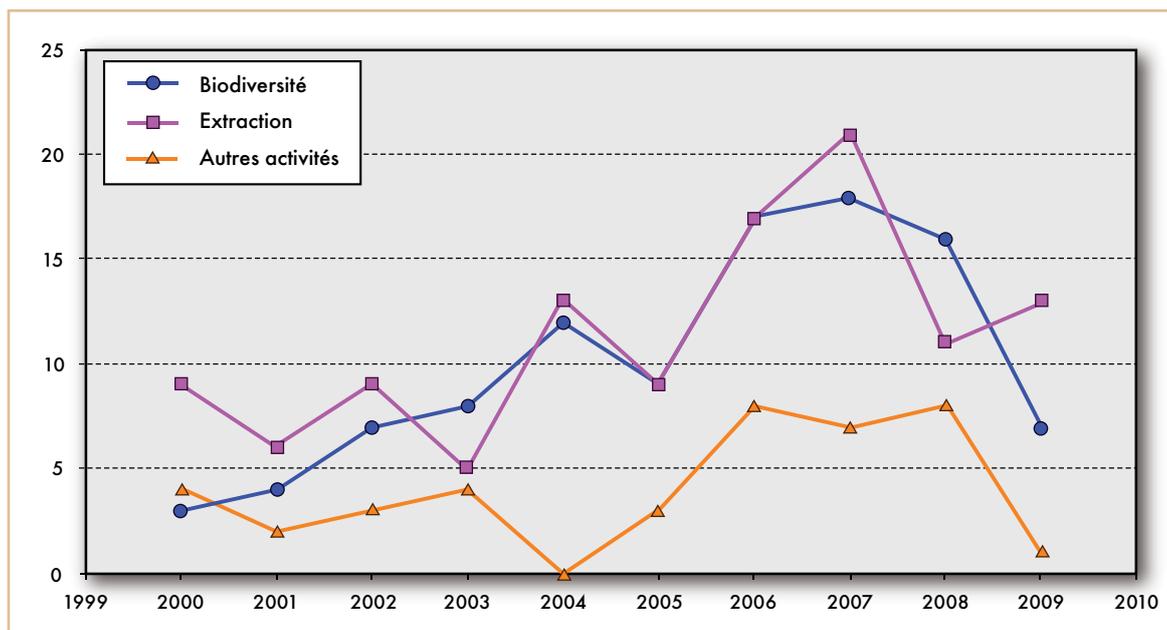
Annexe - Inventaire bibliographique

développement comme les éoliennes offshore.

La colonne « Biodiversité marine » recense des publications traitant spécifiquement de ce thème mais aussi de références relatives à la cartographie des habitats, ce qui explique le nombre assez important de publications référencées.

Figure 11

Evolution récente du nombre de publications scientifiques annuelles sur les trois thématiques.



La figure 11 met en évidence l'augmentation du nombre de publications entre 2004 et 2007, voire 2008, ce qui correspond à la mise en place des projets de stratégies marines au niveau européen ou national et de Natura 2000 en mer.

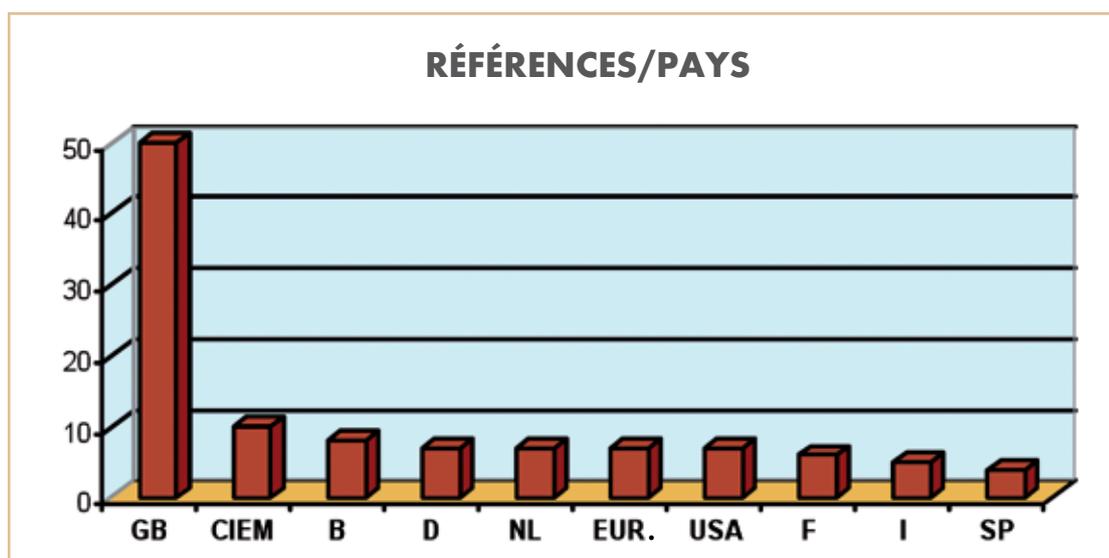
Inventaire géographique des publications

a. Par pays

La figure 12 montre explicitement que la Grande-Bretagne est le pays ayant majoritairement contribué à la connaissance du milieu marin et des impacts des activités humaines, avec 50 références recensées pour la décennie considérée (2000-2009).

Figure 12

Répartition du nombre de publications par pays.



La profusion d'études britanniques s'explique par l'antériorité de l'activité d'extraction dans ce pays, mais aussi par la politique volontariste de publications qui a été mise en place : les suivis réalisés sont financés par un système de taxes à l'extraction qui sont reversées au Crown Estate, propriétaire des fonds marins et qui est en charge d'assurer le suivi de l'activité et de ses impacts ; le BMAPA et le gouvernement encouragent la diffusion des résultats.

Viennent ensuite les publications du CIEM, qui concernent un secteur géographique plus vaste, puisqu'il englobe plusieurs pays et régions de l'Atlantique Nord-Est ; il s'agit généralement de synthèses effectuées dans le cadre de groupes de travail spécifiques.

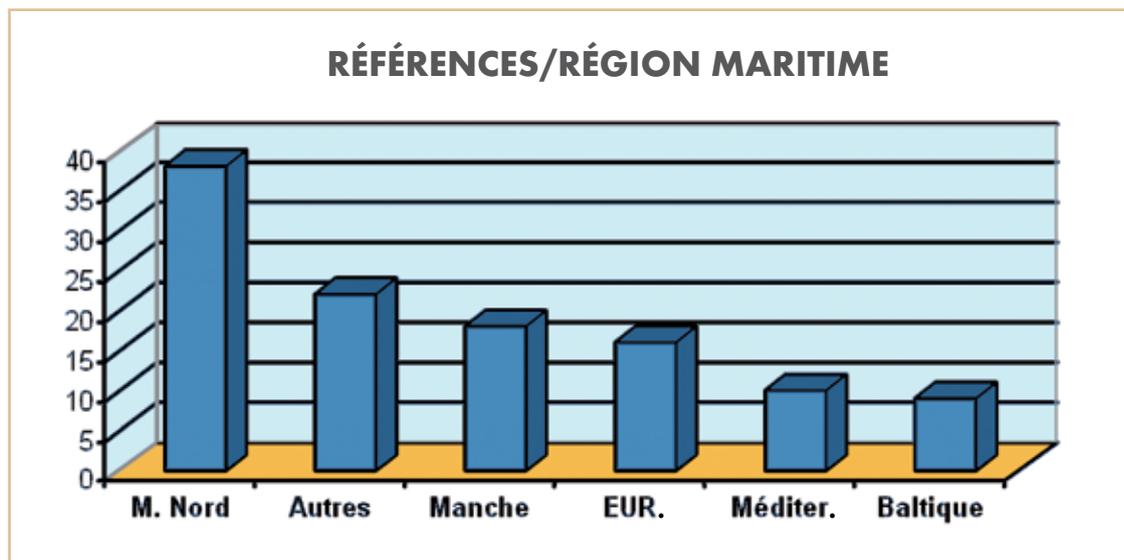
Pour les autres pays, on observe une certaine homogénéité du nombre de publications, indépendamment de l'antériorité et du développement de l'activité (exemple Belgique, Pays-Bas). Notons que malgré un système de financement similaire à la Grande-Bretagne, des pays comme la Belgique et l'Allemagne sont relativement peu contributeurs. La France qui n'a pas ce système de financement reste quand même un bon contributeur de diffusion scientifique, au vu de sa production annuelle, notamment à travers les documents CIEM (les comptes-rendus annuels du WGEXT).

b. Par région maritime

La mer du Nord a largement contribué au nombre de publications recensées, ce qui s'explique par sa position géographique au milieu des principaux pays européens pratiquant l'extraction de granulats marins (Grande-Bretagne, Pays-Bas, Belgique, Allemagne).

Figure 13

Répartition géographique du nombre de publications par région maritime.



Inventaire selon l'annexe 3 de la DCE « stratégie pour le milieu marin »

Dans le cadre de la directive « stratégie pour le milieu marin », la recherche d'indicateurs pertinents révélateurs du bon état écologique devient une réalité. Grâce au bon usage des connaissances et de la bibliographie scientifique, l'état du milieu maritime le plus complet peut être envisagé.

A ce titre, à travers le filtre des publications scientifiques, la présente étude doit permettre de préciser l'état des connaissances quant aux suivis, mesures des impacts et connaissances des paramètres de la restauration du milieu. L'enjeu principal des exploitants de matériaux marins est de mesurer la corrélation entre l'état de la connaissance scientifique et les besoins actuels et futurs des gestionnaires.

Le tableau 13, qui classe les 280 publications en fonction des critères définis à l'annexe 3 de la « stratégie européenne pour le milieu marin », montre que :

- les caractéristiques physicochimiques du milieu marin reposent essentiellement sur des données acquises dans les années 1970-1980 et qui commencent aujourd'hui à faire l'objet d'actualisations ;
- les travaux sur les habitats et les caractéristiques biologiques font toutes référence au benthos (près de 80 publications), pour la plupart en association avec le sédiment (habitats) ;
- les publications sur les impacts biologiques des activités humaines en mer et celles sur la restauration sont plus abondantes pour les effets des extractions de sédiments marins (86 références) que pour les autres activités (52 références) ; le nombre de publications sur les effets de la pêche a été volontairement restreint aux références synthétiques et/ou récentes, alors que la disponibilité de littérature est limitée tant pour des activités traditionnelles comme les dépôts de déblais de dragage que pour des activités récentes comme les fermes éoliennes offshore. Comme pour les caractéristiques du milieu marin, les références disponibles sur l'impact sont essentiellement liées au sédiment (45 références) et au benthos associé (100 références), les effets des extractions sur les peuplements halieutiques commençant seulement à se développer (30 références).

Annexe 1 - Inventaire bibliographique

Tableau 13

Récapitulatif du nombre de publications scientifiques (280 références) par thème.
Chaque nombre fait référence à la liste des publications figurant dans la bibliographie.

Critères	Intitulé	Caractéristiques du milieu marin	Activités humaines	
			Extractions	Autres activités
Caractéristiques				
Caractéristiques physico-chimiques	<ul style="list-style-type: none"> - Topographie et bathymétrie - Hydrodynamisme (courant, marée, houle) - Turbidité - Contaminants 	<p>Références < années 2000</p> <p>Références < années 2000</p> <p>Références < années 2000</p> <p>202 & Références < années 2000</p>		
Types d'habitats	<ul style="list-style-type: none"> - Structure et composition des substrats marins - Recensement et cartographie des types d'habitat (Eunis) - Types d'habitats présentant un intérêt particulier d'un point de vue de la science et de la diversité biologique (CIEM, N2000, Ospar) 	<p>64 & Références < 2000</p> <p>216, 273, 284, 227, 238, 217, 220, 231, 203, 208, 212, 214, 256, 257, 213, 221, 248, 123, 30, 69, 144 111</p> <p>273, 284, 250, 264, 249, 209, 196, 233, 235, 265, 197, 243, 242, 258, 266, 289, 241, 230, 244, 268, 270, 269, 192, 93, 136</p>	227	196
Caractéristiques biologiques	<ul style="list-style-type: none"> - Communautés biologiques associées aux habitats dominants des fonds marins et de la colonne d'eau - Benthos - Ichtyologie - Mammifères marins - Oiseaux 	<p>219, 234, 281, 288, 236, 262, 226, 204, 223, 224, 235, 254, 286, 193, 229, 259, 287, 117,</p> <p>285, 210, 261, 279, 206, 247, 271, 272, 275, 274</p> <p>252, 282, 276, 210, 255, 274, 240</p>	210	285

Annexe 1 - Inventaire bibliographique

Evaluation et surveillance de pressions et impacts			
Critères	Intitulé	Extractions	Autres activités
Perturbations physiques	- Modification de la nature sédimentaire du fond	15, 56, 106, 177, 179, 17, 43, 44, 127, 162, 16, 23, 24, 78, 116, 132, 130, 18, 147, 119, 148, 157, 178, 7, 9, 21, 33, 126, 152, 13, 57, 35, 3, 171, 97, 47, 109, 141	188, 127, 172, 89, 72, 74, 103, 73, 134, 95, 96, 149, 153
	- Modification du relief	15, 71, 177, 179, 16, 83, 24, 116, 147, 157, 7, 9, 126, 18, 53, 97	121
	- Modification de l'hydrodynamisme	2, 118, 170, 24, 23, 41, 119, 148, 157, 178, 137, 113, 158, 108	121
	- Erosion côtière	2, 177, 83, 170, 24, 78, 48, 119, 148, 157, 178, 9, 126, 13, 137, 113, 158, 108	
	- Panache turbide	1128, 189, 130, 18, 147, 178, 7, 57, 171, 97, 141	
	- Effets sonores	104,1	
Perturbations biologiques	- Evolution du peuplement benthique	15, 58, 71, 128, 177, 179, 17, 43, 44, 127, 162, 180, 16, 19, 23, 24, 116, 130, 18, 147, 48, 131, 148, 161, 178, 7, 21, 33, 126, 152, 13, 55, 61, 35, 3, 34, 45, 4, 97, 167, 47, 109, 141 229,232, 235,236	188, 127, 186, 6, 102, 99, 82, 98, 39, 53, 172, 72, 74, 103, 107, 133, 151, 174, 5, 51, 52, 73, 105, 190, 70, 91, 96, 135, 150, 149, 153, 112, 8, 12
	- Evolution du peuplement ichtyologique	189, 156, 148, 7, 33, 140, 164, 40, 165, 26, 34, 45, 138, 166, 171, 97, 167, 46, 76, 100	185, 99, 155, 10, 53, 72, 74, 134, 149, 153
	- Evolution des oiseaux et mammifères		10, 174, 5, 73, 153

Annexe 1 - Inventaire bibliographique

Mesures de restauration et de recolonisation		
Intitulé	Extractions	Autres activités
- Topographie	27, 110	
- Hydrodynamisme	sans objet	
- Turbidité	sans objet	
- Contaminants	sans objet	
- Structure et composition des substrats marins	27, 43, 22, 68, 20, 56, 66, 37, 169, 67, 173, 176, 183, 31, 36, 38, 63, 110, 129, 168, 60, 14, 12	50, 65
- Recensement et cartographie des types d'habitat (Eunis)		
- Types d'habitats présentant un intérêt particulier d'un point de vue de la science et de la diversité biologique (CIEM, N2000, Ospar)	Pas de publications spécifiques à ces habitats, mais intégrées aux références supra	
- Benthos et communautés biologiques associées aux habitats dominants des fonds marins	27, 43, 22, 68, 20, 56, 66, 37, 169, 67, 173, 176, 183, 31, 36, 38, 63, 110, 125, 129, 139, 168, 60, 14, 12	50,5
- Ichtyologie		
- Mammifères marins	164, 165	
- Oiseaux	sans objet	

Bibliographie



Bibliographie

1	. Ainslie M.A., de Jong C.A.F., Dol H.S., Blacquièrre G. & Marasini C., 2009. Assessment of Natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. TNO Report, 110 pp.
2	. Baas J. & Lafite R., 1997. Etude du dragage de granulats marins au large de Dieppe. GIE Graves de mer et GIE Gris-Nez : incidence sur le régime naturel des houles et impacts potentiels sur l'érosion littorale. Laboratoire de sédimentologie de l'Univ. de Rouen, 25 pp.
3	. Barrio-Frojan C., Boyd S.E., Cooper K.M., Eggleton J.D. & Ware S., 2008. Long-term benthic responses to sustained disturbance by aggregate extraction in an area off the east coast of the United Kingdom. <i>Estuarine Coastal and Shelf Science</i> , 79: 204-212.
4	. Barry J., Boyd S. & Fryer R., 2009. Modelling the effects of marine aggregate extraction on benthic assemblages. <i>Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom</i> .
5	. Bellebaum J. et al., 2007. Standard - Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK 3). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), 58 pp.
6	. Birchenough S.N.R., Boyd S.E., Coggan R.A., Limpenny D.S., Meadows W.J. & Rees H.L., 2006. Lights, camera acoustics: assessing macrobenthic communities at a dredged material disposal site off the North East coast of the UK. <i>Journal of Marine Systems</i> , 62 (3-4): 204-216.
7	. Birklund J. & Wijsman J. W. M., 2005. Aggregate extraction: a review on the effect on ecological functions. Report Z3297.10, SANDPIT, 56 pp.
8	. Blondel, J. (1995). Biogéographie, approche systémique et évolutive, Editions Masson.
9	. Boers M., 2005. Effects of a deep sand extraction pit. Final Report of the PUTMOR measurements at the Lowered Dump Site. Rijkswaterstaat, North sea Directorate, RIKZ/2005.001.
10	. Bolam S.G. & Rees H.L., 2003. Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment : a habitat approach. <i>Environmental Management</i> , 32 (2) : 171-188.
11	. Bolam S.G., Rees H.L., Somerfield P., Smith R., Clarke K.R., Warwick R.M., Atkins M., & Garnacho E., 2006. Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment : a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 52: 415-426.
12	. Bolam S.G., Schratzberger M. et al., 2006. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. <i>Marine Pollution Bulletin</i> 52(12):1746-1755.
13	. Bonne W., 2006. European Marine Sand and Gravel Resources: Evaluation and Environmental Impact of Extraction. EUMARSAND, 5 pp.
14	. Bonne W., 2010. Macrobenthos characteristics and distribution during early recovery process within a depression created by sand extraction on a subtidal sandbank. <i>Journal Coastal Research, Special Issue</i> 51: 141-150.
15	. Bonvicini Pagliai A.M., Cognetti Varriale A.M., Crema R., Curini Galletti M. & Vandini Zunarelli R., 1985. Environmental impacts of extensive dredging in a coastal marine area. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 16 (12):483-488.
16	. Boyd S.E. & Rees H.L. 2001. Towards an understanding of the impacts of marine aggregate extraction on the seabed as a basis for developing an EcoQO approach for management. A Workshop to discuss the feasibility and practicality of developing Ecological Quality Objectives for aggregate extraction areas. CEFAS, 93 pp.: 47-58.
17	. Boyd S.E. & Rees H.L., 2000. The effects of dredging intensity on the macrobenthos in commercial aggregate extraction sites in the English Channel. ICES CM 2000/E:07, 84-91.
18	. Boyd S.E. & Rees H.L., 2003. An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 1-16.

19	. Boyd S.E. et al., 2002a. Guidelines for the conduct of benthic studies at aggregate dredging sites. DTLR/CEFAS, 117 pp.
20	. Boyd S.E., Cooper K.M., Limpenny D.S., Kilbride R., Rees H.L., Dearnaley M.P., Stevenson J., Meadows W. & Morris C.D., 2004. Assessment of the rehabilitation of the seabed following marine aggregate dredging. Scientific Series Technical Report, CEFAS Lowestoft, 121: 154 pp.
21	. Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L. & Cooper K.M., 2005b. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post- dredging). <i>ICES Journal Marine Science</i> , 145-162.
22	. Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Cooper K.M. & Campbell S., 2003. Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). <i>Estuarine Coastal and Shelf Science</i> , 57: 1-16.
23	. Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Meadows W. & Vivian C., 2002b. Review of current state of knowledge of the impacts of marine sand and gravel extraction. CEFAS, 14 pp.
24	. Charlier R.H., 2002. Impact on the Coastal Environment of Marine Aggregates Mining. <i>International Journal of Environmental Studies</i> , 59(3): 297 - 322.
25	. Chesworth J.C., 2007. The Shingle Currency. Understanding the marine aggregates industry and its impacts on biodiversity. South East Marine Programme – The Wildlife Trusts, 20 pp.
26	. Chevreau P., 2008. Etude des relations trophiques entre poissons benthodémersaux et faune benthique. Rapport de stage Master 1, Univ. Rouen, 31 pp + annexes.
27	. Clabaut P., Simon S. & Lemoine M., 1999. Etude de la souille expérimentale d'exploitation de granulats marins dite « Souille Cnexo » en baie de Seine. Evolutions morpho-sédimentologique et faunistique entre 1981 et 1996. Synthèse des connaissances. Ifremer, 23 pp.
28	. Clarke K.R. & Warwick R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2 nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
29	. Clarke K.R. & Warwick R.M., 2004. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. <i>Marine Biology</i> , 118: 167-176.
30	. Cogan C.B., Todd B.J., Lawton P. & Noji T.T., 2009. The role of marine habitat mapping in ecosystem-based management. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 66: 2033-2042.
31	. Collins K. & Mallinson J., 2007. Use of shell to speed recovery of dredged aggregate seabed. In: Newell R.C. & Garner D.J. (Ed.). Marine aggregate extraction: Helping to determine good practice. Marine ALSF Conference Proceedings, 1-52155.
32	. Cooper K., Ware S., Vanstaen K. & Barry J., 2011. A suitable technique for restoring the seabed following marine aggregate dredging ? <i>Estuarine Coastal and Shelf Science</i> , 91: 121-132.
33	. Cooper K.M., 2005. Cumulative effects of marine aggregate extraction in an area east of the Isle of Wight – a fishing industry perspective. Science Series Technical Report n° 126, CEFAS Lowestoft, 29 pp.
34	. Cooper K.M., Barrio Frojan C.R.S., Defew E., Curtis M., Fleddum A., Brooks L. & Paterson D., 2008. Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> , 366: 82-91.
35	. Cooper K.M., Boyd S.E., Aldridge J. & Rees H.L., 2007a. Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. <i>Journal of Sea Research</i> , 588-302.
36	. Cooper K.M., Boyd S.E., Eggleton J.D., Limpenny D.S., Rees H.L. & Vanstaen K., 2007b. Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank, SE England. <i>Estuarine Coastal and Shelf Science</i> , 75 : 547-558.

37	. Cooper K.M., Eggleton J.D., Vize J.D., Vanstaen K., Boyd S.E., Ware S., Morris C.D., Curtis M., Limpenny D.S. & Meadows W.J., 2005. Assessment of the rehabilitation of the seabed following marine aggregate dredging – Part II. Science Series Technical Reports n° 130, CEFAS Lowestoft, 81 pp.
38	. Cooper K.M., Ware S., Vanstaen K. & Boyd S.E., 2007c. Gravel seeding – A suitable technique for restoration of the seabed following marine aggregate dredging ? In: Newell R.C. & Garner D.J. (Ed.). Marine aggregate extraction: Helping to determine good practice. Marine ALSF Conference Proceedings, 156-157.
39	. Coudret-Guimbert N. et al., 2003. Guide de l'étude d'impact sur l'environnement des parcs éoliens. Ministère de l'Ecologie et du Développement durable / Ademe, 125 pp.
40	. De Roton G. & Duhamel S., 2007. Site d'extraction expérimentale de granulats marins en baie de Seine. Suivi de la ressource halieutique : état initial 2006/07, CSLN, 35 pp.
41	. Demir H., Otay E.N., Work P.A. & Börekçi O.S., 2004. Impacts of dredging on shoreline change. J. Wtrwy., Port, Coast., and Oc. Engrg., 130(4): 170-178.
42	. Desprez M., 1999. Outil d'aide à l'examen des dossiers de concessions de granulats marins, Rapport Gemel/Ministère de l'Industrie, 113 pp.
43	. Desprez M., 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the eastern English Channel : short and long-term post-dredging restoration. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 57:1428-1438.
44	. Desprez M., 2000. Sedimentological and biological effects of sand deposition around a dredging site in Dieppe, France. <i>ICES CM 2000/E:07</i> , 74-80.
45	. Desprez M., 2008. Impact halieutique des extractions de sédiments marins sur le site d'extraction de Dieppe. Fréquentation halieutique et relations trophiques entre poissons et macrofaune benthique. C.R. Journée d'Etude « Gestion durable de l'extraction de sable et gravier sur le Plateau continental belge », 7 pp.
46	. Desprez M., Ernande B., Villanueva M., Coppin F. & Delpech J.P., 2010. Impact of dredging activity on the distribution of demersal fish species in a commercial aggregate extraction site : Dieppe (Eastern Channel, France). (à soumettre <i>ICES Journal of Marine Science</i>).
47	. Desprez M., Pearce B. & Le Bot S., 2010. Biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site : Dieppe (eastern English Channel, F). <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 67: 270-277.
48	. Diaz R.J., Cutter Jr G.R. & Hobbs III C.H., 2004. Potential impacts of sand mining offshore of Maryland and Delaware: Part 2 – Biological considerations. <i>Journal of Coastal Research</i> , 20: 61-69.
49	. Diesing M., Schwarzer K., Zeiler M. & Klein H., 2006. Comparison of marine sediment extraction sites by means of shoreface zonation. <i>Journal of Coastal Research</i> , 39: 783-788.
50	. Du Four I. & Van Lancker V., 2007. Physical impact of dredged material disposal sites and their recovery after cessation of dumping : a case study in the Belgian coastal zone. <i>Marine Geology</i> (submitted).
51	. Duineveld G.C.A., Bergman M.J.N. & Lavaleye M.S.S., 2007. Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 64: 899-908.
52	. Eastwood P.D., Mills C.M., Aldridge J.N., Houghton C.A. & Rogers S.I., 2007. Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 53-463.
53	. Ellis D.V., 2003. The concept of « sustainable ecological succession » and its value in assessing the recovery of sediment seabed biodiversity from environmental impact. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 46: 39-41.

Bibliographie

54	. EMU Limited & Marine Space, 2006. East Channel association regional environmental monitoring and management report 2005-2006, 126 pp.
55	. EMU Limited, 2006. Marine biodiversity and aggregate dredging in both 2 and 3 dimensional context-macrobenthic ecology. Final report.
56	. EMU Ltd, 2004. Marine aggregate site restoration and enhancement. Strategic policy overview, 85 pp.
57	. Erfteimeijer P.L.A. & Lewis III R.R.Robin, 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. <i>Marine Pollution Bulletin</i> 52(12): 1553-1572.
58	. Essink K., 1997. Risk Analysis of Coastal Nourishment Techniques. Final Evaluation Report, National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, 41 pp.
59	. Fletcher W.J., 2005. The application of qualitative risk assessment methodology to prioritise issues for fisheries management. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 62: 1576-1587.
60	. Foden J., Rogers S.I. & Jones A.P., 2009. Recovery rates of UK seabed habitats after cessation of aggregate extraction. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 390: 15-26.
61	. Fraser C., Hutchings P. & Williamson J., 2006. Long-term changes in polychaete assemblages of Botany Bay (NSW, Australia) following a dredging event. ELSEVIER, 13 pp.
62	. Frid C.L.J., Harwood K.G., Hall S.J. & Hall J.A., 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 57: 1303 - 1309.
63	. Frost N.J., Harris J.M., Saunders J.E., Bishop S.R., Schinaia S.A. Simons R.R. & Newell R.C., 2006. Coupling physical and ecological models: A new approach to predicting the impacts of aggregate extraction on biological recoverability. In : Newell R.C. & Garner D.J. (Ed.). <i>Marine aggregate extraction: Helping to determine good practice</i> . Marine ALSF Conference Proceedings, 164-167.
64	. Garlan T., 2009. De la classification des sédiments à la cartographie de la nature des fonds marins. Actes du colloque Carhamb'ar, Brest, 22-31.
65	. Gill A.B., 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 42: 605-615.
66	. Guay M. & Himmelman J.H., 2004. Would adding scallops shells (<i>Chlamys islandica</i>) to the sea bottom enhance recruitment of commercial species ? <i>Journal Environmental Marine Biology and Ecology</i> , 312: 299-317.
67	. Guerra-García J.M. & García-Gómez J.C., 2006. Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> 68(1-2): 328-342.
68	. Guerra-García J.M., Corzo J. et al., 2003. Short-term benthic recolonization after dredging in the harbour of Ceuta, North Africa. P.S.Z.N.: <i>Marine Ecology</i> 24(3): 217-229.
69	. Guillaumont B., Bajjouk T., Rollet C., Hily C. & Gentil F., 2009. Typologie d'habitats marins benthiques : analyse de l'existant et propositions pour la cartographie. Habitats côtiers de la Région Bretagne. Actes du colloque Carhamb'ar , Brest, 16-21.
70	. Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V. et al., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. <i>Science</i> , 319: 948-952.
71	. Helcom, 1999. Marine sediment extraction in the Baltic Sea. Status Report. <i>Baltic Sea Environment Proceedings</i> , 76, 31 pp.
72	. Hiddink J.G., Jennings S. & Kaiser M.J., 2006. Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. <i>Ecosystems</i> , 9: 1190-1199.
73	. Hiddink J.G., Jennings S. & Kaiser M.J., 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 44: 405-413.

74	. Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J., Queiros A.M., Duplisea D.E. & Piet G.J., 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. <i>Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences</i> , 63: 721-736.
75	. Highley D.E., 2007. The strategic importance of the marine aggregate industry to the UK. British Geological Survey, 41 pp.
76	. Hill A.S., Veale L.O., Pennington D., Whyte S.G., Brand A.R. & Hartnoll R.G., 1999. Changes in Irish sea benthos: possible effects of 40 years of dredging. <i>Estuarine Coastal and Shelf Science</i> , 48: 739-750.
77	. Hill, J. M., Marzialetti, S. & Pearce, B. 2011. Recovery of seabed resources following marine aggregate extraction. Marine ALSF Science Monograph Series No. 2. MEPF 10/P148. (Edited by R. C. Newell & J. Measures). 44 pp.
78	. Hobbs III C.H., 2002. An investigation of potential consequences of marine mining in shallow water ; an example from the mid-Atlantic coast of the United States. <i>Journal of Coastal Research</i> , 18: 94-101.
79	. Hobbs III C.H., 2006. Field testing of a physical/biological monitoring methodology for offshore dredging and mining operations. Minerals Management Service, 116 pp.
80	. Hobbs III C.H., 2007. Considerations in marine sand mining and beach nourishment. Oceans Conference Record (IEEE). Abstract, 1 pp.
81	. Hoffmann E. & Dolmer P., 2000. Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 57: 1310-1314.
82	. Hoffmann E., Astrup J., Larsen F., Munch-Petersen S., Støttrup J., 2002. Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. In: DFU-rapport ; 117-02, Charlottenlund : Danmark s Fisk erundersøgelser, 2002 : 45 pp.
83	. Hoogewoning S.E. & Boers M., 2001. Physical effects of sea sand mining. Report RIKZ, Directorate North Sea, 96 pp.
84	. ICES, 2000. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2000/E:07.
85	. ICES, 2001. Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. Cooperative Research Report n° 247, 81 pp.
86	. ICES, 2002. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2002/K:01, 108 pp.
87	. ICES, 2003. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2003/E: 07.
88	. ICES, 2004. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2004/2E08: 102 pp.
89	. ICES, 2005. Ecosystem effects of fishing: impacts, metrics and management strategies. Cooperative Research Report n° 272, pp.
90	. ICES, 2005. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2005/E :06, 102 pp
91	. ICES, 2006. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2006/MHC :07, 85 pp.
92	. ICES, 2007. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2007/MHC:08, 96 pp
93	. ICES, 2008. Report of the study group on biodiversity science (SGBIODIV). ICES CM 2008/MHC:06, 71 pp.
94	. ICES, 2008. Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2008/MHC:08, 81 pp.

Bibliographie

95	. ICES, 2008a. Report of the benthos ecology working group (BEWG). CM 2008/MHC:10, 195 pp.
96	. ICES, 2008b. Report of the working group on ecosystem effects of fishing activities (WGECO). ICES CM 2008/ACOM: 41, 269 pp.
97	. ICES, 2009. Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. Cooperative Research Report n° 297, 182 pp.
98	. Jennings S., Nicholson M.D., Dinmore T.A. & Lancaster J.E., 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. <i>Marine Ecological Progress Series</i> , 243: 251-260.
99	. Jennings S., Pinnegar J.K., Polunin N.V.C. & Warr K.J., 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. <i>Marine Ecological Progress Series</i> , 213: 127-142.
100	. Jensen A.C., 2002. Artificial reefs of Europe: perspective and future. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 59: S3-S13.
101	. Journal Officiel de l'Union européenne, 25 juin 2008. Directive 2008/56/CE du Parlement européen et du Conseil du 17 juin 2008. Cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »), 40 pp.
102	. Kaiser M.J., 2000. The implications of the effects of fishing on non-target species and habitats. In : Effects of fishing on non-target species and habitats, Kaiser M.J. & De Groot S.J. (Eds) : 383-392.
103	. Kaiser M.J., Clarke K.R., Hinz H., Austen M., Somerfield P.J. & Karakassis I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 311: 1-14.
104	. Kastelein R.A., van der Haul S., Verboom W.C., Jennings N., van der Veen J. & de Haan D., 2008. Startle response of captive North Sea fish species to underwater tones between 0.1 and 64 kHz. <i>Marine Environmental Research</i> , 65: 369-377.
105	. Kenchington E.L., Kenchington T.J., Henry L.A., Fuller S. & Gonzales P., 2007. Multidecadal changes in the megabenthos of the Bay of Fundy: the effects of fishing. <i>Journal of Sea Research</i> , 58: 220-240.
106	. Kenny A.J., Rees H.L., Greening J. & Campbell S., 1998. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off north Norfolk, U.K. Results 3 years post-dredging. ICES CM 1998/V:14, 1-8.
107	. Köller J., Köppel J. & Peters W. (Eds), 2006. Offshore Wind Energy. Research on environmental impacts. Springer-Verlag, Berlin, 371 pp.
108	. Kortekaas S., Bagdanaviute I., Gyssels P., Alonso Huerta J.M. & Hequette A., 2010. Assessment of the effects of marine aggregate extraction on the coastline : an example from the German Baltic Sea coast. <i>Journal of Coastal Research</i> , Special Issue 51:205-214.
109	. Krause J.C., Diesing M. & Arlt G., 2010. The physical and biological impact of sand extraction : a case study of a dredging site in the Western Baltic Sea. <i>Journal of Coastal Research</i> , Special Issue 51: 215-226.
110	. Kubicki A, Manso F. & Diesing M., 2007. Morphological evolution of gravel and sand extraction pits, Tromper Wiek, Baltic Sea. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 71: 647-656.
111	. Lamb E.G., Bayne E., Holloway G., Schieck J., Boutin S., Herbers J. & Haughland D.L., 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others ? <i>Ecological Indicators</i> , 9: 432-444.
112	. Langhamer O., Wilhelmsson D., & Engström J., 2009. Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys – a pilot study. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 83: 426-432.
113	. Latteux B., 2007. Exploitation de matériaux marins et stabilité du littoral. Ed. Quae, Ifremer.
114	. Latteux, B., 2008. Exploitation de matériaux marins et stabilité du littoral, série Savoir-faire, Editions QUAE, 162.

Bibliographie

115	. Levin P.S., Fogarty M.J., Murawski S.A. & Fluharty D., 2009. Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. <i>PLoS Biol</i> , 7(1) : 6 pp.
116	. Limpenny D.S., Boyd S.E., Meadows W.J., Rees H.L. & Hower A.J., 2002. The utility of sidescan sonar techniques in the assessment of anthropogenic disturbance at aggregate extraction sites. <i>ICES CM/K:04</i> , 20 pp.
117	. Lozach S., 2008. Communautés benthiques en Manche : typologie des habitats et variations biogéographiques de la communauté de graviers dans son bassin oriental. Rapport de DSR, UST Lille.
118	. Maa J.P.Y. & Hobbs C.H., 1998. Physical impact of waves on adjacent coasts resulting from dredging at Sandbridge Shoal, Virginia. <i>Journal of Coastal Research</i> , 14: 525-536.
119	. Maa J.P.-Y., Hobbs III C.H., Kim S.C. & Wei E., 2004. Potential impacts of sand mining offshore of Maryland and Delaware: Part 1 – Impacts on physical oceanographic processes. <i>Journal of Coastal Research</i> , 20:-4460
120	. Marine Ecological Surveys Limited, 2008. Marine Macrofauna Genus Trait Handbook. ALSF, 183 pp.
121	. McCauley R., Fewtrell J. & Popper A.N., 2003. High intensity anthropogenic sound damage fish ears. <i>Journal of the Acoustical Society of America</i> , 113: 638-642.
122	. MEEDDM, 2010. La gestion du trait de côte, série Savoir-faire, Editions QUAE, 308.
123	. MESH (Mapping European Seabed Habitats), 2007. The MESH Blue Book. A summary of achievements of the MESH Project, 24 pp.
124	. Mitson R.B. & Knudsen H.P., 2003. Causes and effects of underwater noise on fish abundance estimation. <i>Aquatic Living Resources</i> , 16: 255-263.
125	. Moulaert I. & Hostens K., 2007. Post-extraction evolution of a macrobenthic community on the intensively extracted Kwintebank site in the Belgian part of the North Sea. <i>ICES CM 2007/A:12</i> , 1-13.
126	. Moulaert I., Hillewaert H. & Hostens K., 2005. Analysis of the long term consequences of sand extraction on the macrofauna communities. In: Rapport SPEEK Gent, CLO, AZTI – Belspo: 25-36.
127	. Nehring S. & Leuchs H., 2000. New investigation and evaluation concept to detect effects of dredging and dumping on macrozoobenthos. Report of the ICES WG on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. <i>ICES CM2000/E:07</i> : 117-121.
128	. Newell R.C., Hitchcock D.R. & Seiderer L.J., 1999. Organic enrichment associated with outwash from marine aggregates dredging : a probable explanation for surface sheens and enhanced benthic production in the vicinity of dredging operations. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 38 (9): 808-818.
129	. Newell R.C., Robinson J.E., Pearce BN, Seiderer L.J., Warwick R.M., Somerfield P.M., Clarke K.R., Jenkins H., Beer N., Burlinson F. & Stacey K., 2007. A predictive framework for the assessment of recoverability of marine benthic communities following cessation of aggregate dredging. In: Newell R.C. & Garner D.J. (Ed.). <i>Marine aggregate extraction: Helping to determine good practice</i> . Marine ALSF Conference Proceedings, 158-163.com
130	. Newell R.C., Seiderer L.J., Simpson N.M. & Robinson J.E., 2002. Impact of marine aggregate dredging and overboard screening on benthic biological resources in the central North Sea: production licence area 408, Coal Pit. Marine Ecological Surveys Limited Technical report to the BMAPA, 72 pp.
131	. Newell R.C., Seiderer L.J., Simpson N.M. & Robinson J.E., 2004. Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna off the south coast of the U.K. <i>Journal of Coastal Research</i> , 20: 115-125.
132	. Nonnis O., Nicoletti L., La Valle P., Magno M.C. & Gabellini M., 2002. Environmental impact after sand extraction for beach nourishment in an area off Laetium coast (Tyrrhenian Sea, Italy).

133	. Ospar, 2006. Review of the current state of knowledge on the environmental impacts of the location, operation and removal/disposal of offshore wind-farms. Status Report, 27 pp.
134	. Ospar, 2007. Dumping of wastes at sea in 2005 and assessment of the annual reports 2003-2005, 81 pp.
135	. Ospar, 2008. Assessment of the environmental impacts of offshore wind-farms. Biodiversity Series, 34 pp.
136	. Ospar, 2008. Cartographie de la répartition des habitats inscrits sur la liste Ospar initiale des espèces et habitats menacés et/ou en déclin, 4 pp. http://www.ospar.org/fr/html/habitat_mapping_fr.htm
137	. Otay E.N., Work P.A. & Börekçi O.S., 2006. Effects of marine sand exploitation on coastal erosion and development of rational sand production criteria.
138	. Pearce B., 2008. The significance of benthic communities for higher levels in the marine food-web at aggregate dredge sites using the ecosystem approach. Report MALSF Science Review: 5.
139	. Pearce B., Taylor J. & Seiderer L.J., 2007. Recoverability of Sabellaria spinulosa following aggregate extraction. In: Newell R.C. & Garner D.J. (Ed.). Marine aggregate extraction: Helping to determine good practice. Marine ALSF Conference Proceedings, 68-75.
140	. Pérez-Ruzafa A., García-Charton J. A. et al., 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 53 (1-4) : 107-120.
141	. Phua C., van den Akker S., Baretta M. & van Dalftsen J., 2004. Ecological effects of sand extraction in the North Sea. Unpublished report, 22 pp.
142	. Popper A.N., 2003. Effect of anthropogenic sound on fishes. <i>Fisheries Research</i> , 28: 24-31.
143	. Popper A.N., Fewtrell J., Smith M.E. & McCauley R.D., 2004. Anthropogenic sound: effects on the behaviour and physiology of fishes. <i>Marine Technology Society Journal</i> , 37: 35-40.
144	. Populus J., Coltman N. & Connor D., 2009. La modélisation cartographique des biotopes, succédané des habitats. Actes du colloque Carhamb'ar, Brest, 110-114.
145	. Posford Duvivier Environnement & Hill M.I., 2001. Guidelines on the impact of aggregate extraction on European Marine Sites. UK Marine SACs Project. pp.
146	. Posford Haskoning, 2002. East Channel Region, navigational risk assessment, technical report for the REA, Anatec UK Limited, 31 pp.
147	. Posford Haskoning, 2003. Regional environmental assessment for aggregate extraction in the eastern English Channel. Report to the East Channel association, 146 pp.
148	. Posford Haskoning, 2004. Marine aggregate environmental impact assessment: approaching good practice. SAMP 1.031, 342 pp.
149	. Préfecture du Finistère, 2008. Schéma de référence des dragages en Finistère. Direction départementale de l'Équipement du Finistère / Service maritime interdépartemental de Bretagne, 51 pp.
150	. Préfecture du Finistère, 2008. Schéma de référence des dragages en Finistère. Evaluation environnementale du schéma. Rapport environnemental. DDE Finistère/Service maritime interdépartemental de Bretagne, 34 pp.
151	. Rees H.L., Pendle M.A., Limpenny D.S., Mason C.E., Boyd S.E., Birchenough S. & Vivian C., 2006. Benthic responses to organic enrichment and climatic events in the western North Sea. <i>Journal Marine Biological Association U.K.</i> , 86: 1-18

152	. Robinson J.E., Newell R.C., Seiderer L.J. & Simpson N.M., 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. <i>Marine Environmental Research</i> , 51-68.
153	. Robinson L.A. & Frid C.L.J., 2008. Historical marine ecology: examining the role of fisheries in changes in North Sea benthos. <i>Ambio</i> , 37: 362-371.
154	. Robinson L.A., Rogers S. & Frid C.L.J., 2008. A marine assessment and monitoring framework for application by UKMMAS and Ospar-Assessment of Pressures. JNCC Peterborough, 109 pp.
155	. Rogers S.I. & Carlin D.J., 2002. A procedure to assess the effects of dredging on commercial fisheries. DEFRA Report, CEFAS, Lowestoft, 85 pp.
156	. Rogers S.I., 2000. Working paper examining the means of adequately identifying spawning grounds of critical fish species in relation to aggregate extraction activities, particularly herring. ICES CM 2000/E:07, 54-57.
157	. Roos P.C., 2004. Seabed pattern dynamics and offshore sand extraction. Ph. D. University of Twente, 166 pp.
158	. Roos P.C., Hulscher S.J.M.H. & de Vriend H.J., 2008. Modelling the morphodynamic impact of offshore sandpit geometries. <i>Coastal Engineering</i> , 55: 704-715.
159	. Russell M. & Selby I., 2007. Mitigation and management of marine aggregate dredging. In: Newell R.C. & Garner D.J. (Ed.). <i>Marine aggregate extraction: Helping to determine good practice</i> . Marine ALSF Conference Proceedings, 138-141.
160	. Russell M., 2007. Strength from the depths, first sustainable development report for the British marine aggregate industry. BMAPA, 23 pp.
161	. Sanchez-Moyano J.E., Estacio F.J., Garcia-Adiego E.M. & Garcia-Gomez J.C., 2004. Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. <i>Helgoland Marine Research</i> , 58: 32-39.
162	. Sarda R., Pinedo S., Gremare A. & Taboada S., 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. <i>ICES Journal Marine Science</i> , 57: 1446-1453.
163	. Schwarzer K., 2010. Aggregate resources and extraction in the Baltic Sea - An introduction. <i>Journal of Coastal Research</i> , Special Issue 51: 165-172.
164	. Sieigma, 2006. Compte rendu assemblée générale du groupement d'intérêt scientifique « Suivi des impacts de l'extraction de granulats marins », 27 pp.
165	. Sieigma, 2007. Compte rendu assemblée générale du groupement d'intérêt scientifique « Suivi des impacts de l'extraction de granulats marins », 29 pp.
166	. Sieigma, 2008. Compte rendu assemblée générale du groupement d'intérêt scientifique « Suivi des impacts de l'extraction de granulats marins », 54 pp.
167	. Sieigma, 2009. Compte rendu Assemblée Générale du Groupement d'Intérêt Scientifique « Suivi des impacts de l'extraction de granulats marins », 86 pp.
168	. Simonini R. et al., 2007. Recolonization and recovery dynamics of the macrozoobenthos after sand extraction in relict sand bottoms of the Northern Adriatic Sea. <i>Marine Environmental Research</i> , 64: 574-589.
169	. Simonini R., Ansaloni I., Bonvicini Pagliai A.M., Cavallini F., Iotti M., Mauri M., Montanari G., Preti M., Rinaldi A. & Prevedelli D., 2005. The effects of sand extraction on the macrobenthos of a relict sands area (northern Adriatic Sea): results 12 months post-extraction. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 50: 768-777.
170	. Simons R. & Hollingham S., 2001. Marine aggregate dredging: a review of current procedures for assessing coastal processes and impact at the coastline. Technical Report UCL, 80 pp.
171	. Smit M. et al., 2008. Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. <i>Environmental Technology and Chemistry</i> , 27: 1006-1012.

172	. Smith C.J., Rumohr H., Karakassis I. & Papadopoulou K.N., 2003. Analysing the impact of bottom trawls on sedimentary seabeds with sediment profile imagery. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> , 285 p.
173	. Smith R., Boyd S.E., Rees H.L., Dearnaley M.P. & Stevenson J.R., 2006. Effects of dredging activity on epifaunal communities. Surveys following cessation of dredging. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 70:207-223.
174	. Somerfield P.J., Atkins M., Bolam S.G., Clarke K.R., Garnacho E., Rees H.L., Smith R. & Warwick R.M., 2006. Relative impacts at sites of dredged-material relocation in the coastal environment: a phylum-level meta-analysis approach. <i>Marine Biology</i> , 148: 1231-1240.
175	. Stelzenmüller V., Ellis J.R. & Rogers S.I., 2010. Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. <i>Biological Conservation</i> , 143:230-238.
176	. Szymelfenig M., Kotwicki L. & Graca B., 2006. Benthic re-colonization in post-dredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 68: 489-498.
177	. Thatje S., Gerdes D. & Rachor E., 1999. A seafloor crater in the German Bight and its effects on the benthos. <i>Helgoland Marine Resources</i> , 53: 36-44.
178	. Toupin A., 2004. L'extraction de granulats marins, impacts environnementaux. Synthèse bibliographique critique. <i>Les fascicules de l'industrie minière</i> , 189 pp.
179	. Van Dalen J.A. & Essink K., 1997. Risk analysis of coastal nourishment techniques. National Evaluation Report (The Netherlands), National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, 97 pp.
180	. Van Dalen J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J. & Manzanera M., 2000. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean Sea. <i>ICES Journal Marine Science</i> , 57: 1439-1445.
181	. Van Lancker et al., 2007. Management, research and budgeting of aggregates in shelf seas related to end-users (Marebasse). Final Scientific Report. Belgian Science Policy, 139 pp.
182	. Van Lancker V., Bonne W., Gareil E., Degrelede K., Roche M., Van den Eynde D., Bellec V., Brière C. & Collins M., 2010. Recommendations for the sustainable exploitation of tidal sandbanks. <i>Journal of Coastal Research</i> , Special Issue 151-164.
183	. Vanaverbeke J., Bellec V., Bonne W., Deprez T., Hostens K., Moulaert I., Van Lancker V. et al., 2006. SPEEK: study of the post-extraction ecological effects in the Kwintebank sand dredging area. Final Report. PODO-II Belsoproject, 80 pp.
184	. Velegrakis A.F., Ballay A., Poulos S., Radzevicius R., Bellec V. & Manso F., 2010. European marine aggregates resources: Origins, usage, prospecting and dredging techniques, <i>Journal of Coastal Research</i> , Special Issue 51: 1-14.
185	. Vorberg R., 2000. Effects of shrimp fisheries on reefs of <i>Sabellaria spinulosa</i> (Polychaeta). <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 57: 1416-1420.
186	. Vorberg R., 2000. Effects of shrimp fisheries on <i>Sabellaria spinulosa</i> (Polychaeta). <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 57 (7): 1416-1420.
187	. Wahlberg M. & Westerberg H., 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 288: 295-309.
188	. Ware S.J., Rees H.L., Boyd S.E. & Birchenough S.N., 2009. Performance of selected indicators in evaluating the consequences of dredged material relocation and marine aggregate extraction. <i>Ecological Indicators</i> .
189	. Westerberg H., Ronnback P. & Frimansson H., 1996. Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. <i>ICES CM 1996/E:26</i> .
190	. Wilber D.H., Clarke D.G. & Rees S.I., 2007. Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 54: 42-52.

191	. Wilber D.H., Ray G.L. et al., 2008. Responses of benthic infauna to large-scale sediment disturbance in Corpus Christi Bay, Texas. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> 365(1): 13-22. Wahlberg M. & Westerberg H., 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 288: 295-309.
192	Agence des aires marines protégées, 2008. Fiches du réseau européen Natura 2000 en mer. Directives « habitats faune flore ». Façade Manche/Mer du Nord. http://www.aires-marines.fr/index.php?option=com_content&task=view&id=51
193	Baptist M.J., Van Dalssen J., Weber A., Passchier S. & Van Heteren S., 2006. The distribution of macrozoobenthos in the southern North Sea in relation to meso-scale bedforms. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 68: 538-546.
194	Bayer E., Barnes R.A. & Rees H.L., 2008. The regulatory framework for marine dredging indicators and their operational efficiency within the UK: a possible model for other nations ? <i>ICES Journal of Marine Science</i> .
195	Beaumont N.J., Austen M.C., Mangi S.C. & Townsend M., 2008. Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 56: 386-396.
196	Belfiore S., Balgos M., McLean B., Galofre J., Blaydes M. & Tesch D., 2003. A Reference guide on the use of indicators for integrated coastal management - ICAM Dossier 1, IOC Manuals and Guides n° 45. Unesco.
197	Bensettiti F., Bioret F. & Roland J., 2004. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. <i>Cahiers d'habitats Natura 2000. Habitats côtiers</i> . Tome 2. In: La Documentation française MATE/MAP/MNHN, Paris, 399 pp
198	Blanchet H. et al., 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional water habitats. Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. <i>Ecological Indicators</i> , 8: 360-372.
199	Borja A. & Dauer D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. <i>Ecological indicators</i> , 8: 331-337.
200	Borja A., 2005. The European water framework directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. <i>Continental Shelf Research</i> , 25: 1768-1783.
201	Borja A., 2006. The new european marine strategy directive: difficulties, opportunities and challenges. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 52: 239-242.
202	Borja A., Galparsoro I., Solaun O., Muxika I., Tello Y.M., Uriarte A. & Valencia V., 2006. The european water framework directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 66: 84-96.
203	Boyd S.E., Coggan R.A., Birchenough S.N.R., Limpenny D.S., Eastwood P., Foster-Smith R.L., Philpot S., Meadows W., James J.W.C., Vanstaen K., Soussi S. & Rogers S., 2005a. The role of seabed mapping techniques in environmental monitoring and management. <i>Scientific Series Technical Report</i> , CEFAS Lowestoft, 127: 166 pp.
204	Bremner J., Rogers S.I. & Frid C.L.J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. <i>Marine Ecological Progress Series</i> , 254: 11-25.
205	Bremner J., Rogers S.I. & Frid C.L.J., 2006. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. <i>Journal of Marine Systems</i> , 60: 302-316.
206	Bremner J., Rogers S.I. & Frid C.L.J., 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological trait analysis (BTA). <i>Ecological Indicators</i> , 6: 609-622.
207	Bremner J., Rogers S.I. & Frid C.L.J., 2008. Species traits and ecological functioning in marine conservation and management. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> , 366: 37-47.
208	Brown C.J., Hewer A.J., Meadows W., Limpenny D.S., Cooper K.M., Rees H.L. & Vivian C., 2005. Mapping of gravel biotopes and an examination of the factors controlling the distribution, type and diversity of the ir biological communities. <i>CEFAS Technical report n° 114</i> : 43 pp.

Bibliographie

209	Browning L., 2002. The marine biodiversity of South East England. South East Marine Programme - The Wildlife Trusts, 52 pp.
210	Callaway R., Alsvag J., de Boois I., Cotter J., Ford A., Hinz H., Jennings S., Kröncke I., Lancaster J., Piet G., Prince P. & Ehrich S., 2002. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 59: 1199-1214.
211	Campbell M.L. & Hewitt C.L., 2006. A hierarchical framework to aid biodiversity assessment for coastal zone management and marine protected area selection. <i>Ocean & Coastal Management</i> , 49: 133-146.
212	Carpentier A. et al., 2005. <i>Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management (CHARM)</i> , Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, INTERREG IIIA, 225 pp.
213	Coggan R., Populus J., White J., Sheehan K., Fitzpatrick F. & Piel S., 2007. Review of standards and protocols for seabed habitat mapping. MESH. 198 pp.
214	Coggan R.A., 2006. Developing a strategy for seabed mapping at different spatial scales. In: <i>Monitoring the quality of the marine environment, 2003-2004</i> . Scientific Series Aquatic Environment Monitoring Report, CEFAS Lowestoft, 58: 1.
215	Commission des Communautés européennes, 2005. Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive « stratégie pour le milieu marin »), 31 pp.
216	Commission européenne, 1999. <i>Manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne</i> . Version EUR 15/2. DG Environnement, Bruxelles.
217	Connor D.W., Allen J.H., Golding N., Howell K.L., Lieberknecht L.L., Northen K.O. & Reker J.B., 2004. The marine habitat classification for Britain and Ireland, version 04.05. JNCC Report.
218	Convention sur la diversité biologique, 2008. Diversité biologique marine et côtière. 19 pp.
219	Dauvin J.C., 1997. Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche, et mer du Nord. Synthèse, Menaces et Perspectives. Muséum national d'histoire naturelle, 359 pp.
220	Davies C.E., Moss D. & Hill M.O., 2004. Eunis habitat classification revised: 307 pp.
221	Degraer S., Verfaillie E., Willems W., Adriaens E., Vincx M. & Van Lancker V., 2007. Habitat suitability as a modelling tool for macrobenthic communities: an example from the Belgian part of the North Sea. <i>ICES CM/A:04</i> . (submitted <i>ICES Journal of Marine Science</i>).
222	Derous S., Austen M., Claus S. et al., 2007. Building on the concept of marine biological valuation with respect to translating it to a practical protocol: viewpoints derived from a joint Encora-Marbef initiative », <i>Oceanologia</i> , 8 pp.
223	Desroy N., Warembourg C., Dewarumez J.M. and Dauvin J.C., 2003. Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 60: 120-13.
224	Dewicke A., Cattrijsse A., Mees J. & Vincx M., 2003. Spatial patterns of the hyperbenthos of subtidal sandbanks in the southern North Sea. <i>Journal of Sea Research</i> , 49: 27-45.
225	Eastwood P.D., Soussi S., Rogers S.I., Coggan R.A. & Brown C.J., 2006. Mapping seabed assemblages using comparative top-down and bottom-up classification approaches. <i>Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences</i> , 63 (7):1536-1548.
226	Ellingsen K.E., 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 232: 15-27.
227	Ellingsen K.E., Gray J.S. & Bjornbom E., 2002. Acoustic classification of seabed habitats using the QTC VIEW™ system. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 59: 825-835.
228	Elliott M., Fernandes T.F. & De Jonge V.N., 1999. The impact of european directives on estuarine and coastal science and management. <i>Aquatic Ecology</i> , 33: 311-321.

229	Ellis J.R., Maxwell T., Schratzberger M., Warr K. & Rogers S., 2007. Small-scale heterogeneity in the mobile macro-epifauna associated with mud, sand and coarse habitats. ICES CM/A:07, 17 pp.
230	European Commission, 2007. Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives.
231	European Environment Agency, 2004. European Nature Information System (Eunis), version 2004. http://unis.eea.europa.eu/habitats.jsp .
232	European Environment Agency, 2008. Improving EEA marine indicators. A review of their performance and suggested next steps. Final scoping report. 72 pp + annexes.
233	Grall J., 2003. Fiche de synthèse sur les biocénoses : les bancs de maërl. Rebut, 21 pp.
234	Gray J.S., 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. <i>Biodiversity and Conservation</i> , 6: 153-175.
235	Gubbay S., 2003. Marine aggregate extraction and biodiversity. Information, issues and gaps in understanding . Report to the Joint Marine Programme of The Wildlife Trusts and WWF-UK, WWF-The Wildlife Trusts, 24 pp.
236	Guillaumont B., Hamon D. & Hily C., 2001. Réseau Benthique (Rebut) . Développement d'un pilote breton. Elaboration de l'avant-projet sommaire (APS). Rapport Ifremer, 112 pp + annexes.
237	Halpern B.S., Selkoe K.A., Micheli F. & Kappel C.V., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. <i>Conserving Marine Biodiversity</i> : 1301-1315.
238	Hewer A.J., Brown C.J., Meadows W.J., Limpenny D.S., Cooper K.M. & Rees H.L., 2002. Mapping of gravel biotopes: an integrated approach. ICES CM 2002/K:01.
239	Hewill J.E., Thrush S.F. & Dayton P.D., 2008. Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> , 366: 116-122.
240	Hiddink J.G., Mac Kenzie B.R., Rijnsdorp A., Dulvy N.K., Nielsen E.E., Bekkevold D., Heino M., Lorange P. & Ojaveer H., 2008. Importance of fish biodiversity for the management of fisheries and ecosystems. <i>Fisheries Research</i> , 90: 6-8.
241	Hiscock K., Langmead O., Warwick R. & Smith A, 2005. Identification of seabed indicator species to support implementation of the EU habitats and water framework directives. MARLIN/JNCC report, 77 pp.
242	ICES, 2004. Guidance on the application of the ecosystem approach to management of human activities in the European marine environment. Cooperative Research Report n° 273, 21 pp.
243	ICES, 2004. Report of the study group on ecological quality objectives for sensitive and for opportunistic benthos species. ICES Advisory Committee on Ecosystems, ICES CM/ACE:01, 41 pp.
244	ICES, 2007. Report of the study group on biodiversity science (SGBIODIV). ICES CM 2007/MHC:11, 31 pp.
245	ICZM, 2006. DPSIR Framework. SMAP III project, 8 pp.
246	ICZM, 2006. MATRIX methodology. SMAP III project, 16 pp.
247	Ieno E.N., Solan M., Batty P. & Pierce G.J., 2006. How biodiversity affects ecosystem functioning: roles of infaunal species richness, identity and density in the marine benthos. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 3.
248	James J.W.C., Coggan R.A., Blyth-Skyrme V.J., Morando A., Birchenough S.N.R., Bee E., Limpenny D.L., Verling E., Vanstaen K., Pearce B., Johnston C.M., Rocks K.F., Philpott S.L. & Rees H.L., 2007. The Eastern.
249	Johnston C.M., 2001. Natura 2000 in UK Offshore Waters: Advice to support the implementation of the EC Habitats and Birds Directives in UK offshores waters. JNCC Report 325, 161 pp.
250	Jones L.A., Hiscock K. & Connor D.W., 2000. Marine habitat reviews. A summary of ecological requirements and sensitivity characteristics for the conservation and management of marine SACs. JNCC Report, 180 pp.

251	Journal Officiel de la République française, 2 août 2007. Loi n° 2008-757 du 1 ^{er} août 2008 relative à la responsabilité environnementale et à diverses dispositions d'adaptation au droit communautaire dans le domaine de l'environnement, 15pp.
252	Kaiser M.J., Rogers S.I. & Ellis J.R., 1999. Importance of benthic habitat complexity for demersal fish assemblages. <i>American Fisheries Society Symposium</i> , 22: 212-223.
253	Le Grenelle de l'environnement, 2007. Synthèse du rapport du groupe de travail n°2 : « Préserver la biodiversité et les ressources naturelles », 124 pp. http://www.legrenelle-environnement.fr/grenelle-environnement/IMG/
254	Le Pape et al., 2003. Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (<i>Solea solea</i>) and contribution of different habitats to the adult population in the Bay of Biscay (France). <i>Journal of Sea Research</i> , 50 (2 : 139-149).
255	Le Pape O., Desaunay Y. & Guerault D., 2004. Influence of an exotic mollusc, the American slipper limpet (<i>Crepidula fornicata</i>) on habitat suitability for the juvenile common sole (<i>Solea solea</i>) in the Bay of Biscay (France). <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 277: 107-115.
256	Mackie A.S.T., James J.W.C., Rees E.I.S., Darbyshire T., Philpott S.L., Mortimer K., Jenkins G.O. & Mirando A., 2006. The Outer Bristol Channel marine habitat study. <i>Studies in marine biodiversity and systematics from the National Museum of Wales. BIOMOR reports 4</i> : 1-249.
257	Meesters E., 2006. Ecotopes and species composition of the Westerscheldt: can Ecotopes be distinguished by species composition IMARES, National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), 29 pp.
258	Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, 2004. <i>Guide méthodologique pour l'évaluation des incidences des projets et programmes d'infrastructure et d'aménagement sur les sites Natura 2000</i> . Application de l'article L.414-4 du code de l'environnement (Chapitre IV, section I), 94 pp.
259	Moulaert I., Hostens K., Hillewaert H. & Wittoeck J., 2007. Spatial variation of the macrobenthos species and communities of the Belgian continental shelf and the relation to environmental variation. <i>ICES CM/A:09</i> , 13 pp.
260	Muxika I., Borja A. & Bonne W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. <i>Ecological Indicators</i> , 5: 19-31.
261	Newell R.C. et al., 2002. East Channel Region, Benthic biological resources. Technical report for the REA, Posford Haskoning, 97 pp.
262	Newell R.C., Seiderer L.J. & Robinson J.E., 2001. Animal: sediment relationships in coastal deposits of the eastern English Channel. <i>Journal Marine Biological Association U.K.</i> , 81: 1-9.
263	O'Connor N.E. & Crowe T.P., 2005. Biodiversity loss and ecosystem functioning: distinguishing between number and identity of species. <i>Ecology</i> , 86(7) : 1783-1796.
264	Ospar, 2000. Oskar Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Quality Status Report 2000 Region II Greater North Sea, 136 + 13 pp.
265	Ospar, 2003. Initial Oskar list of threatened and/or declining species and habitats. <i>Biodiversity Series</i> , 8 pp.
266	Ospar, 2004. Convention Oskar pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est. Liste Oskar initiale 2004 des espèces et habitats menacés et/ou en déclin, 4 pp.
267	Ospar, 2007. 2006 Report on the Status of the Oskar Network of Marine Protected Areas, 19 pp.
268	Ospar, 2007. Ecological quality objectives, Working towards a healthy North Sea, 9 pp.
269	Ospar, 2007. EcoQO Handbook, Handbook for the application of ecological quality objectives in the North Sea. First Edition, 39 pp.
270	Ospar, 2007. Stratégie Oskar biodiversité et écosystèmes. Rapport annuel 2006/07, 3 pp.

271	Raffaelli D., 2006. Biodiversity and ecosystem functioning: issues of scale and trophic complexity. <i>Marine Ecological Progress Series</i> , 311: 285-294.
272	Rees H.L., Boyd S.E., Schratzberger M. & Murray L.A., 2006. Role of benthic indicators in regulating human activities at sea. <i>Environmental Science and Policy</i> , 9: 496-508.
273	Rees H.L., Pendle M.A., Waldock R., Limpenny D.S. & Boyd S.E., 1999. A comparison of benthic biodiversity in the North Sea, English Channel and Celtic Seas. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 56: 228-246.
274	Reiss H. et al., 2007. Infauna, epifauna and demersal fish communities in the North Sea: community patterns and underlying processes. <i>ICES CM/A:10</i> .
275	Reiss H., Kroncke I. & Ehrich S., 2006. Estimating catching efficiency of a 2-m beam trawl for sampling epifauna by removal experiments. <i>ICES Journal of Marine Science</i> 64: 1453-1464.
276	Riou P., Le Pape O. & Rogers S., 2001. Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel: application of a combined method using generalized linear models and a GIS. <i>Aquatic Living Resources</i> , 14: 125-135.
277	Rogers S.I., Tasker M.L., Earll R. & Gubbay S., 2007. Ecosystem objectives to support the UK vision for the marine environment. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 54 : 128-144.
278	Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H.C., Cederwall H. & Dimming A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 49 : 729-739.
279	Sanvicente-Anorve L., Lepretre A. & Davoult D., 2002. Diversity of benthic macrofauna in the eastern English Channel: comparison among and within communities. <i>Biodiversity Conservation</i> , 11: 265-282.
280	Secrétariat général de la mer, 2006. Extraction de granulats marins. Document d'orientation pour une politique nationale (version 3.0), SGMer, 83 pp.
281	Seiderer L.J. & Newell R.C., 1999. Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 757-765.
282	Side J. & Noden D., 1999. Development of a database of fish species for use in assessing the effects of marine aggregate extraction activities on the biodiversity of marine fishes in the North-East Atlantic sea area. <i>ICES CM 1999/E:5</i> , 96-100.
283	Smeets E. & Weterings R., 2005. Environmental indicators: typology and overview. Technical report n° 25. European Environment Agency, 19 pp.
284	Snelgrove P.V.R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. <i>Biodiversity Conservation</i> , 7: 1123-1132.
285	Todd C.D., 1998. Larval supply and recruitment of benthic invertebrates: do larvae always disperse as much as we believe? <i>Hydrobiologia</i> , 375/376: 1-21.
286	Van Hoey G., Degraer S. & Vincx M., 2004. Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian continental shelf. <i>Estuarine Coastal Shelf Science</i> , 59: 601-615.
287	Vaz S., Carpentier A. & Coppin F., 2007. Eastern English Channel fish assemblages: measuring the structuring effect of habitats on distinct sub-communities. - <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 64: 271-287.
288	Whitlatch R.B., Lohrer A.M., Thrush S.F., Pridmore R.D., Hewitt J.E., Cummings V.J. & Zajac R.N., 1998. Scale-dependent benthic recolonization dynamics: life stage-based dispersal and demographic consequences. <i>Hydrobiologia</i> , 375/376:
289	Zacharias M.A. & Gregr E.J., 2004. Sensitivity and vulnerability in marine environments : an approach to identifying vulnerable marine areas. <i>Conserving Marine Biodiversity</i> : 86-97.
290	Zacharias M.A. & Roff J.C., 2000. A hierarchical ecological approach to conserving marine biodiversity. <i>Conserving Marine Biodiversity</i> : 1327-1334.



