



Diplôme Supérieur de Recherche
Université des Sciences et Technologies de Lille
Novembre 2007-Août 2008



Communautés benthiques en Manche : typologie des habitats et variations biogéographiques de la communauté de graviers dans son bassin oriental

Sophie LOZACH



Encadré par:

Jean-Claude DAUVIN, Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences, WIMEREUX

Roger COGGAN, Laboratoire du CEFAS, LOWESTOFT



PREAMBULE

Mon mémoire de DSR s'articule en deux parties correspondant à deux phases de mon année universitaire 2007-2008.

La première partie est un rapport bibliographique sur la typologie et la classification des habitats benthiques. Je l'ai réalisé entre les mois de novembre et d'avril 2008 au Laboratoire d'Océanologie et Géosciences à la Station Marine de Wimereux sous la direction du Pr Jean Claude DAUVIN.

La seconde partie est une étude des variations biogéographiques ouest-est de la communauté de graviers de la partie centrale du bassin oriental de la Manche. Je l'ai réalisé entre les mois d'avril et août 2008 au CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Sciences), au laboratoire de LOWESTOFT (Royaume Uni) sous la direction du Dr Roger COGGAN.

Cette collaboration franco-anglaise a été possible grâce au financement de la Région Nord-Pas-de-Calais (Bourse régionale de mobilité à l'international, au titre de la formation à et par la Recherche).

SOMMAIRE

-

CONTENTS

PARTIE I : TYPOLOGIE ET CLASSIFICATION DES HABITATS BENTHIQUES... 5

INTRODUCTION 5

I. Descripteurs pour identifier les habitats benthiques selon EUNIS..... 7

- a. Niveaux 1 et 2 8
- b. Niveaux 3 et 4 9
- c. Niveaux 5 et 6 13

II. Typologie des habitats marins 18

- a. Objectifs et échelle de résolution des systèmes de classification 20
- a. Structures des systèmes de classification des habitats marins existants. ... 23
- b. Evaluation du système EUNIS..... 31

III. Pertinence des systèmes de classification des habitats benthiques comme outil pour la recherche scientifique..... 34

- a. Importance de l'habitat pour l'étude de la structure et du fonctionnement des écosystèmes benthiques..... 35
- b. La recherche scientifique à l'échelle de l'habitat : exemples d'études..... 38
- c. Les cartes d'habitats 48

IV. Conclusion et perspectives 51

V. Remerciements 54

VI. Bibliographie 55

GLOSSAIRE..... 62

ANNEXES

**PARTIE II : BIOGEOGRAPHIC VARIATIONS IN THE GRAVEL COMMUNITY
OF THE EASTERN ENGLISH CHANNEL..... 77**

INTRODUCTION..... 77

I. Materials and Methods..... 79

- a. Survey sites 79
- b. Regional overview 80
- c. Collection of grab samples 83
- d. Data analysis 84
- e. Video analysis in the Central English Channel..... 87

II. Results and interpretation 88

- a. Biogeographic variations in benthic communities of the Isle of Wight
transect..... 88
- b. Biogeographic variations in benthic communities of the Bay of Seine..... 105

III. General discussion 116

IV. Conclusion and perspectives..... 118

V. Acknowledgements 119

VI. References..... 120

ANNEXES

PARTIE I : Typologie et Classification des habitats benthiques

INTRODUCTION

La distribution géographique d'une espèce est gouvernée par ses besoins écologiques et sa tolérance aux variables physiques de l'environnement. Ainsi, il est souvent observé qu'un ensemble d'espèces est présent en même temps dans une même zone géographique, en raison de leur préférences pour des conditions environnementales semblables (Boyd *et al.*, 2006; Mesh, 2008). Cette zone géographique correspond à la définition d'un habitat donnée par Darwin (1859), i.e. l'endroit où un organisme, une population ou un groupement d'espèces donné peut vivre. Plus précisément, c'est une aire géographique déterminée, caractérisée par un ensemble de facteurs abiotiques (tels que la profondeur, les courants, la topographie du fond, le type sédimentaire, la qualité des eaux, la turbidité...) et de facteurs biotiques de l'environnement qui sont nécessaires à l'établissement de communautés macrobenthiques ou halieutiques associées (Davies *et al.*, 2004; Carpentier *et al.*, 2005; Madden *et al.*, 2005; Derous *et al.*, 2007; MarLIN, ; MESH). Le terme habitat a d'ailleurs été utilisé comme équivalent au terme 'biotope' dans la littérature anglo-saxonne (Hiscock & Connor, 1991; Bensettiti *et al.*, 2004; Olenin & Ducrotoy, 2006; Derous *et al.*, 2007).

Les écosystèmes ont des limites très larges et difficiles à définir, mais ils peuvent être appréhendés comme un réseau d'habitat car chaque habitat procure une échelle adéquate pour l'étude des propriétés de l'écosystème, dans le temps et dans l'espace (Olenin & Ducrotoy, 2006). En effet l'habitat est, par définition, une unité structurelle intégrant les limites de distribution d'un assemblage d'espèces à l'intérieur des caractéristiques de leur environnement abiotique et ceci sur une aire géographique déterminée. C'est un ensemble indissociable, il ne peut être détaché de son environnement local et des autres habitats qui lui sont associés (Bensettiti *et al.*, 2004). Il représente alors un niveau d'organisation biologique fonctionnel pour les décideurs et les gestionnaires du milieu marin (ENCORA). Olenin et Ducrotoy (2006) soutiennent d'ailleurs cette idée en expliquant que l'habitat à une valeur heuristique et que c'est une notion qui permet de réconcilier la controverse divisant le point de vue 'communauté-population' (réseau de populations interagissant) de l'approche 'fonction-processus' (composante biotiques et abiotiques).

Les habitats benthiques sont de tailles très variables, ils peuvent être de quelques dizaines de m² sur le fond et n'ont pas de limite supérieure (Davies *et al.*, 2004; Madden *et*

al., 2005; Mesh, 2008). La reconnaissance d'un habitat passe par la mesure d'une série de paramètres environnementaux (océanographiques, chimiques, géologiques et biologiques) nommés descripteurs (tels que la profondeur, la salinité, la topographie sur le fond, la granulométrie, la composition faunistique...). Ces derniers permettent de considérer individuellement les différents facteurs abiotiques et biotiques caractérisant l'habitat. La mesure de chacun de ces descripteurs couplée à un positionnement géographique permet de décrire des régions du fond ayant des caractéristiques similaires. C'est un travail pluridisciplinaire qui fait appel à une grande variété de compétences techniques et de matériels (sonars, vidéo, carottiers, bennes, chaluts...) permettant l'obtention de données géospatiales du fond. Celles ci vont être observés à différentes échelles selon les techniques de mesures employées (Valentine *et al.*, 2005). Ainsi, il est nécessaire de classifier cette information pour distinguer les types d'habitats, les délimiter et pour pouvoir les comparer entre eux par la suite. Pour arriver à ces fins, de nombreux chercheurs dans le monde se sont appliqués à développer des schémas de classifications des habitats [(Australie (IMCRA), Royaume Uni (MNCR BioMar), France (Directive Habitat ; ZNIEFF), Etats Unis (CMECS ; Greene ; Valentine ;...) ; Europe (EUNIS) pour les systèmes les plus connus)].

La reconnaissance et la classification des habitats est une approche nouvelle, produisant une base solide d'informations pour la gestion des ressources marines (Lund & Wilbur, 2007). Cette partie de mon mémoire présente différents aspects des systèmes de classifications des habitats benthiques et s'articule en trois chapitres : le premier expose les différents descripteurs environnementaux nécessaires à l'identification des habitats ; ils sont énumérés en suivant l'échelle de la hiérarchie du système européen de classification des habitats EUNIS (EUropean Nature Information System) de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA) qui est en développement en Europe. Ensuite, dans un second chapitre, il est comparé les principaux systèmes de classification existant dans le monde pour analyser les mécanismes de description d'une typologie des habitats benthiques (cette étude permettra d'ailleurs d'évaluer le système EUNIS). Enfin, dans un troisième temps, la pertinence des systèmes de classification des habitats benthiques est estimée en tant qu'outils pour la recherche scientifique.

I. Descripteurs pour identifier les habitats benthiques selon EUNIS

Les habitats n'ont pas de frontière nette entre eux, il y a seulement des changements graduels plus ou moins brutaux de caractéristiques du milieu de l'un à l'autre (Mesh, 2008). Ils sont d'une taille variable qu'il n'est pas possible de prévoir et ils peuvent être définis aussi finement ou aussi grossièrement que les données le permettent. Il faut donc, pour les appréhender, analyser des données géospatiales des caractéristiques du fond et ceci à plusieurs échelles. Il y a pour cela de nombreux outils qui produisent des données à différents niveaux de détail, que ce soit sur le recouvrement spatial ou la précision de l'information. Il est reconnu dans de nombreux travaux que l'identification des habitats implique des compétences dans différents domaines scientifiques (géologie, biologie, chimie) (Brown *et al.*, 2005; Carpentier *et al.*, 2005; Mesh, 2008). Utiliser un système de classification des habitats permet de hiérarchiser l'information environnementale de manière à ce que, à chaque niveau, les unités soient distinguées des autres par l'application de descripteurs qui intègrent les différences définies entre elles (Madden *et al.*, 2005). Le seul système de classification des habitats marins couvrant toutes les eaux européennes et ayant pour vocation de devenir la référence en Europe fait partie du Système Européen d'Information sur la Nature (EUNIS, EUropean Nature Information System), développé et géré par l'ETC/NTB (European Topic Center for Nature Protection and Biodiversity) pour l'Agence Européenne pour l'environnement (EEA) et le Réseau d'Observation pour l'Information Environnementale Européenne (EIONET) (Davies *et al.*, 2004). Il comporte six niveaux et la distinction entre les habitats marins est en grande partie fondée sur les notions d'étage (ou zone biologique), de type de substrat, d'énergie hydrodynamique, de variable environnementale et d'espèces caractéristiques. Du niveau 1 au niveau 6, il y a un rétrécissement d'échelle. Il y a des types de données spécifiques nécessaires à chaque niveau du système de classement pour passer au niveau inférieur. A chaque niveau, correspond un code alphanumérique (Fig. 1). Ce chapitre est ainsi consacré à l'inventaire des descripteurs et des techniques employées pour l'identification d'un habitat, et ce à chaque niveau de la hiérarchie du système de classification des habitats marins EUNIS.

(Annexe 2 et 3) étant donné qu'A7 et A8 englobent les habitats de la colonne d'eau (Annexe 4).

Le fait de catégoriser en premier lieu les habitats en suivant le découpage par étages est pertinent car la définition des étages induit des types fondamentaux de peuplement qui sont liés aux facteurs environnementaux (Deros *et al.*, 2007). Cela permet d'obtenir des grandes aires géographiques ayant des conditions similaires, du point de vue des descripteurs cités précédemment. Dans chacune d'elles, il est possible d'appliquer les procédés de classifications des niveaux supérieurs. Par ailleurs, il est intéressant d'introduire les données dans un Système d'Information Géographique (SIG) de manière à faciliter la collecte, le classement, la visualisation et l'analyse des données spatiales (Stanbury & Starr, 1999; Urbanski & Szymelfenig, 2003). De plus, ce support permet d'évaluer rapidement la couverture spatiale du jeu de données.

b. Niveaux 3 et 4

L'information nécessaire à la description des habitats de niveaux 3 et 4 du système de classification des habitats EUNIS reste purement qualitative.

De manière générale, les détails apparaissant au niveau 3 introduisent l'influence de l'hydrodynamisme dans la description des milieux de substrats durs (rocheux) et la notion de type sédimentaires dans la description des substrats meubles. Ainsi ce niveau de classification est basé sur les attributs physiques du milieu mais également sur son apparence externe (sa physiognomie), et de certains caractères floristiques. Chaque catégorie est codée par un numéro, ou par une lettre quand il y a plus de neuf catégories (cf. Annexe 2, 3 et 4).

Une analyse approfondie du processus de description des habitats de niveau 3, à l'aide des clefs et du glossaire dessiné par Davies *et al* (2004), permet de recenser cinq descripteurs indispensables pour la classification des habitats. Il n'y a pas d'ordre d'importance et ils sont valables pour la zone intertidale comme pour la zone subtidale. Tout d'abord, il y a les critères floristiques : la présence de macrophytes : algues (présence/ absence/ opportunistes/ annuelles) ou angiosperme (terrestre/ aquatique)) et une colonisation récente. Ensuite, les observations sur les particularités de la topographie (grotte/surplomb rocheux) ainsi que la présence de phénomène tels que des écoulements ou des suintements (ex. : méthane). Il est également important d'avoir des informations sur l'énergie hydrodynamique de la zone d'étude dans les milieux de fonds rocheux (A1, A3, A4) (élevée ou milieu exposé/modérée ou milieu semi-abrité/faible ou milieu abrité). Et enfin, le dernier critère est le type de substrat

dans les milieux meubles (A2, A5, A6) : vase, sable, sédiments hétérogènes, sédiments grossiers, sédiments biogéniques, substrat artificiel.

Les auteurs du rapport sur la classification EUNIS ont ajouté des notes explicatives à chaque clef de description pour appliquer de manière standard les diverses options de chaque descripteur. De cette manière, pour déterminer l'hydrodynamisme d'une zone il faut se référer à différents paramètres qu'il est possible de recueillir dans la littérature ou dans des modèles hydrodynamiques : la ligne de côte, les profondeurs, les vents dominants, le fetch, la vitesse maximale du courant et la force et la régularité de la houle. Les autres descripteurs requièrent l'usage de différentes techniques d'échantillonnage : d'une part, la télédétection (aérienne ou acoustique) et d'autre part des techniques de terrain, par observation ou prélèvement. Il est recommandé, comme stratégie de base de réalisation des levés de données de faire d'abord de la télédétection puis une étude de terrain. C'est la stratégie la moins coûteuse pour obtenir de l'information physique et biologique sur les habitats. La télédétection permet de segmenter le territoire selon les types de terrains, ou faciès, qui seront ciblés lors de l'échantillonnage de terrain pour qu'il soit représentatif (Birchenough *et al.*, 2006; Ehrhold *et al.*, 2006; Mesh, 2008). Il existe différentes techniques de télédétection selon la zone à étudier. En zone intertidale ou de petits fonds (jusqu'à 10 m) il sera préféré les techniques aériennes comme la photographie aérienne géoréférencée, l'imagerie numérique aéroportée (donnée fiable sur les types de végétation et de couverture du substrat), l'imagerie satellitaire (disponible gratuitement sur Google Earth), ou le LIDAR (des lasers aéroportés pour des levées bathymétrique qui donnent également de l'information sur la rugosité et la dureté du fond) (Mesh, 2008).

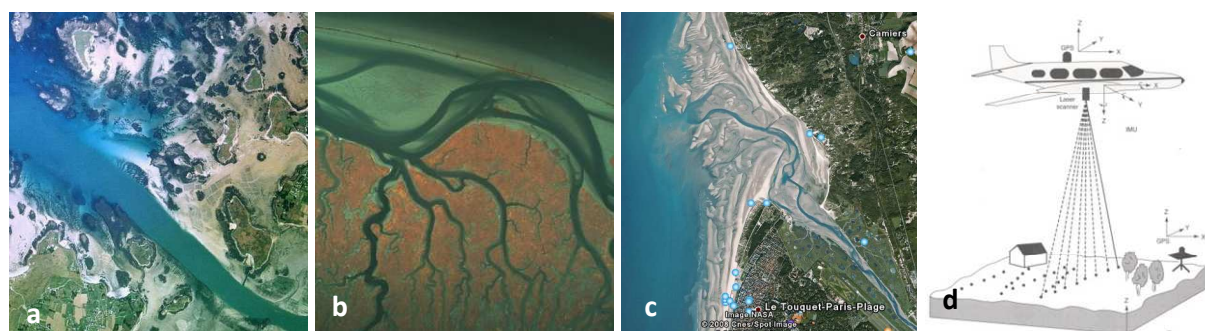


Figure 2 : Exemples de techniques de télédétection aérienne : une photographie aérienne (a) ; de l'imagerie numérique aéroportée (b) ; une image satellite (c) et l'illustration du fonctionnement du LIDAR (d).

En zones plus profondes il est préféré les techniques acoustiques qui ont une couverture à 100 %, rapides et pertinentes, et qui facilitent la délimitation des faciès (Brown *et al.*, 2001; Birchenough *et al.*, 2006) (Fig. 3). La discrimination spatiale obtenue par ces techniques est très fine, elle révèle des patrons de complexité qui sont cachés par des stratégies d'échantillonnage point par point du fait de l'écho en continu. De plus, cela évite les perturbations physiques et biologiques associées à la remise en suspension du sédiment (Brown *et al.*, 2001; Freitas *et al.*, 2006; Lathrop *et al.*, 2006). Une mesure acoustique va permettre de discriminer la taille de grain du sédiment, la compaction, la rugosité, les fonds biogènes et la présence d'algues (Freitas *et al.*, 2003). Il y a d'ailleurs un certain nombre d'auteurs qui ont fait des classifications des fonds uniquement à partir de données acoustiques (Cochrane & Lafferty, 2002; Ellingsen *et al.*, 2002; Humborstad *et al.*, 2004; Orpin, 2006). Cependant par ces techniques il est détecté également un certain nombre de facteurs comme la présence d'organismes vivants qui peuvent être interprétés comme du bruit ou d'autres facteurs qui sont indépendants des habitats benthiques (Freitas *et al.*, 2003; Freitas *et al.*, 2006). Pour cela, il est important de réaliser une calibration à l'aide de prélèvement à la benne, par plongées, par de l'imagerie sous marine de manière à optimiser l'interprétation du fond et valider les types sédimentaires reconnus (McRea Jr. *et al.*, 1999; Brown *et al.*, 2001; Cochrane & Lafferty, 2002; Freitas *et al.*, 2003; Birchenough *et al.*, 2006). Il existe différents systèmes acoustiques qui donnent tous de bon résultats pour la reconnaissance des habitats : les échosondeurs monofaisceaux, les échosondeurs multifaisceaux, les sonars à interféromètre, les sonars à balayage latéral et enfin les profileurs du sous-sol du fond (Mesh, 2008). Ces systèmes sont reconnus comme étant complémentaires plus que redondants, mais le sonar à balayage latéral est dans de nombreux travaux considéré comme le plus adéquate car il donne une topographie et une structure de surface à haute résolution (Brown *et al.*, 2001; Foster-Smith *et al.*, 2004; Boyd *et al.*, 2006).

Pour les critères restants, c'est-à-dire les caractères floristiques et la présence de suintement ou d'écoulement, il reste les techniques de terrain telle que l'observation visuelle pour la zone intertidale, les techniques d'imagerie, de prélèvement ou la plongée en zone subtidale. Ce sont des méthodes suffisantes aux vues de la précision requise. Elles sont employées par défaut dans la plupart des programmes d'échantillonnage par télédétection pour vérifier les faciès. Sachant qu'il est possible de détecter la présence d'algues sur le fond, les campagnes de télédétection suffisent pour classifier les habitats au niveau 3 de la hiérarchie EUNIS.

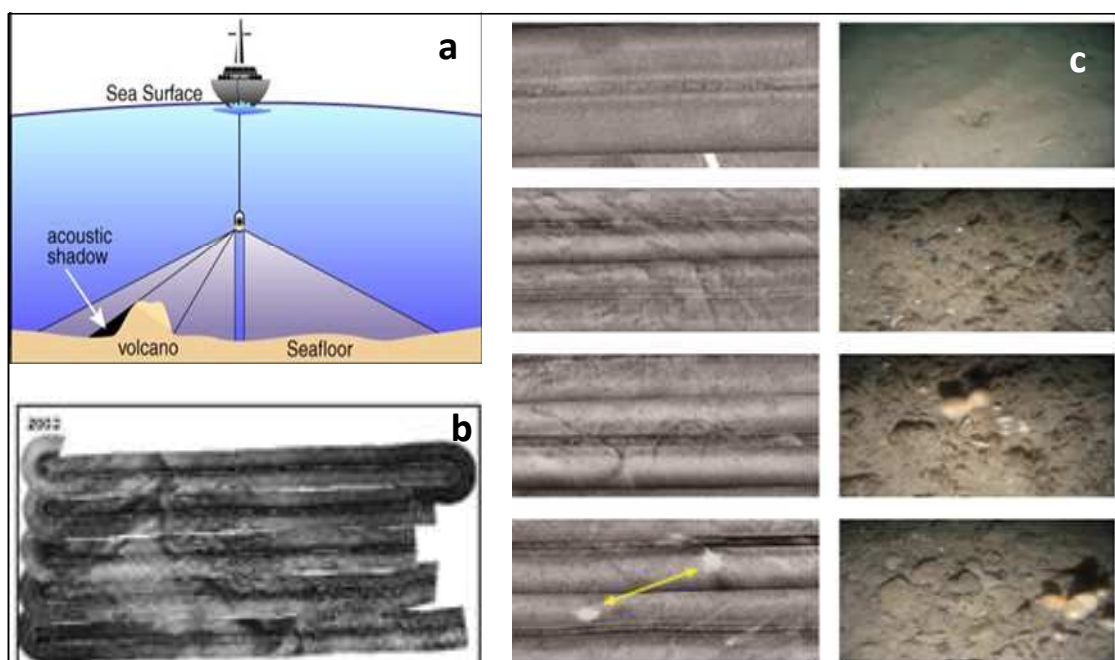


Figure 3 : La télédétection acoustique, exemple du Sidescan Sonar. En (a), le principe de fonctionnement ; en (b) la signature acoustique sur le fond et en (c) les images du Sidescan Sonar (à gauche) comparée à des images vidéo du fond (à droite).

Au niveau 4, la biologie est un descripteur ayant le plus d'importance. Le niveau de détail correspond aux communautés animales reconnaissables visuellement par des non spécialistes (balanes/ moules/ fucoïdes/ algues vertes/ amphipodes/ polychètes/ bivalves/ récifs de sabelles/ *Corophium*/ coraux/ maërl/ éponges/ échinodermes...). A ce niveau sont introduits également de nouveaux descripteurs comme la salinité (faible, variable, normale), des types sédimentaires plus précis (vase sableuse/ vase fine/ matériel allochtone...), la topographie des zones subtidales (montagnes, dorsales, canyon...), l'oxygénation du sédiment (réduit, hypoxique, anoxique) et les forçages sur les communautés (mobilité du substrat, balayage par les vagues...). Ce niveau, en toute logique, requière un effort d'échantillonnage plus important pour permettre d'améliorer la résolution spatiale dans une catégorie d'habitat de niveau 3. Par ailleurs, il n'existe plus de clef de d'identification comme pour les niveaux précédents, mais des fiches descriptives. Les études montrent que les assemblages faunistiques sont contenus dans la limite de la plupart des régions décrite par télédétection, ce qui suggère qu'à cette échelle, des limites peuvent exister pour les groupes faunistiques, mais elles ne peuvent être reconnues que par des techniques appropriées (Brown *et al.*, 2001). Ces derniers auteurs précisent par ailleurs qu'en ciblant les échantillonnages biologiques à l'intérieur des faciès acoustiques, il est possible d'établir statistiquement des communautés biologiques discrètes. La plupart des descripteurs est qualitatif et peut donc être obtenu par

des techniques d'imagerie sous marine, photo ou vidéo (sur un bâtit, un traîneau ou un véhicule téléguidé) des plongées ou des observations de terrain (Fig. 4). Boyd *et al.* (2006) voit l'usage de la vidéo sous marine comme un moyen d'obtenir une description qualitative instantanée d'une communauté *in situ* d'épifaune. Valentine (2005) affirme que la plupart des groupes faunistiques peuvent être reconnus par vidéo, il stipule cependant qu'il faut avoir un protocole défini pour avoir confiance dans les observations car il y a une forte variabilité des caractéristiques du fond. D'ailleurs les données vidéo sont adéquates pour comparer les données biotiques et abiotiques car il est possible d'interpréter les images à la fois d'un point de vue géologique, comme d'un point de vue biologique (Stevens & Connolly, 2004; White *et al.*, 2007) (Fig. 4). L'usage d'un SPI (Sediment Profile Imagery) est recommandé pour obtenir de l'information *in situ* sur la qualité du sédiment (Birchenough *et al.*, 2006), en particulier sur son état d'oxydation.



Figure 4: Photos du haut : prise de vue à partir d'une caméra vidéo sur le fond avec un grand angle de perspective. Photos du bas : prise de vue à partir d'une caméra vidéo sur le fond avec un angle plus étroit de perspective orienté sur le fond (D'après White *et al.*, 2007).

c. Niveaux 5 et 6

Les variables abiotiques utilisées pour la classification n'expliquent pas toutes les patrons de distribution des organismes, et particulièrement à l'échelle locale. Cela peut créer des erreurs de fausse homognit dans les habitats (même conditions abiotiques mais des distributions biologiques différentes) ou de fausse hétérogénité (conditions abiotiques différentes avec des distributions biologiques très similaires) (Connor *et al.*, 1997; Stevens & Connolly, 2004). Cependant les distributions biologiques des espèces marines sont moins

aptes à structurer un système de classification des habitats car il peut y avoir un fort effet de mosaïque d'espèces dans le milieu du fait de ses degrés différents de fragmentation (Connor *et al.*, 2004). De plus, il est difficile de collecter des données biologiques dans des densités suffisantes pour couvrir de larges zones (Diaz *et al.*, 2004). Il est malgré tout essentiel de les prendre en compte et d'intégrer ce degré de fragmentation dans les habitats de niveaux inférieurs, ne serait-ce que pour valider ces derniers. D'ailleurs, intégrer de la biologie à des habitats définis essentiellement sur le substrat permet de donner un sens biologique et écologique à la classification (White *et al.*, 2007).

Les niveaux 5 et 6 de la classification des habitats du système EUNIS ne sont pas détaillés dans le rapport de Davies *et al.* (2004). Ils existent cependant et les auteurs stipulent qu'il faut se référer au système de classification britannique : « The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland » développé à l'origine par le JNCC's Marine Nature Conservation Review (MNCR) comme une partie du EC Life Nature-funded BioMar project (Connor *et al.*, 1997). Les habitats de niveau 5 sont typiquement distingués par les différences dans leurs espèces dominantes ou les suites d'espèces remarquables, liées aux caractéristiques des habitats définis aux niveaux précédents. En milieu rocheux, ils peuvent être facilement reconnaissables par des observateurs ayant des notions de base dans les espèces marines, en revanche un échantillonnage et une analyse plus détaillée va être nécessaire dans les sédiments. Les habitats de niveau 6 sont définis sur la base de différences moins évidentes dans la composition des espèces et ils sont caractérisés par des variations géographiques mineures. C'est un niveau d'observation important dans le cas de pollution ou de perturbation du milieu. Il nécessite par ailleurs un plus gros effort d'expertise et de levée de données pour identifier ces sous-assemblages d'espèces. La classification de Connor *et al.* (1997) fournit des fiches descriptives au niveau 5 de la classification. Le niveau 6 est déduit d'analyses statistiques. Pour ces deux niveaux, le descripteur est la composition spécifique qui est obtenue par la détermination d'espèce *in situ* ou à partir d'échantillons.

Il y a trois critères pour justifier un habitat de niveau 5 comme une entité remarquable dans la classification : (i) il doit être distingué de son voisin le plus proche sur la base d'une différence notable dans la composition spécifique et il doit être contenu dans des habitats de niveau 4 différents (selon EUNIS) ; (ii) il doit être reconnaissable sur le terrain (pas un artéfact des données) ; (iii) il doit être présent dans d'autres zones géographiques sous les mêmes conditions d'habitats de niveau 4. Ensuite, la distinction d'un assemblage d'espèce est basé sur : (i) une différence dans les espèces dominantes qui sont fonctionnellement importantes, (ii) la présence conjointe de plusieurs espèces caractéristiques dans des

conditions d'habitat données ou, (iii) la présence d'un taxon unique ou évident, même s'il est en faible densité ou peu fréquent, (iv) la combinaison de présence et abondance, puisque des espèces vont être systématiquement en faible densité et (v) les espèces les plus évidentes de la communauté mais pas forcément celles qui sont largement distribuées à moins qu'elles ne soient en particulièrement fortes abondances (Connor *et al.*, 1997).

Pour obtenir les données de composition faunistique, il faut utiliser des techniques de terrain car elles permettent d'analyser la composition réelle du fond. Comme il a été précisé dans le paragraphe précédent, ces techniques sont souvent utilisées en conjonction avec de la télédétection car elles vont fonder la classification des habitats (Mesh, 2008). Un programme de levée de données biologiques se réalise par des prélèvements ponctuels à intervalle spatial régulier. Quelles que soient les techniques de terrain, des réplicats sont recommandés pour avoir une bonne représentation des assemblages biologiques, et pour s'assurer de la cohérence de la classification. Il existe un large choix de techniques pour les échantillonnages de terrains : les bennes (Shipek, Hamon, Smith Mc Intyre, VanVeen, Day) et carottiers, les dragues (Rallier du Baty, Charcot), les chaluts (Chalut à perche) (Fig 5). La benne ou du chalut à perche ne prélèvent pas la même fraction de la faune benthique (essentiellement l'endofaune pour la benne, et l'epifaune pour le chalut), ces méthodes de prélèvement sont complémentaires dans la description des habitats de niveau 5. L'engin et la méthode d'échantillonnage utilisés ont beaucoup d'importance, non seulement dans l'identification des espèces caractéristiques, mais également dans la capacité à discriminer les types d'habitats sur la base des traits biologiques (Brown *et al.*, 2001). En zone intertidale, l'échantillonnage peut se réaliser à pied (observation visuelle, quantification par quadrats, prélèvements). Jusqu'à 30 m, l'échantillonnage peut se faire en plongée, au delà, cela demande beaucoup de matériel de sécurité (Mesh, 2008). Excepté les dragues et chalut, ces méthodes sont quantitatives et permettent d'identifier les habitats jusqu'au niveau 6 de la classification EUNIS, à condition d'avoir une stratégie de prélèvement avec une résolution spatiale élevée. L'imagerie sous marine est également une technique d'échantillonnage de terrain, non destructive, et de plus en plus courante dans les évaluations biologiques des habitats. Le système d'imagerie (vidéo ou photo) peut être trainé sur le fond à l'aide d'un traîneau ou sur une plateforme naviguant dans la colonne d'eau ou être équipé sur des submersibles de type ROV (Remotely Operated Vehicle) (fig. 5).

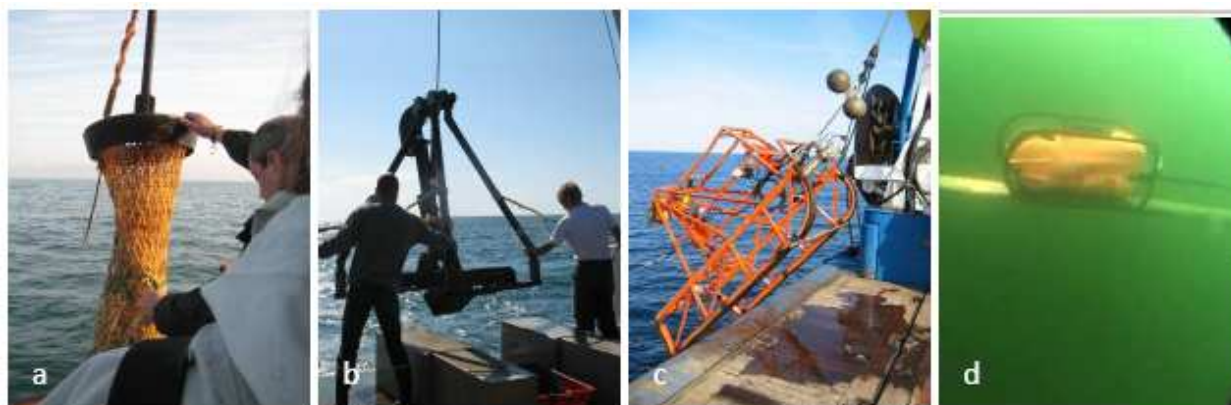


Figure 5 : Exemples de techniques d'échantillonnage de terrain. En (a) la drague Rallier du Baty, en (b) la benne Hamon, en (c) un traineau vidéo et photographie, en (d) un ROV (Remotely Operated Vehicle) muni d'une caméra vidéo.

Les techniques d'imagerie sous-marine peuvent être utilisées indépendamment (jusqu'au niveau 5) ou en partenariat avec d'autres techniques d'échantillonnage de terrain, la benne étant la plus courante : il est d'ailleurs possible de placer la caméra sur la benne pour avoir une image du sédiment avant perturbation (Birchenough *et al.*, 2006). Grâce à ce système il est possible de réaliser des transects du fond et d'en extraire des données biologiques qualitatives, semi-quantitatives ou quantitatives du macro-épibenthos, en fonction de l'objectif de l'étude, du protocole d'échantillonnage et de la qualité du matériel vidéo. Pour une approche quantitative, il faut standardiser le plus possible le matériel et son usage pour conserver la possibilité de comparer les échantillons entre eux. La qualité de la vidéo est importante (éclairage, la vitesse de la caméra sur la fond, résolution de la caméra, vitesse d'enregistrement moyenne) car le traitement des images passe par l'identification et le comptage des organismes observés au niveau de l'espèce, du genre ou de la famille selon les besoins de l'étude. La classification EUNIS se réfère à l'échelle d'abondance SACFOR (Annexe 5), un système unifié pour enregistrer les abondances de la faune et de la flore benthiques dans les suivis biologiques, ce qui permet également de standardiser les observations. Une approche qualitative ne permet d'aller que jusqu'au niveau 4 de la classification des habitats, une analyse quantitative est donc indispensable pour les habitats de niveau 5, voir 6. Les techniques de photographie peuvent être utilisées conjointement avec de la vidéo pour la discrimination des habitats, en prenant des photos à intervalles aléatoires ou réguliers. Elles sont alors traitées comme des quadrats. La résolution étant souvent meilleure qu'avec la caméra, les photos sont alors une aide à l'identification des espèces. Les campagnes d'échantillonnages sont souvent sur un faciès acoustique, mais la vidéo procure

par ailleurs un avantage par rapport aux autres techniques d'échantillonnage de terrain car si elle est remorquée sur la limite de deux faciès acoustiques, il est alors possible d'analyser la concordance entre signature acoustique et structure biologique (White *et al.*, 2007). Par ailleurs, il a été montré que travailler à un niveau taxonomique plus élevé (genre, famille) ne fait pas perdre forcément de l'information. Cela peut révéler des structures biologiques qui ne se verraient pas au niveau de l'espèce (Vanderkluft *et al.*, 1996). Ces observations ont été faites notamment pour étudier l'impact de pollution sur les communautés biologiques ; cela peut donc être une approche intéressante pour la description des habitats de niveaux 6.



Figure 6 : Images digitales de faune benthiques. La photo de gauche est un échantillon prélevé au chalut à perche. L'image de droite est un habitat d'une éponge encroûtante (d'après Boyd *et al.*, 2006)

Cette analyse du processus d'identification des habitats montre que c'est la combinaison des différents facteurs qui permet d'avoir la description la plus réaliste des habitats permettant de décrire les écosystèmes benthiques. Il est ainsi reconnu des types d'habitats. Sur la figure 7 il est recensé une variété de technologie de terrain en fonction de leur échelle de résolution pour l'identification des habitats benthiques (Diaz *et al.*, 2004). Cela montre qu'il est important non seulement de préparer la stratégie de levée de données, mais également d'examiner la gamme d'engins d'échantillonnages disponibles pour choisir ceux qui sont les plus à même de fournir l'information sur les habitats. Il y a un outil interactif pratique permettant de tester l'habilité d'une technique de mesure pour un milieu donné (« Scoping tool »: <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1931>) (Annexe 6). Certains auteurs soulignent un effet de méthode dépendance, c'est-à-dire que la perception sur ce qui existe des communautés benthiques est dépendante des techniques d'échantillonnage et des procédures

analytiques utilisées sur les données (Solan *et al.*, 2003; Foster-Smith *et al.*, 2004; Brown *et al.*, 2005). Il est donc important de standardiser le protocole pour la description des habitats, ce que passe par la production de leur typologie.

Technology	Area mapped (km ² .h ⁻¹)	Resolution (horizontal m)							
		10 ³	10 ²	10	1	0.1	10 ⁻²	10 ⁻³	<10 ⁻³
Remote sensing satellite	>1000	X	X	X					
Side scan sonar	>10	X	X	X	X				
Multi-beam E S	5		X	X	X	X			
Side scan sonar	3.5		X	X	X	X	X		
QTC-View, RoxAnn, EchoPlus	1.5		X	X	X	X			
High-resolution sub-bottom profiler	0.5	X	X	X	X	X			
Video camera	0.1				X	X	X		
Grab/core samplers	0.003					X	X	X	
Sediment profile camera	<0.001						X	X	
X-ray photography	<0.001						X	X	X

Figure 7 : Echelle de résolution des différentes technologies de terrain utilisées pour l'identification des habitats benthiques en fonction de l'aire du fond cartographiée en unité d'effort (km².h⁻¹) (D'après Diaz *et al.*, 2004).

II. Typologie des habitats marins

La levée de données dans le milieu naturel à l'aide de descripteurs précis a permis d'associer des données semblables dans des catégories qui correspondent à des types d'habitats benthiques. Il est ainsi produit un système structuré, ou typologie, avec des catégories qui se répètent en différents lieux géographiques. Il est important de préciser qu'une typologie doit être bien gérée pour que les catégories soient pertinentes et pour éviter leurs prolifération (Mesh, 2008). Dans ce but, il est utile de mettre en place un système de classification de ces types d'habitats qui permet de les identifier grâce à une série de termes standards. Le cadre produit par ce système de classification des habitats permet une reconnaissance indépendante de la personne qui les analyse, ce qui évite certains biais pour une meilleure représentation de la réalité et plus de fiabilité. Le but étant que sur le terrain,

chaque zone identifiée doit être corrélée à un type d'habitat défini dans la classification (Connor *et al.*, 1997).

La classification des habitats est un outil prometteur et en évolution pour standardiser le jargon technique et organiser l'information sur les habitats (Lund & Wilbur, 2007). En effet un des intérêts de la classification des habitats est de réduire la complexité du milieu naturel pour le rendre plus compréhensible. Ainsi, une bonne classification va aider à interpréter les données de manière à produire de l'information et à enrichir les connaissances sur l'environnement marin (Mesh, 2008). Les systèmes de classification des habitats doivent être déterminés objectivement et avoir une structure intuitive mais systématique. De cette manière, développer une technique commune de classification des habitats permet de comprendre les issues écologiques à large échelle de la fonction des écosystèmes (Mumby & Harborne, 1999). Il existe plusieurs systèmes dont les niveaux de classification atteints vont dépendre de l'échelle des données récoltées dans la zone d'étude. Ces systèmes de classifications sont souvent hiérarchiques, c'est-à-dire que les habitats sont définis globalement et vont être subdivisés en sous-catégories ayant un niveau de résolution à plus fine échelle. Ainsi, l'utilisation d'un tel système permet de passer outre un certain nombre de questionnements concernant le niveau de détail nécessaire à l'identification d'un type d'habitat telles que la quantité de données nécessaires, la taille et la complexité des habitats appropriées pour qu'ils soient identifiables, ou si la description obtenue va être suffisante pour avoir des applications pratiques (Valentine *et al.*, 2005). Lund et Wilbur. (2007) font d'ailleurs remarquer que les systèmes de classification hiérarchiques sont les plus pertinents. Les descripteurs écologiques et la résolution spatiale d'une classification doivent être définis dans les objectifs, il en est de même concernant l'étendue spatiale de la zone d'intérêt. Les différents niveaux de l'organisation biologique peuvent rarement être vus comme des unités discrètes, ils sont distribués dans un 'continuum hiérarchique', dans lequel chaque niveau reconnaissable interagit avec le suivant (Glémarec, 1973). Ainsi, les choix des descripteurs et de la résolution spatiale de la classification vont être en partie arbitraires pour estimer au mieux les limites des habitats (Vanderklift & Ward, 2000). Ils sont malgré tout basés sur des compromis issus de réflexions scientifiques sur les facteurs structurant les communautés biologiques. La figure 8 présente un exemple schématique d'un système de classification hiérarchique avec, en parallèle, des exemples de descripteurs à cibler lors de la collecte des données *in situ*.

	Resolution of classification	Possible surrogates
Increasing resolution ↓	Bioregions	Rainfall, temperature
	Geomorphological units	Bathymetry, rock type
	habitats	Canopy taxa, sediment grain size
	Community type	Dominant species assemblage

Figure 8 : Exemples de classification avec une résolution spatiale et/ou biologique croissante, avec des descripteurs qui peuvent être considérés comme des sources de données pour la classification (Vanderkluft and Ward, 2000).

Il existe dans le monde un petit nombre de système de classification des habitats benthiques permettant de couvrir des étendue assez large des fonds marins englobant, de ce fait, une certaine diversité de types d'habitats (i.e. des classifications reconnues nationalement au minimum). Cependant, aucun d'entre eux n'est universellement accepté car ils ont tous des buts et des bénéfices propres (Lund & Wilbur, 2007). Il n'y a donc pas de bonne ni de mauvaise méthode de classification. Les différents systèmes sont difficiles à comparer entre eux car les descripteurs des habitats peuvent être différents ou placés à des niveaux différents de la hiérarchie (Valentine *et al.*, 2005). Cependant les révisions récentes de ces différents systèmes visent à produire des inter-correspondances entre les principaux systèmes, ce qui montre qu'une classification des habitats benthiques peut avoir une portée internationale. Ce second chapitre va être consacré à l'analyse des systèmes de classification des habitats benthiques de quatre pays (Etats Unis ; Australie ; Royaume Uni ; France) et d'un système international européen EUNIS.

a. Objectifs et échelle de résolution des systèmes de classification

Un grand nombre de publications proposent des typologies des habitats benthiques mais la plupart ne se réfèrent qu'à un seul descripteur tels que la signature acoustique du fond (Ellingsen *et al.*, 2002; Freitas *et al.*, 2006) ou la distribution des communautés biologiques en fonction du type sédimentaire (Pesch *et al.*, 2008). Or, comme il a été vu précédemment, les habitats sont structurés par une combinaison de facteurs. Il a donc été retenu dans ce chapitre huit typologies des habitats benthiques en relation avec leurs systèmes de classification, d'une

part pour leur démarche pluridisciplinaire et d'autre part pour leur notoriété. Ils sont recensés dans le tableau de synthèse ci-dessous (fig. 9).

TYPOLOGIE	PAYS	CLASSIFICATION	REFERENCES	OBJECTIFS	INITIATION DU PROJET	COUVERTURE	ZONE	NIVEAUX	COMPATIBILITE
IMCRA	Australie	Inerim Marine and Coastal Regionalisation for Australia	(Inerim Marine and Coastal Regionalisation for Australia Technical Group, 1999)	➢ Conservation et Gestion des milieux marins	1985	NATIONALE	200 milles (ZEE)	4 (marin) (Benthique et pélagique)	-
Greene, 1999	Etats Unis	Deep-Water Marine Benthic Habitat Classification Scheme	(Greene <i>et al.</i> , 1999)	➢ Gestion des ressources marines	1999	GLOBALE	Eaux profondes Sublittoral	4 (marin) (benthique)	-
ZNIEFF	France	Inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique	(Dauvin <i>et al.</i> , 1993)	➢ Conservation et Gestion des habitats côtiers	1982	NATIONALE	Zone côtière	4 (marin) (benthique)	-
Cahiers d'Habitats	France	• CORINE Biotopes • Manuel d'Interprétation des habitats de l'Union Européenne • Cahiers d'Habitats : Habitats Côtier	• (Devillers, <i>et al.</i> , 1991) • Commission Européenne, 1999 • (Benettini <i>et al.</i> , 2004)	➢ Conservation et Gestion des habitats côtiers	1997	NATIONALE	Zone côtière (200 milles ZIE)	6 (marin et terrestre) (benthique)	ZNIEFF BioMar EUNIS
MNCR BioMar	Grande Bretagne Irlande	The Marine Habitat Classification For Britain and Ireland	• (Connor <i>et al.</i> , 1997) • (Connor <i>et al.</i> , 2004)	➢ Applications scientifiques ➢ Conservation et gestion du milieu marin	1991	NATIONALE (Extensible à l'atlantique Nord est et la méditerranée)	Zone côtière	5 (marin) (Benthique)	EUNIS
EUNIS	Union Européenne	EUNIS habitat classification (European Nature Information System)	(Davies <i>et al.</i> , 2004)	➢ Conservation et gestion des habitats côtier (Natura 2000) ➢ Aide au développement d'indicateurs (EEA Core Set, Bio-IMP, IRENA) ➢ Suivis environnementaux de l'EEA	1998	CONTINENTALE Europe (Atlantique Nord Est / Mer Baltique / Mer Méditerranée / Territoires d'Ouvre Mer)	Toutes les aires marines	6 (marin et terrestre) (Benthique et pélagique)	BioMar
Valentine, 2005	Etats Unis Canada	Classification of Marine Sublittoral Habitats	(Valentine <i>et al.</i> , 2005)	➢ Base pour la recherche scientifique ➢ Gestion environnementale des habitats benthiques	2005	REGIONALE (Nord-Est de l'Amérique du Nord et extensible à d'autres régions)	Plateau continental Sublittoral	5 (marin) (Benthique)	-
CMECS	Etats Unis	Coastal and Marine Ecological Classification Standard	(Madd <i>et al.</i> , 2005)	➢ Inventaire de la biodiversité ➢ Conservation et gestion ➢ Gestion des ressources marines ➢ Base scientifique pour les suivis écologiques	2004	NATIONALE (Extensible à toute l'Amérique de Nord)	Tous les environnements côtier et marins	6 (marin) (benthique et pélagique)	BioMar EUNIS IMCRA

Figure 9 : Tableau de synthèse de huit typologies des habitats marins en fonction de leur système de classification de référence ; des objectifs du projet et de sa date d'initiation, de la couverture du système et de la zone marine concernée ; du nombre de niveaux développés dans cette classification et leurs compatibilité avec d'autres systèmes de classification (citation du rapport de référence).

Les systèmes de classification sont, dans leur ensemble, un travail scientifique basé sur la compréhension des processus influençant la distribution des organismes dans le milieu marin. Il est possible de comparer ces classifications dans leur globalité selon trois aspects. Tout d'abord, premier aspect, ces huit typologies ont un objectif partagé quand à la conservation et la gestion du milieu marin et de ses ressources. Il est reconnu en effet que la meilleure façon de conserver la diversité marine est de conserver la diversité des habitats et des paysages (Gray, 1997). De plus, la compréhension des patrons de la biodiversité, particulièrement celle des habitats, est indispensable dans la définition d'unités d'échelle écologique pour une gestion intégrée et holistique des écosystèmes (IMCRA, 1998). Ainsi cet objectif commun est représentatif d'une préoccupation des pays développés face à la multiplication des activités anthropiques complexifiant les problématiques liées au milieu marin (extraction de sédiment en mer ; opérations de dragage en dehors des ports ; exploration du pétrole, du gaz et des minéraux solides et la mise en place de structures d'exploitation ; construction ou mise en place d'îles et de récifs artificielles, et d'installations de structures (dont les parcs d'éoliennes en mer) ; pose de câbles et pipe-lines ; introduction d'espèces exotiques ou génétiquement modifiées, délibérément ou non ; récupération de terres sur la mer (Liste OSPAR), ce qui rend encore plus difficile les prises de décision par les gestionnaires. Un exemple intéressant est celui de la commission Européenne qui met en œuvre une politique de gestion du milieu marin par une 'Approche par Ecosystème' pour la gestion des activités humaines. Elle est « fondée sur les meilleures données scientifiques disponibles sur l'écosystème et sa dynamique afin d'identifier et d'agir sur les influences critiques pour la santé des écosystèmes marins et de permettre une utilisation durable des biens et des services de ces écosystèmes et la préservation de leur intégrité » (Natura2000, 2007). Ceci signifie bien qu'il faut avoir un point de vue global et scientifique sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes pour comprendre et gérer les impacts de l'usage des biens et des services qu'il fournit. Il y a donc un besoin urgent et croissant de développer un système de classification unique et pertinent pour reconnaître les habitats dans l'ensemble des environnements côtiers et marin qui puissent être utilisés pour développer des stratégies de gestion des ressources côtières et marines et pour évaluer les priorités en termes de conservation (Madden *et al.*, 2005). Par ailleurs, la classification des habitats suit un processus descriptif basé sur des données environnementales pour produire des subdivisions fonctionnelles des écosystèmes marins correspondant à la réalité, c'est donc un outil intéressant comme base pour des applications scientifiques. C'est un objectif affiché dans quatre des huit systèmes (Fig. 9). Le second aspect est que ces classifications sont

relativement récentes (excepté l'IMCRA et ZNIEFF). Elles ont ainsi put profiter de l'expérience de travaux antérieurs, et il y a pour la plupart des cas un gros effort de réflexion car il y a un délai de plusieurs années entre l'initiation du projet et la date de publication du rapport. Pour ce qui est du troisième aspect notable de ces classifications, il concerne la couverture de ces huit systèmes, elle se veut assez vaste pour inclure une grande diversité de milieux et donc d'habitats différents (Fig. 9). Il est intéressant de remarquer que certaines typologies ont la volonté d'être extensible vers d'autres régions, ce qui montre une certaine confiance dans leur méthodologie quant à l'identification des types d'habitats nouveaux. Celles-ci correspondent d'ailleurs aux typologies qui ont une volonté d'avoir un usage dans la recherche scientifique. Cependant, malgré que toutes ces classifications couvrent une large étendue des fonds marins, les zones concernées sont variables. Deux des huit classifications ne sont qu'applicables aux zones sublittorales (Greene *et al.*, 1999; Valentine *et al.*, 2005), trois ne concernent que la zone côtière (intertidale et sublittoral, souvent les 200 miles des zones économiques) (IMCRA, ZNIEFF, BioMar). Seules deux typologies recensent des habitats marins sans restriction (EUNIS et CMECS).

b. Structures des systèmes de classification des habitats marins existants.

Malgré des objectifs et certains principes partagés tel que la pluridisciplinarité, ces systèmes de classification des habitats vont développer des hiérarchies radicalement différentes les uns des autres. Les schémas de chacune des huit classifications correspondant aux typologies recensées dans cet exercice de comparaison sont détaillés dans les annexes 6 à 12.

♦ *Australie*

En Australie, la typologie des habitats benthiques de référence est l'IMCRA (Interim Marine and Coastal Regionalisation for Australia) (IMCRA, 1998). Ses auteurs ont validé une structure hiérarchique assez large à quatre niveaux (fig. 10) qui s'expriment en termes d'échelle (macro- ; méso- ; micro- ; pico-échelle) ou d'étendues spatiales (respectivement : province continentale ; région ; unité locale ; site). En eaux profondes, les données sont recensées par des organismes nationaux qui travaillent à macro-échelle (provinces). Les provinces sont séparées en deux types : démersales et pélagiques. La partie démersale (ou benthique) regroupe 9 provinces et 8 biotones (zones de transitions entre les provinces). La distinction entre celles-ci est basée sur la diversité et la richesse en espèces de poissons démersaux (information obtenue par échantillonnages). La couverture des zones peu profondes est par contre réalisée par les juridictions administratives, elle est faite jusqu'au

niveau des régions. Chaque région (méso-échelle) se voit attribuée un nom unique et une description brève. Il y a 60 régions qui ont été définies en utilisant de l'information physique et biologique et les distances géographiques par rapport à la côte. Les régions et provinces sont décrites indépendamment et selon des descripteurs différents, puis superposée par la suite. Il s'avère que les provinces sont incluses dans les régions à macro-échelle, excepté une. En ce qui concerne la micro-échelle, les unités n'ont pas encore été définies, elles correspondent à l'échelle des habitats, à laquelle il est possible de comprendre les variations biologiques. Elle requière une classification de l'information biologique et physique (topographie du fond, la composition sédimentaire et les attributs physiques de la colonne d'eau) pour définir des sous-unités écologiques à l'intérieur des régions à l'aide d'analyses multivariées. Il est stipulé dans le rapport que l'approche est flexible, répétable et hiérarchique, et que cette dernière permet de limiter l'hétérogénéité à chaque niveau. Cependant il y a un ensemble d'hypothèse posées qui induisent des limitations dans la pertinence de la définition des unités écologiques (ex : besoin de faire des tests plus rigoureux sur les limites des écosystèmes avec des outils analytiques ; nécessité de valider la hiérarchie ; justifier le choix de la résolution pour mieux évaluer l'hétérogénéité des régions...). Pour conclure sur ce système, il y a bien une hiérarchie mais la classification n'a pas de structure. Les descripteurs sont définis mais limités et ne permettent pas de reconnaître des habitats, mais seulement d'identifier des sous-unités structurelles à chaque fois uniques. Il y a ainsi une multiplication des unités écologiques. De plus le niveau de l'habitat (micro-échelle) n'est pas encore défini.

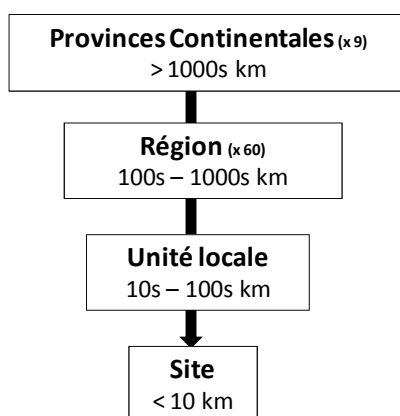


Figure 10 : Schéma global de la structure hiérarchique du système de classification pour la biorégionalisation de l'Australie, l'IMCRA. Sont présentés les noms des différents niveaux en fonction de l'échelle de résolution (Interim Marine and Coastal Regionalisation for Australia Technical Group, 1998).

◆ Etats-Unis

Aux Etats-Unis, il existe plusieurs typologies. Trois ont été retenues pour dans cette étude : celle de Greene *et al.* (1999), Valentine *et al.* (2005) et la CMECS (Madden *et al.*, 2005). Il y a tout d'abord la classification de Greene, adaptée de deux typologies antérieurs de référence pour les milieux terrestre et aquatiques aux Etats Unis (Greene *et al.*, 1999). Elle se divise en 4 niveaux qui sont, comme pour la classification australienne, en relation avec leur échelle de résolution : les méga-habitats (plateau continentale, talus ; plaine abyssale...) (du Km à la dizaine de Km) ; les méso-habitats (de la dizaine de mètres au Km) ; les macro-habitats (de un à dix mètres) ; et les micro-habitats (de l'ordre de quelques centimètres) (fig. 12). Le système de classification se calque sur cette hiérarchie d'échelle (décrit en annexe 7) : système ; sous-système ; classe ; sous-classe. A chaque niveau de la classification il y a des catégories auxquelles il est possible d'associer les observations faites dans le milieu naturel. Les descripteurs sont clairement établis. Les données doivent être qualitatives pour les trois premiers niveaux de la classification tandis qu'il faut des données quantitatives sur l'inclinaison de la pente et la composition du substrat sont nécessaires pour identifier les sous-classes. Cette classification ne se base que sur des données physiques pour définir le fond (télédétection et techniques géologiques). La biologie n'est pas prise en compte. D'après les auteurs, les techniques géophysiques aident à identifier et à définir les particularités des fonds marins à large échelle, elles sont valorisantes pour estimer les habitats essentiels des assemblages de poissons benthiques marins et pour comprendre et prédire les distributions spatiales et les abondances de beaucoup d'espèces de poissons. Il est clair que cette classification a pour objectif la gestion des ressources halieutique. Ils précisent également que le système peut être adapté pour caractériser les habitats de la faune invertébrée et vertébrée. Ce système de classification est tout à fait comparable aux premiers niveaux d'autres classifications qui sont également basé sur des critères uniquement physiques. De plus elle est limitée aux eaux profondes.

Ensuite, il y a la classification de Valentine (Valentine *et al.*, 2005) dont le détail est présenté en annexe 8. Les auteurs ont analysé un certain nombre de travaux de classification dont il s'inspire pour certains concepts. Le système de classification se divise en 4 niveaux : classes, sous-classes ; catégories et attributs. La structure est en partie hiérarchique. Le but est de développer une méthode pratique pour caractériser le sublittoral marin en termes de : d'attributs géologique, biologique et océanographique et suivant les processus naturels et anthropiques qui affectent les habitats. La classification reconnaît huit thèmes de fond (unités informelles) permettant d'ordonner les 21 classes descriptives du premier niveau. Ces

dernières sont subdivisées en sous-classes auxquelles sont attribués des catégories et des attributs (fig. 11). Il est associé, à chacun de ces niveaux, des critères ou descripteurs qui sont définis dans le rapport (ex : dynamique du fond et les courants ; mobilité du substrat, groupe floral...). Chaque habitat est caractérisé par les critères propres à chacune des 21 classes. Il y a donc différents degrés de détail si la description s'arrête à la classe ou si elle va jusqu'aux catégories et attributs. Chaque habitat est nommé par les critères des classes 2, 3, 11 et 24 (cf annexe 7). La majorité de la classification est applicable dans le monde entier (sauf aux faibles latitudes) mais les exemples faunistiques et floristiques sont du nord-est de l'Amérique du nord. Elle est une base pour l'organisation et la comparaison de l'information sur l'habitat et pour reconnaître les types d'habitats régionaux. La reproduction de ce travail dans d'autres régions permettrait d'avoir une classification à échelle nationale. Cette classification est flexible et extrêmement détaillée mais cela la rend complexe dans son utilisation.

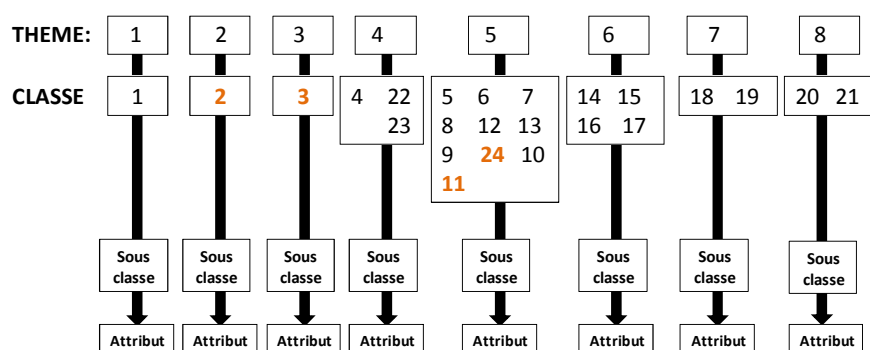


Figure 11 : Schéma récapitulatif des étapes permettant l'identification des habitats selon la classification de Valentine et al. (2005).

Le troisième et plus récent système dessiné pour la territoire des Etats Unis est le CMECS (Coastal and Marine Ecological Classification Standard), développé par NatureServe (Madden *et al.*, 2005). Il s'est inspiré de classifications existantes (Australie, Etats Unis, Union Européenne) pour permettre une extension éventuelles vers les autres continents. Il prétend ainsi être universellement applicable pour les systèmes marins et côtiers. Le cadre hiérarchique comprend six niveaux emboîtés qui sont : le régime ; la formation ; la zone ; les macro-habitats ; les habitats ; les biotopes. A chaque niveau est associé une échelle de résolution spatiale (fig.12b). Ce système place la biologie dans le contexte de l'habitat physique. Chaque niveau se distingue des autres par l'application de descripteurs qui capture les différences définies entre les habitats. L'annexe 9A présente un schéma récapitulatif de la hiérarchie du système. Les niveaux hauts, du régime à la zone, peuvent être obtenus à partir

de cartes, de la bathymétrie, de télédétection, et de données historiques. A l'inverse, les niveaux bas de macro-habitats à biotopes existent à une échelle spatiale locale et l'obtention de données se fait par l'observation et l'échantillonnage. La classification est basée sur une série de règles simples et faciles à utiliser. Il y a cinq régimes et les descripteurs permettant de les identifier sont la salinité, la géomorphologie et la profondeur. Pour déterminer quelle est la formation dans chaque régime, il faut se référer à la géoforme (marge continentale, îles,...) et à l'hydroforme (masses d'eau). Ensuite pour différencier des zones, il faut savoir si le milieu se situe sur le fond, dans la colonne d'eau ou sur le littoral. Les macro-habitats sont définis par les gradients physiques, les discontinuités et/ou la zonation verticale. Les habitats sont l'unité physique de l'environnement qui est directement utilisée par la biota pour se nourrir, s'abriter et se reproduire. L'unité de l'habitat est défini comme un type géomorphologique ou hydromorphologique qui inclut : le substrat spécifique, l'énergie et les descripteurs de la composition biologique. Enfin, le biotope, qui est le niveau le plus fin est basé sur les associations biologiques récurrentes, persistantes et prévisibles. Les trois niveaux supérieurs sont assez complets contrairement aux niveaux inférieurs. En effet, cette classification n'est pas associée à des fiches descriptives des types d'habitats comme il est possible de le trouver dans les rapports d'autres classifications. (Il y a des exemples pour chaque niveau mais pas de liste). Il manque des exemples d'application probante. Aux Etats Unis, le système de classification le plus utilisé pour les milieux marin est « la classification pour les zones humides et les habitats en eaux profondes des Etats Unis » (Cowardin *et al.*, 1979). Elle a été réalisée par des écologistes des zones humides et elle est mal adaptée pour les habitats marins. Ainsi aucun système des Etats Unis n'englobe convenablement les habitats depuis les zones côtières jusqu'aux environnements océaniques (Lund & Wilbur, 2007), mais il y a de gros effort pour les développer (Il y a au moins cinq systèmes actuellement utilisés).

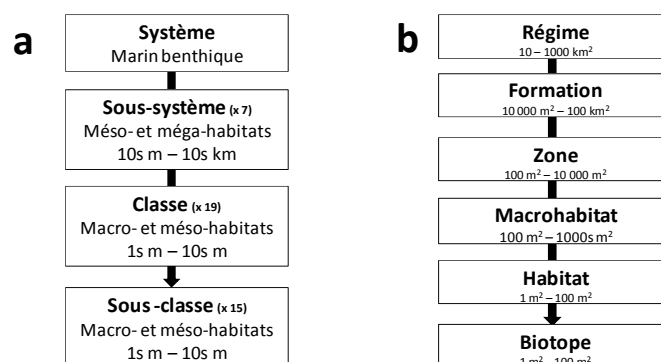


Figure 12 : Schéma global de la structure hiérarchique de deux systèmes de classification : la classification de Greene *et al.* (1999) (a) et le CMECS (Madden *et al.* 2005) (b).

♦ Europe

Les quatre autres systèmes de classification s'appliquent au territoire marin européen. Tout d'abord il y a la typologie ZNIEFF Mer, lancée en 1982 à l'initiative du Ministère français de l'environnement et le Muséum National d'Histoire naturelle (MNHN). C'est un inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique qui a pour objectif d'identifier et de décrire des secteurs présentant de fortes capacités biologiques et un bon état de conservation (Dauvin *et al.*, 1993). Il concerne actuellement l'ensemble du territoire français et il est devenu aujourd'hui un des éléments majeurs de la politique de protection de la nature de ce pays (site du MNHN : <http://inpn.mnhn.fr/inpn/fr/biodiv/znief/index.htm>). Le rapport de ce manuel recense avec précision la liste des paramètres permettant de distinguer les habitats ; il est même joint à la fin du rapport un formulaire d'inventaire permettant la reconnaissance des ZNIEFF (Annexe 11). Il y a quatre niveaux de classification : la zonation (supra- ; médio- ; infra ; circa-littoral) ; le milieu (estuarien ou lagunaire ; mer ouverte) ; le substrat et enfin les biocénoses (fig. 13a). C'est une structure hiérarchique, comme le montre la figure en annexe 9B. L'objectif est d'obtenir une liste des biocénoses des côtes françaises. Dans cette typologie, le terme d'habitat n'est pas évoqué mais les descripteurs utilisés pour identifier les biocénoses sont à la fois physiques et biologiques. Cette typologie a d'ailleurs stimulé le besoin de reproduire un tel travail à l'échelle européenne.

En effet, est publié en mai 1992 par la Commission Européenne « la Directive Habitat Faune-Flore » dont le cadre commun est la conservation de la biodiversité en Europe. Il est alors produit un Manuel d'Interprétation des Habitats, le manuel EUR 15 (Européenne, 1999) (aujourd'hui étendu aux 27 pays membres de la commission (EUR 27)). Il est basé sur le manuel CORINE des biotopes qui était le seul manuel à l'échelle européenne à l'époque (Devillers *et al.*, 1991). Celui-ci correspond à un standard européen hiérarchisé de description des milieux terrestres et côtiers. L'annexe 11A présente un schéma illustratif de la partie marine de cette classification. Elle se structure en cinq niveaux au maximum. La classification commence réellement au troisième niveau (les océans et les mers) où le descripteur est globalement lié à la physiographie. Au quatrième niveau, c'est le substrat et le cinquième niveau est caractérisé par les espèces visuellement dominantes. Cette typologie est trop sommaire et inadaptée à des objectifs de gestion, les travaux de recensement des habitats marins pour le manuel EUR 15 stipule d'ailleurs qu'ils ont sut prendre des libertés par rapport à cette typologie.

En France, la « directive habitat » a été appliquée par le MNHN à partir d'octobre 1997 sous la tutelle du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et du Ministère de l'agriculture et des pêches pour coordonner la réalisation de « cahiers d'habitats », pour le milieu marin, c'est le tome 2 : « habitats côtier » (Bensettiti *et al.*, 2004). Ces cahiers d'habitats s'insèrent également dans le réseau Natura 2000, réseau écologique européen, qui vise à préserver les espèces et les habitats menacés et/ou remarquables sur le territoire européen, dans un cadre global de développement durable. Ils ont pour objectifs de faire l'état des connaissances scientifiques et de dégager des éléments de gestion pour chaque habitat pour lesquels la France est concernée et d'en faire une synthèse sous forme de fiches, selon une double approche scientifique (identification, synthèse écologique) et technique (cadre de gestion). La classification des « Cahiers d'Habitats côtiers » comporte trois niveaux (fig 13b), détaillés en annexe 12. Le premier correspond à des caractéristiques physiographiques (ex : falaises maritimes et plages de galets). Le second niveau ou habitats génériques se présentent sous forme d'une clef qui propose des choix basés sur la variabilité des conditions de salinité, les conditions de substrat et la notion d'étage (annexe 11B). Ils sont recensés sous forme de fiches de synthèse extrêmement descriptives comprenant la description des habitats élémentaires, troisième niveau de la classification. Ce dernier niveau de résolution est décliné par soucis de précision maximale, pour faciliter l'identification de terrain et pour affiner les connaissances scientifiques sur les habitats génériques qui sont la réelle unité de gestion de référence. Les listes d'habitats sont non seulement tirées du manuel EUR 15, mais également de la typologie ZNIEFF qui est plus complète pour la France. Il y a actuellement un effort d'harmonisation de ces travaux (Manuel EUR 15 et les Cahiers d'Habitats) vers les typologies BioMar et EUNIS qui tendent à devenir les typologies de référence pour répondre aux nouvelles extensions de la « Directive Habitat » de la commission Européenne (l'entrée de nouveaux pays membre dans l'Union Européenne et l'extension de la zone concernée au 200 milles de la Zone d'Intérêt Economique) (Bellan *et al.*, 2002).

La typologie MNCR BioMar est issue de la « classification des habitats marins pour la Grande Bretagne et l'Irlande » (Connor *et al.*, 1997; Connor *et al.*, 2004). Développé par le MNCR (Marine Nature Conservation Review) comme une partie du BioMar, un projet cofondé par la Commission Européenne. Cette classification a été prévue pour étendre la classification existante mais peu développée de la section marine des classifications européennes CORINE et Paléoarctique. Un des buts de cette classification est de développer un système hiérarchique qui puisse être utilisé à différentes échelles depuis des besoins locaux

à internationaux. Le processus de développement de cette classification a été complexe, il y a eu beaucoup d'efforts pour confronter ce travail et tester sa validité scientifique. Elle comporte cinq niveaux (voir six, dans ce cas le premier niveau est l'environnement marin) : les grands types d'habitats (5 types définis) ; les complexes d'habitats (24 types) ; les complexes de biotope (75 types) ; les biotopes et les sous-biotopes (370 types) (fig. 13c). La classification est faite de telle manière qu'elle soit abordable soit par l'habitat (par des matrices d'identification) soit par la communauté biologique (par une série de fiches descriptives des biotopes). La classification suit une approche hiérarchique logique pour une différenciation des types à différentes échelles par diverses méthodes d'échantillonnage *in situ*. La zonation et le type de substrat sont les deux attributs permettant de structurer les niveaux supérieurs de la classification car leur influence prédomine pour structurer la composition des communautés biologiques. Les biotopes (ou habitats) sont placés dans une matrice primaire de 'substrat contre zonation' et une matrice secondaire 'd'exposition aux vagues contre zonation' (annexe 13A). Cette matrice est très facile d'usage et les descripteurs sont qualitatifs. Pour les trois niveaux inférieurs, il faut s'intéresser aux communautés biologiques, de manière grossière pour le niveau des complexes de biotopes (observations de non spécialiste) et par un travail de prélèvement et de détermination des espèces pour les biotopes et sous-biotopes, avec des analyses statistiques de groupement pour identifier les types. Les biotopes et les sous-biotopes identifiés sont recensés de manière détaillée et structurée sous forme de fiche dans le manuel de la classification.

Pour terminer, la dernière typologie est issue du système de classification EUNIS, largement présentée dans le premier chapitre de cette étude (Davies *et al.*, 2004). Elle comprend six niveaux qui suivent une hiérarchie (Annexe 13B). Le passage d'un niveau au suivant est simple grâce à une série de descripteurs clairement définis dans le rapport. La résolution de l'habitat augmente du niveau 1 au niveau 6 (fig. 13d). Il y a une structure très intuitive par clefs pour définir les catégories à chaque niveau (annexe 1 à 4). De plus, il y a des fiches détaillées de toutes les catégories décrites pour les habitats de niveau 4. Pour les niveaux inférieurs, la typologie reprend les catégories définies dans la typologie MNCR BioMar (5 et 6 ⇔ biotopes et sous-biotopes). Il y a trois principes essentiels qui doivent être respectés pour éviter la redondance des types d'habitats : (i) les types d'habitats écologiquement distinct supportant des communautés différentes d'animaux et de végétaux doivent être séparés ; (ii) les habitats de différents sites qui diffèrent uniquement sur une base géographique ne doivent pas être séparés ; (iii) les unités d'habitats et les complexes d'habitats doivent être séparés. Cette classification a été développée pour répondre à la mise

en œuvre de la « Directive Habitat » de l'Union Européenne. L'objectif du système EUNIS est d'avoir un système commun accepté pour définir l'ensemble des habitats et les nommer, sur l'ensemble des territoires de l'Union Européenne. Elle s'appuie donc sur les travaux de BioMar, de l'OSPAR et de l'ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (ICES, 2002). Elle inclut donc, particulièrement dans les niveaux inférieurs, des typologies d'habitats pour la Mer Baltique (HELCOM) et pour la Mer Méditerranée (Convention de Barcelone, 1998). Les données de la classification EUNIS sont disponibles gratuitement sur internet [<http://eunis.eea.europa.eu/about.jsp>; (mars)], les données y sont compilées, entretenues et complétées pour être utilisées dans des rapports environnementaux et soutenir le réseau européen Natura 2000 (« Directive habitats »). La classification EUNIS est en cours de développement mais, comme il a été précisé précédemment, elle tend à devenir le système de référence pour décrire les habitats en Europe. Ainsi certains systèmes de classification vont s'efforcer d'entretenir des compatibilités avec ce système (BioMar, Cahiers d'Habitats, CMECS) pour valider les typologies ainsi produites et tendre vers la validation d'un système de classification international.

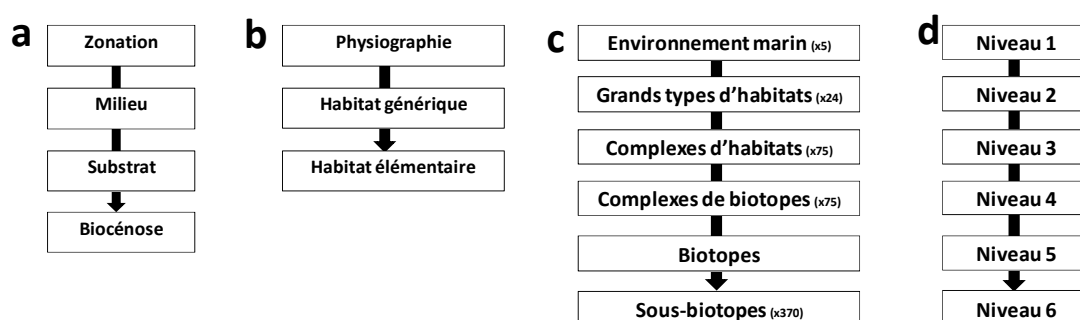


Figure 13: Schéma global de la structure hiérarchique des systèmes de classification européens : la typologie ZNIEFF (a), Les Cahiers d'Habitat(b), La classification MNCR BioMAR (c) et et la classification EUNIS (d).

c. Evaluation du système EUNIS

Il y a une grande disparité dans les termes utilisés entre scientifiques des différents pays car les projets de classification des habitats marins dépassent rarement les limites nationales (Mumby & Harborne, 1999). Ainsi, les systèmes de classification et les définitions des termes marins et côtiers utilisés dans les textes administratifs ne sont pas suffisants pour désigner des entités reconnaissables (Derous *et al.*, 2007). Le projet EUNIS a pour vocation de produire un « langage commun » européen adapté aux habitats, comme il en existe un pour les espèces, qui sera un outil pour les nommer et les décrire (ICES, 2002). Un exemple probant de cette

disparité se retrouve entre les classifications MNCR BioMar et EUNIS ou le terme habitat pour la classification EUNIS est synonyme du terme biotope dans la classification MNCR BioMar. La classification EUNIS tente de rattraper cette disparité en précisant dans le rapport que « la plupart mais pas l'ensemble des habitats sont des biotopes, i.e. une zone avec des conditions environnementales particulières qui sont suffisamment uniformes pour supporter un assemblage caractéristique d'organismes » (Davies *et al.*, 2004).

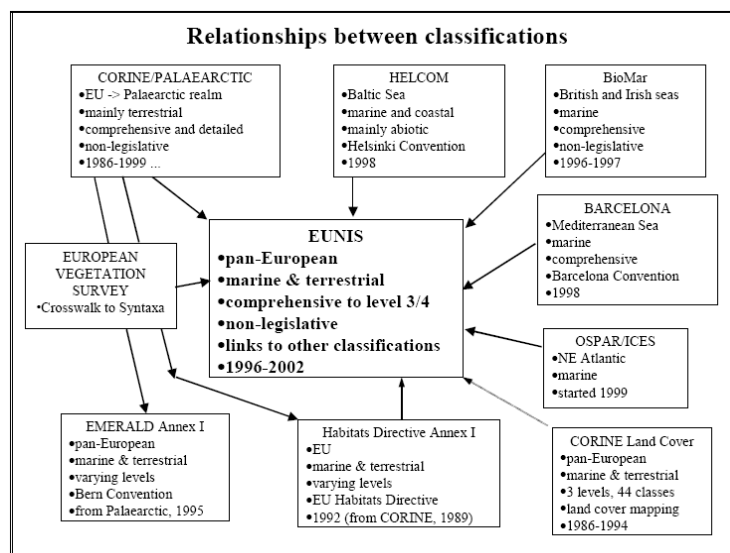


Figure 14 : Illustration de l'approche intégrative de la classification EUNIS avec ce schéma des interrelations entre la classification EUNIS et les autre typologies européennes (d'après l'ICES, 2002).

Les paragraphes précédents traitent largement de la classification EUNIS qui suit une structure hiérarchique ayant une grande clarté dans le développement du système de classification des habitats marins (annexe 1 à 4 et 12B). La typologie européenne EUNIS est composée d'une série de bases de données (sur les habitats et les espèces) qui sont inter-reliées et qui permettent d'avoir une idée sur l'état de la nature et les dangers qu'elle encourt. EUNIS donne la possibilité de produire un aperçu de la distribution globale des habitats au niveau européen et de comparer ces derniers entre les pays et les régions dans toute la zone marine européenne (zones profondes incluses). L'ICES a mis en place un groupe d'expert pour réfléchir sur la cartographie des habitats marins : le « Working Group on Marine Habitat Mapping » (WGMHM) (ICES, 2002). Huit pays européens y sont impliqués, participant aux efforts dans la reconnaissance des habitats marins. Le développement du projet EUNIS fait partie intégrante de la réflexion sur l'harmonisation de la description des habitats marins. A travers ce rapport, il est possible de dégager une qualité notable du système EUNIS qui est

son approche intégrative des autres initiatives de typologie des habitats marins car elle produit un cadre qui donne la possibilité à des classifications locales et nationales d'être intégrées dans une perspective Européenne. La figure 14 présente l'effort fourni par les développeurs d'EUNIS pour intégrer d'autres systèmes existant en Europe. L'encadré central présente d'ailleurs les qualités du système EUNIS, qui ont déjà été citées précédemment pour la plupart. Il est possible de remarquer que EUNIS est une initiative non réglementaire contrairement aux Manuel EUR 15 ou aux listes OSPAR/ICES, mais plus globale car elle les intègre ces directives européennes.

Beaucoup de chercheurs travaillent actuellement à classer des données du milieu marin dans le système EUNIS mais ils rencontrent un certain nombre de problèmes pour suivre les règles de classification (Pesch *et al.*, 2008). En effet, EUNIS est en cours d'amélioration, le système est encore 'transitoire' (Davies *et al.*, 2004). Le rapport ICES est une requête aux membres du WGMHM pour compléter le cadre produit par EUNIS pour décrire les unités d'habitats et pour vérifier qu'il n'y ait pas de redondances, de chevauchements ou d'oublis dans les unités d'habitats déjà recensées (ICES, 2002). Le système fonctionne à l'aide d'une base de données accessible gratuitement sur internet. Il est possible de consulter les détails propres à chaque habitat recensé par la typologie EUNIS et ceci à tous les niveaux de la classification. Il est également possible d'y proposer des suggestions ou remarques et améliorations. Il existe un rapport critique sur l'usage du système de classification EUNIS pour les habitats marins (Connor, 2005). Il y est expliqué les problèmes liés à l'application pratique de la classification, qui sont à trois niveaux : (i) il n'y a pas de cadre standard pour la reconnaissance et l'identification de nouveaux types d'habitats (ex : les habitats en eaux profondes, il y a en effet peu de données, comme en Mer Baltique pour les niveaux 5 et 6) ; (ii) l'usage de la télédétection pour décrire les niveaux hauts de la classification des habitats de EUNIS est une avancée technique mais les types d'habitats identifiés par télédétection ne correspondent pas réellement à la structure de classification EUNIS ; (iii) la prise en compte de l'influence anthropique sur les habitats et les communautés biologiques est à revoir ; des questions se posent : la perturbation était-elle enregistrable à la période de prélèvement ? Quel va être son influence sur l'habitat : la perturbation est réversible ou va-t-elle mener à la définition d'un nouvel habitat ? Dans les deux cas, comment intégrer l'information ? Le système de classification EUNIS reste peu testé en environnement marin, or c'est nécessaire pour qu'il soit validé. Le test est en cours à travers le programme MESH (Mapping European Seabed Habitats) (Mesh, 2008) qui profite du projet pour mettre le système à l'épreuve et, le cas échéant, de recommander des modifications afin d'assurer sa commodité d'utilisation.

dans l'Europe du Nord ouest. Par ailleurs le fait de travailler à large échelle (européenne) induit une hétérogénéité dans les données liée aux différences de méthodes de prélèvements et de traitement des données. L'intervalle de temps entre différents jeux de données est un problème qui doit être également pris en compte. Le groupe d'expert travaillant pour l'ICES propose de faire des méta-bases de données pour uniformiser l'information, mais les mettre dans un format standard est un processus coûteux et de grande ampleur qui doit être discuté (ICES, 2002).

Le système de classification EUNIS est un travail commun qui profite de l'expérience de différentes nations européennes, c'est ce qui lui donne de la pertinence. Cependant la récolte des données pour produire une classification à grande échelle est un processus relativement long. L'un des gros défauts de cette typologie est sa validation qui devrait être effective dans les années à venir grâce aux efforts conjoints des différents pays soutenus par une coordination internationale. Il est ainsi produit une base de données très riche et très complexe. Une manière claire de visualiser les résultats de ce travail est de cartographier et d'intégrer le travail dans un système de positionnement géographique. De cette manière sera produit un support intéressant pour des analyses de la structure spatiale des habitats. C'est également une base pour des études à grande échelle sur le fonctionnement des écosystèmes pour évaluer l'importance de la complémentarité pouvant exister entre différents habitats.

III. Pertinence des systèmes de classification des habitats benthiques comme outil pour la recherche scientifique

Comme il a été vu dans le chapitre précédent, l'ensemble des typologies des habitats marins est produit à des fins de gestion des milieux, pour la préservation des ressources, en contrôlant les activités anthropiques sur des zones écologiquement importantes et pour aider à la sélection des milieux à inclure dans les projets d'Aires Marines Protégées. Cependant il est reconnu que c'est un outil qui doit être plus qu'un exercice politique, ils doivent être soutenus par des connaissances écologiques (IMCRA, 1998; Vanderklift & Ward, 2000).

L'environnement marin produit des biens et des services (alimentation ; loisirs ; produits pharmaceutiques et cosmétiques ; pétrole ; éducation...) qui sont liés à la présence des organismes et aux interactions entre eux et leur environnement. Alors que ces biens et services fournis par la mer sont raisonnablement faciles à cataloguer et à comprendre, ces interactions sont, elles, moins faciles à identifier. Elles sont pourtant essentielles pour

conserver un profit durable de ces biens et services et pour prévenir de dommages irréversibles résultant des activités humaines. Ainsi, pour comprendre les écosystèmes marins et assurer leur pérennité, il faut considérer la manière dont ils sont ‘structurés’ et quels sont les processus qui induisent leurs fonctionnement (Hiscock *et al.*, 2006). Les typologies d’habitats marins sont le produit d’un travail scientifique qui représente un effort de compilation des caractéristiques environnementales permettant de décrire la structure des habitats qui sont eux même les composantes des écosystèmes. Ainsi, chaque habitat définit un cadre dans lequel il est possible de suivre la dynamique des processus ayant lieu dans le milieu marin, et éventuellement d’en identifier de nouveaux. Ils sont dès lors, plus un outil d’aide à la connaissance qu’un instrument pour les gestionnaires. Les habitats ont d’ailleurs été nommés ‘the template of ecology’ (le modèle pour l’écologie) (Gray, 1997). Dans le cadre du réseau Natura 2000, le premier objectif à accomplir pour définir un habitat à préserver est de justifier qu’il représente une unité écologiquement fonctionnelle (INPN).

Ce troisième chapitre est l’occasion de présenter, dans un premier temps, une série d’étude montrant que l’échelle de l’habitat dans le milieu marin est pertinente pour progresser dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes benthiques marins. Un second temps est consacré à présenter des travaux de recherche appliqués à l’échelle de l’habitat. Et enfin, dans le troisième temps, il est important de valoriser l’usage de la cartographie des cartes d’habitats pour visualiser la distribution spatiale et les évolutions temporelles des habitats

a. Importance de l’habitat pour l’étude de la structure et du fonctionnement des écosystèmes benthiques.

La compréhension de la structure et du fonctionnement des écosystèmes marins, qui est un élément fondamental du progrès scientifique, passe par la recherche des relations entre les patrons et les processus dans les écosystèmes (Tenore *et al.*, 2006). Un objectif central de beaucoup de systèmes de classification est d’améliorer notre compréhension des relations entre des suites de variables physiques, chimiques et biologiques à travers différents niveaux de complexité spatiale. De telles relations ont été explorées à l’intérieur d’un contexte de classification mais également sans référence à aucun système. En réalité, très peu de travaux ont été proposés via un système de classification, or ils produisent un cadre pour organiser les efforts de recherche et ils pourvoient une série de descripteurs communs aux personnes participant à ces activités (Tenore *et al.*, 2006). Le concept contemporain d’habitat est reconnu pour être suffisamment robuste pour produire des classifications mais également pour

l'écologie fonctionnelle marine, et ceci à chaque niveau de la classification. Les habitats sont d'ailleurs assimilés à des unités fonctionnelles (Mumby & Harborne, 1999; Madden *et al.*, 2005; Olenin & Ducrotoy, 2006; Pesch *et al.*, 2008, INPN, #97). Les fonctions d'un écosystème se traduisent par des flux de matière et d'énergie. A l'origine de ces flux, il y a des processus physiques et biologiques qui structurent les écosystèmes. C'est donc l'environnement qui contraint le développement et le comportement des écosystèmes. Le travail d'identification des habitats permet d'en décrire la structure. Ainsi les classifications basées sur des descripteurs environnementaux vont être utilisées comme indicateurs pour définir les patrons écologiques (Hume *et al.*, 2007). L'étude en parallèle des processus physiques et biologiques qui ont lieu dans ces habitats (mesures de flux) va permettre de comprendre le fonctionnement global du milieu. Beaucoup de travaux restent à réaliser pour comprendre ces processus (physiques et biologiques), particulièrement dans les milieux où les prélèvements sont difficilement réalisables.

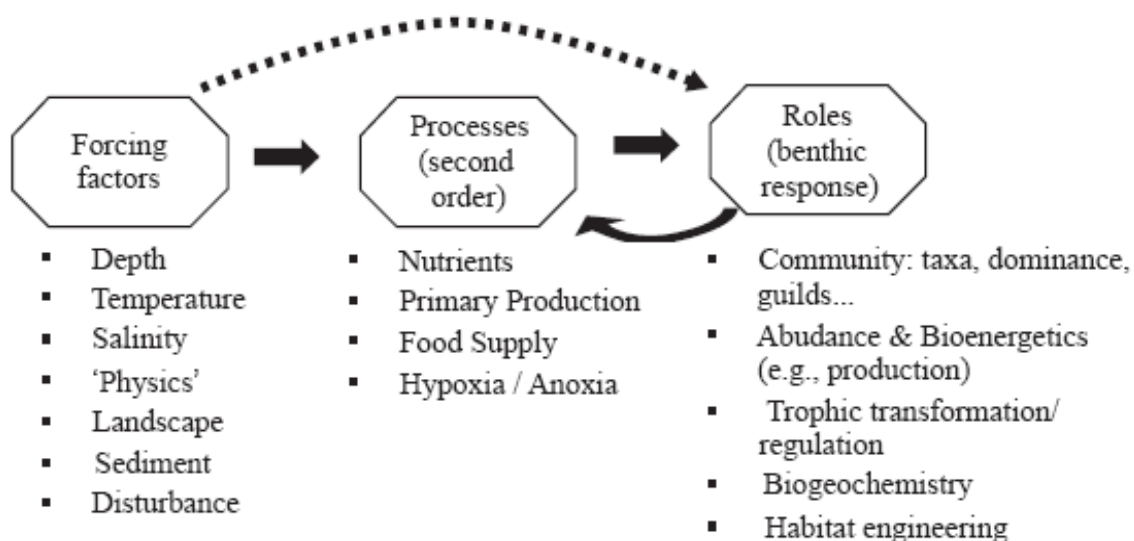


Figure 15 : Vue conceptuelle des systèmes côtiers marins montrant les relations entre les facteurs forçant clefs qui interagissent avec les attributs géomorphologiques/hydrodynamiques pour former les processus qui affectent la production primaire et l'apport de nourriture et au final, la nature des communautés benthiques dans le système. Il y a un effet retour depuis les systèmes benthiques jusqu'aux processus de second ordre. La flèche en pointillés indique qu'il est possible de prédire les communautés benthiques et les rôles qu'elles jouent directement depuis les facteurs forçants dans la mesure où ils sont reliés aux attributs géomorphologique/hydrologiques du système (D'après Tenore *et al.*, 2006).

Tenore *et al.* (2006) proposent un cadre de recherche permettant de dénouer l'influence complexe des facteurs environnementaux sur les communautés benthiques, et d'utiliser cette information pour analyser le rôle joué par le benthos dans les écosystèmes côtiers. Le but de ces auteurs est de donner un aperçu de la manière dont l'écologie du benthos peut être mise en relation avec les variables physiques qui sont utilisées dans les schémas de classification.

La première composante de cette approche est la reconnaissance de modules-systèmes, définis suivant des attributs géomorphologiques et hydrodynamiques des écosystèmes. Ils interagissent avec des fonctions clefs de forçage (température, salinité, courant) qui vont influencer les processus du système (processus de second ordre) qui eux même vont influencer les fonctions et les réponses du benthos (fig. 15). Ainsi ces modules contraignent les caractéristiques benthiques et les processus. L'application de ce concept aux écosystèmes marin permet de faire des prédictions sur la manière dont varient les communautés benthiques en fonction de la composition modulaire et des caractéristiques des systèmes côtiers. Ils permettent de déterminer les relations de causes à effets pour cette dynamique, ce qui est un défi pour les écologistes de la zone côtière. Cependant ce sont des relations difficiles à établir, vu la complexité des composantes de l'écosystème. Sur la base d'un schéma de classification des zones côtières, il est raisonnable d'accepter que la relation entre les facteurs forçant et les attributs géomorphologiques et hydrodynamiques du système soit forte, et que les attributs géomorphologiques vont être des indicateurs de la nature des communautés benthiques et de leurs potentiel contribution à l'ensemble de l'écosystème.

D'après Tenore *et al.* (2006) deux questions se posent alors : tout d'abord, est ce qu'il est possible d'identifier des caractéristiques structurelles du milieu marin prévoyant avec précision leur structure et fonctionnement ? Ensuite, si c'est possible, quelles sont les hypothèses de travail pour tester les processus dans les écosystèmes benthiques à plusieurs échelles spatiales et temporelles en relation avec ces caractéristiques ? La réflexion de ces auteurs s'applique à des modules ayant des résolutions d'échelle assez large (niveau 3 de EUNIS : complexes d'habitats). Cependant ces auteurs indiquent que les relations décrites peuvent être incorporées dans des schémas de classification plus détaillés, et les modules-systèmes seraient alors assimilables à la définition d'habitat adoptée dans les typologies des habitats vues précédemment. Il faut tout de même poser certaines réserves car classifier les habitats permet de délimiter des régions où il y a des corrélations entre les assemblages faunistiques et les caractéristiques physiques, mais il n'est pas certain que ce soit des séparations écologiques (Boyd *et al.*, 2006). De plus, ce que des chercheurs perçoivent de ce qui existe dans les communautés benthiques est totalement dépendant de leur méthode

d'échantillonnage (Solan *et al.*, 2003). Actuellement, l'approche employée est intégrée du fait qu'elle profite de différentes techniques de mesures qui couvrent simultanément plusieurs échelles de résolutions. Par ailleurs l'habitat (pris ici au sens de localisation géographique, caractéristiques physiographiques, et environnement physique et chimique) a tout de même clairement été reconnu comme étant important dans la distribution des espèces et des assemblages d'espèces, c'est à dire dans la structure des communautés biologiques (Hiscock & Connor, 1991). Les résultats restent donc intéressants dans la révélation de la physiologie et des interactions entre les espèces benthiques et les habitats sédimentaires dans lesquels elles résident. Ainsi, les habitats peuvent être considérés comme étant l'échelle adéquate pour mesurer les propriétés des écosystèmes, dans l'espace et dans le temps (Olenin & Ducrotoy, 2006). Il existe un certain nombre de travaux scientifiques qui utilisent l'habitat comme module-système pour étudier le fonctionnement des écosystèmes marins, ce sont ces hypothèses de travail qui vont être développées dans les paragraphes suivants.

b. La recherche scientifique à l'échelle de l'habitat : exemples d'études

Les travaux scientifiques sur le fonctionnement des écosystèmes au niveau de l'habitat ne se retrouvent que dans un petit nombre de publications mais les sujets de recherche sont par contre assez variés. Ils ont été regroupés dans ce sous-chapitre en cinq thèmes majeurs : la biodiversité, l'usage de l'habitat par les organismes, la qualité des habitats, la résistance et résilience des écosystèmes et les paysages marins.

♦ *La biodiversité*

La biodiversité est : « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (article 2 de la Convention sur la diversité biologique, adoptée le 22 mai 1992 et ouverte à la signature des Etats lors de la Conférence de Rio le 5 juin 1992, entrée en vigueur le 29 décembre 1993). En général il est distingué au moins trois niveaux : la diversité écologique (les écosystèmes) ; la diversité spécifique (les espèces) et la diversité génétique (les gènes). A l'échelle de l'habitat sont surtout considérées la diversité spécifique et écologique (ou fonctionnelle). La diversité spécifique va être estimée de manière quantitative (abondance, biomasse,...) pour décrire la structure des communautés biologiques mais également de manière qualitative (indices de richesse spécifique, de diversité, indices trophiques...). La biodiversité se trouve être parmi les processus inhérents

aux écosystèmes, elle fait partie intégrante de leur fonctionnement (Hiscock *et al.*, 2006). Elle affecte la productivité des écosystèmes, les taux de décomposition, le recyclage des nutriments, ainsi qu'à la stabilité et à la résistance aux perturbations. De plus le biota est particulièrement étudié car il va influencer d'autres éléments du fonctionnement des écosystèmes tels que les transferts d'énergie, le recyclage des éléments minéraux, la productivité, l'apport et l'export de nourriture et la modification des processus physiques (Hiscock *et al.*, 2006).

Depuis les années 1990 beaucoup de travaux ont été réalisés pour quantifier les effets qu'exerce la biodiversité sur les différents processus à l'intérieur d'un écosystème. De nombreux travaux expérimentaux et théoriques, essentiellement en milieu terrestre, ont montré qu'à l'intérieur d'un habitat, modifier la diversité a des effets profonds sur la production de biomasse, sur la rétention de nutriments et sur d'autres caractéristiques de l'écosystème comme la stabilité (Boucher, 1998; Barker *et al.*, 1999; Schwartz *et al.*, 2000; Scherer-Lorenzen, 2005). Ainsi en milieu marin le thème du couplage entre maintien et évolution de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes est un sujet de recherche également privilégié. Il a été développé par exemple un réseau d'excellence européen MarBEF (Marine Biodiversity and Ecosystem Functioning) (2004-2009), pour l'intégration et la dissémination de la connaissance et de l'expertise sur la biodiversité marine. C'est un centre virtuel pour l'étude de la biodiversité marine et le fonctionnement des écosystèmes (MarBEF).

L'analyse de la diversité fonctionnelle se fait à plusieurs niveaux : de l'organisme, de l'espèce, de la communauté, etc. car cela implique l'étude des processus physiologiques (sélection de la nourriture ; activité ; reproduction ;...), physico-chimiques (influence sur les transports sédimentaires ; bioturbation ; irrigation du fond ; ...), et écologiques (réseau trophique ; couplages benthopélagiques ;...). Il y a de nombreux facteurs qui contribuent au maintien de la biodiversité dans un écosystème tels que la compétition, l'hétérogénéité spatiale et temporelle ou la coexistence de différentes espèces. Ceci implique donc un certain nombre d'interactions entre les organismes et leurs environnements qui vont rendre les propriétés et le fonctionnement des écosystèmes plus difficile à comprendre. De plus, le fonctionnement des écosystèmes est couplé aux variations de la structure spatiale. La mesure quantitative la plus fréquente de la biodiversité est donnée pour une aire donnée plutôt que pour une communauté biologique donnée. Ainsi pour comprendre le fonctionnement global d'un système marin, il faut une aire de référence notamment pour évaluer la biodiversité et cela peut se faire à l'échelle de l'habitat car ceux-ci ont en effet souvent des limites claires.

Ainsi l'habitat va être une aire de référence pour étudier les couplages biodiversité et fonctionnement mais également une zone de référence pour la conservation de cette biodiversité. En effet, le meilleur moyen de conserver la diversité spécifique est de conserver la diversité des habitats (Gray, 1997). Et par ailleurs, la conservation des habitats marins peut servir comme indicateur pour la conservation à d'autres échelles (espèces ou écosystèmes (Mumby & Harborne, 1999). Les projets de conservation et de gestion des milieux marins ne pourront que profiter des progrès établis quand à la compréhension du fonctionnement de la biodiversité des écosystèmes (Scherer-Lorenzen, 2005).

♦ *L'usage de l'habitat par les organismes*

Comme il a été expliqué dans les paragraphes précédents, l'habitat est considéré comme une unité fonctionnelle caractérisée par une certaine homogénéité des caractéristiques physiques, et un certain degré de biodiversité dans lequel il va y avoir une grande quantité d'interactions entre organismes mais également avec l'environnement. Identifier et décrire ces interactions permettent de définir des patrons écologiques qui permettront de comprendre l'évolution des populations d'organismes marins. L'étude de ces interactions est ciblée sur les espèces marines commerciales dans une optique de gestion durable des efforts de pêche. De nombreuses études, employant diverses méthodologies visent à identifier les relations entre les habitats benthiques et la production des pêcheries, notamment dans l'usage de l'habitat benthique par les poissons qu'ils soient démersaux ou pélagiques (Bax *et al.*, 1999; Greene *et al.*, 1999; Valesini *et al.*, 2003; Lathrop *et al.*, 2006; Shucksmith *et al.*, 2006). Les pêcheurs eux même ont depuis toujours utilisé cette information de manière intuitive pour trouver la ressource et cibler les zones de pêche. Ces auteurs entendent par usage de l'habitat le fait qu'il contiennent des formes fonctionnelles d'invertébrés qui peuvent être des proies pour les poissons, ou que la couverture végétale ou les conditions physico-chimiques rencontrées vont être propres à différentes espèces de poissons pour leurs fonctions de reproduction ou de protection. De plus, les auteurs de ces différents travaux reconnaissent l'intérêt de l'usage de l'habitat comme aire de référence pour des suivis temporels des ressources de pêche.

Pour conserver efficacement les habitats côtiers marins qui sont important à la fois pour les espèces de poissons comme pour les communautés, les gestionnaires requièrent un schéma de classification à une échelle assez fine pour permettre un examen et une mesure des variables environnementales pour que ces habitats soient caractérisés correctement. Le schéma de classification, quand il est allié à de l'information sur les caractéristiques de l'ichtyofaune des différents types d'habitats permet aux écologues de prédire quelles espèces

de poissons peuvent être présentes dans un type d'habitat particulier (Valesini *et al.*, 2003). Ce concept est appliqué au territoire marin des Etats Unis par les administrations (NOAA Fisheries, regional Fishery Management Councils, and Federal and State Agencies) qui travaillent ensemble pour localiser les menaces sur les environnements marins et définir des « habitats essentiels des poissons » (EFH, Essential Fish Habitat). Ces administrations souhaitent ainsi gérer les espèces de poissons à un niveau fédéral et développer des mesures de conservations car la pêche commerciale et la pêche récréative sont inextricablement liées à la bonne santé des écosystèmes marins. Les EFH peuvent servir à la fois pour la colonne d'eau et le fond d'une zone particulière. Les aires désignées comme EFH contiennent les habitats essentiels pour la survie à long terme et la santé des pêcheries nationale. Les EFH incluent ces habitats qui supportent différents stades de vie de chaque espèce gérée. Une seule espèce peut utiliser différents habitats au cours de sa vie pour la reproduction, la croissance l'alimentation, et les fonctions de protection. Les EFH incluent les habitats nécessaires pour supporter des pêcheries saines actuellement et dans le futur (NOOA, site internet-a).

Les mécanismes de sélection de l'habitat par les poissons restent malgré tout difficiles à comprendre, notamment pour intégrer l'échelle à laquelle ils fonctionnent. Cela montre une des difficultés inhérentes dans l'identification des habitats de poissons essentiels (Shucksmith *et al.*, 2006). Cependant un travail complémentaire aux analyses environnementales est la modélisation des structures trophiques (flux d'énergie et interactions entre les espèces), cela permet d'identifier les zones optimales de production des espèces étudiées. Il serait possible ainsi d'améliorer la durabilité des pêcheries en identifiant les zones sensibles du cycle de vie des espèces soumises aux pressions anthropiques (Carpentier *et al.*, 2005).

Les habitats vont être également vulnérables aux espèces invasives qui sauront également utiliser les ressources des habitats pour s'installer. Le travail de Zaiko (2007) montre que l'échelle de l'habitat est appropriée pour analyser la sensibilité d'un habitat aux invasions. L'auteur définit d'ailleurs un certain nombre de critères favorables aux espèces invasives, qui peuvent servir de référence pour analyser les risques d'extension d'une espèce exotique récemment installée. La susceptibilité de l'écosystème aux invasions peut être définie comme une propriété émergente d'un environnement, influencé par l'interaction de processus biologiques et physiques agissant à échelle locale. Il est possible de noter par ailleurs que cette étude a été réalisée sur 16 habitats différents définis suivant le système EUNIS (niveau 2) (Zaiko *et al.*, 2007).

♦ *La qualité des habitats*

Comme il a été montré précédemment, l'habitat est plus qu'une structure ou un substrat, ses propriétés sont des composantes clefs procurant abris et protection pour la faune résidente, ainsi qu'un support trophique (fig 16). Des changements dans leurs caractéristiques, notamment par les activités anthropiques (modification des habitats, pollution, la surexploitation des ressources vivantes...), influence la fonctionnalité des écosystèmes (Pech *et al.*, 2007). Ils subissent des dégradations affectant la disponibilité des ressources et aux services fournis par les écosystèmes. C'est pour ces intérêts socio-économiques qu'a été développé le concept de qualité des habitats ; il donne une mesure qualitative de l'état du milieu à différentes locations et à différents moments à l'intérieur d'un habitat ou entre habitats.

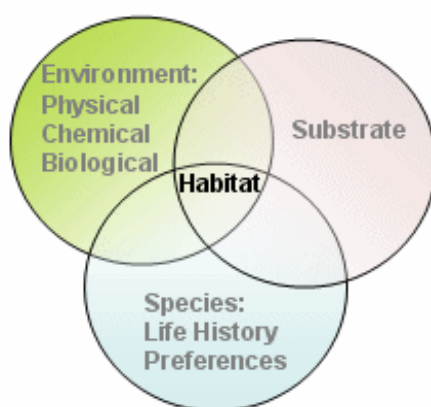


Figure 16: Diagramme montrant la relation entre les tolérances environnementales, les préférences des espèces et les caractéristiques du substrat pour définir l'habitat (Adapté de Diaz *et al.*, 2004).

La qualité d'un habitat dépend des corrélations entre processus physiques et biogéochimiques qui ont lieu dans un environnement donné (Olenin & Ducrotoy, 2006). Ce concept cherche donc à intégrer un grand nombre de paramètres du milieu. Il permet ainsi aux gestionnaires des ressources vivantes d'avoir une meilleure idée de ce que constitue un habitat acceptable pour une espèce donnée (Diaz *et al.*, 2004).

Les besoins de la société pour des évaluations quantitatives de la condition des écosystèmes sont grandissants. Ainsi les caractéristiques pertinentes permettant l'évaluation de la qualité des habitats vont être quantifiées sous formes de valeurs numériques permettant ainsi la production « d'indicateurs de qualité ». Ils nécessitent un grand nombre de données qui seront plus adéquates pour répondre aux problématiques du milieu marin en étant transformées en indicateurs (Vanderklift & Ward, 2000). En général l'intégration de données

multivariées mène à un résultat (ou une catégorie) qui peut être interprétée par les non spécialistes dans un continuum « bon » contre « mauvais » (Diaz *et al.*, 2004) (fig. 17). Un exemple intéressant d'usage de ces indicateurs est à travers la mise en place en Europe de la Directive Cadre sur l'Eau qui cherche à développer un système de classification et d'évaluation écologique des estuaires et des eaux côtières pour avoir des masses eaux en 'bon' état pour 2015. Pour cela un certain nombre de chercheurs et de gestionnaires du milieu marin des différents pays de la communauté européenne sont impliqués dans le développement d'outils permettant l'évaluation de la santé des écosystèmes, qui doivent bien sûr être intercalibrés entre les différentes nations. Ce travail passe par quatre points essentiels : le développement d'indicateurs pour les classifications écologiques de la santé des milieux, de bien comprendre les relations entre les mesures écologiques et les pressions exercées sur les écosystèmes, de définir des conditions de références et de s'assurer que les méthodes produisent suffisamment d'information pour avoir confiance dans les évaluations (Devlin, 2007). Les indicateurs de la qualité des milieux vont ainsi être un outil de suivi en routine de la santé des environnements.

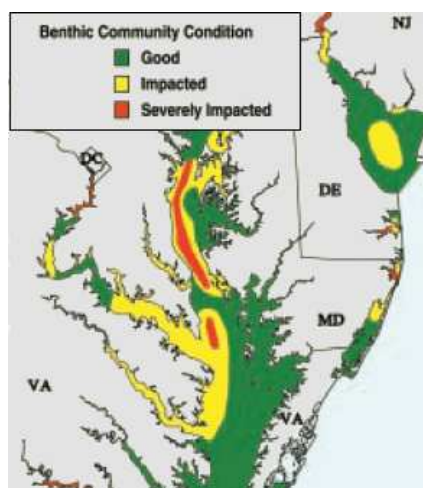


Figure 17: Exemple de carte de la qualité des habitats basée sur des indicateurs de qualité benthique (source : U.S. Environmental Protection Agency)(NOOA, site internet-b).

Un grand nombre de ces métriques a été produit (exemple : Diaz *et al.* en 2004 en ont recensés 64, dont 33% pour les milieux estuariens et marins). Il est nécessaire de les affiner et les unifier pour en généraliser l'usage car les différents indicateurs sont très restrictifs en termes d'aire géographique concernée ou sur la gamme de couverture des paramètres environnementaux ou temporels (gamme de salinité restreinte, où ils ne sont applicables que pendant une saison). Cependant ils ont des mérites similaires entre eux : (i) les attributs benthiques multiples sont combinés dans une simple mesure qui maximise la distinction entre

des conditions dégradées et non-dégradées ; (ii) ils sont développés avec une méthodologie appropriée intégrant la variabilité biologique associée aux facteurs naturels contrôlant (tels que latitude, salinité et la granulométrie...) ; (iii) les indicateurs ont une valeur de référence pour des conditions du milieu non perturbées ou de référence (Diaz *et al.*, 2004). Les indicateurs doivent rester simples et facilement identifiables, et leur sélection dépend de la résolution attendue (Vanderklift & Ward, 2000).

La majorité des indicateurs de qualité des habitats benthiques est basée sur des mesures (telles que l'abondance, la richesse spécifique, la diversité, ...) sur différentes catégories d'organismes marins selon les objectifs de l'étude (poissons, oiseaux, invertébrés, plantes...). Ceux-ci ont souvent une réponse caractéristique à des événements de perturbation qu'il est nécessaire d'évaluer au préalable. Il est possible de remarquer qu'en milieu marin et côtier, un nombre significatif d'indicateurs font référence essentiellement aux communautés de macroinvertébrés. Elles sont en effet vues comme des indicateurs fiables de la qualité des habitats marins pour différentes raisons : (i) les populations benthiques sont connues pour répondre de manière prédictive à de nombreux stress anthropiques et naturels ; (ii) les organismes benthiques ont en général une mobilité limitée et ne peuvent éviter l'exposition à des conditions de stress ; (iii) les assemblages benthiques incluent les organismes avec un large degré de tolérance, de mode d'alimentation, d'interaction trophique, et la structure de ces assemblages reflète de nombreux types de stress (NOOA, site internet-b).

Il existe une autre approche que par les réponses des organismes aux perturbations pour évaluer la qualité des habitats. Il y a l'exemple de l'expertise biologique marine (Marine Biological Valuation) développé par Derous *et al.* (2007) qui se veut être un indice de qualité indépendant des références à l'usage anthropique (pas de valeurs socio-économiques), et qui correspond donc à la « valeur intrinsèque de la biologie marine ». Ce concept a été développé à travers l'initiative de deux projets Européen ENCORA (European Network on Coastal Research) et MARBEF (Network of excellence on Marine Biodiversity and Ecosystem Functioning), il est donc soutenu par un groupe d'expert dans le but de développer des stratégies de gestion pour un usage durable et conservation de l'environnement marin, avec une information écologique intégrée. Les auteurs précisent que l'objectif est d'en faire un outil pour mettre en valeur les sous-zones qui ont une importante signification écologique ou biologique. Cela apporte un degré de risque dans la gestion des milieux lors des activités de planification dans ces sous zones (entité d'expertises). Pour bien comprendre le principe de cet indice il faut faire remarquer qu'il repose sur quatre critères d'évaluation (fig.18) : (i) la rareté (du paysage, de l'habitat, des communautés, des espèces, des fonctions écologiques ou

des caractéristiques hydrologiques ou géomorphologiques), (ii) l'agrégation (d'individus, de propriétés structurelles, ou processus écologiques), (ii) des conséquence de la fitness (par les individus ou propriété ou processus du milieu qui augmentent la survie ou la reproduction), (iv) 'l'importance proportionnelle' (référence à l'étendue des processus ou populations concernées). Ces critères incluent tous les critères d'expertise pertinents existants dans la bibliographie et pouvant être liées aux composantes de la biodiversité.

Par sa définition même, l'habitat est l'échelle de référence pour évaluer la qualité d'un environnement. Ainsi, en l'absence d'un système de classification des habitats marins, l'évaluation de la qualité des habitats marins reste assez mince (Diaz *et al.*, 2004). Les métriques utilisées pour décrire l'état des écosystèmes influencent et informent les politiques par la simplicité de l'interprétation de leurs résultats. Il est donc nécessaire d'améliorer leurs performances. D'ailleurs l'une des applications officielles du système de classification des habitats EUNIS est d'être un support pour tester les indicateurs de la qualité des environnements.

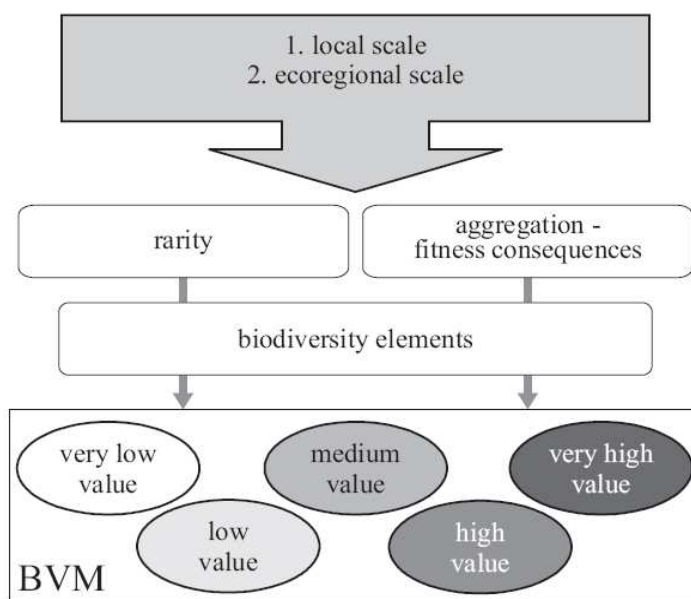


Figure 18: Schéma du concept pour l'expertise biologique marine (Marine Biological Valuation). BVM = Biological Valuation Map. D'après (Derous *et al.*, 2007).

♦ *Résistance et résilience des écosystèmes marins*

Une mesure de la qualité d'une aire donnée (ou d'un habitat donné) se fait à un instant donné. Il est important, dès lors, de bien prendre en compte les variations naturelles du milieu (variations naturelles de salinités, de profondeurs ou du type sédimentaire...) (NOOA, site internet-b) car cela peut induire des changements environnementaux et donc des réponses

benthiques associées qui seront des variations naturelles et non liées à des altérations du milieu. Par ailleurs, les écosystèmes sont dotés de deux propriétés biologiques importantes au niveau des communautés : la résistance aux perturbations et la résilience (Hiscock *et al.*, 2006). C'est-à-dire qu'ils ont un potentiel naturel de récupération après des perturbations qui peuvent être d'ordre naturel ou anthropique. Si les perturbations restent dans une gamme de tolérance du milieu, celui-ci résistera et restera malgré tout en bon état. Si les perturbations sont plus importantes, du fait des échanges avec les milieux environnant, l'environnement et les communautés biologiques des zones impactées auront une habilité naturelle à retourner vers leurs structures originales (la résilience). Ces changements induits par les processus de récupération peuvent être à des échelles temporelles plus courtes que les échelles de temps auxquelles ont lieu les échantillonnages et les changements passeront inaperçus. Dans le cas de perturbation plus sévères (chronique ou très forte), le milieu peut être complètement altéré et ses capacités sont insuffisantes pour conserver un bon fonctionnement de l'écosystème et le milieu va dès lors se dégrader. Il est donc important d'estimer le potentiel de récupération lié aux propriétés de résistance et résilience d'un environnement. Ainsi le défi pour gérer un système est de définir les limites clefs ; c'est-à-dire le type et le degré des activités humaines qui peuvent être supportés sans compromettre les fonctions de l'écosystème (Frid *et al.*, 2006).

Des études dans ce sens ont été menées dans des sites d'extraction de granulats marins, une des observations majeures est que les études pour évaluer la récupération des milieux après des perturbations sont assez limitées et sont largement restreintes à des études expérimentales. Ainsi les jugements sur les capacités de restauration des différents milieux sont souvent basés sur des prédictions plutôt que sur des données réelles (Boyd *et al.*, 2004). L'un des facteurs important à estimer est le taux auquel le fond se recouvre d'organismes après une exploitation et la relation entre ce taux et l'intensité du dragage qu'ont subi les zones étudiées. Un autre facteur intéressant est la présence d'espèces rares dont la distribution (présence et nombre) va être liée aux caractéristiques de l'habitat et au nombre total d'espèces dans site donné. Ces espèces en nombre restreint vont être un reflet fonctionnel du pool d'espèces total et donc impliquer un rôle pour les espèces rare dans la résilience des communautés (Ellingsen & Hewitt, 2007).

A plus grande échelle, le réseau d'information MarLIN a mis en place une base de données pour évaluer les capacités de récupération des espèces des milieux et des habitats marins après différents niveaux de perturbation. Le système d'évaluation est basé sur l'évaluation de la sensibilité globale des espèces, des milieux ou des habitats aux

changements environnementaux. Ceci passe par une analyse préliminaire détaillée de l'intolérance et la capacité de récupération après que la perturbation cesse pour certaines espèces structurelles faisant partie de la zone d'étude (fig. 19). L'évaluation de la sensibilité d'une espèce, d'un milieu ou d'un habitat suit un développement logique qui est disponible sur internet sur le site de MarLIN (MarLIN).

a

		Recoverability						
		None	Very low (>25 yr.)	Low (>10–25 yr.)	Moderate (>5 -10 yr.)	High (1 -5 yr.)	Very high (<1 yr.)	Immediate (< 1 week)
Intolerance	High	Very high	Very high	High	Moderate	Moderate	Low	Very low
	Intermediate	Very high	High	High	Moderate	Low	Low	Very Low
	Low	High	Moderate	Moderate	Low	Low	Very Low	NS
	Tolerant	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	Tolerant*	NS*	NS*	NS*	NS*	NS*	NS*	NS*
	Not relevant	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR

b

Species that indicate sensitivity					Biotope intolerance
Key structural	Key functional	Important characterizing	Important structural	Important functional	
High	High	Intermediate	Intermediate	Low	High
High	Intermediate	Intermediate	Low	Low	High
Intermediate	Intermediate	Intermediate	Intermediate	Intermediate	Intermediate
Intermediate	Low	High	Low	Low	High
Low	Low	Intermediate	Low	Low	Intermediate
Low	Intermediate	Low	High	Intermediate	High
Low	Low	Low	Intermediate	Low	Intermediate
Low	Low	Low	Low	Low	Low
Low	Low	N/A	N/A	N/A	Low
Not sensitive	Not sensitive	Intermediate	N/A	N/A	Intermediate
Not sensitive	Not sensitive	N/A	Intermediate	High	Low

Figure 19 : Tableau résumant les mécanismes de déduction de la sensibilité (en couleur) des espèces et du milieu (a) et des habitats (ou biotope) (b) au sens du réseau d'information MarLIN (d'après (MarLIN)).

♦ Les paysages marins.

La classification des habitats permet de faire des groupements dans le milieu naturel qui permet l'identification et l'étude des phénomènes inhérents aux écosystèmes à échelle réduite. Cependant il faut conserver une approche sur la complexité du fonctionnement des écosystèmes plutôt que de trop les simplifier (Diaz *et al.*, 2004). C'est dans cet objectif qu'est développé le concept de paysages marins ('seascape' ou 'marine landscape') où les habitats sont présents sous la forme de mosaïques d'unités interconnectées (Gray, 1997). Cette définition se retrouve également dans les rapports de Davis *et al.* (2004) et Connor *et al.* (2004) sur les classifications respectives d'EUNIS et BioMAR où les paysages marins correspondent aux complexes d'habitats (niveau 3). En effet, un ensemble de types d'habitats

est caractéristique d'un type de paysage (Mesh, 2008). Le concept de paysage marin repose sur l'analyse des variations des assemblages de la mégafaune en relation avec les caractéristiques physiques du milieu à des échelles spatiales intermédiaires (entre les mers régionales et les habitats). C'est une approche 'top-down' pour comprendre la dynamique des écosystèmes (Parry *et al.*, 2003).

Un système de classification des paysages marins a été proposé par Golding *et al.* (2004). Il est basé sur les caractéristiques géophysiques et hydrographiques du fond et de la colonne d'eau (facilement disponible) qui permettent de discerner de grands ensembles environnementaux pour lesquels il est possible de prédire la nature des communautés biologiques présentes. C'est une approche adaptée pour les aires éloignées de la côte où l'information biologique manque et où la régulation de l'activité humaine a besoin d'être appliquée à relativement large échelle. Ces paysages marins sont définis à une échelle à la fois écologiquement pertinente et applicable pour la gestion des activités humaines (Golding *et al.*, 2004).

c. Les cartes d'habitats

La cartographie est le processus final d'une expertise environnementale. Une carte est un produit visuel qui est l'aboutissement d'une interprétation d'une série complexe de données par des experts cherchant à transmettre un message spécifique à leurs utilisateurs (MESH). Les cartes d'habitats montrent la taille et la forme des habitats ainsi que les liens entre eux et la manière dont ils s'emboîtent. Elle représente également la distribution et l'étendue des habitats pour avoir une couverture complète montrant les limites séparant les habitats adjacents. Ainsi l'homogénéité et l'hétérogénéité des habitats pourront être plus aisément analysées (Connor *et al.*, 2004; Mesh, 2008). La taille d'habitat a tendance à être petite dans la zone intertidale et être très grande dans les profondeurs marines (lié aux variations spatiales des conditions environnementales).

Le processus de cartographie des habitats implique la récolte de l'information lors de suivi *in situ* puis l'analyse et la modélisation des données pour obtenir la distribution des habitats et ensuite de faire une mise en page de ces informations sous formes de cartes, claires et ajustées à leur objectifs (fig. 20). L'analyse des données passe par le travail d'identification des habitats facilités par les typologies et leurs systèmes de classification présentés précédemment. Cette étape d'analyse est cruciale pour la qualité de la représentation et la comparabilité avec d'autres travaux. D'un point de vue pratique, les observations et les prélèvements ne concernent qu'une petite fraction des fonds marins, la couverture totale des

habitats sera donc déduite par association entre les données physiques et les échantillons. Les paramètres physiques, qui ont en général une meilleure résolution, vont être utilisés comme des intermédiaires pour représenter les données biologiques des habitats (Mesh, 2008). Les habitats n'ont pas de limite exacte entre eux sur le fond mais ces extrapolations vont permettre de produire des cartes qui seront des prédictions de la distribution et de l'étendue des habitats. Par ailleurs, il y a un lien entre les unités de classification et les techniques utilisées pour identifier les types d'habitat. C'est-à-dire qu'un travail à petite échelle nécessitera des outils de mesure de plus haute précision. La qualité de l'information et la résolution d'une carte est donc dépendante de la technologie disponible pour mesurer les paramètres environnementaux (Brown *et al.*, 2005) Ainsi, une carte d'habitat est une représentation de la meilleure estimation de la répartition des habitats à un moment donné, compte tenu des connaissances disponibles à ce moment (Mesh, 2008).

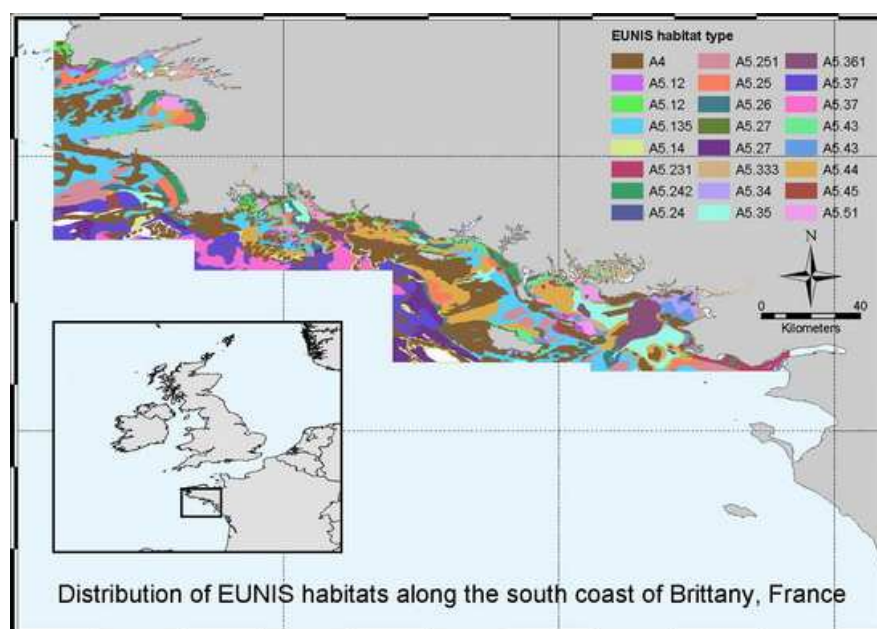


Figure 20: Une carte des habitats le long de la côte sud de Bretagne montrant la distribution des classes d'habitats selon la typologie EUNIS (source : site MESH).

Il y a besoin de cartes d'habitats permettant d'améliorer la compréhension du fonctionnement des écosystèmes marins, elles fournissent une base pour planifier la recherche dans le futur (outils de prédiction aidant à mieux connaître les processus qui régissent la composition et la répartition géographique des habitats benthiques) (Mesh, 2008). Elles sont précieuses pour évaluer les héritages naturels et les impacts des activités humaines sur les ressources biologiques du fond (Foster-Smith *et al.*, 2004; Ehrhold *et al.*, 2006). Elles permettent également d'avoir un aperçu général sur les différents usages du milieu et de

présenter les mesures politiques qui leurs sont associées (MESH). Il est donc important qu'une carte ait une lecture simple et qu'elle apporte une information pertinente. Elles vont ainsi être un outil pour résoudre des problèmes complexes en environnement naturel. Par contre, elles présentent une vérité parmi d'autres car différents 'créateurs' peuvent produire différentes cartes à partir de la même information. Il est important pour cela de se mettre d'accord pour utiliser les mêmes jeux de données et suivre les mêmes protocoles. De plus, tant que cela est possible, les cartes d'habitats doivent être disponibles pour le plus grand nombre, de la communauté scientifique et des gestionnaires du milieu marin pour éviter une duplication inutile de l'effort d'obtention des données dans une même zone. C'est dans cet intérêt qu'on a développé des cartes interactives disponibles sur internet (figs. 20 et 21) (MESH, REBENT, EUNIS...).

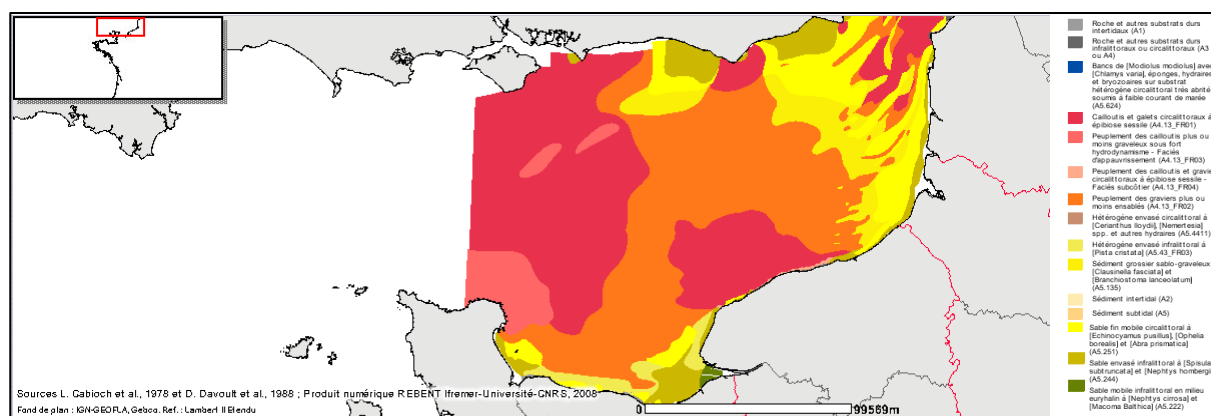


Figure21 : Exemple de carte des habitats (Typologie EUNIS) en Manche Orientale (source L. Cabioch, F. Gentil, R. Glaçon, C. Retière, 1978 et D. Davoult, J-M Dewarumez, J. Prygiel, A. Richard, 1988) – Echelle entre 1/ 100 000 et 1/200 000. (Source : carte interactive d'après (REBENT)).

IV. Conclusion et perspectives

Ce rapport aborde différents aspects des habitats marins : (i) leur définition, qui est discutée depuis plusieurs années déjà ; (ii) sa représentation qui tend à s'affiner avec les progrès scientifiques des techniques d'échantillonnage, et (iii) leur usage, qui est en pleine évolution, et qui se révèle être un atout dans la gestion des ressources marines et de l'usage du milieu marin.

Le seul système de classification des habitats marins couvrant toutes les eaux européennes et ayant pour vocation de devenir la référence en Europe fait partie du système européen d'information sur la nature (EUNIS). Il est divisé en cinq niveaux en milieu marin : les niveaux 2 et 3 intègrent des facteurs abiotiques comme le niveau d'exposition aux courants et le substrat. La classification prend un sens écologique dès le niveau 4 car il concerne les groupements fonctionnels d'habitats, et les niveaux 5 et 6 intègrent une information biologique car elle est plus détaillée sur les communautés benthiques et leurs variations biogéographiques. L'identification des habitats s'améliore avec la qualité des techniques d'échantillonnage, notamment depuis l'usage des techniques d'imagerie acoustique et optique qui rendent plus facilement accessible l'information sur les habitats. Cependant il faut respecter les précautions d'usage, avec un effort important de calibration des observations. C'est la combinaison de différents descripteurs qui permet d'avoir l'approche la plus réaliste des habitats. Donc il faut faire attention aux engins disponibles selon le milieu que l'on veut explorer et il faut standardiser le protocole pour la description des habitats. Obtenir les données sur les habitats est une chose, mais il est important que ces informations soient regroupées dans des ensembles écologiquement pertinents. C'est dans ce but que sont développées les typologies et classifications des habitats benthiques.

Les systèmes de classification permettent donc d'associer des données semblables dans des catégories correspondant à des types d'habitats benthiques produisant ainsi un cadre pour l'identification des habitats, évitant ainsi une prolifération des catégories. La classification est donc en quelque sorte un protocole pour l'identification des habitats, donnant les indications sur quelles données sont nécessaires et comment les obtenir. Puis il y a la hiérarchie pour identifier les types d'habitats. Les choix des descripteurs et de la résolution spatiale dans la classification vont être en partie arbitraires pour estimer au mieux les limites des habitats. Ils sont cependant basés sur des compromis issus de plusieurs décennies de travaux scientifiques

sur la compréhension des facteurs expliquant la structure des communautés benthiques. Il existe beaucoup de typologies dans le monde mais la tendance actuelle est de produire des inter-correspondances pour augmenter l'étendue de la connaissance des habitats benthiques. Les systèmes de classifications sont produits à des fins de conservation et de gestion du milieu marin mais également dans un intérêt scientifique d'acquisition de connaissances sur le milieu. Aucun système n'a une couverture globale, ils sont limités aux territoires des auteurs des rapports, souvent selon les frontières administratives. Mais ils tendent à rester flexibles pour être applicables plus généralement dans le futur. Dans tous les pays les hiérarchies sont radicalement différentes même si les descripteurs utilisés vont être comparables (d'où l'idée d'inter-correspondance). Aux Etats Unis, il y a multiplication des systèmes tandis qu'en Europe les administrations tendent plutôt à favoriser l'unification des typologies de chaque pays (intégration des autres initiatives de typologie au niveau national). L'Union Européenne cherche à avoir un référentiel unique pour décrire les habitats pour avoir un aperçu de la distribution globale des habitats au niveau européen et de comparer ces derniers entre les pays et les régions dans toute la zone marine européenne. Ceci conduit à un processus très long. Beaucoup de partenaires sont impliqués, apportant leurs expériences faisant que le système européen est sans cesse en cours d'amélioration. Il reste à tester le système pour le valider. Il est tout de même intéressant de noter que globalement, tous les pays ayant produit des systèmes de classification utilisent les mêmes descripteurs, ce qui signifie que dans le futur, il sera possible de réintégrer ces données dans un système de classification dessiné pour être à un niveau mondial.

Les habitats ont été produits pour être un outil pour la gestion des milieux marins, cependant ils ne doivent pas se limiter à une action politique, ils doivent être soutenus par des connaissances écologiques et être donc autant un outil d'aide à la connaissance du milieu marin qu'un instrument d'aide à la décision pour les gestionnaires. Il est important pour comprendre le milieu marin de considérer la manière dont ils sont structurés et quels sont les processus qui induisent leur fonctionnement. Les habitats marins vont être un cadre pour organiser les efforts de recherche et ils pourvoient une série de descripteurs communs aux personnes participant à ces activités. La structure d'un habitat est définie par sa typologie, qui devient alors un indicateur pour définir les patrons écologiques qui lui sont propres. Les habitats vont être l'échelle adéquate pour mesurer les propriétés des écosystèmes, dans l'espace et dans le temps, notamment comme il a été vu dans les exemples, la biodiversité, les patrons de distribution des ressources marines, les niches disponibles pour des espèces invasives, les niveaux de stress appliqués, la résilience et résistance des milieux,... Toutes

ces connaissances qui apparaissent indispensables pour mesurer l'importance d'un milieu par rapport à un autre, ou son état pour pouvoir appliquer des mesures de gestion et de protection globale, raisonnée et à grande échelle. La recherche scientifique au niveau des habitats implique le travail conjoint des différents domaines de la science des écosystèmes marins.

L'habitat marin a clairement un sens écologique et les travaux scientifiques autour de ce concept ne le démentent pas ; ce n'est pas seulement un compartiment artificiellement défini. Le système de classification des habitats EUNIS est en amélioration, il n'est pas encore au point pour les habitats marins car toujours dépendant de la classification BioMar pour la définition des habitats aux niveaux les plus élevés (et le système d'attribution d'un habitat à un milieu donné sur internet n'est pas non plus au point). Cependant les habitats, comme ils ont été définis tout au long de ce rapport, sont le cadre adéquat pour la recherche scientifique et l'expertise environnementale. C'est une unité de référence qui permet le travail conjoint entre les chercheurs et les gestionnaires du milieu marin. Ce travail peut se réaliser également à des niveaux de précision moins élevés comme les paysages mais l'habitat reste l'unité de base. Par ailleurs le fait qu'il soit possible de les cartographier est un grand avantage. Cela donne une idée de l'importance de leurs distributions et de leurs étendues. Ceci couplé à une analyse de l'état de l'environnement permet de promouvoir un usage durable du milieu marin quand il y a compétition pour son usage. L'habitat va donc être une aire géographique de référence disponible pour des stratégies d'observation et de surveillance des environnements. Cependant les habitats ne sont pas figés, ils sont soumis à des évolutions temporelles qui suivent les variations des paramètres environnementaux (comme la température, salinité, courants, ...). Les oscillations du climat ou les perturbations anthropiques peuvent les modifier. Enfin, la connaissance de la dynamique des habitats et des communautés peut permettre de faire des prédictions testables de l'évolution des habitats et même des scénarii à long terme, ce qui serait un outil de gestion très pertinent pour le futur.

En termes de perspectives de recherche, ces techniques d'expertise environnementale à travers la description des habitats est tout à fait opportune pour gérer les problématiques environnementales du Bassin Oriental de la Manche. Cette région est très convoitée pour ses ressources et services (pêcheries, granulats marins, transport de marchandises). Elle présente un gradient d'intensité hydrodynamique associé à des séquences sédimentaires qui conduisent graduellement depuis les dépôts fins, confinés principalement à la baie de Seine orientale, jusqu'aux fonds caillouteux dans la Manche centrale et le détroit du Pas-de-Calais. Par ailleurs, la nature et la distribution des communautés benthiques sont sous la dépendance de

ces séquences hydrodynamiques et sédimentaires. Ainsi cette région réclame une attention particulière de la part des gestionnaires mais également de la part des scientifiques du fait de la complexité de l'écosystème et la diversité des habitats que cette région renferme. Il y a déjà actuellement une grande quantité d'informations morphosédimentaires et faunistiques obtenus lors de différentes opérations de recherche des programmes scientifiques antérieurs (PNOC, PNDR, PNEC, CHARM1) ou existant (Seine-Aval, CHARM2), ainsi que sur les sites d'extraction de granulats marins (sites Manche orientale, baie de Seine Orientale, mais aussi Dieppe et le Cap Gris Nez). A l'aide de ces données, la première chose à réaliser est une typologie des habitats marins de cette région jusqu'au niveau de détail étant acquis par les données existantes. De là, il est intéressant de déterminer quelles sont les zones attractives pour les activités humaines (pêcheries, granulats, zone installation de fermes éolienne, de fermes aquacoles, zones portuaires) étant, dès lors, sujet aux diverses perturbations. L'impact de ces dernières va dépendre du degré de pression anthropique appliqué et des capacités de résistance et résilience des communautés et des habitats sur les sites en question. Il sera possible avec ces informations d'évaluer la 'sensibilité' d'un habitat. C'est une notion essentielle pour une gestion durable du milieu marin. Cela va permettre de développer des stratégies d'observation, impliquant, localement, une couverture à petite échelle des habitats sensibles. Ces stratégies peuvent être très coûteuses et ne peuvent donc être appliquées que dans des zones de sensibilité accrue du fait de leur intérêt économique. Elles doivent par ailleurs suivre une méthodologie standardisée, pour assurer la comparaison entre les différentes zones étudiées, mais surtout pour suivre la dynamique temporelle des habitats. Cela passe par exemple par la création de banque d'informations (image, données faunistiques, historiques...). Par ailleurs la définition des habitats à petite échelle dans le bassin oriental de la Manche va servir de cadre géographique de référence pour étudier la dynamique des peuplements benthiques et démersaux, et pourra également avoir des implications en termes d'écologie fonctionnelle pour comprendre les processus inhérents à ces différents milieux.

V. Remerciements

Je remercie Jean-Marie DEWARUMEZ pour m'avoir accueilli au sein de la Station Marine.
Merci à Jean Claude DAUVIN pour son encadrement tout au long de cette année de DSR.
Merci à Thierry RUELLET et Sandrine Alizier pour leur aide.

VI. Bibliographie

- Barker B. A. J., Helmond I., Bax N. J., Williams A., Davenport S. & Wadley V. (1999) A vessel-towed camera platform for surveying seafloor habitats of the continental shelf. *Continental Shelf Research* 19:1161-1170
- Bax N., Kloser R., Gowlett-Holmes K. & Ryan T. (1999) Seafloor habitat definition for spatial management in fisheries: a case study on the continental shelf of southeast Australia. *Oceanologica Acta* 22:705-719
- Bellan G., Dauvin J.-C., Gentil F., Bellan-Santini D. & Houbin C. (2002) Etude bibliographique sur les types d'habitats marins dans le cadre de la mise en oeuvre de l'annexe V "biodiversité" de la convention OSPAR. In: MECV/MNHN Rapport (ed), Paris
- Bensettiti F., Bioret F. & Roland J. (2004) Habitats Côtiers. " Cahiers d'habitats " - Natura 2000. Tome 2 + Cédérom. In: Française La Documentation (ed) MATE/MAP/MNHN, Paris, p 399
- Birchenough S. N. R., Boyd S. E., Coggan R. A., Limpenny D. S., Meadows W. J. & Rees H. L. (2006) Light, camera and acoustics: assessing macrobenthic communities at a dredged material disposal site off the North East coast of the UK. *Journal of Marine Systems* 62:204-216
- Boucher G. (1998) Relationship between biodiversity and functional attributes of ecosystems *Océanis* 4:1-16
- Boyd S. E., Coggan R. A., Birchenough S. N. R., Limpenny D. S., Eastwood P. D., Foster-Smith R. L., Philpott S., Meadows W. J., James J. W. C., Vanstaen K., Soussi S. & Rogers S. (2006) The role of seabed mapping techniques in environmental monitoring and management In: Report Science Series Technical (ed), CEFAS Lowestoft, p 170
- Boyd S. E., Cooper K. M., Limpenny D. S., Kilbride R., Rees H., Dearneley M. P., Stevenson J., Meadows W. J. & Morris C. D. (2004) Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging. In: Report Science Series Technical (ed), CEFAS Lowestoft, p 154
- Brown C. J., Hewer A. J., Meadows W. J., Limpenny D. S., Cooper K. M., Rees H. & Vivian C. M. G. (2001) Mapping of gravel biotopes and an examination of the factors controlling the distribution, type and diversity of their biological communities. In: Report Science Series Technical (ed), CEFAS Lowestoft, p 43

- Brown C. J., Mitchell A., Limpenny D. S., Robertson M. R., Service M. & Golding N. (2005) Mapping seabed habitats in the Firth of Lorn off the west coast of Scotland: evaluation and comparison of habitat maps produced using the acoustic ground discrimination system, *RoxAnn*, and sidescan sonar. *ICES Journal of Marine Science* 62:790-802
- Carpentier A., Vaz S., Martin C. S., Coppin F., Dauvin J.-C., Desroy N., Dewarumez J.-M., Eastwood P. D., Ernande B., Harrop S., Kemp Z., Koubbi P., Leader-Williams N., Lefèbvre A., Lemoine M., Loots C., Meaden G. J., Ryan N. & Walkey M. (2005) Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Ressource Management (CHARM), Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale. In: IIIA INTEREG (ed), p 225
- Cochrane G. R. & Lafferty K. D. (2002) Use of acoustic classification of sidescan sonar data for mapping benthic habitat in the Northern Channel Islands, California. *Continental Shelf Research* 22:683-690
- Connor D. W. (2005) EUNIS marine habitat classification: application, testing and improvement. In: *Habitats Mapping European Seabed* (ed). JNCC, p 16pp
- Connor D. W., Allen J. H., Golding N., Howell K. L., Lieberknecht L. L., Northen K. O. & Reker J. B. (eds) (2004) The marine habitat classification for Britain and Ireland version 04.05, Vol. Join Nature Conservation Committee, Devon
- Connor D. W., Brazier D. P., Dalkin M. J., Hill T. O., Holt R. H. F., Northen K. O. & Sanderson W. G. (1997) Marine Nature Conservation Review : Marine Biotopes. A Classification for Britain and Ireland. Version 97.6. In: Report JNCC (ed)
- Cowardin L. M., Carter V., Golet F. C. & La Roe E. T. (1979) Classification of Wetland and Deepwater habitats of the United States. In: U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service (ed), Washington, D.C., p 131
- Dauvin J.-C., Bellan G., Bellan-Santini D., Castric A., Francour P., Gentil F., Girard A., Gofas S., Mahe C., Noël P. & de Riviers B. (1993) Typologies des ZNIEFF-Mer, liste des paramètres et des biocénoses des côtes françaises métropolitaines. In: *Naturels Coll. Patrimoines* (ed) vol.12. Secrétariat Faune Flore / MNHN, Paris, p 46 p
- Davies C. E., Moss D. & Hill M. O. (2004) EUNIS habitat classification revised 2004.307
- Deraus S., Austen M., Clauss S., Daan N., Dauvin J.-C., Deneudt K., Depestele J., Desroy N., Heessen H., Hostens K., Hussum Marboe A., Lescrauwaet A.-K., Moreno M. P., Moulart I., Paelinckx D., Rabaut M., Rees H., Talhadas Santos P., Speybroeck J., Maria Stienen E. W., Tatarek A., Ter Hofstede R., Vincx M., Zarzycki T. & Degraer S. (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. *Oceanologia* 49:579-586
- Devillers P., Devillers-Terschuren J. & Ledant J. P. (1991) CORINE biotopes manual. Vol. 2. Habitats of the European Community. In: Communities Office for Official Publications of the European (ed), Luxembourg
- Devlin M. (2007) Implementation of the Water Framework Directive in European marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 55:1-2
- Diaz R. J., Solan M. & Valente R. M. (2004) A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of environmental management* 73:165-181
- Ehrhold A., Hamon D. & Guillaumont B. (2006) The REBENT monitoring network, a spatially integrated, acoustic approach to surveying nearshore macrobenthic habitats: application to the bay of Concarneau (South Brittany, France). *ICES Journal of Marine Science* 63:1604-1615
- Ellingsen K. E., Gray J. S. & Bjornbom E. (2002) Acoustic classification of seabed habitats using the QTC VIEW^(TM) system. *ICES Journal of Marine Science* 59:825-835
- Ellingsen K. E. & Hewitt J. E. (2007) Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. *Journal of Sea Research* 58:291-301
- ENCORA (Coastal Wiki) <http://www.encora.eu/coastalwiki/Category:Definitions> (Consulté en Mars 2008)
- Européenne C. (1999) Manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne, Version EUR 15 / 2. In: Environnement DG (ed), Bruxelles
- Foster-Smith R. L., Brown C. J., Meadows W. J., White W. H. & Limpenny D. S. (2004) Mapping seabed biotopes at two spatial scales in the eastern English Channel. Part 2. Comparaison of two acoustic ground discrimination systems. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84:489-500
- Freitas R., Rodrigues A. M. & Quintino V. (2003) Benthic biotopes remote sensing using acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286:339-353
- Freitas R., Sampaio L., Oliveira J., Rodrigues A. M. & Quintino V. (2006) Validation of soft benthic habitats identified by single beam acoustics. *Marine Pollution Bulletin* 53:72-79
- Frid C. L. J., Paramor O. A. L. & Scott C. L. (2006) Food for thought. Ecosystem-based management of fisheries: is science limiting. *ICES Journal of Marine Science* 63:1567-1572

- Glémarec M. (1973) The benthic communities of the European North Atlantic Continental Shelf. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 11:263-289
- Golding N., Vincent M. A. & Connor D. W. (2004) Irish Sea Pilot - Report on the development of a Marine Landscape classification for the Irish Sea. In: JNCC (ed)
- Gray J. S. (1997) Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation* 6:153-175
- Greene H. G., Yoklavich M. M., Starr R. M., O'Connell V., Wakefield W. W., Sullivan D. E., McRea Jr. J. E. & Cailliet G. M. (1999) A classification for deep seafloor habitats. *Oceanologica Acta* 22:663-678
- Hiscock K. (1996) Marine nature conservation review: rationale and methods. In: Committee Joint Nature Conservation (ed) Coast and seas of the United Kingdom, MNCR series, Peterborough
- Hiscock K. & Connor D. W. (1991) Benthic marine habitats and communities in Great Britain : The development of an MNCR classification. In: Joint Nature Conservation Committee Report n° 6 (ed). (Marine Nature Conservation Review report n° MNCR/OR/14), Peterborough, p 92
- Hiscock K., Marshall C., Sewell J. & Hawkins S. J. (2006) The structure and functioning of marine ecosystems : an environmental protection and management perspective. In: Association Report to English Nature from the Marine Biological (ed) English Nature Contract MAR08-02-015, Plymouth: Marine Biological Association
- Humborstad O.-B., Leif N., Loskkeborg S. & Rapp H. T. (2004) RoxAnn bottom classification system, sidescan sonar and video sledge: spatial resolution and their use in assessing trawling impacts. *ICES Journal of Marine Science* 61:53-63
- Hume T. M., Snelder T., Weatherhead M. & Liefing R. (2007) A controlling factor approach to estuary classification. *Ocean & Coastal Management* 50:905-999
- ICES (2002) Working group on marine habitat mapping. International Council for the Exploration of the Sea, San Sebastian, Spain, p 69
- Interim Marine and Coastal Regionalisation for Australia technical group (IMCRA) (1998) Interim Marine and Coastal regionalisation for Australia: an ecosystem-based classification for marine and coastal environment. Version 3.3.
- INPN (Inventaire National du Patrimoine Naturel) <http://inpn.mnhn.fr/inpn/fr/conservation/Natura2000/index.htm> (Consulté en mai 2008)

- Lathrop R. G., Cole M., Senyk N. & Butman B. (2006) Seafloor habitat mapping of the New York Bight incorporating sidescan sonar data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68:221-230
- Lund K. & Wilbur A. R. (2007) Habitat Classification Feasibility Study for Coastal and Marine Environments in Massachusetts. In: Management Massachusetts Office of Coastal Zone (ed), Boston, MA, p 31 + appendices
- Madden C. J., Grossman D. H. & Goodin K. L. (2005) Coastal and Marine Systems of North America. Framework for an Ecological Classification Standard: Version II Vol, Arlington, Virginia
- MarBEF (Marine Biodiversity and Ecosystem Functioning) <http://www.marbef.org> (consulté en mai 2008)
- MarLIN (site internet-a) (The Marine Life Information Network for Britain and Ireland) <http://www.marlin.ac.uk/> (Consulté en Février 2008).
- MarLIN (Marine Life Information Network) Evaluation de la sensibilité et la récupérabilité : http://www.marlin.ac.uk/sah/baskitemplate.php?sens_ass_rat et leurs états de référence : <http://www.marlin.ac.uk/sah/baskitemplate.php?benchmarks> (consulté en Mai 2008)
- McRea Jr. J. E., Greene H. G., O'Connell V. & Wakefield W. W. (1999) Mapping marine habitats with high resolution sidescan sonar. *Oceanologica Acta* 22:679-686
- MESH (Mapping European Seabed Habitats) <http://www.searchmesh.net/> (Consulté en Février 2008)
- Mesh P. (2008) Guide de cartographie des habitats. In: DYNECO/AG/07-20/JP RST - (ed). Ifremer, Centre de Brest, p 342
- Mumby P. J. & Harborne A. R. (1999) Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of coral reefs. *Biological Conservation* 88:155-163
- Natura 2000 (2007) Lignes directrices pour l'établissement du réseau Natura 2000 dans le milieu marin. Application des directives "oiseaux" et "habitats".
- NOOA (Essential Fish Habitat) <http://www.nmfs.noaa.gov/habitat/habitatprotection/efh/index.htm> (consulté en mai 2008)
- NOOA (National Oceanic and Atmospheric Administration) <http://www.csc.noaa.gov/benthic/mapping/applying/indices.htm> (consulté en juin 2008)
- Olenin S. & Ducrotoy J. P. (2006) The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Marine Pollution Bulletin* 53:20-29

- Orpin A. R. (2006) Towards a statistically valid method of textural sea floor characterisation of benthic habitats. *Marine Geology* 225:209-222
- Parry D. M., Kendall M. A., Pilgrim D. A. & Jones M. B. (2003) Identification of path structure within marine benthic landscapes using a remotely operated vehicle. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286:497-511
- Pech D., Ardisson P.-L. & Hernández-Guevara N. A. (2007) Benthic community response to habitat variation : A case of study from a natural protected area, the Celestun coastal lagoon. *Continental Shelf Research* 27:2523-2533
- Pesch R., Pehlke H., Kerstin J., Schröder W. & Schlüter M. (2008) Using decision trees to predict benthic communities within and near the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of North Sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 136:313-325
- REBENT (Réseau Benthique) <http://www.rebent.org/> (consulté en juin 2008)
- Scherer-Lorenzen M. (2005) Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles, Vol Biodiversity: Structure and Function. Eolss Oxford
- Schwartz M. W., Brigham C. A., Hoeksema J. D., Lyons K. G., Mills M. H. & Van Mantgem P. J. (2000) Linking biodiversity to ecosystem function: implication for conservation ecology. *Oecologia* 122:297-305
- Shucksmith R., Hinz H., Bergmann M. & Kaiser M. J. (2006) Evaluation of habitat use by adult plaice (*Pleuronectes platessa* L.) using underwater video survey techniques. *Journal of Sea Research* 56:317-328
- Solan M., Germano J. D., Rhoads D. C., Smith C., Michaud E., Parry D., Wenzhöfer F., Kennedy B., Henriques C., Battle E., Carey D. A., Iocco L., Valente R., Watson J. & Rosenberg R. (2003) Towards a greater understanding of pattern, scale and process in marine benthic systems: a picture is worth a thousand worms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286:313-338
- Stanbury K. B. & Starr R. M. (1999) Applications of Geographic Information Systems (GIS) to habitat assessment and marine resource management. *Oceanologica Acta* 22:699-703
- Stevens T. & Connolly R. M. (2004) Testing the utility of abiotic surrogates for marine habitat mapping at scales relevant for management *Biological Conservation* 119:351-362
- Tenore K. R., Zajac R. N., Terwin J., Andrade F., Blanton J., Boynton W., Carey D., Diaz R., Holland A. F., Lopez-Jamar E., Montagna P., Nichols F., Rosenberg R., Queiroga H., Sprung M. & Whitlatch R. B. (2006) Characterizing the role benthos plays in large

- coastal seas and estuaries : a modular approach *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330:392-402
- Urbanski J. A. & Szymelfenig M. (2003) GIS-based mapping of benthic habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56:99-109
- Valentine P. C., Todd B. J. & Kostylev V. E. (2005) Classification of Marine Sublittoral Habitats, with application to the Northeastern North America Region. *American Fisheries Society Symposium* 41:183-200
- Valesini F. J., Clarke K. R., Eliot I. & Potter I. C. (2003) A user-friendly quantitative approach to classifying nearshore marine habitats along a heterogeneous coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:163-167
- Vanderklift M. A. & Ward T. J. (2000) Using biological survey data when selecting Marine Protected Areas: an operational framework and associated risks. *Pacific Conservation Biology* 6:152-161
- Vanderklift M. A., Ward T. J. & Jacoby C. A. (1996) Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 136:136-145
- White J., Mitchell A., Coggan R. A., Southern I. & Golding N. (2007) Seafloor video mapping : Collection, analysis and interpretation of seafloor video footage for the purpose of habitat classification and mapping. In: MESH (ed)
- Zaiko A., Olenin S., Daunys D. & Nalepa T. (2007) Vulnerability of benthic habitats to the aquatic invasive species. *Biological Invasions* 9:703-714

GLOSSAIRE

Assemblage. Même définition que ‘communauté’, cependant un assemblage correspond à un groupe faunistique plus au sens statistique qu’écologique.

Communauté. Groupe d’organismes présent dans un environnement particulier. Au sens écologique, cela signifie qu’ils interagissent entre eux et avec l’environnement. **Descripteur.** C’est un paramètre de l’environnement auquel peut être attribué une valeur qualitative ou quantitative dans le but de caractériser un habitat.

Faciès acoustique. C’est un ensemble de caractéristiques du fond mesuré par des sondeurs acoustiques (taille de grain du sédiment, topographie du fonds, caractéristiques biologiques...) permettant la reconnaissance de régions sédimentaires définies selon une typologie propre à cette technique.

Habitat. C’est une aire géographique déterminée où un organisme, une population ou un groupement d’espèces données peuvent vivre. Un habitat est caractérisée par un ensemble de facteurs abiotiques (tels que les courants, la topographie du fond, le type sédimentaire, la qualité des eaux, la turbidité...) et des facteurs biotiques de l’environnement qui sont nécessaires à l’établissement de communautés macrobenthiques ou halieutiques associées. L’habitat correspond donc à un besoin écologique (synthèse de l’environnement abiotique) pour la survie et la reproduction des organismes. Les facteurs permettant de décrire un habitat dépendent de l’échelle spatiale d’observation: microhabitat (quelques cm²) à des ensembles bio-sédimentaires étendus sur plusieurs km².

Intolérance. C’est la susceptibilité d’un milieu, d’une communauté ou d’une espèce (i.e. les composantes d’un habitat) à être endommagé, ou détruit par un facteur externe (site MARLIN)

Récupération. C’est la capacité d’un milieu, d’une communauté ou d’une espèce à rétablir des dommages durables, comme si c’était le résultat de l’influence d’un facteur externe.

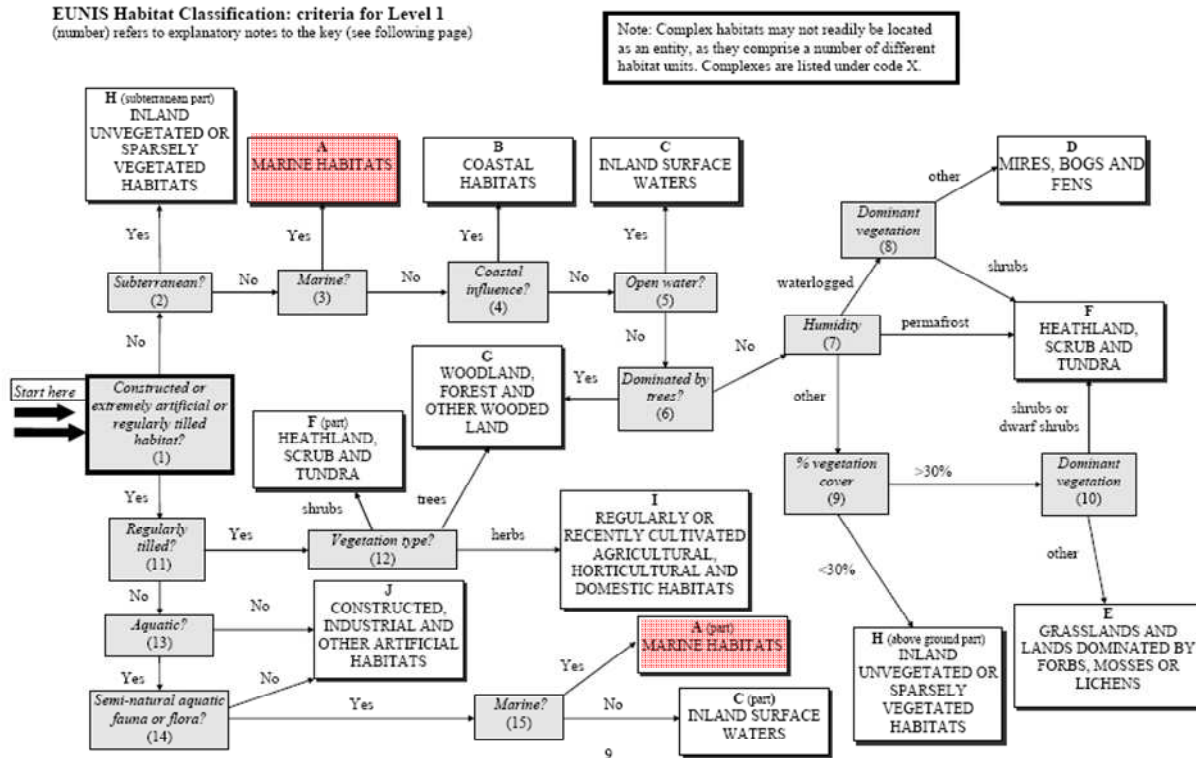
Résilience. C’est l’habilité d’un écosystème à retourner à son état original après perturbation.

Résistance. C’est la tendance que va avoir un environnement pour se maintenir pendant qu’il est perturbé par rapport à son état d’équilibre.

ANNEXES

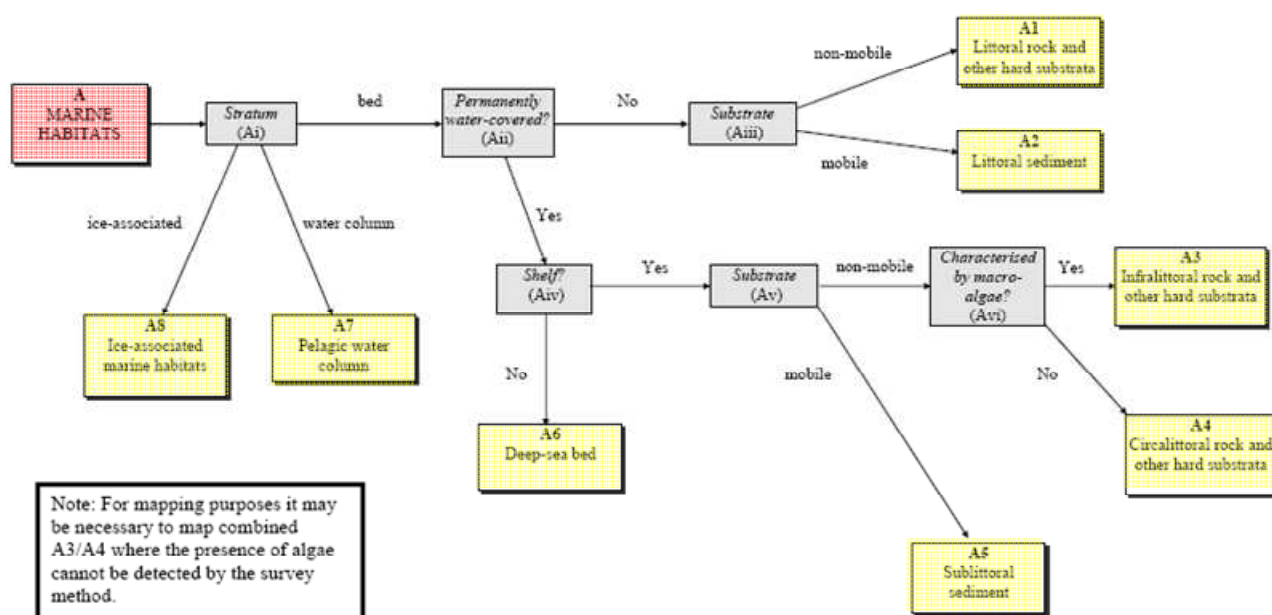
ANNEXE 1 : Clefs de description pour identifier les habitats aux différents niveaux de la hiérarchie du système de classification des habitats d'EUNIS (Davies et *al.*, 2004). A : Niveau 1 ; B : Niveau 2.

A- EUNIS Habitat Classification: criteria for Level 1
(number) refers to explanatory notes to the key (see following page)



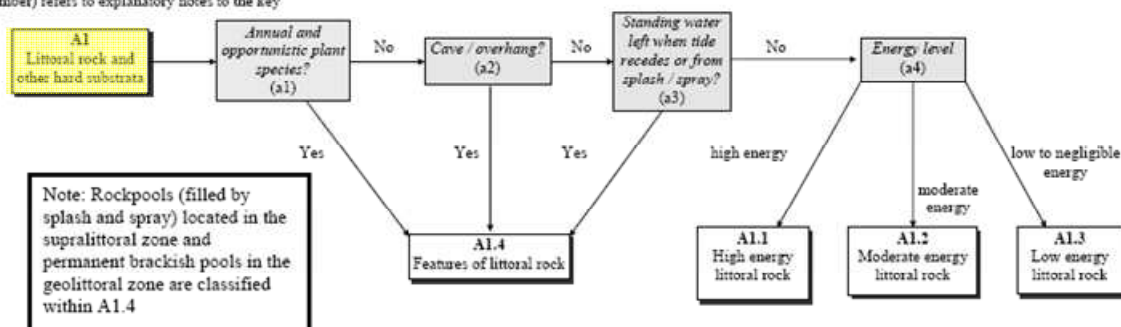
B- A: EUNIS Habitat Classification: criteria for marine habitats (A) to Level 2

Note that the key to Level 1 shows two pathways to reach habitat type A: these are recombined here.
(number) refers to explanatory notes to the key (see following page).

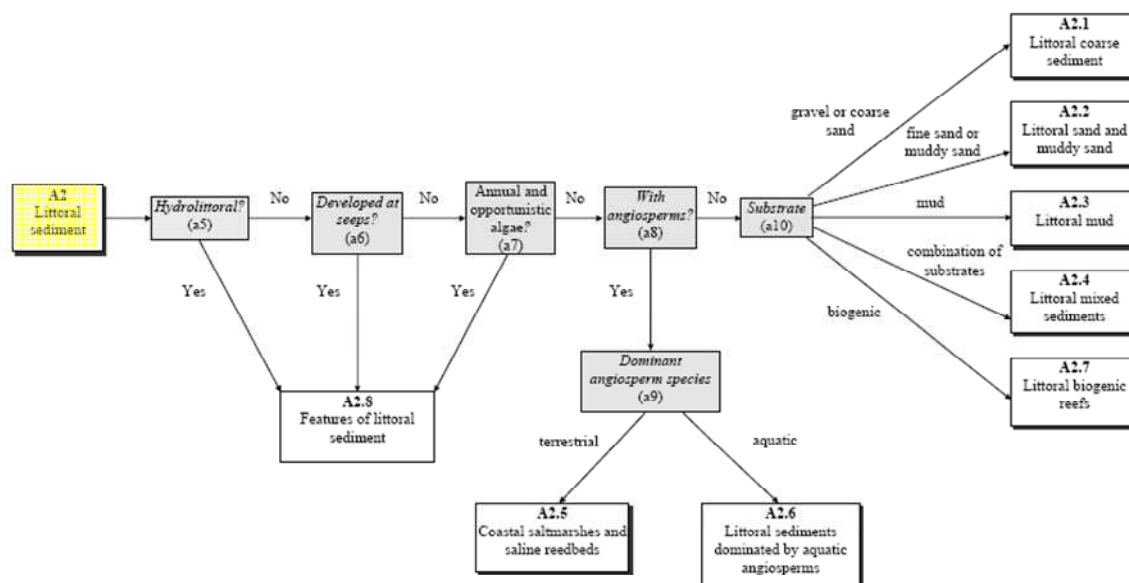


ANNEXE 2: Clefs de description pour identifier les habitats au niveau3 de la hiérarchie du système de classification des habitats d'EUNIS et pour les différentes sous catégories (Davies et *al.*, 2004). A : Catégorie A1; B : Catégorie A2 C : Catégorie A3. (Les codes entre parenthèses sous les questions correspondent à des explications données dans le rapport d'origine) (Les informations en gras correspondent au code alphanumérique du système EUNIS pour chaque catégorie).

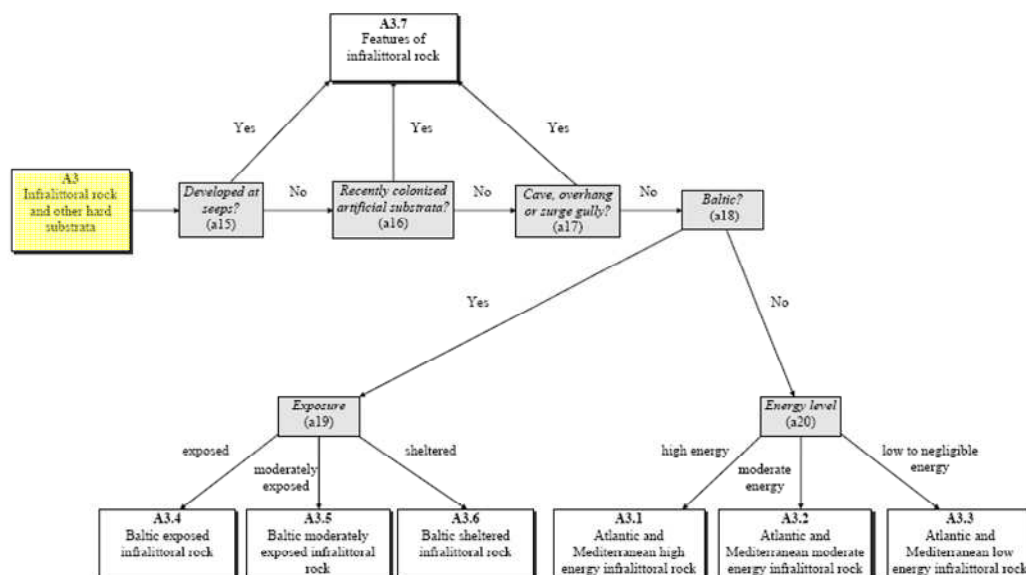
A- A1: EUNIS Habitat Classification: criteria for littoral rock and other hard substrata (A1) to Level 3
(number) refers to explanatory notes to the key



B- A2: EUNIS Habitat Classification: criteria for littoral sediment (A2) to Level 3
(number) refers to explanatory notes to the key (see following page).

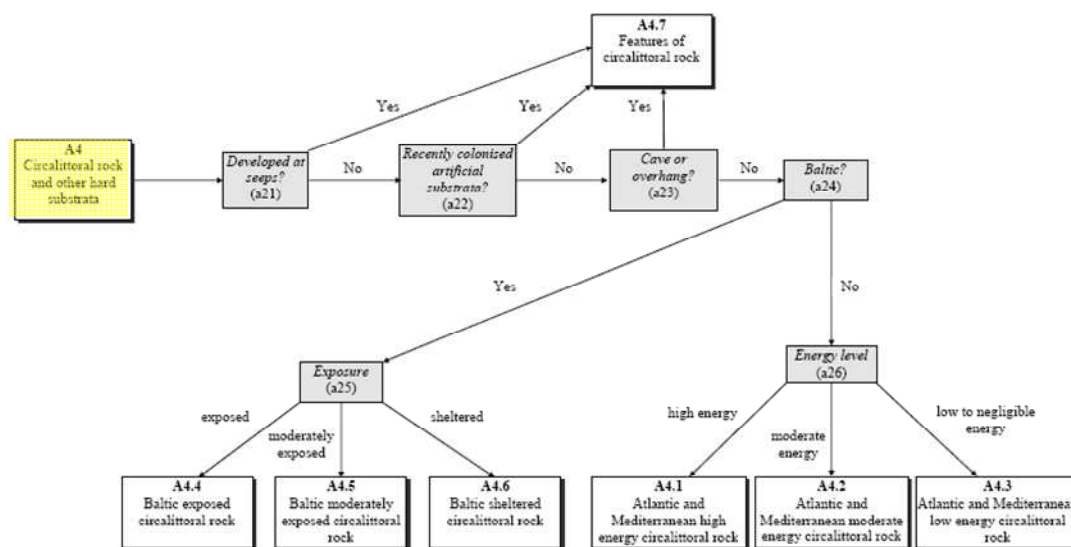


C- A3: EUNIS Habitat Classification: criteria for infralittoral rock and other hard substrata (A3) to Level 3
(number) refers to explanatory notes to the key (see following page).

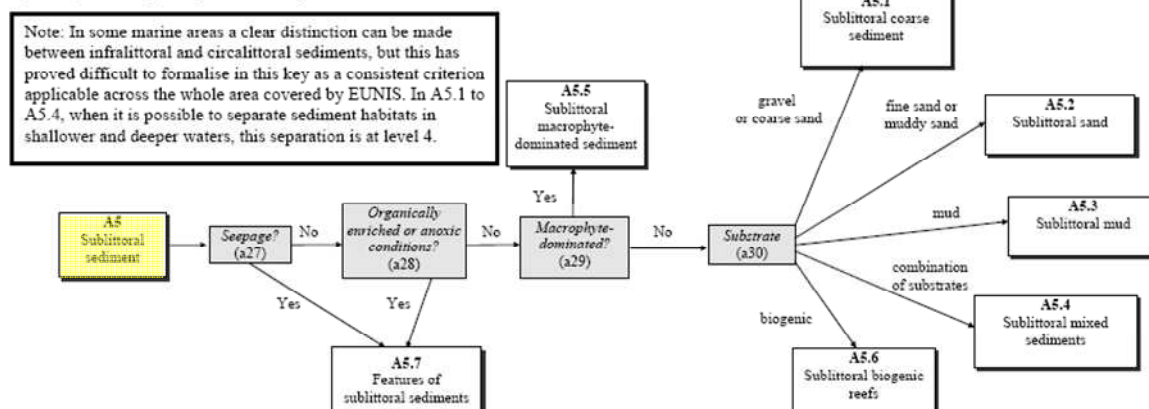


ANNEXE 3: Clefs de description pour identifier les habitats au niveau3 de la hiérarchie du système de classification des habitats d'EUNIS et pour les différentes sous catégories (Davies *et al.*, 2004). A : Catégorie A4 ; B : Catégorie A5 C :Catégorie A6. (Les codes entre parenthèses sous les questions correspondent à des explications données dans le rapport d'origine) (Les informations en gras correspondent au code alphanumérique du système EUNIS pour chaque catégorie).

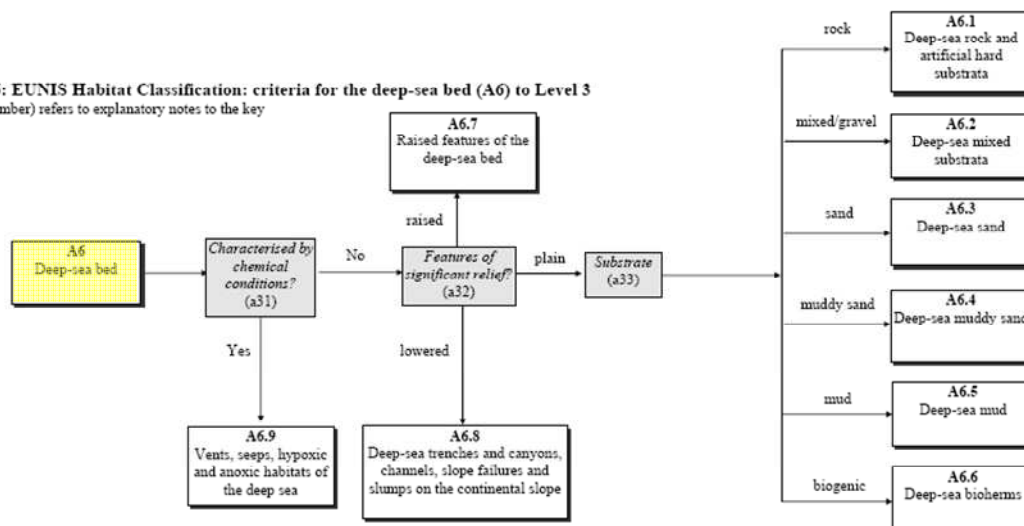
A- **A4: EUNIS Habitat Classification: criteria for circalittoral rock and other hard substrata (A4) to Level 3**
(number) refers to explanatory notes to the key (see following page).



B- **A5: EUNIS Habitat Classification: criteria for sublittoral sediment (A5) to Level 3**
(number) refers to explanatory notes to the key

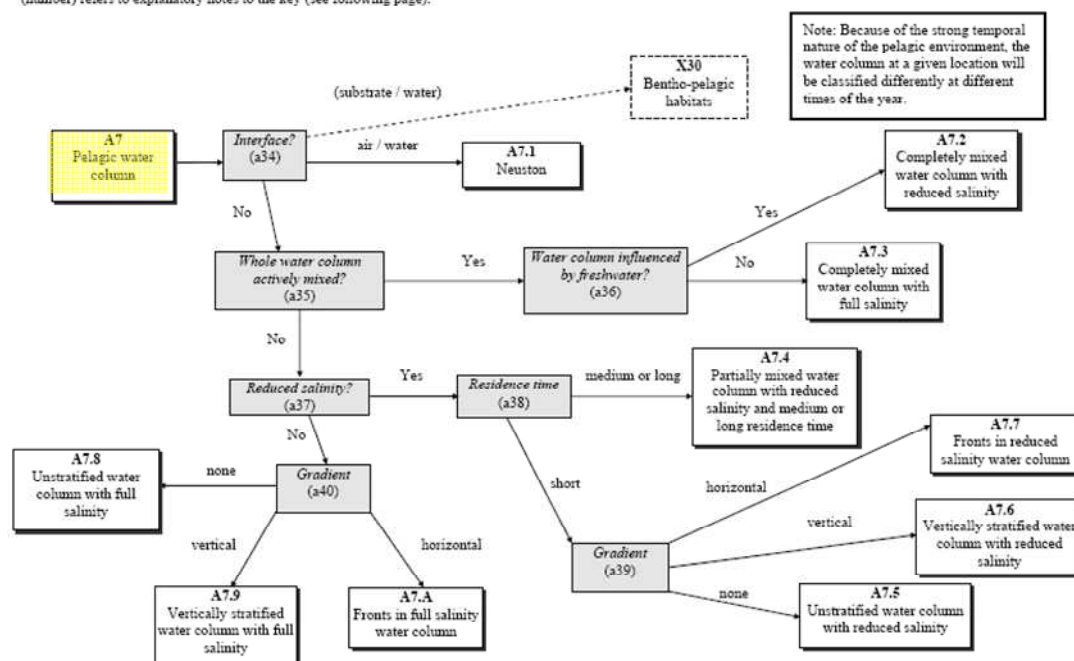


C- **A6: EUNIS Habitat Classification: criteria for the deep-sea bed (A6) to Level 3**
(number) refers to explanatory notes to the key

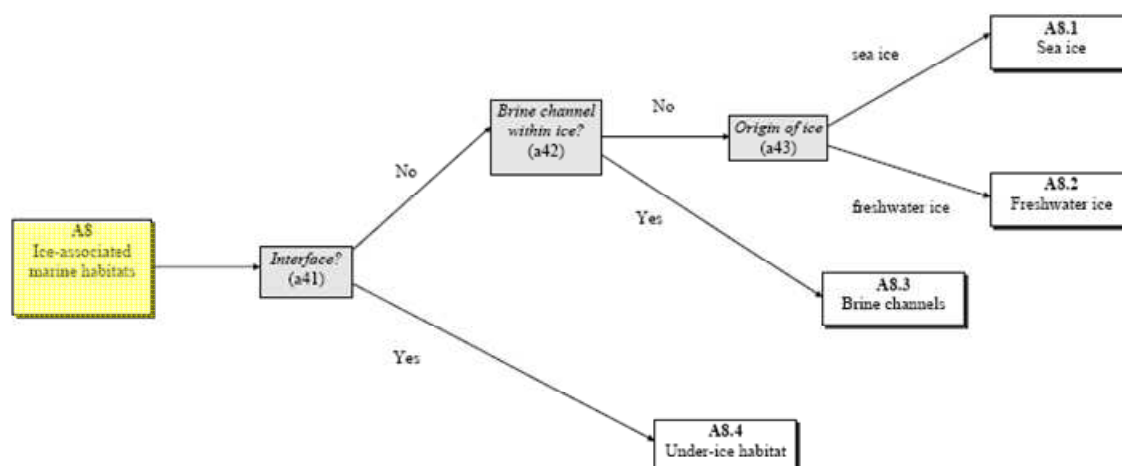


ANNEXE 4: Clefs de description pour identifier les habitats au niveau 3 de la hiérarchie du système de classification des habitats d'EUNIS et pour les différentes sous catégories (Davies et *al.*, 2004). A : Catégorie A7 ; B : Catégorie A8. (Les codes entre parenthèses sous les questions correspondent à des explications données dans le rapport d'origine) (Les informations en gras correspondent au code alphanumérique du système EUNIS pour chaque catégorie).

A- A7: EUNIS Habitat Classification: criteria for pelagic water column (A7) to Level 3
(number) refers to explanatory notes to the key (see following page).



B- A8: EUNIS Habitat Classification: criteria for ice-associated marine habitats (A8) to Level 3
(number) refers to explanatory notes to the key



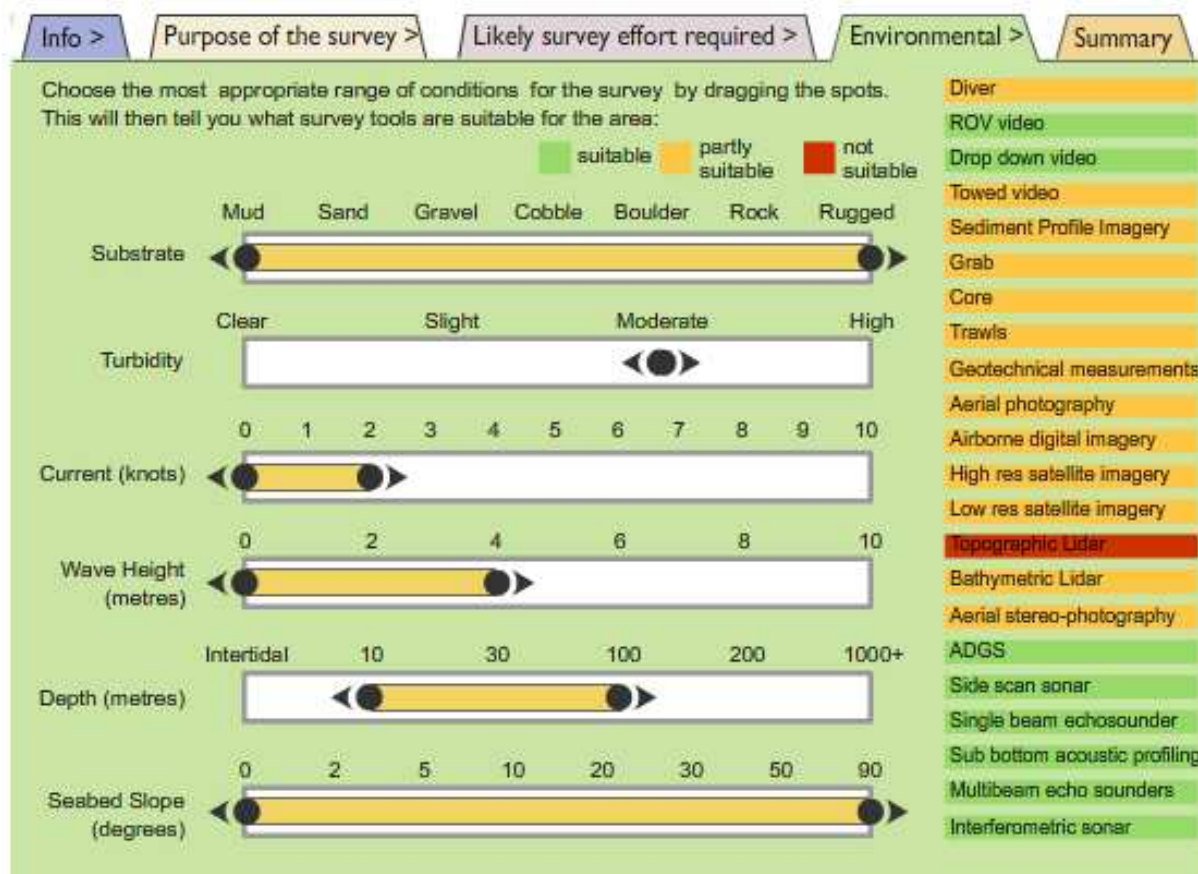
ANNEXE 5 : Echelle d'abondance MNCR SACFOR : adopté en 1990, elle donne un système unifié pour l'enregistrement de l'abondance de la faune et de la flore benthique dans les suivis biologiques selon les densités ou de recouvrement mesurées (Hiscock, 1996).

MNCR SACFOR abundance scales

S = Superabundant, A = Abundant, C = Common, F = Frequent, O = Occasional, R = Rare

GROWTH FORM			SIZE OF INDIVIDUALS / COLONIES				
% COVER	CRUST / MEADOW	MASSIVE / TURF	<1 cm	1-3 cm	3-15 cm	>15 cm	DENSITY
>80%	S		S				>1 / 0.0001 m ² (1x1 cm) >10,000/ m ²
40-79%	A	S	A	S			1-9 / 0.001 m ² (3.16x3.16 cm) 1000-9999 / m ²
20-39%	C	A	C	A	S		1-9 / 0.01 m ² (10x10 cm) 100-999 / m ²
10-19%	F	C	F	C	A	S	1-9 / 0.1 m ² 10-99 / m ²
5-9%	O	F	O	F	C	A	1-9 / m ²
1-5% or density	R	O	R	O	F	C	1-9 / 10 m ² (3.16x3.16 m)
<1% or density		R		R	O	F	1-9 / 100 m ² (10x10 m)
					R	O	1-9 / 1000 m ² (31.6x31.6 m)
						R	>1 / 10,000 m ² (100x100 m) <1 / 1000 m ²

ANNEXE 6 : Outil interactif développé dans le cadre du projet Mesh (Mesh, 2008) pour passer en revue des techniques nécessaires à l'obtention de données pour la reconnaissance des habitats en fonction des conditions environnementale.



ANNEXE 7 : Structure du standard de classification des habitats sublittoraux proposé par Greene et al. (1999).

System

(based on salinity and proximity to the seafloor)

We have developed this habitat classification scheme for the Marine Benthic System, as compared with Estuarine or Freshwater and Pelagic, Epipelagic, etc. systems.

– Marine Benthic

Subsystem (mega- and mesohabitats based on physiography and depth) Depth intervals are relevant to fisheries assessment and management.

(see figure 2 for an illustration of several megahabitats)

– Continental Shelf

Intertidal (salt spray to extreme low water)

Shallow Subtidal (water depth = 0–30 m)

Outer (water depth = 30–200 m [~ location of shelf break])

– Continental Slope

Upper (water depth = 200–500 m)

Intermediate (water depth = 500–1 000 m)

Lower (water depth = 1 000 + m)

– Continental Rise (water depth = 3 000–5 000 m)

– Abyssal Plain (~ water depth = 5 000 + m)

– Trenches (~ water depth = 3 000–11 000 m)

– Submarine Canyons

Head (water depth = < 100 m)

Upper (water depth = 100–300 m)

Middle (water depth = 300–500 m)

Lower (water depth = 500–1 000 + m)

– Seamounts

Top

Flank

Base

Class (meso- or macrohabitats based on seafloor morphology) (see figure 3 for an example of mesohabitats) e.g.:

– Bar

– Sediment Wave

– Bank

– Moraine

– Cave, Crevice (ragged features)

– Sink

– Debris Field, Slump, Block Glide, Rockfall

– Groove, Channel (smooth features)

– Ledge

– Vertical Wall

– Pinnacle

– Mound, Buildup, Crust (> 3 m in size)

– Slabs

– Reef (carbonate feature)

– Biogenic

– Nonbiogenic

– Scarp, Scar

– Terrace

– Vent

– Artificial Structure (wreck, breakwater, pier)

– Lava Field

– Compression Ridge

– Lava Tube

– Crater

– Lava flow

Subclass (macro- or microhabitats based on substratum textures) (see figure 4 for an example of macro- and microhabitats) e.g.:

– Organic Debris (coquina; shell hash; drift algae)

– Mud (clay to silt; grain size < 0.06 mm)

– Sand (grain size = 0.06–2 mm)

– Gravel (grain size = 2–4 mm)

– Pebble (grain size = 2–64 mm)

– Cobble (grain size = 64–256 mm)

– Boulder (grain size = 0.25–3.0 m)

– Mixed Sediment (combinations of all of the above)

– Bedrock

– Igneous (granitic; volcanic)

– Metamorphic

– Sedimentary

Subclass (macro- and microhabitats based on slope) e.g.:

– Flat (0–5°)

– Sloping (5–30°)

– Steeply Sloping (30–45°)

– Vertical (45–90°)

– Overhang (> 90°)

ANNEXE 8 : Structure du système de classification des habitats marins sublittoraux proposé par Valentine et *al.* (2005).

The classification includes classes, subclasses, categories, and attributes. It is designed as a template for a database. Class numbers are unique. Themes (in italics) are the major subject elements of the classification and can include one to many classes. Themes are informal units and are not incorporated into the habitats database. Observations from Classes 2, 3, 11, and 24 are used to compile habitat names (see Appendix 4 for examples). Category and attribute terms in parentheses are not a complete list. The complete classification structure with all category and attribute terms will be available after publication online at <http://woodshole.er.usgs.gov/project-pages/stellwagen/>.

Theme 1, Topographical Setting

Class 1 Topographical setting: major seabed features and industrial structures
 Subclass 1 Shallow photic (presence of macrophyte algae)
 Subclass 2 Deep aphotic (absence of macrophyte algae)
 Categories Seabed slope, major physiographic and biogenic features and industrial structures
 Attributes Angle of seabed slope, types of seabed features (e.g., basin, ridge, shelf edge reef), and industrial structures (e.g., cable, oil platform)

All categories and attributes apply to Subclasses 1 and 2.

Theme 2, Seabed Dynamics and Currents

Class 2 Seabed dynamics and currents
 Subclass 1 Mobile substrate
 Subclass 2 Immobile substrate
 Subclass 3 Intermixed mobile and immobile substrates
 Categories Types of currents (e.g., tidal, storm wave) and types of events (e.g., storms) causing sediment mobility
 Attributes Strength of currents and frequency of events (e.g., daily, monthly) causing sediment mobility

All categories and attributes apply to Subclasses 1–3.

Theme 3, Seabed Texture, Hardness, and Layering in the Upper 5–10 cm

Class 3 Seabed texture, hardness, and layering in the upper 5–10 cm
 Subclass 1 Fine-grained sediment: mud, very fine (4 phi) sand, and fine (3 phi) sand
 Subclass 2 Coarse-grained sediment: medium (2 phi) sand, coarse (1 phi) sand, very coarse (0 phi) sand, and gravel (gravel is composed of granules > 1 mm and < 2 mm; pebbles < 64 mm; cobbles < 256 mm; and boulders > 256 mm).
 Subclass 3 Mixed fine-grained and coarse-grained sediment: mud, sand, and gravel mixtures
 Subclass 4 Rock or other hard seabed (with or without mud, sand, gravel)
 Categories Descriptive sediment and hard seabed types (e.g., mud veneer on clay, gravel pavement, cobbles in muddy sand, sand veneer on rock outcrop)
 Attributes Percentage of seabed covered by sediment and hard seabed types

Categories apply to appropriate subclasses; all attributes apply to Subclasses 1–4.

Theme 4, Seabed Grain-Size Analysis

Class 4 Seabed grain sizes: general description
 Subclass 1 General sediment description
 Categories Descriptive texture classification, sorting, grain size distribution, and particle shape
 Attributes Major descriptive texture classes (e.g., silty sand, gravelly mud), degree of sorting (e.g., well sorted), skewness (e.g., symmetrical), kurtosis (e.g., mesokurtic), and particle shape (e.g., rounded)
 Class 22 Seabed grain sizes: major Wentworth size-classes
 Subclass 1 Major Wentworth grain size-classes, weight percent
 Categories Major Wentworth grain size-classes (e.g., sand, gravel, silt, clay, mud)
 Attributes Weight percent of major Wentworth grain size-classes
 Class 23 Seabed grain sizes: phi and all Wentworth size-classes
 Subclass 1 Phi and all Wentworth grain size-classes, weight percent
 Categories Phi and all Wentworth size-classes (e.g., fine sand, coarse silt)
 Attributes Weight percent of phi and all Wentworth size-classes

Theme 5, Seabed Roughness

Class 5 Seabed roughness: bedforms
 Subclass 1 Bedforms (physical structures)
 Categories Bedform types (e.g., ripples, sand dunes)
 Attributes Percentage of seabed covered by bedform types

Class 6 Seabed roughness: shell materials
 Subclass 1 Shell materials (physical structures)
 Categories Types of shell materials and deposits (e.g., shell fragments, shell deposits)
 Attributes Percentage of seabed covered by shell material and deposit types
 Class 7 Seabed roughness: rough sediments and hard seabeds
 Subclass 1 Rough sediments and hard seabeds (physical structures)
 Categories Associations of sediment particles, sediment type, seabed structures, and rock outcrops (e.g., cobbles in patches, piled boulders, pebbles in sand dune troughs, irregular rock outcrop)
 Attributes Percentage of seabed covered by rough sediment and hard seabed types
 Class 8 Seabed roughness: biogenic structures
 Subclass 1 Biogenic structures (physical structures)
 Categories Types of biogenic modifications of the seabed (e.g., crab depressions, fish burrows)
 Attributes Percentage of seabed covered by types of biogenic structures
 Class 12 Seabed roughness: anthropogenic marks
 Subclass 1 Anthropogenic marks (physical structures)
 Categories Types of marks made on the seabed by human activities (e.g., trawl marks, anchor marks)
 Attributes Percentage of seabed covered by types of anthropogenic marks
 Class 13 Seabed roughness: anthropogenic structures
 Subclass 1 Anthropogenic structures (physical structures)
 Categories Types of minor man-made structures and equipment on the seabed (e.g., types of fishing gear)
 Attributes Percentage of seabed covered by types of anthropogenic structures
 Class 24 Seabed roughness: physical structures combined
 Subclass 1 Extent of physical structures
 Categories Types of physical structures
 Attributes Percentage of seabed covered by physical structures by type and all combined
 Class 24 summarizes observations for Classes 5–8, 12, and 13.
 Class 9 Seabed roughness: attached epifauna
 Subclass 1 Attached epifauna (biological structures)
 Categories Epifaunal groups attached to the seabed surface (e.g., erect sponges, tunicates, brachio pods)
 Attributes Percentage of seabed covered by types of attached epifauna
 Class 10 Seabed roughness: emergent epifauna
 Subclass 1 Emergent epifauna (biological structures)
 Categories Epifaunal groups emergent from below the seabed surface (e.g., burrowing anemones, sea pens)
 Attributes Percentage of seabed covered by types of emergent epifauna
 Class 11 Seabed roughness: biological structures combined
 Subclass 1 Extent of biological structures
 Categories Types of biological structures
 Attributes Percentage of seabed covered by biological structures by type and all combined
 Class 11 summarizes observations for Classes 9 and 10.

Theme 6, Fauna and Flora

Class 14 Faunal groups
 Subclasses 1–6 Faunal groups (in several subclasses based on different methods of data collection; e.g., visual observations and/or specimens from various sampler types)
 Categories Faunal groups (e.g., erect sponges, burrowing anemones, sea stars, attached anemones)
 Attributes Presence/absence or percentage of seabed covered by individual faunal groups
 All categories and attributes apply to Subclasses 1–6.
 Class 15 Faunal species
 Subclasses 1–6 Faunal species (in several subclasses based on different methods of data collection; e.g., visual observations and/or specimens from various sampler types)
 Categories Faunal species (e.g., Atlantic cod *Gadus morhua*)
 Attributes Presence/absence or percentage of seabed covered by individual faunal species
 All categories and attributes apply to Subclasses 1–6.
 Class 16 Floral groups
 Subclasses 1–6 Floral groups (in several subclasses based on different methods of data collection; e.g., visual observations and/or specimens from various sampler types)
 Categories Floral groups (e.g., calcareous algae, kelp)
 Attributes Presence/absence or percentage of seabed covered by individual floral groups
 All categories and attributes apply to Subclasses 1–6.
 Class 17 Floral species
 Subclasses 1–6 Floral species (in several subclasses based on different methods of data collection; e.g., visual observations and/or specimens from various sampler types)
 Categories Floral species
 Attributes Presence/absence or percentage of seabed covered by individual floral species
 All categories and attributes apply to Subclasses 1–6.

Theme 7, Habitat Association and Usage

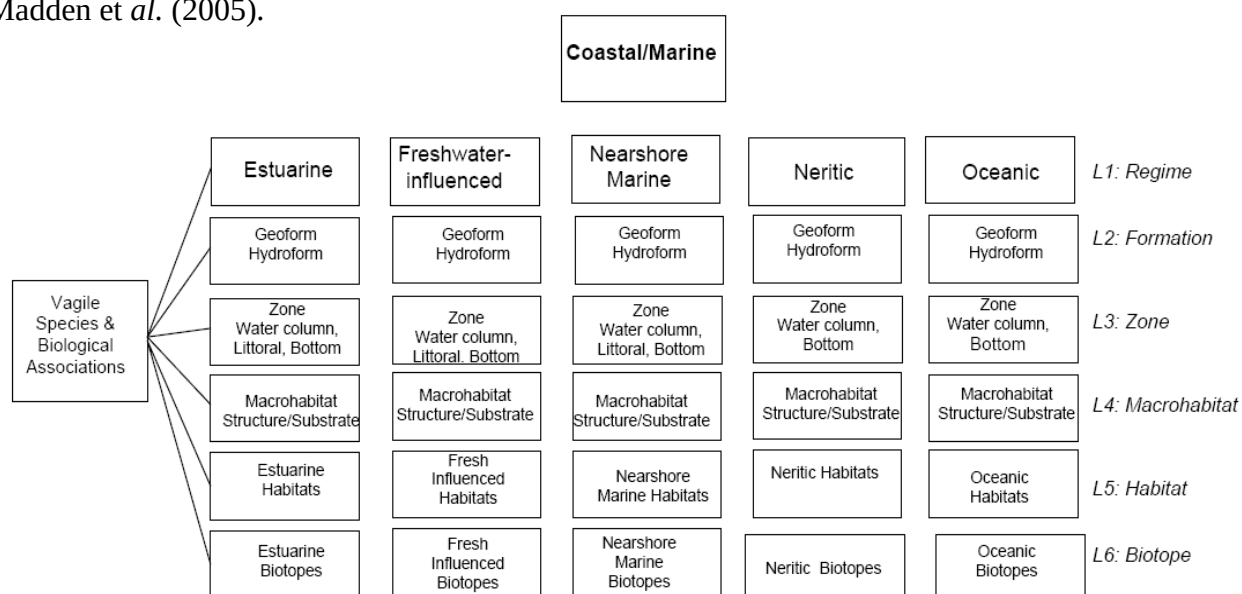
Class 18 Fauna-habitat association: essential fish habitat (EFH)
 Subclasses 1–6 Fauna-habitat association (in several subclasses based on different methods of data collection; e.g., visual observations and/or specimens from various sampler types)
 Categories Faunal species (e.g., Atlantic cod, haddock *Melanogrammus aeglefinus*, yellowtail flounder *Pleuronectes ferrugineus*)
 Attributes Types of fauna-habitat association by species (e.g., adult, spawning, juvenile habitat)
 All categories and attributes apply to Subclasses 1–6.
 Class 19 Human usage of habitat
 Subclass 1 Human usage of habitat
 Categories Disturbed, undisturbed, or recovering habitat; kinds of disturbance (e.g., fishing, extraction)
 Attributes Types of disturbance activities (e.g., otter trawling, minerals mining)

Theme 8, Habitat Recovery from Disturbance

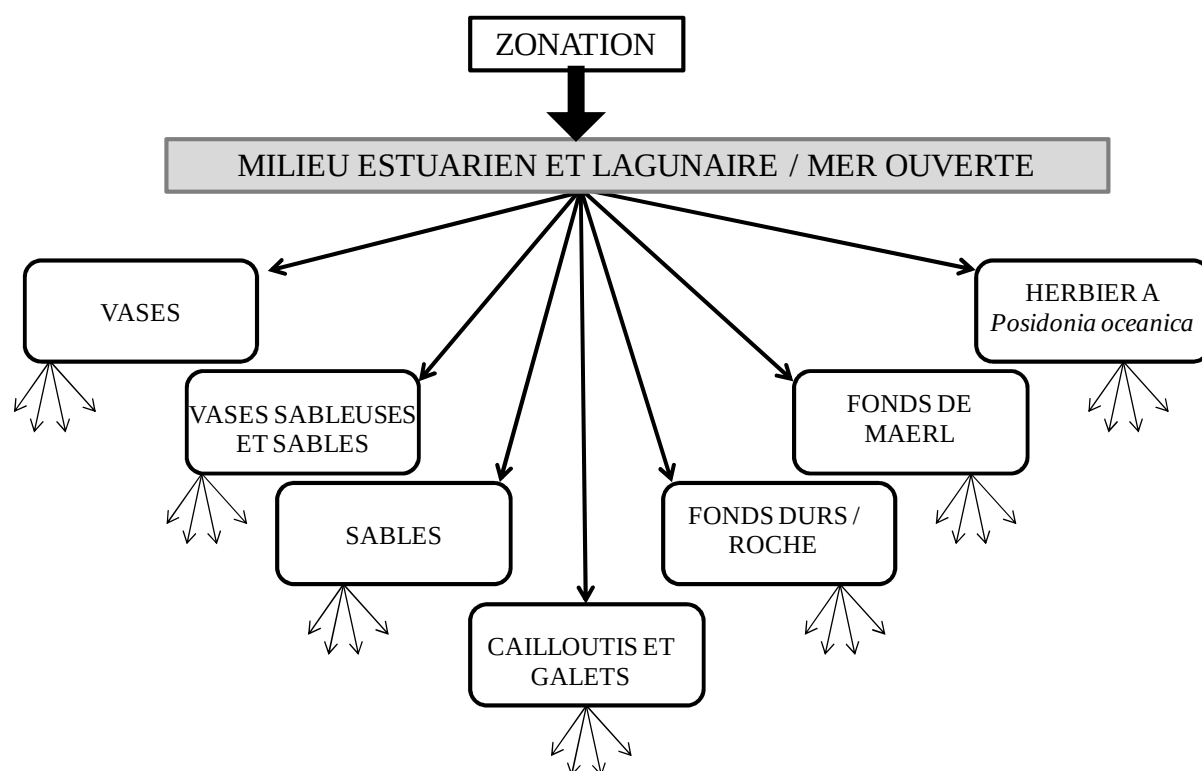
Class 20 Habitat recovery from fishing disturbance
 Subclass 1 Fishing disturbance
 Categories Recovery of physical structures and biological structures (e.g., bedforms, attached epifauna)
 Attributes Time required for recovery (e.g., months, year, decades)
 Class 21 Habitat recovery from natural disturbance
 Subclass 1 Natural disturbance
 Categories Recovery of physical structures and biological structures (e.g., fish burrows, emergent epifauna)
 Attributes Time required for recovery (e.g., months, year, decades)

ANNEXE 9 :

A-Vue globale de la hiérarchie du système de classification CMECS proposé par Madden et *al.* (2005).



B- Schéma de la structure de classification des habitats côtiers marins selon la typologie ZNIEFF-Mer (Dauvin et *al.*, 1993).

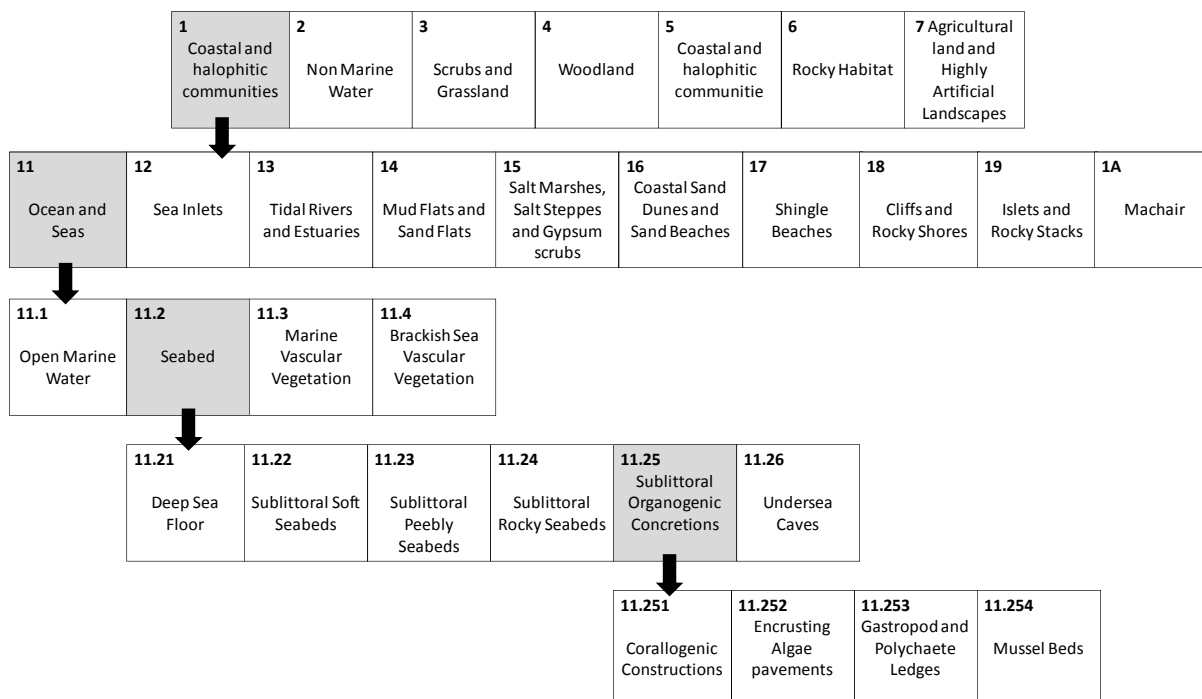


ANNEXE 10 : Formulaire d'inventaire de la typologie ZNIEFF-Mer (Dauvin et al., 1993).

INVENTAIRE DES ZONES NATURELLES D'INTERET ECOLOGIQUE, FAUNISTIQUE ET FLORISTIQUE EN MILIEU MARIN M.N.H.N. / Ministère de l'Environnement Version n° 1 - Mai 1993		0-1 Réserve S.F.F.	0-2 REFERENCE S.F.F.
I-3 NOM DE LA ZONE		I-1 NUMERO DE ZONE	
I-4 AUTEUR DE LA DESCRIPTION			
I-2 DATE DE DESCRIPTION ANNEE MOIS			
LOCALISATION ADMINISTRATIVE		I-9 BASSIN VERSANT DE REFERENCE	
I-5 REGION	I-6 DEPARTEMENTS (COMMUNES)	I-3 SUPERFICIE APPROXIMATIVE	
I-7 QUARTIER MARITIME		I-2 PROFONDEUR mini m maxi m	I-4 TROPHISME (cocher) oligo. eutro. dystro.
I-1 CARTE DE REFERENCE SHOM		I-2 COMPOSANTES MARGRAPHIQUES a-Port principal de référence	b-Coefficient de correction
I-1 SEMAPHORE DE REFERENCE		c-Marnage maximum	d-Niveau de mi-marée
III-3 HYDROLOGIE ET HYDRODYNAMISME (cocher la case correspondante)			
a-Exposition houle, vagues extr. exposé mod. exposé m.d. exposé			
b-Salinité variable dessalé normale sursalé			
c-Turbidité turbide peu turbide clair variable			
d-Vitesse maximale des courants T. Fo. Mo. Fa. T. Fa			
e-existence d'une thermocline profond			
IV ACTIVITES HUMAINES, MESURES DE PROTECTION, STATUTS ADMINISTRATIFS (utiliser les typologies de référence)			
IV-1 Liste des activités humaines			
IV-2 Mesures d'aménagement, de gestion et de protection			
IV-3 Statuts administratifs ou autres			
V INTERET DE LA ZONE, PROBLEMES DE GESTION ET RECOMMANDATIONS			
V-1 Interet de la zone (texte libre concis)			
V-2 Problemes de gestion existants et recommandations pour une gestion raisonnée (texte libre concis)			
V-3 Liste des espèces protégées, menacées, remarquables (aisant l'interet de la zone (noms latin usuels))			
VI DESCRIPTION ECOLOGIQUE (utiliser les typologies de référence)			
VI-1 Description générale de la zone			
VI-2 Caractéristiques lithologiques a. nature géologique			
b. nature du substrat			
c. granulométrie			
VI-3 Principales biocénoses par niveau (I à IV)			
I-supralittoral			
II-médio littoral			
III-infralittoral			
IV-circalittoral			

ANNEXE 11 :

A-Illustration du manuel des biotopes CORINE proposé par Devillers et *al.* (1991) :
détail de la partie marine du système.



B-Clef de détermination des habitats marins (au niveau générique) de la typologie des cahiers d'habitats (Bensettiti et *al.*, 2004).

Caractères discriminants	Intitulé de l'habitat générique
1. Milieux à salinité variable (hypohalin) soumis à des apports d'eau douce par les fleuves et rivières	Estuaires
2. Milieux à salinité variable (hypo- et hyperhalin) peu profonds et sans communication directe avec la mer ou avec une communication réduite ou sporadique	* Lagunes côtières
3. Milieu marin	
3.1. Faciès sédimentaires (des vases aux graviers et cailloutis)	
3.1.1. Humectés par les embruns (supralittoral) ou recouverts à haute mer (médiolittoral)	Replats boueux ou sableux exondés à marée basse
3.1.2. Submergés de façon permanente et jusqu'à la limite inférieure considérée (infralittoral) - sables et gravier	Bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine
3.1.3 Occupés par les herbiers à Posidonies en Méditerranée	* Herbiers à Posidonies
3.1.4. Submergés de façon permanente et jusqu'à la limite inférieure considérée (infralittoral) - sédiments envasés des milieux semi-fermés	Grandes criques et baies peu profondes
3.2. Faciès rocheux et récifs d'origine biogène (Hermelles, Coralligène)	Récifs
3.3. Grottes marines immergées ou ouvertes à basse mer	Grottes marines submergées ou semi-submergées

ANNEXE 12 : Classification des habitats côtiers et de la végétation halophytique des côtes métropolitaines française avec la liste des habitats génériques (en gras) qui sont subdivisés en habitats élémentaires (Bensettiti *et al.*, 2004).

Habitats côtiers et végétations halophytiques	1320 – 15.2 Prés à <i>Spartina</i> (<i>Spartinion maritima</i>)
Eaux marines et milieux à marées	1320-1 Prés à <i>Spartina</i> maritime de la haute slikke.....
1110 – 11.25, 11.22, 11.31 Bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine	1330 – 15.3 Prés salés atlantiques (<i>Glauco-Puccinellietalia maritima</i>)
1110-1 Sables fins propres et légèrement envaïsés, herbiers de <i>Zostera marina</i> (façade atlantique).....	1330-1 Prés salés du bas schorre.....
1110-2 Sables moyens dunaires (façade atlantique).....	1330-2 Prés salés du schorre moyen.....
1110-3 Sables grossiers et graviers, bancs de maërl (façade atlantique).....	1330-3 Prés salés du haut schorre.....
1110-4 Sables mal triés (façade atlantique).....	1330-4 Prés salés du contact haut schorre/dune.....
1110-5 Sables fins de haut niveau (Méditerranée).....	1330-5 Prairies hautes des niveaux supérieurs atteints par la marée.....
1110-6 Sables fins bien calibrés (Méditerranée).....	Marais et prés salés méditerranéens et thermo-atlantiques
1110-7 Sables grossiers et fins graviers sous influence des courants de fond (Méditerranée).....	1410 – 15.5 Prés salés méditerranéens (<i>Juncetalia maritimi</i>)
1110-8 Sables grossiers et fins graviers brassés par les vagues (Méditerranée).....	1410-1 Prés salés méditerranéens des bas niveaux.....
1110-9 Galets infralittoraux (Méditerranée).....	1410-2 Prés salés méditerranéens des hauts niveaux.....
1120 – 11.34 * Herbiers à posidonies (<i>Posidonium oceanica</i>)	1410-3 Prairies subhalophiles thermo-atlantiques.....
1120-1 * Herbiers à posidonies.....	1420 – 15.6 Fourrés halophiles méditerranéens et thermo-atlantiques (<i>Sarcocornietea fruticosi</i>)
1130 – 13.2, 11.2 Estuaires	1420-1 Fourrés halophiles thermo-atlantiques.....
1130-1 Slikke en mer à marées (façade atlantique).....	1420-2 Fourrés halophiles méditerranéens.....
1130-2 Sables vaseux et vases lagunaires et estuariennes (Méditerranée).....	1430 – 15.72 Fourrés halo-nitrophiles (<i>Pegano-Salsolietea</i>)
1140 – 14 Replats boueux ou sableux exondés à marée basse	1430-1 Fourrés halo-nitrophiles du littoral de la Corse et de la Provence.....
1140-1 Sables des hauts de plage à Talitres (façade atlantique).....	1430-2 Végétations halo-nitrophiles des colonies d'oiseaux marins, méditerranéennes et thermo-atlantiques.....
1140-2 Galets et cailloutis des hauts de plage à <i>Orchestia</i> (façade atlantique).....	Steppes intérieures halophiles et gypsophiles
1140-3 Estrans de sable fin (façade atlantique).....	1510 – 15.8 * Steppes salées méditerranéennes (<i>Limnietalia</i>)
1140-4 Sables dunaires (façade atlantique).....	1510-1 * Steppes salées du littoral du Languedoc et de Provence.....
1140-5 Estrans de sables grossiers et graviers (façade atlantique).....	Dunes maritimes et intérieures
1140-6 Sédiments hétérogènes envaïsés (façade atlantique).....	Dunes maritimes des rivages atlantiques, de la mer du Nord et de la Baltique
1140-7 Sables supralittoraux avec ou sans laines à dessiccation rapide (Méditerranée).....	2110 – 16.211 Dunes mobiles embryonnaires
1140-8 Laines à dessiccation lente dans l'étage supralittoral (Méditerranée).....	2110-1 Dunes mobiles embryonnaires atlantiques.....
1140-9 Sables méditerranéens (Méditerranée).....	2110-2 Dunes mobiles embryonnaires méditerranéennes.....
1140-10 Sédiments détritiques méditerranéens (Méditerranée).....	2120 – 16.212 Dunes mobiles du cordon littoral à <i>Ammophila arenaria</i> (dunes blanches)
1150 – 21 * Lagunes côtières	2120-1 Dunes mobiles à <i>Ammophila arenaria</i> subsp. <i>arenaria</i> des côtes atlantiques.....
1150-1 * Lagunes en mer à marées (façade atlantique).....	2120-2 Dunes mobiles à <i>Ammophila arenaria</i> subsp. <i>australis</i> des côtes méditerranéennes.....
1150-2 * Lagunes méditerranéennes.....	2130 – 16.221 à 16.223 et 16.225 à 16.227 * Dunes côtières fixées à végétation herbacée (dunes grises)
1160 – 12 Grandes criques et baies peu profondes	2130-1* Dunes grises de la mer du Nord et de la Manche.....
1160-1 Vasières infralittorales (façade atlantique).....	2130-2 * Dunes grises des côtes atlantiques.....
1160-2 Sables hétérogènes envaïsés infralittoraux. Bancs de maërl (façade atlantique).....	2130-3 * Pelouses vivaces calcicoles arrière-dunaires.....
1160-3 Sables vaseux de mode calme (Méditerranée).....	2130-4 * Ourlets thermophiles dunaires.....
1170 – 11.24, 11.25 Récifs	2130-5 * Pelouses rases annuelles arrière-dunaires.....
1170-1 La roche supralittorale (façade atlantique).....	2160 – 16.251 Dunes à <i>Hippophaë rhamnoides</i>
1170-2 La roche médiolittorale en mode abrité (façade atlantique).....	2160-1 Dunes à Argousier.....
1170-3 La roche médiolittorale en mode exposé (façade atlantique).....	2170 – 16.26 Dunes à <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)
1170-4 Les récifs d'Hermelles (façade atlantique).....	2170-1 Dunes à Saule des dunes.....
1170-5 La roche infralittorale en mode exposé (façade atlantique).....	2180 – 16.29 Dunes boisées des régions atlantique, continentale et boréale
1170-6 La roche infralittorale en mode abrité (façade atlantique).....	2180-1 Dunes boisées du littoral nord-atlantique.....
1170-7 La roche infralittorale en mode très abrité (façade atlantique).....	2180-2 Dunes boisées littorales thermo-atlantiques à Chêne vert.....
1170-8 Les cuvettes ou mares permanentes (façade atlantique).....	2180-3 Dunes boisées littorales thermo-atlantiques à Chêne liège.....
1170-9 Les champs de blocs (façade atlantique).....	2180-4 Arrière-dunes boisées à Chêne pédonculé.....
1170-10 La roche supralittorale (Méditerranée).....	2180-5 Aulnaies, saulaies, bétulaies et chenaies pédonculées marécageuses arrière-dunaires.....
1170-11 La roche médiolittorale supérieure (Méditerranée).....	2190 – 16.31 à 16.35 Dépressions humides intradunales
1170-12 La roche médiolittorale inférieure (Méditerranée).....	2190-1 Mares dunaires.....
1170-13 La roche infralittorale à algues photophiles (Méditerranée).....	2190-2 Pelouses pionnières des pannes.....
1170-14 Le Coralligène (Méditerranée).....	2190-3 Bas-marais dunaires.....
Falaises maritimes et plages de galets	2190-4 Prairies humides dunaires.....
1210 – 17.2 Végétation annuelle des laines de mer	2190-5 Roselières et cançaises dunaires.....
1210-1 Laines de mer sur substrat sableux à vaseux des côtes Manche-Atlantique et mer du Nord.....	Dunes maritimes des rivages méditerranéens
1210-2 Laines de mer sur cordons de galets et de graviers des côtes Manche-Atlantique et mer du Nord.....	2210 – 16.223 Dunes fixées du littoral du <i>Crucianellion maritima</i>
1210-3 Laines de mer des côtes méditerranéennes.....	2210-1 Dunes fixées du littoral méditerranéen du <i>Crucianellion maritima</i>
1220 – 17.3 Végétation vivace des rivages de galets	2230 – 16.228 Dunes avec pelouses des <i>Malcolmietalia</i>
1220-1 Végétation des hauts de cordons de galets.....	2230-1 Pelouses dunales des <i>Malcolmietalia</i>
1220-2 Végétation des revers internes des cordons de galets.....	2250 – 16.27 et 6.4.6.13 * Dunes littorales à <i>Juniperus</i> spp.
1230 – 18.21 Falaises avec végétation des côtes atlantiques et balniques	2250-1 * Fourrés à Genévriers sur dunes.....
1230-1 Végétation des fissures des rochers eu-atlantiques à nord-atlantiques.....	2250-2 * Fourrés à Genévriers sur falaises.....
1230-2 Végétation des fissures des rochers thermo-atlantiques.....	2260 – 16.28 Dunes à végétation sclérophylle des <i>Cisto-Lavanduletalia</i>
1230-3 Pelouses aérohalines sur falaises cristallines et marno-calcaires.....	2260-1 Dunes à végétation sclérophylle des <i>Cisto-Lavanduletalia</i>
1230-4 Pelouses aérohalines sur falaises de craie du nord de la France.....	2270 – 16.29 x 42.8 * Dunes avec forêts à <i>Pinus pinea</i> et/ou <i>Pinus pinaster</i>
1230-5 Pelouses hygrophiles des bas de falaise.....	2270-1 * Forêts dunales à Pin parasol (<i>Pinus pinea</i>).....
1230-6 Pelouses rases sur dalles et affleurements rocheux des contacts pelouses aérohalines-laines.....	2270-2 * Forêts dunales à Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>).....
1240 – 18.22 Falaises avec végétation des côtes méditerranéennes avec <i>Limonium</i> spp. endémiques	Habitats rocheux et grottes
1240-1 Végétation des fissures des falaises calcaires.....	Autres habitats rocheux
1240-2 Végétation des fissures des falaises cristallines.....	8330 – 11.26 Grottes marines submergées ou semi-submergées
1240-3 Garrigues littorales primaires.....	8330-1 Grottes en mer à marées (façade atlantique).....
Marais et prés salés atlantiques et continentaux	8330-2 Bioécénose des grottes médiolittorales (Méditerranée).....
1310 – 15.1 Végétations pionnières à <i>Salicornia</i> et autres espèces annuelles des zones boueuses et sableuses	8330-3 Bioécénose des grottes semi-obscurées (Méditerranée).....
1310-1 Salicorniales des bas niveaux (haute slikke atlantique).....	8330-4 Bioécénose des grottes obscures (Méditerranée).....
1310-2 Salicorniales des hauts niveaux (schorre atlantique).....	
1310-3 Salicorniales des prés salés méditerranéens.....	
1310-4 Pelouses rases à petites annuelles subhalophiles.....	

ANNEXE 13 :

A- La matrice (primaire et secondaire) produisant un cadre pour les premiers niveaux de la classification des habitats proposés par Connor et *al.* (1997).

SUBSTRATUM		ROCK				SEDIMENT					
		High energy rock	Moderate energy rock	Low energy rock	Features on rock	Coarse sediment	Sand	Mud	Mixed sediment	Macrophyte-dominated sediment	Biogenic reefs
		[H+R]	[M+R]	[L+R]	[F+R]	[CS]	[Sa]	[Mu]	[Mx]	[Mp]	[BR]
ZONE		(wave exposed or very tide-swept)	(moderately wave-exposed or tide-swept)	(wave sheltered and weak tidal currents)	(rockpools, caves)	Mobile cobble & pebble, gravel, coarse sand	Clean sands & non-cohesive muddy sands	Cohesive sandy muds & muds	Heterogeneous mixtures of gravel, sand & mud		
LITTORAL	LITTORAL	High energy littoral rock	Moderate energy littoral rock	Low energy littoral rock	Features on littoral rock	Littoral coarse sediment	Littoral sand	Littoral mud	Littoral mixed sediment	Littoral macrophyte-dominated sediment	Littoral biogenic reefs
	[L] (splash zone, strandline & intertidal)	[HLR]	[MLR]	[LLR]	[FLR]	[LCS]	[LSa]	[LMu]	[LMx]	[LMp]	[LBR]
SUBLITTORAL [S]	INFRA-LITTORAL	High energy infralittoral rock	Moderate energy infralittoral rock	Low energy infralittoral rock	Features on infralittoral rock	Sublittoral coarse sediment	Sublittoral sand	Sublittoral mud	Sublittoral mixed sediment	Sublittoral macrophyte-dominated sediment	Sublittoral biogenic reefs
	[I] (shallow subtidal)	[HIR]	[MIR]	[LIR]	[FIR]						
	CIRCA-LITTORAL	High energy circalittoral rock	Moderate energy circalittoral rock	Low energy circalittoral rock	Features on circalittoral rock						
	[C] (nearshore deeper and offshore subtidal)	[HCR]	[MCR]	[LCR]	[FCR]						

B-Vue hiérarchique du système européen EUNIS de classification des habitats marins proposé par Davies et *al.* (2004).



PARTIE II : Biogeographic Variations in the Gravel Community of the Eastern English Channel

INTRODUCTION

Gravel sediments are well represented in the Eastern Channel Basin where large areas have a high bottom shear stress that induces the transport of finer sediment. Historically, the scientific study of coarser sediments has presented a significant challenge, largely on account of the difficulties of obtaining reliable quantitative samples (Eleftheriou & Holme, 1984). As a consequence, information on the nature and distribution of benthic assemblages and their wider role in the marine ecosystems is considerably more limited than in areas of soft sediments (Boyd *et al.*, 2006). Recent studies show that they can contain a certain diversity of biotopes (in sense of JNCC MNCR Biotope's Classification, Connor *et al.*, 2004), as well as a certain species richness (Davoult, 1990; Brown *et al.*, 2001; James *et al.*, 2007). Those meso-scale studies have identified major controlling factors that explain community distribution among the gravel areas of the Eastern English Channel, but there is little knowledge about the importance of the functioning of these systems, particularly in terms of the productivity and food chain that can be important on the larger scale. Gravel sediments are known to be important for herring spawning and habitat for scallop's beds. Thus further studies can recognise a special interest for those areas on the seafloor. Investigations made to see if those area complete the EU Habitat Directive purpose in recent work on the British side of the English Channel has been directed at identifying Annex I 'reef Habitat' with a view in proposing "Special Areas of Conservation".

On other hand, they have a high economic interest, particularly for marine granulate extraction, which is increasing as land-based sources become exhausted (Augris & Cressard, 1991). Currently, marine extraction is a low fraction of the whole production of granulates. It's in the order of 7 million tones per year for France in 2005 (1.5% of the total consumption, UNICEM data) and 13.5 millions tones a year in 2004 for England and Wales (20% of the total consumption, BMAPA data). Several licenses for marine aggregate dredging fall into the Eastern English Channel, either on the French or British sides, because of the relatively easy seafloor access afforded by shallow depth (approximately 60-70 m maximum).

These two interests in gravel areas are not compatible in terms of environmental management. Gravel extraction disturbs the ground and modifies seabed features, with

changes ranging from minor alterations of superficial granulometry to a significant increase in the proportion of fine sands. This can result in a change of sediment composition from sandy gravels to gravelly sands (Boyd *et al.*, 2001) and so affect the distribution of the benthic communities, the nature of which are considered to depend on sediment type (Gentil & Cabioch, 1997). Dredging can also lead to the production of plumes of suspended material. These both impact rates of recolonization. Available evidence indicates that dredging causes an initial reduction in the abundance, species diversity and biomass of the benthic community. Substantial progress towards full restoration of the fauna and sediments can be expected within a period of approximately 2-3 years following cessation, but this depend widely on the extraction processes (Boyd *et al.*, 2001).

There is currently one main study on quantitative data in gravel communities in the English Channel in an aggregate extraction sites in the south of the British coast between Hastings and Brighton (James *et al.*, 2007). The laboratories of the CEFAS, Lowestoft, and of the Station Marine of Wimereux have both sampled gravel areas to the west of this extraction site, along a transect at the south of the Isle of Wight, and a grid pattern in the Bay of Seine. This pool of data may be useful to make a large-scale analysis of the biogeographical variations in the gravel communities in the Eastern Channel Basin that allows comparing and contrasting communities of gravel across the central and eastern English Channel to underpin regulation decision about management of these zones. The objective of this manuscript is so emphasize which are the major ecological differences between these two environments and improving knowledge about physical factors driving the particularities of communities' distribution.

I. Materials and Methods

a. Survey sites

◆ *Central English Channel*

The survey design follows an east west transect at latitude 50°12'N, from 0°18'W to 2°48'W (178 km) to the south of the Isle of Wight (fig 1). Sampling stations are every 6 minutes of longitude (7 km apart) in gravel substrate (Hamblin *et al.*, 1992), totalling 22 stations. Samples were collected in August 2006 during a 12-days survey aboard the CEFAS Endeavour. The transect is called 'Isle of Wight transect' for the following study.

◆ *Bay of Seine*

Samples were collected in May 1999 over a widely space grid on an area of approximately 1800 km² covering gravel substrate in the Bay of Seine, situated in the Eastern English Channel. Figure 1 displays the position of the stations which are 10 km apart, totaling 19 stations.

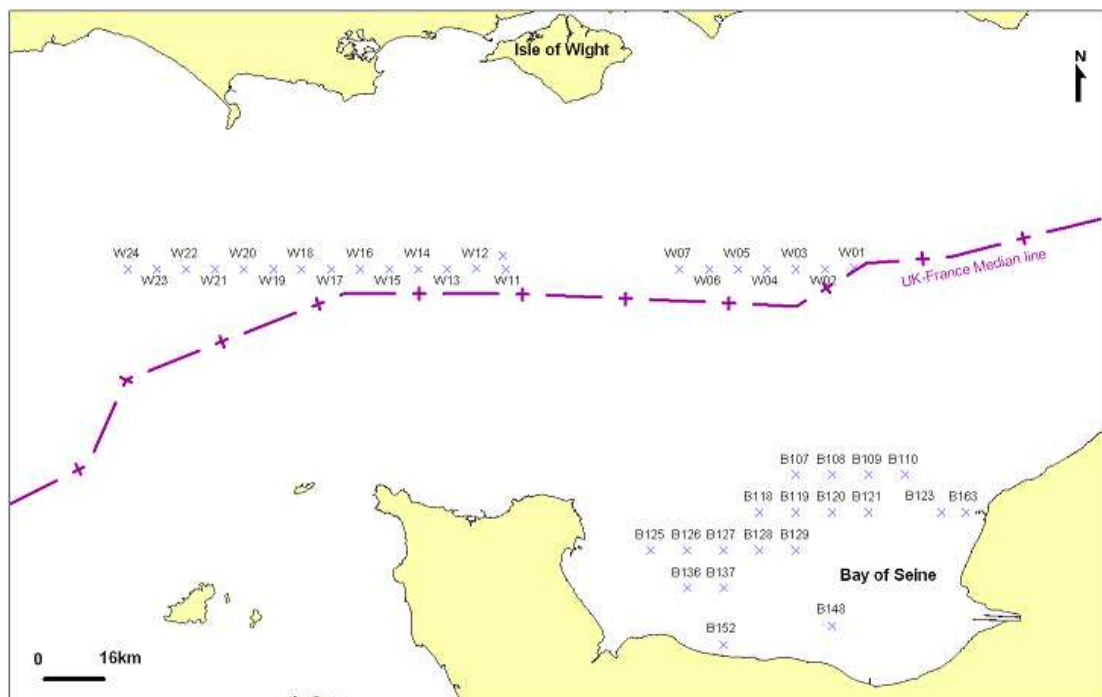


Figure 1: Distribution of sampling sites for surveys on the Isle of Wight transect and in the Bay of Seine.

b. Regional overview

The purpose of this overview is to place the study in its regional context. The English Channel is a relatively shallow shelf sea lying between England and France. Physiographically, the most extensive element in the English Channel is a gently dipping planation surface rising gently to the east, in the centre of the Dover Strait, and also to the English and French Coast (Curry, 1989; Stride, 1990). It has a maximum depth at 100-120 m in the centre of the channel between the Isle of Wight and Cherbourg. The eastern English channel is considered to be a transition area between the Atlantic Ocean and the North Sea. The water circulation is characterized by a central “river” flowing eastwards from the Atlantic to the North Sea (fig. 2), bordered with a lot of nested gyres (Ménèsquen & Gohin, 2006).

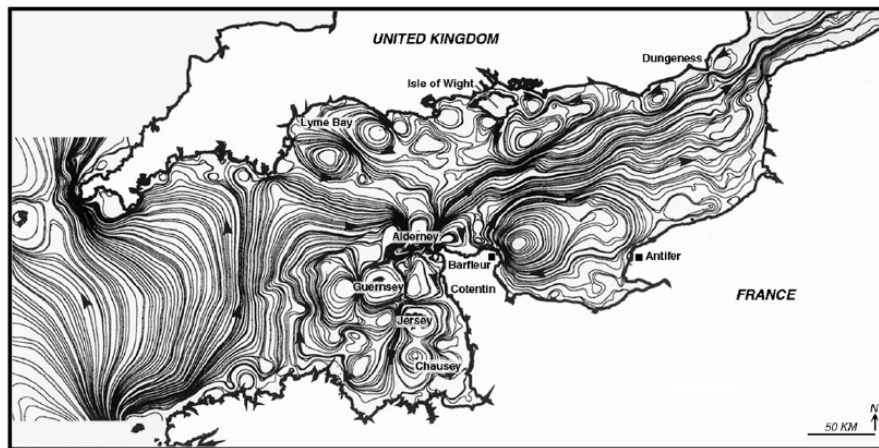


Figure 2: Streamlines of tidal residual flow in the English Channel, computed for constant medium tidal amplitude and without wind (from Salomon & Breton, 1991).

The English Channel is a tide dominated environment, although the influence of long swell waves approaching from the open Atlantic Ocean cannot be neglected. Current speeds at the seabed in excess of 1m/s have been measured along a transect between the Isle of Wight and Cotentin peninsula, France (Vélérakis *et al.*, 1997). Under such conditions, grains up to pebbles size are mobile. The tide is semi-diurnal (Le Provost & Fornerino, 1985) and the associated tidal currents are strong. The stress generated at the seabed is a function of the tidal current velocities (fig 3), water depth and bottom roughness. Considering to the distribution of seabed sediments (fig. 4) in this part of the Channel, a correlation can be seen between the seabed character and the exerted stress. The high seabed stress area in the central English Channel correlates well with the coarser deposit, whereas the low bed stress level correlates well with the sandy deposit (James *et al.*, 2007).

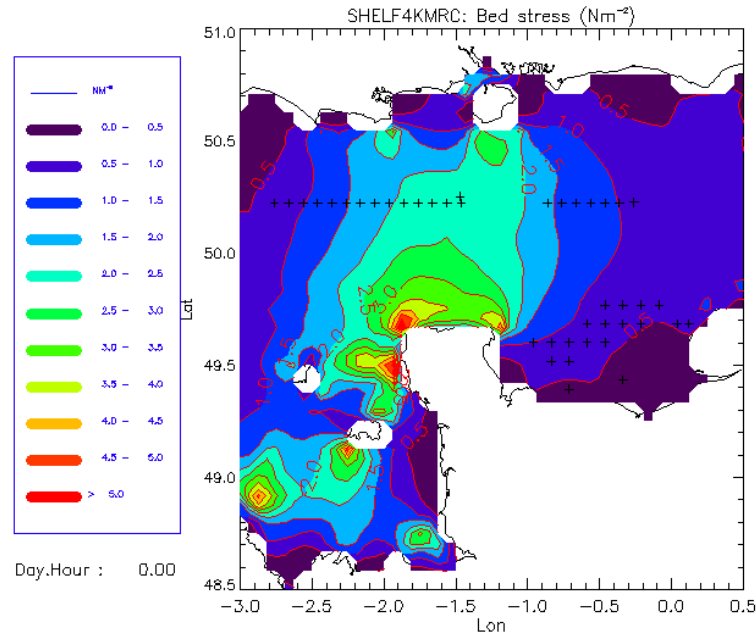


Figure 3: Distribution of the tide induced bed stress in the Central English Channel and the Bay of Seine from the 'PRISM' model developed at Proudman Oceanographic. Laboratory (POL) and run by Cefas on a 4km mesh (Davies & Aldridge, 1993.)

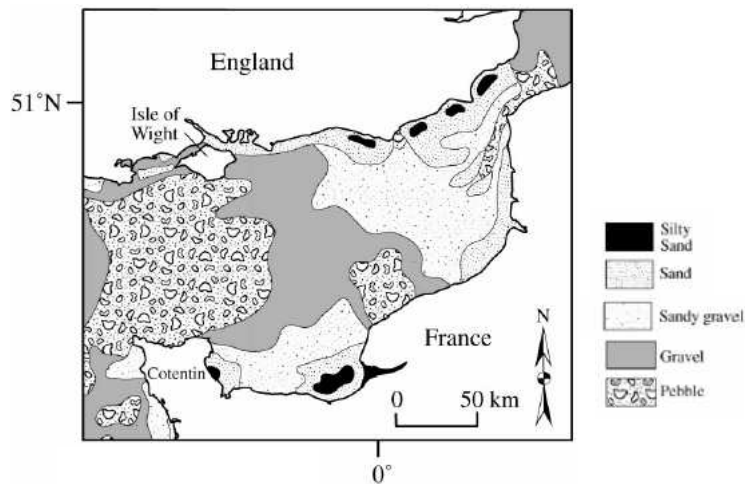


Figure 4: Generalised distribution of lithological types of surficial sediments [according to Folk (1980), slightly modified] in the eastern English Channel (after Vasley *et al.*, 1978)

There are numerous channels on the seabed in the English Channel (paleovalley), which have been eroded into its surface, but many have been infilled with sediment up to the level of the ambient seabed planation surface and are therefore morphologically indistinguishable from their surroundings. However, there are some open relatively shallow channel systems running across the seabed, the most prominent of which is the Northern paleovalley (James *et al.*, 2007). Their location in the English Channel is illustrated below (fig 5):

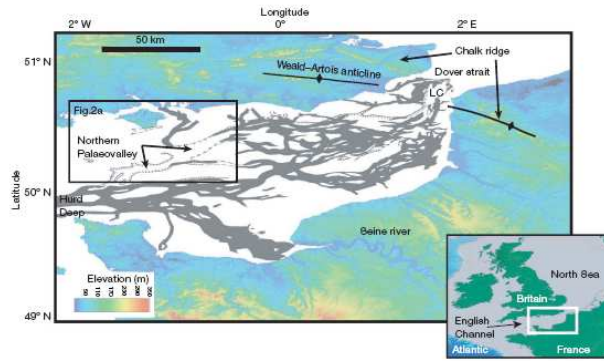


Figure 5: Location map and inferred distribution of paleovalleys on the English Channel Map (Gupta et al., 2007).

The Isle of Wight transect is in a tide swept, low depositional environment; therefore it exhibits a discontinuous cover of coarse-grained lag deposit generally less than 1 m thick (Hamblin et al., 1992). Finer grained material has been winnowed away over time by the strong currents. Lag deposits are predominantly gravels and sandy gravels (Coggan et al., 2008). The transect is bisected by the northern paleovalley.

The Bay of Seine is a wide shallow bay that opens to the English Channel. The maximum depth is approximately 40 m (Méar et al., 2006). It is, as the entire English Channel, a tidal-dominated sedimentary environment. Spring tidal currents are strong enough to move the surface sediments with grain size less than 2 mm (Méar et al., 2006). The seafloor of the Bay of the Seine is mainly covered with coarse-grained sediment (fig. 4), including coarse sands, gravels and pebbles (Larsonneur & Hommeril, 1967; Larsonneur, 1971; Vaslet et al., 1978; Larsonneur et al., 1982). Larsonneur (1972) showed a progressive decrease of grain size from the stony seafloor in the open sea to the subtidal and fine estuarine sediments of the Seine River (Méar et al., 2006). In the centre of the Bay of Seine the seabed is covered by a layer of ~10 m coarse sediment infilling the Seine paleovalley.

In the English Channel, water depth, temperature, hydrodynamics and sediment types have been identified as the predominant environmental factors that are likely to influence the species composition (Bremner et al., 2006; Sanvicente-Añorve et al., 2002). Distributions of some of these factors have been exposed previously, below are presented values of salinity and temperature (fig. 6) for the stations sampled in the Bay of Seine and the Isle of Wight Transect.

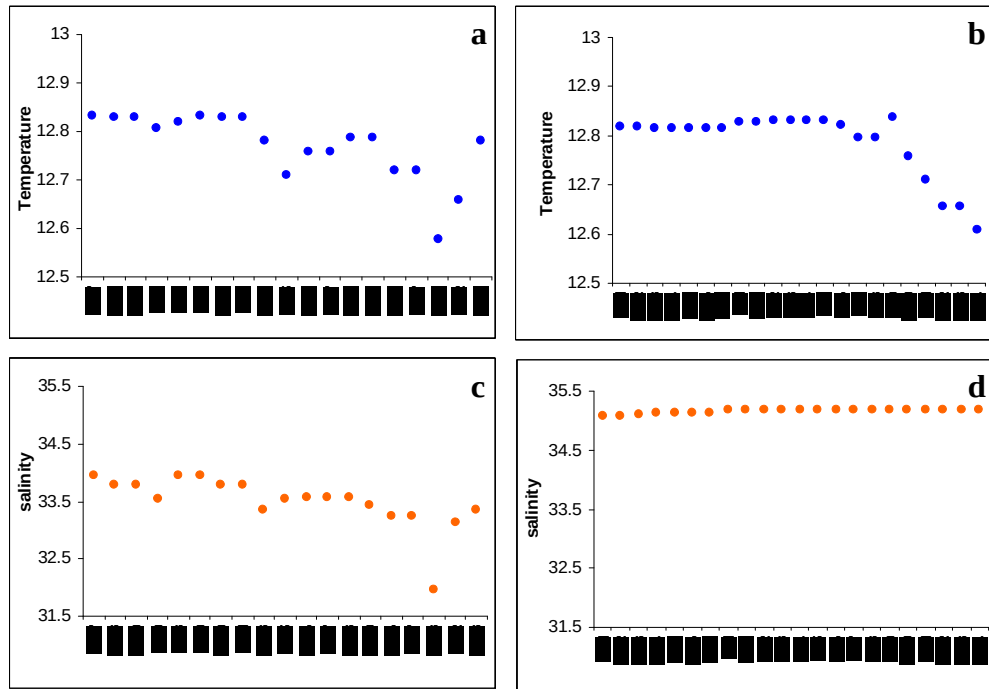


Figure 6: Values of mean temperature and salinity for 5 years (2001-2006) at the station of the Bay of Seine (a-c) and the Isle of Wight (b-d) simulated in a General Estuarine Transport Model (GETM).

c. Collection of grab samples

✦ *Central English Channel*

Benthic samples were collecting using a 0.1 m² Hamon Grab, with triplicate samples at each station. They have been collected to assess the distribution of macrofauna and sediments in the area. A full description of this grab and its operation can be found in Boyd (2002). A sub-sample (500 mL) was taken from each sample for particle size analysis (PSA) following the general methodology given in Boyd (2002). The remaining sample was washed over 64 mm, 5 mm and 1 mm square mesh sieves to remove the sediment and to separate the fauna into size fractions. For samples where cobble sized particles (>64 mm) were present, the cobbles were removed and their physical and geological characteristics were determined. If epifauna was present on the cobble, the cobble was preserved along with the bulk of the infaunal sample. The two resultant finer fractions (>1 mm – 5 mm and >5 mm – 64 mm) were backwashed into separate containers and fixed in 4-6% buffered formaldehyde solution. Further details of field sampling methodology, follow-up laboratory analysis and related quality assurance activities can be found in Boyd (2002). During particle size analysis the proportion of the total material retained on the 500 µm mesh that was composed of shell, ‘the visual shell score’, was assessed using a 0 – 4 scale (Table 1).

Table 1: Scale used to assess the quantity of shell material retained on the 5 mm sieve.

Shell percentage on sieve	Visual Shell Score
0	0
1 - 25	1
26-50	2
51 - 75	3
76 - 100	4

Fauna were identified to species level by an external accredited laboratory, following their own Standard Operating Procedure.

♦ *Bay of Seine*

Sediment samples were collected using a 0.25 m² Hamon grab, with four replicate at each station. Grab results were pooled giving faunal data in abundance per m². Sediments were sieved with a 2 mm mesh size [because it retains 95% of the biomass (Ghertsos, 2002)] and then fixed with neutralised buffered 4% formalin with seawater. Fauna were identified to species level back in the laboratory.

An additional fifth grab was taken at each of the sites for the substrate analysis. The particle size distribution of sediment was analysed on a fraction of this grab (~2 L) by dry sieving the sediment through a stack of Wentworth grade sieves according to the technique of Buchanan (1984).

d. Data analysis

Associations between macrofaunal assemblages and a range of environmental variables were examined by univariate and multivariate analyses following the general methodology of Clarke & Warwick (1994) using the PRIMER software package (V.5, Clarke & Gorley, 2001). Biogeographic variations in macrofaunal assemblage and substrate type were possible thanks to the mapping of the results in a GIS software package MapInfo Professional (v. 7.0, 2002).

◆ *Physical variables*

Variations in sediment characteristics in each study areas are revealed using Principal Component Analysis (PCA) and ordination using Euclidian distance. Data are $\log(x+1)$ to homogenizing the weighting of the variables that are not in the same units. For both sites, the physical variables considered were the percentage in gravel, the percentage in sand and the percentage in mud (silt and clay), statistical sediment parameters (sorting, kurtosis, skewness), and the water depth. Mean particle size (ϕ) was not used because sediments were often heterogeneous and it is not a realistic value to describe them. Additional parameters of interest included in the analysis were the visual shell score (for the Isle of Wight transect) and some values for salinity, temperature, the peak wave stress and the average tide stress derived from hydrographic models [Cugier *et al.*, 2005 (for temperature and salinity in the Bay of Seine); Davies & Aldridge, 1993; Osuna & Wolf, 2004 (for the other variables)]. Peculiar attention was taken before running the analysis to omit strongly correlated data by drawing Draftsman plots in Primer v.5.

◆ *Biological variables*

Univariate analysis, based on total number of individuals (excluding colonial species) and the total number of species, were calculated from the Hamon Grab samples to provide a quantitative assessment of benthic assemblages for each station. This include the number of individuals (N), the number of species (S), the species richness (d'), the Shannon diversity index ($\log_e$) (H') and the Pielou evenness (J'). The significance of any differences between stations was tested with the non-parametric Kruskal-Wallis statistical test (indicated by the letter H).

To enable comparison between the two survey sites using multivariate analysis, abundance data was expressed as in individual per m^2 . In both sets of data, abundances were square root transformed in order to down-weight the influence of rare and extremely abundant species (Clarke & Gorley, 2001). In the Isle of Wight transect 'rare' species that account for less than 1% of the total abundance in any one sample were excluded from the analysis (Primer manual), as well as colonial species.data. Multivariate analysis relies on similarities matrices, which were calculated using the Bray-Curtis similarity index on abundance data. Different analytical routines of the Primer package were run in order to explore the community structure across the sites:

CLUSTER: Carries out simple agglomerative, hierarchical clustering, based on a sample similarity matrix. Outputs a dendrogram that displays how samples cluster together into successive larger groups at decreasing level of similarity.

MDS (non metric multidimensional scaling): Provides a 2-d or 3-d scatter-plot representing the resemblance between samples, based on the similarity matrix used to construct the dendrogram in CLUSTER. The relative distances between points reflect their similarity/dissimilarity: the most similar points are plotted closest together whilst the least similar points are plotted furthest apart. As the plots ‘collapse’ a multidimensional relationship into a 2-d or 3-d representation, a ‘stress’ value is provided to indicate how faithfully the true relationship is represented by the 2-d or 3-d ordination plot. A stress level of <0.1 corresponds to a good representation, <0.2 is reasonable, >0.3 is poor.

SIMPER (contribution of variables to similarity): Examines the contribution of each variable to the average resemblances between sample groups. Results in two outputs, the first of which ranks the variables (species) that contribute most to the sample similarity within a cluster (i.e. species that characterize that cluster), and the second which ranks variables (species) that contribute most to the dissimilarity between pairs of clusters (i.e. species that discriminate between cluster groups) (Clarke, 1993).

ANOSIM (indicated by the letter R) (analysis of similarities) Analogous to a traditional ANOVA (analysis of variance) test. ANOSIM tests for differences between groups of samples, where the groups have been determined according to some *a-priori* factor such as substrate type, depth zone, biotope class etc. Variants include 1-way and 2-way test. A 1-way ANOSIM test a single factor (e.g. depth zone); a 2-way ANOSIM test 2 factors (e.g. Depth zone and substrate type) (Clarke & Green, 1988).

BIO-ENV: matches faunal data (BIO) to environmental data (ENV), indicating which subset of environmental variables has a multivariate pattern that best matches the pattern observed in the biological data. It does not establish cause and effect, but indicates the environmental variables that appear to have most leverage in structuring the biological communities. BIO-ENV uses all the available environmental variables to find the combination that ‘best explains’ the patterns in the biological data. Results are given in decreasing value of the coefficient ρ , standard spearman rank correlation ($\rho = 1$, a perfect match).

RELATE: Test for significant relationship between similarity matrices. The spearman rank correlation (ρ) is computed between corresponding elements of each pair of matrices, and the significance of the correlation determined using a permutation procedure.

More details on particular data analysis performed during this study can be found in the results section.

e. Video analysis in the Central English Channel

Video observations were made at ground-truth sampling stations selected to cover a representative range of seabed features. The camera was mounted on a sledge and towed along the seabed. Deployments were for a nominal time of 20 minutes, at ~ 0.5 - 0.75 knots, and covered ~ 300 m of ground. Positions were recorded continuously on a GPS and the dynamic positioning capability of the vessel used to steer along pre-determined transects. Video was recorded continuously, with still images taken at one-minute intervals (or thereabouts). Full details of the system and protocols for Camera sledge are given in James *et al.* (2007) and form the core of the MESH guidelines on use of this equipment (Coggan *et al.*, 2008).

Full metadata records were kept in the field, accompanied by notes and sketches of video observations. A more complete analysis of the video was made later. In the laboratory, the video for each station was analysed following a protocol developed over several years of similar work by Cefas and JNCC. This entails dividing the video record up into segments representing different ground types encountered along the transect, then making a detailed analysis of each segment, recording the physical characteristic of the substrate and the life forms and/or recognisable taxa observed. Abundances were estimated using the SACFOR scale (Annexe 1). The details were recorded on a modified MNCR ‘Sublittoral Habitat Recording Form’ to assist their incorporation into the JNCC’s Marine Recorder database. For the video, five still images representative of each segment were subject to similar detailed recording.

Once the analysis was complete, the observer uses expert judgement to assign each segment of the video to one of the classes in “The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland” v04.05 (Connor *et al.*, 2004). This included consideration not of an exact match but being consistent with the physical and biological characteristics noted in the biotope description (Annexes 2 to 9).

II. Results and interpretation

a. Biogeographic variations in benthic communities of the Isle of Wight transect

A total of 66 successful 0.1 m² Hamon Grabs were collected along a 179 Km transect to the south of the Isle of Wight. This section presents the results of the sediment and benthic fauna analysis of the study area.

♦ *Seabed characteristics*

The sediment characteristics allowed the description of the geographical variation in the seabed. The transect covered a region shown on the BGS sediment maps as gravel substrate.

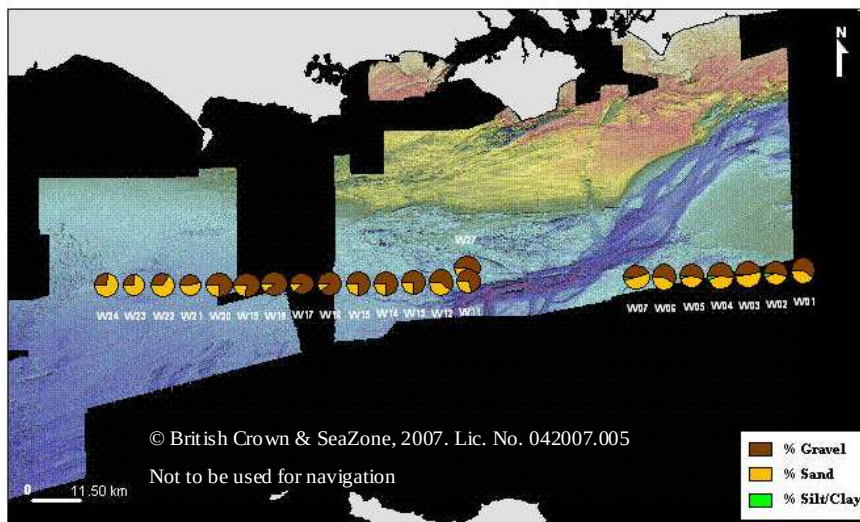


Figure 7: Trends of particle size of sediments along the Isle of Wight transect. The underlying fragment shows the bathymetry in the Central English Channel.

Figure 7 shows the distribution along the Isle of Wight transect of the respective percentages in gravel, sand and mud for each station. There is little mud in the samples, except in the eastern stations (W01 to W07) where percentages are between 2.5 and 8% (they are lower than 2.5% in all other stations). There are similar proportions of sand and gravel. The three eastern stations W24, W23 and W22 are mostly sand. Stations in the centre of the transect are mostly gravelly (W11 to W20).

An ordination by PCA of the particle size distributions from the grab samples is illustrated in figure 8. It included the following variables for three replicates at the 22 stations: mean particle size (ϕ), % gravel, % sand, % mud, sorting, skewness, kurtosis, water depth,

and the visual shell score. Firstly parameters were tested against one another for co-correlates, since values > 0.75 are not acceptable for effective analysis to be carried out. Draftsman plots showed significant correlations between the percentage in gravel and the percentage of sand, between the percentage in gravel and the mean (in phi), and between the percentage in sand and the mean, so the percentage in sand and the mean were omitted from the analysis. Skewness was likewise omitted because had less ecological significance than other parameters.

Table 2 gives eigenvalues for the first three principal component axes, which account for 79.3% of the variation in the data.

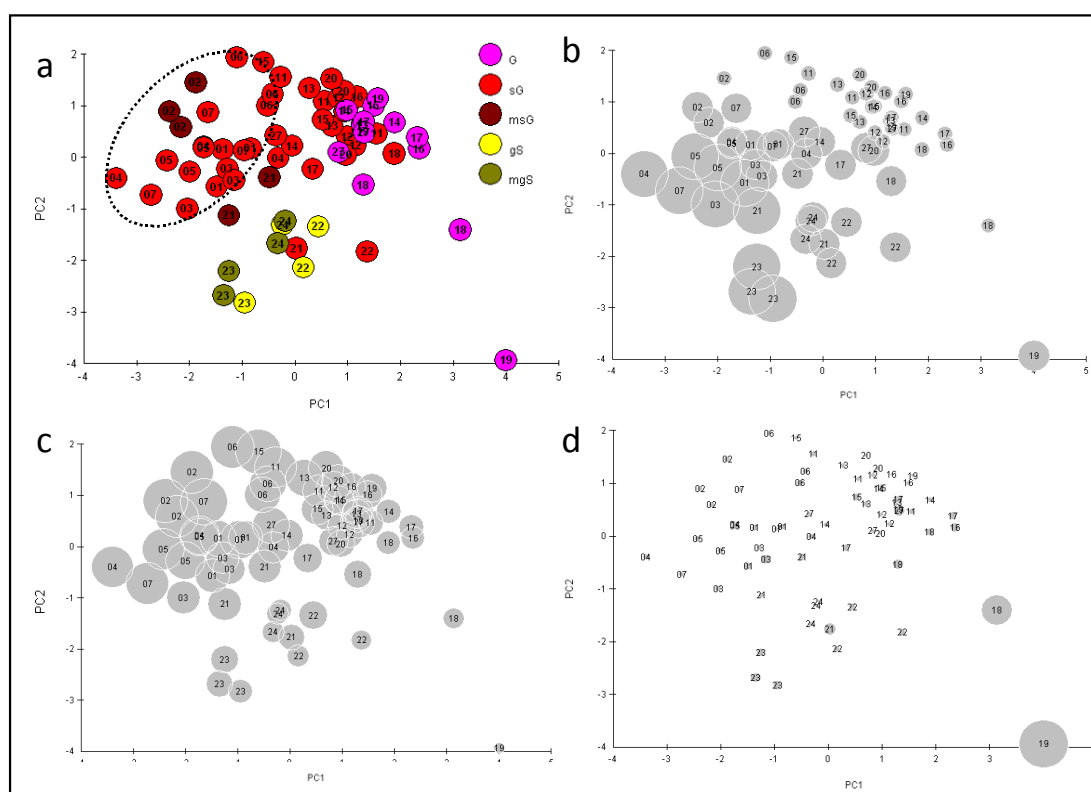


Figure 8: Ordination of the Isle of Wight replicate samples by a PCA of sediment sample characteristics. PC1 accounts for 37.1% of the variation and PC2 for 24.1%. The colored circle in the graph a corresponds to the folk classification (Gravel, sandy gravel, muddy sandy Gravel, gravelly Sand, muddy gravelly Sand). Superimposed grey circles are proportional in diameter to values of the visual shell score (b: from 1 to 3), the sorting (c: from 0.8 to 3.3) and the kurtosis (d: from 1.4 to 25.1). Numerals indicate the station number.

The highest correlations on PC1, which account for 37.1% of the variation in the data, are the percentage in silt and clay and the sorting. PC axis 2 is strongly correlated with the

percentage in gravel, the sorting and the visual shell score, accounting for 25.1% of the variation. The PC 3 axis account for 18% of the variation.

Table 2: Principal component analysis of sediment characteristics from ground-truth samples on the Isle of Wight transect.

Variable	Weighting		
	PC1	PC2	PC3
%Gravel	0.395	0.458	-0.446
%Silt/Clay	-0.573	0.096	-0.442
Visual shell score	-0.426	-0.552	-0.047
Sorting	-0.484	0.514	-0.223
Kurtosis	0.196	-0.448	-0.686
Depth (m)	0.248	-0.099	-0.288
Percentage of variance	37.1	24.1	18.1
Cumulative percentage	37.1	61.2	79.3

There was a high variation in sediment type within stations (between replicates), sometimes as strong as the variation between stations. Plotting sediment sample replicates in the PCA space reveals different patterns (fig. 8). On the graph there is the distribution of the station according to their sediment characteristics and the folk classification with most samples being sandy gravel. Some geographical trend is evident with samples to the east of the paleovalley clustering to the left on PC1 (W01 to W07; in the dotted circle), separate from the more gravelly stations from the west of the paleovalley (W11 to W20). PC2 appear to discriminate sand from gravel substrates. Kurtosis (fig 8c) is high on replicates of stations W18 and W19 because they have greater than 95% gravel. According to the third axis, and thanks to a 3D representation of the MDS plot, station 24 is distinct from the other stations, having the lowest percentage of gravel (so highest percentage of sand) and mud.

The transect is crossed in its middle by a large infilled paleovalley and the sediment characteristics are different on either sides of it. Three groups were thus distinguished. One at the east of the paleovalley (W01-W07), mostly gravel with mud and empty shells; and two groups at the west. One having gravels and no mud (W11 to W21, W27), and the other one being mostly sandy with shells.

♦ *Biology*

A total of 523 species were identified from the 22 stations. Abundances ranged from 197 to 2873 ind.m⁻² and the number species from 60 to 191 per station per 0.3 m² (fig. 9). When colonial species are excluded there was a total number of 409 species, ranged from 36 to 144 per station.

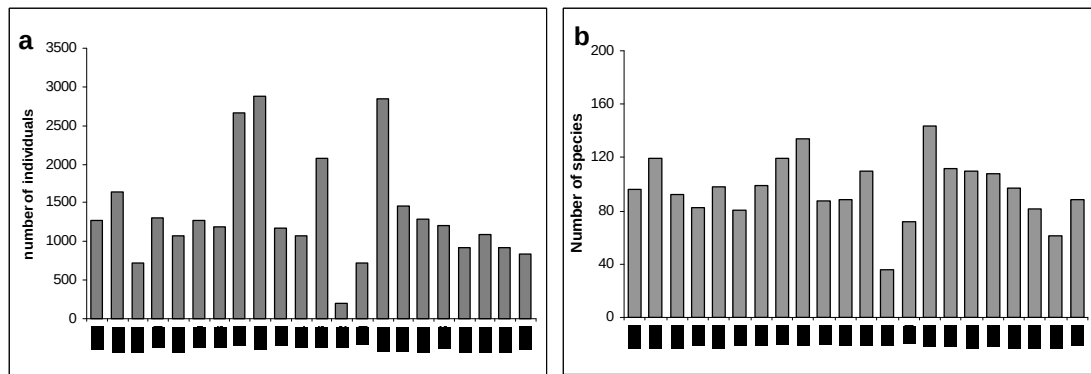


Figure 9: Histograms of number of individuals (N) and number of species (S) per station.

Figure 10 shows a breakdown in the biological data from Phylum to Order. In these non-colonial taxa there were 11 different phyla, 3 of which account for 89% of the individuals (Annelids, Crustacea, Molluscs). There were 24 classes but these were dominated by just three namely Polychaeta, Eumalacostraca and Pelecypoda. There were 66 orders in total, with just 12 of them accounting for 80% of the taxa.

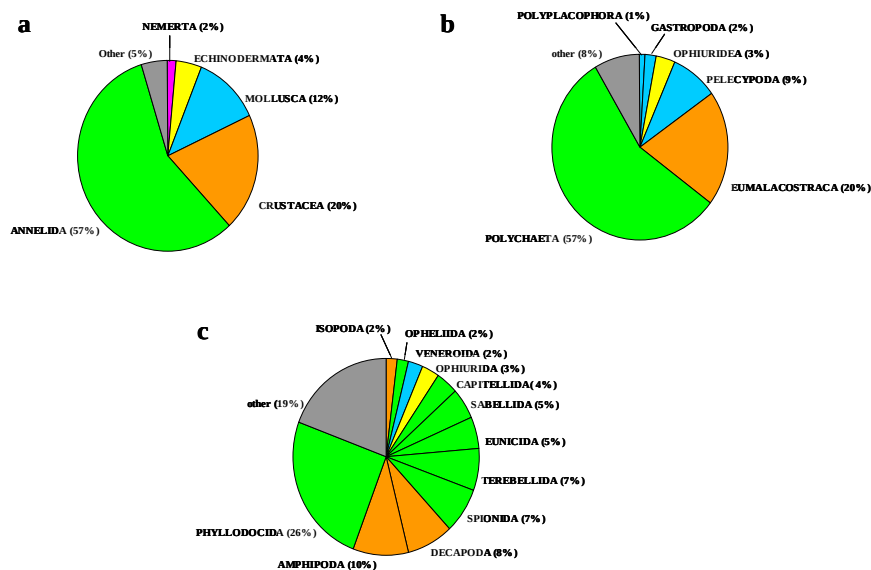


Figure 10: Relative proportions of major groups among the 409 taxa (colonial species excluded), identified from 0.1m² Hamon grab samples: (a) by phylum; (b) by Family and (c) by Order. The colors in b and c correspond to those assigned to the phylum in a.

Taxonomic aggregation exploits the redundancy in community data by analyzing the samples to higher taxonomic levels. Species redundancy means that species can be interchangeable in the way they characterize the samples. Performing a one-way ANOSIM for successive taxonomic aggregations shows where there is a critical loss of information (table

3). There is a significant difference in communities' structure between stations at the level of the genus ($R = 0.635$, $p < 0.001$) and the family ($R = 0.612$, $p < 0.001$). When data are aggregated to higher taxonomic level (order, class or family), the ANOSIM test shows that there are no significant differences (table 2). There is the same trend for the species richness (d'): a significant difference between the 22 transects stations at the level of the genus and the family but no differences at higher levels. There is a significant difference in the Shannon diversity (H') at the level of the genus and the phylum. Conversely, there is a difference in the Pielou's evenness at the higher levels. In order to analyze community variation (or differences) it was desirable not to aggregate data above the level of genus. For this study it was decided not to use aggregation at all because there was no benefit from doing so and taxa had already been identified to species level.

Table 3: Results of statistical test on the community structure (one way ANOSIM, with abundance data), the species richness (d'), the Shannon diversity (H') and the Pielou's evenness (J'). Those last three parameters were compared with a non parametric Test of Kruskal and Wallis. (NS : not significant; * significant at $p < 0.05$; ** significant at $p < 0.01$).

	ANOSIM	d'	H'	J'
Species	0.618**	$H = 41.96$ **	$H = 40.69$ **	NS
Genus	0.635 **	$H = 40.11$ **	$H = 39.27$ **	NS
Family	0.612 **	$H = 33.14$ *	NS	NS
Order	0.533	NS	NS	NS
Class	0.399	NS	NS	$H = 41.73$ **
Phylum	0.371	NS	$H = 33.98$ *	$H = 39.63$ **

Shannon diversity ranged between 2.6 to 3.7 and there is a significant difference between stations ($H=39.5$; $p < 0.05$). However, there is no significant difference in the values of Pielou's evenness between stations ($p > 0.05$). Thus the mean value is 0.88 (fig. 3). There is a statistical difference in species richness (d') between stations ($H=41.96$; $p < 0.05$) that ranges from 4.6 to 14.3. Overall there is no evidence, from univariate indices, of any gradient or geographical distribution of change along the transect (fig 11). The computation of a 1-way layout ANOSIM on the abundance data (square root transformed) showed that there is a significant difference in the communities' structure between the stations ($R=0.618$; $p < 0.001$).

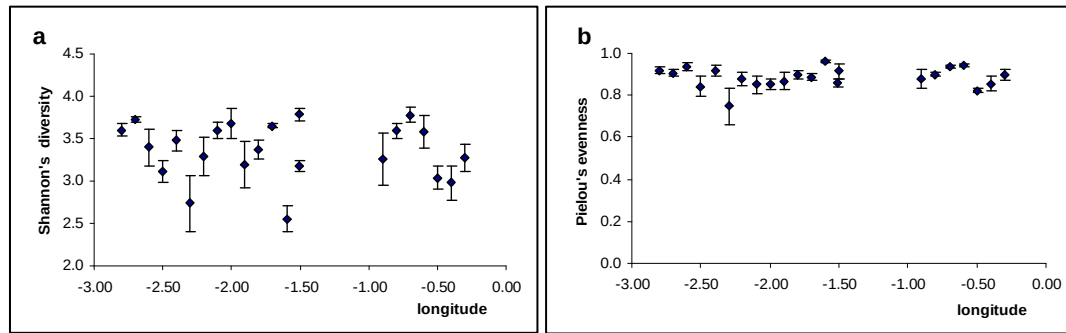


Figure 11: Means with standard error of the Shannon's diversity (a) and the Pielou's evenness (b) based on non-colonial species data along the Isle of Wight transect.

In order to study the biogeographical variations of the benthic communities along the transect, rare species were removed from faunal data in order to reduce the noise caused by these infrequently occurring species. 'Rare' species are incidental and can be removed from any analysis focusing on principal changes in community structure. This removal cut the number of species from 408 to 142 species.

An ordination by MDS of the abundance data from the Hamon grab samples is illustrated figure 12. The diagram suggested a division of the samples into 3 main clusters and an isolated station (50% similarity). They follow a geographical distribution. A group of three stations group in the west (W01, W02 and W03) and a group of five stations in the east (W24, W23, W22, W21 and W20). There is also a large group in the middle transect that contain 13 stations which can be subdivided in 3 groups (55% of similarity). A group is clearly on the west of the paleovalley (W04, W05, W06, W07) (fig. 7). The two other groups are overlapping in the central east region of the transect. The outlying station (W12), in the middle of the transect, is peculiar due to the low abundance (N) and number of species (S) (fig. 9).

Performing a RELATE analysis reveals that there is a strong correlation (total agreement) between the biotic matrices underlying the MDS ordinations for non-colonial species (ind.m^{-2}) and all species (in Presence/Absence) ($\rho = 0.914$, $p > 0.01$). The similarity matrices are the same with abundance data on non-colonial species or in presence absence data on all species so there is no point doing presence/absence analysis because it is the biggest reduction on data.

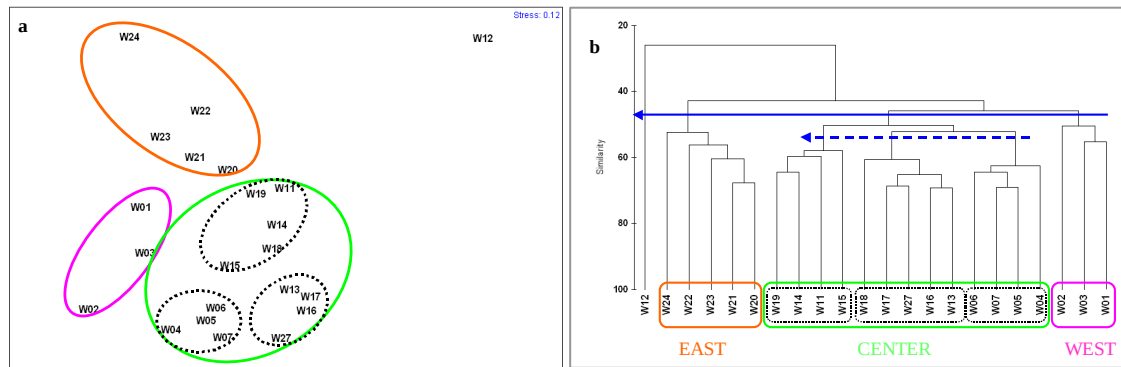


Figure 12: 2-dimensional MDS of species abundances (ind.m⁻²) (a) from the 22 stations of the Isle of Wight's transect with similarity contours drawn at 50% (colors contours) and 55% within the green group (black contours) compute with a CLUSTER analysis in PRIMER v.5 (b).

Table 4: Results from SIMPER analysis of Hamon grabs data on the Isle of Wight transect (all taxa excluding colonial species, abundance in ind.m⁻², square root transformed), listing the main characterizing species from each biologically distinct region. Average abundances, contribution percentages to similarity for each species and cumulated between samples from within each region are listed. Station 12's contributions are calculated by hand for the original data matrix.

Cluster	Taxon	Av.Abund	Contrib%	Cum. %	Cluster	Taxon	Av.Abund	Contrib%	Cum. %
East	<i>Glycymeris glycymeris</i>	171.11	7.89	7.89	Center	<i>Polynoidae</i>	63.33	4.2	4.2
	<i>Pisidia longicornis</i>	35.56	5.39	13.28		<i>Lumbrineris gracilis</i>	40	3.97	8.17
	<i>Pomatoceros triqueter</i>	57.78	5.19	18.47		<i>Amphipholis squamata</i>	44.36	3.79	11.97
	<i>Laonice bahusiensis</i>	28.89	5.06	23.53		<i>Pomatoceros triqueter</i>	93.08	3.59	15.55
	<i>Aonides paucibranchiata</i>	24.44	4.92	28.45		<i>Syllis armillaris</i>	94.87	3.14	18.69
	NEMATODA	25.56	4.88	33.33		<i>Autolytus</i>	21.03	2.72	21.42
	<i>Galathea intermedia</i>	42.22	4.27	37.59		<i>Pisidia longicornis</i>	63.85	2.64	24.06
	NEMERTEA	15.56	4.17	41.77		<i>Sabellaria spinulosa</i>	30.77	2.5	26.56
	<i>Eunice vittata</i>	24.44	3.94	45.71		<i>Polycirrus</i>	23.59	2.49	29.05
	<i>Amphipholis squamata</i>	21.11	3.66	49.37		<i>Laonice bahusiensis</i>	20	2.46	31.51
	<i>Asclerocheilus intermedius</i>	14.44	3.65	53.02		<i>Thelepus setosus</i>	37.18	2.29	33.8
						<i>Galathea intermedia</i>	27.18	2.18	35.99
West	<i>Pomatoceros triqueter</i>	119.33	5.44	5.44	W12	<i>Eulalia mustela</i>	16.67	8.93	8.93
	<i>Notomastus</i>	57.33	5.18	10.62		<i>Apherusa bispinosa</i>	13.33	7.14	16.07
	<i>Aonides paucibranchiata</i>	44	4.58	15.2		<i>Nereis longissima</i>	13.33	7.14	23.21
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	48.67	4.27	19.47		<i>Notomastus</i>	13.33	7.14	30.36
	<i>Ampelisca spinipes</i>	56.67	3.83	23.29		<i>Aonides paucibranchiata</i>	6.67	3.57	33.93
	<i>Galathea intermedia</i>	28	3.48	26.77		<i>Autolytus</i>	6.67	3.57	37.50
	<i>Polycirrus</i>	33.33	3.32	30.09		<i>Galathea intermedia</i>	6.67	3.57	41.07
	<i>Syllis "species D"</i>	26.67	3.03	33.13		<i>Gammaropsis maculata</i>	6.67	3.57	44.64
	<i>Glycera lapidum</i>	27.33	3	36.12		<i>Maera othonis</i>	6.67	3.57	48.21
	NEMERTEA	16.67	2.63	38.76		<i>Odontosyllis gibba</i>	6.67	3.57	51.79
	<i>Syllis "species E"</i>	20	2.49	41.25					
	<i>Eulalia mustela</i>	25.33	2.38	43.62					

Further exploration of the community groupings identified in the MDS ordination is conducted using the SIMPER routine. Result revealed the characterizing species of each region (table 4) by identifying which species primarily account for the observed assemblage differences. Average similarities between samples of each region are between 52 and 57% (table 5). In all groups the percentage of contributions of each species is rather low and fairly even. It needs 10 to 20 species to represent 50% of the total abundance of a community. Most of the species are common to all the three biological groups, but the groups are discriminated by variations in their abundance. However, it is notable that some species like *Pometoceros triqueter* are in high abundance in most of the stations. Also some species like *Glycymeris glycymeris* can dominate a station (eg: W02 and W03, more than 200 ind.m⁻²). *Ampelisca spinipes* and *Cerianthus lloydii* were in high abundance and only found in the station of the west group. Polynoidae are present all along the transect but their abundances exceed 70 ind.m⁻² in some station of the central group. *Sabellaria spinulosa*, however, is only found in the central group, and also in high densities.

The pairwise comparative tables of the SIMPER analysis show that there is a average dissimilarity around 75% between the station W12 and the other groups, it have a low number of species with low abundance each. Looking at the original data shows that the species present at this station are not rare species. Average dissimilarities between groups are given in table 5.

Table 5: Results from SIMPER analysis from Hamon Grab samples from the transect of the Isle of Wight, showing the average percentage of similarity within cluster group (in grey) and the average percentage of dissimilarity between them.

	West	Center	East	W12
West	56.67	--	--	--
Center	57.58	54.25	--	--
East	55.77	54.19	52.11	--
W12	73.47	73.61	76.83	--

The paleovalley has a less pronounced effect on community structure than it had for the seafloor sediment characteristics. However both analysis, seem to reflect a longitudinal pattern even though they are not perfectly matching. It is interesting to run a BIO-ENV analysis to identify a combination that best explain the observed biological patterns. Analysis were done on sample pooled by station.

The best result of the BIO-ENV ($\rho = 0.407$) is obtained with three factors: the percentage in mud, the sorting and the visual shell score. Figure 13 shows the MDS ordination. The correlation coefficient is weak; it means that these environmental parameters are not sufficient to explain all the variation. The three factors retained by the procedure are linked to the sediment composition that is the driver of the faunal assemblages distribution. Elsewhere, percentage in mud and the sorting are important parameters but not the percentage in gravel. It means that the species distribution is mostly governed by variation in relative proportion of finer particles from coarse sand to finer sand and the presence of mud.

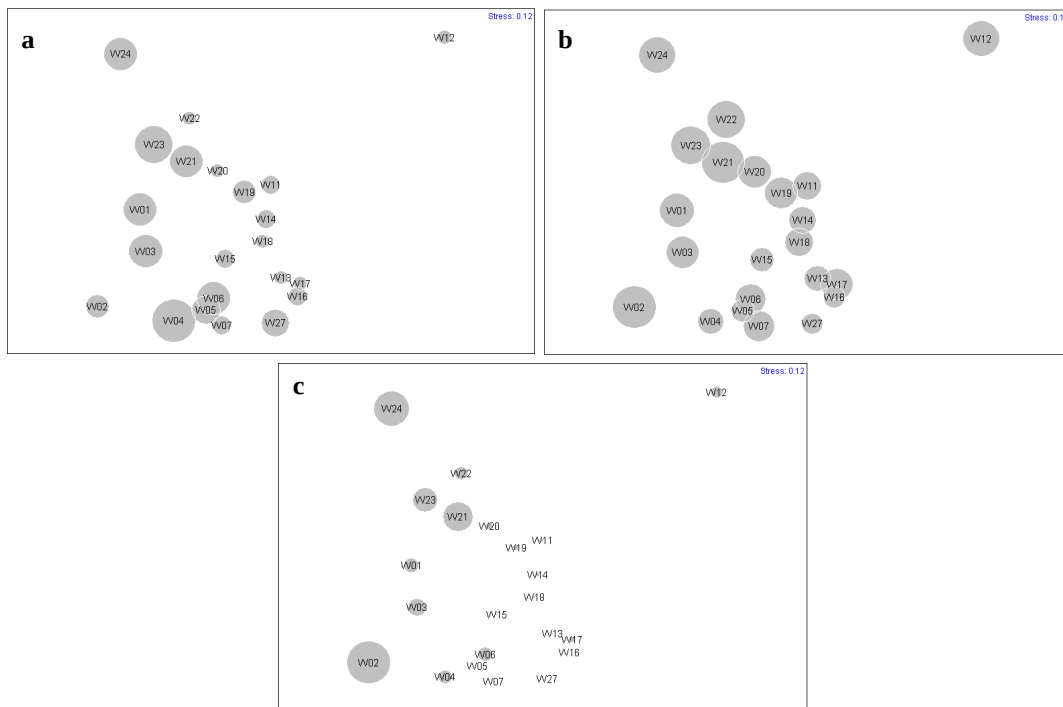


Figure 13: 2-dimensional MDSs of species abundances (ind.m⁻²) from the 22 stations of the Isle of Wight transect. Superimposed grey circles are proportional in diameter to values of the visual shell score (a: from 1 to 3), the sorting (b: from 1.56 to 3.08), and the percentage in mud (c: from 0.1 to 8). The number of station of each replicate is indicated.

◆ *Biotope assignment*

Video observations were done on 12 of the 22 stations of the Isle of Wight transect (W01- W03- W05- W07- W011- W13- W15- W17- W19- W21- W22- W24). Water depth ranged from 49 and 65 m depth, so fall in the lower circalittoral zone.

In the particle size analysis, sediment type along the transect graded from muddy sandy gravel to gravel, so dealing with coarse sediment. In the video analysis shows that variable proportions in cobbles, pebbles and gravels, some occasional boulders and sand at one station compose the superficial sediments, and a significant fraction of empty shells occasionally.

Thus have been selected all those classes in the JNCC MNCR classification (Connor et al., 2004) that include boulder, cobble and pebble, some of those falling in “Circalittoral Rock” in “High energy Circalittoral Rock” (CR.HCR, level 2), “Sublittoral Sediment” in “Circalittoral Coarse Sediment” (SS.SCS, level 2) or in “Sublittoral Sediment” in “Circalittoral Mixed Sediment” (SS.SMX, level 2). Indeed, in the habitat classification, bedrock, stable boulders, cobbles or pebbles and habitats of mixed boulder, cobble, pebble and sediment (mixed substrata) as well as artificial substrata (concrete, wood, metal) are collectively referred to as rock (Connor et al., 2004). Highly mobile cobbles and pebbles (shingle), together with gravel and coarse sand are collectively referred to as coarse sediments. Mixed sediment consists of heterogeneous mixtures of gravel, sand and mud and may often have shells and stones also (Connor et al., 2004). Table 6 gives the biotopes assigned to each of the stations as well as the correlation code in the EUNIS classification. Biotopes can be assigned at level 3 of the JNCC MNCR classification purely on the basis of video observation. Assigning to levels 4 or 5 requires closer inspection of stills photographs, which allow more confident identification of taxa to species level. Grab data are also useful for some details in abundances of some critical species for the biotope assignment. Figures 14 and 15 present images of each biotope recognized along the Isle of Wight Transect.

Table 6: Biotope assignments for the 12 stations of the Isle of Wight transect having a video observation record.

Biotope/ Habitat Name	JNCC 04.05 Code	EUNIS Code	Stations
Sparse sponges, <i>Nemertesia</i> spp. and <i>Alcyonidium diaphanum</i> on circalittoral mixed substrata	CR.HCR.Xfa.SpNem.Adia	A4.135	W13 -W17
<i>Pomatoceros triqueter</i> with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles	SS.SCS.CCS.PomB	A5.131	W01-W03 W11-W19 W21-W22
<i>Cerianthus lloydii</i> and other burrowing anemones in circalittoral muddy mixed sediment	SS.SMX.CMx.ClloMx.Nem	A5.4411	W24
<i>Flustra foliacea</i> and <i>Hydrallmania falcata</i> on tide-swept circalittoral mixed sediment	SS.SMX.CMx.FluHyd	A5.444	W05-W07
<i>Ophiotrix fragilis</i> and/or <i>Ophiocomina nigra</i> brittlestar beds on sublittoral mixed sediment	SS.SMX.CMx.OphMx	A5.445	W15

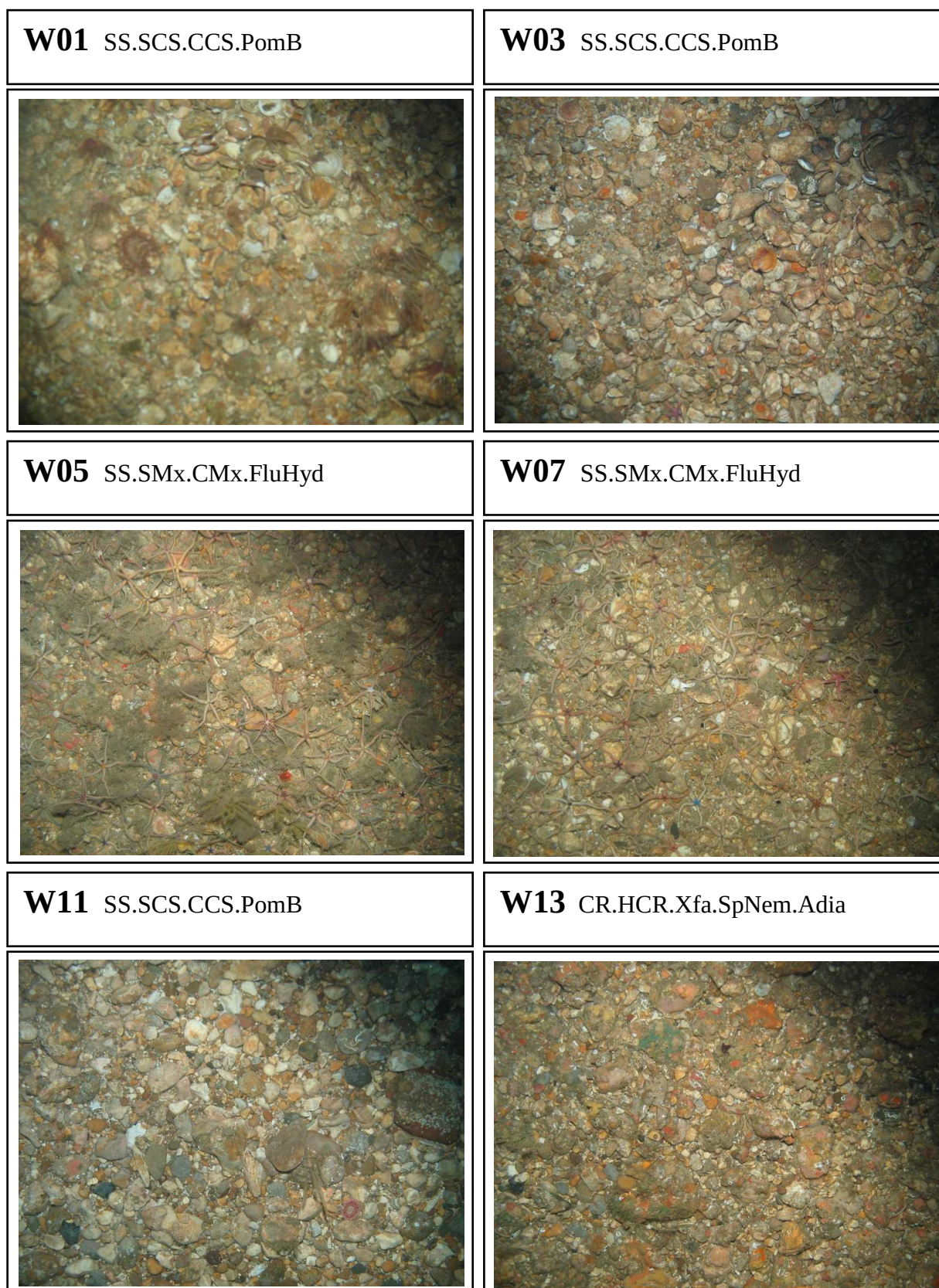


Figure 14: Still images from the Isle of Wight stations video observations labelled by the JNCC 04.05 biotope's code.

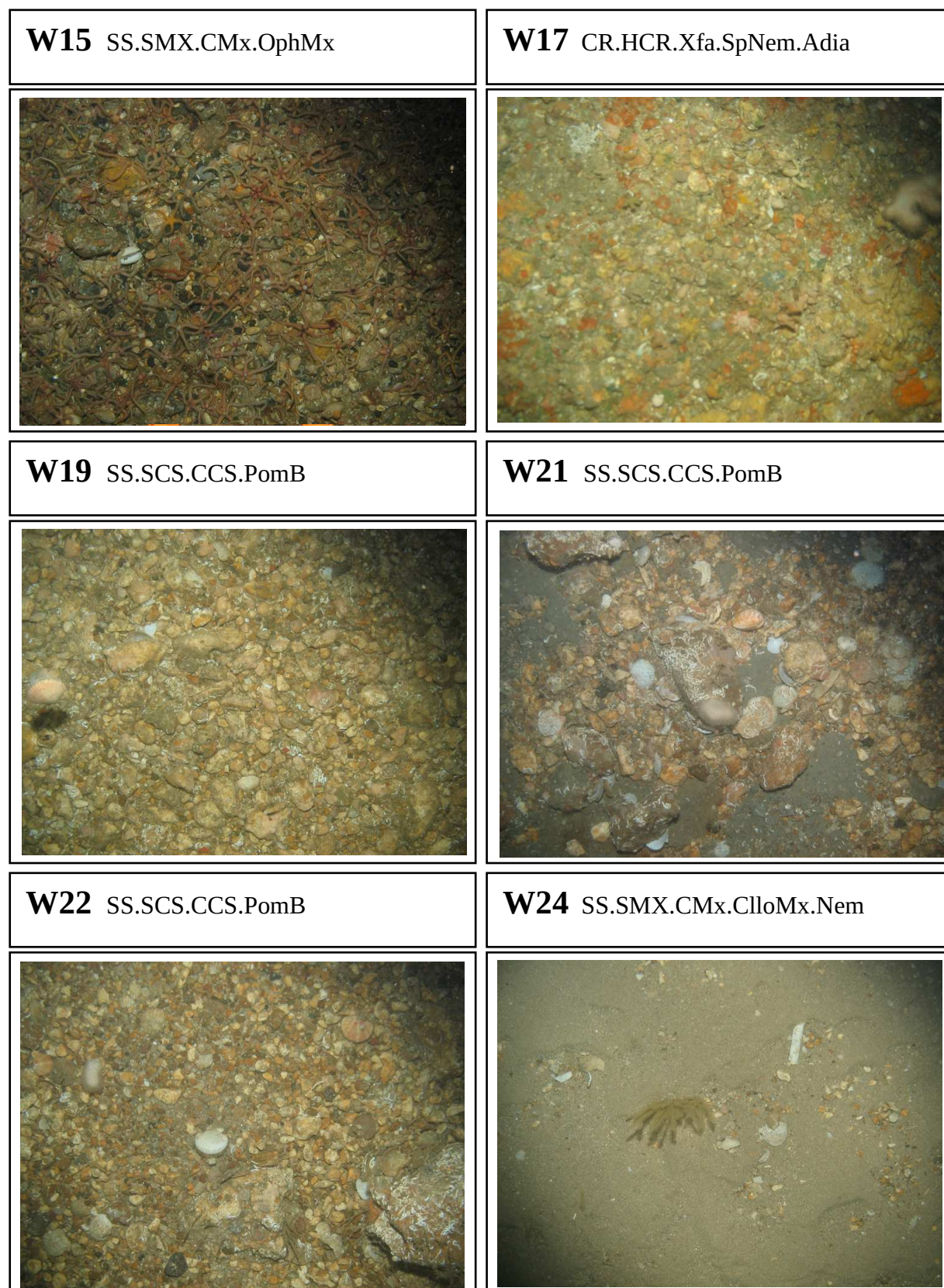


Figure 15: Still images from the Isle of Wight stations video observations labelled by the JNCC 04.05 biotope's code.

JNCC description sheets with habitats details used to identify those five biotopes recorded along the Isle of Wight Transect can be found in annexes 2 to 9.

Below, some additional informations about the Isle of Wight Biotopes, the code referred to the biotopes listed in table 6).

► *Pometoceros triqueter* with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles: (W01; W03; W11; W19; W21; W22)

As it's possible to see on the images figure 14 and 15, the sediment is relatively bare. On videos, there is no erect fauna except some patches in stripes of *Antedon bifida* (Crinoidea, suspension feeder) settled on boulders at station W01. Grab samples showed abundance in *Pometoceros spp.* range from 20 to 487 ind.m⁻². Barnacles are present only at station W11, and are present only on the biggest cobbles. The poverty of the epifauna of those stations can be explained by the mobility of the sediment that should be disturbed by regular strong hydrodynamic event. Indeed, as it's possible to read in the biotope description in annexe 3, 'scour action from the mobile substratum prevents colonisation by more delicate species'. The presence in high density of some species only on the biggest cobbles and boulder corroborate the biotope identification. *Ophiothrix fragilis* occur at some of this station by their abundance is lower than 100 ind.m⁻² (grab data). Station W21 and W22 have patches of bare rock where no fauna grows due to high level of scouring.

► *Flustra foliacea* and *Hydrallmania falcata* on tide-swept circalittoral mixed sediment: (W05; W07)

The first thing that can be observed at those station is the presence of *Ophiothrix fragilis*, but their abundances are very low (10 ind.m⁻² in W07 and 57 ind.m⁻² in W05). Because of this, those stations can't be assigned as brittle stars biotope (cf. below). Then, the second characteristic, that distinguish a lot those station from the PomB biotope, is the presence of a dense bryozoan turf cover, and a highest number of species that can be observed thanks to still images. It means that those stations are markedly richest in species. However there is no obvious change in environmental conditions on the video clip. That's why those stations have been assigned as FluHyd biotopes, a later successional state of PomB development. The substrate should be more stable than in the PomB biotopes that allows the growth of more fragile species.

One of the still images, where a towed gear has disturbed the sediment, gives an interesting insight of the vertical distribution of the sediment. It's possible to see that under a thin layer of coarse sediment, the sediment look mainly sandy (Annexe 6).

► *Ophiothrix fragilis* and/or *Ophiocomina nigra* brittle star beds on sublittoral mixed sediment: (W15)

This station is the only one (with station W02, but no video recording) with an abundance greater than 150 ind.m⁻² that allows assigning the Brittle star biotope to a station. The minimal size of an brittle star group to maintain themselves on the substratum is about a hundred individuals per m² (Broom, 1975). In spite of those abundances are still quite low. The *Ophiothrix fragilis* beds have a very patchy distribution and can be associated with a rich associated epifauna. In the case of the station W15, it's not the case. It could be that this biotope is also a grade of PomB (*Pometoceros* and Barnacle). Brittle star beds are known to enrich the seafloor with their faecal deposition, and they can enhance the sediment stability (Gounin, 1993; Méar et al., 2006). So their presence can promote the transition to FluHyd's biotope 5.

► Sparse sponges, *Nemertesia* spp. and *Alcyonidium diaphanum* on circalittoral mixed substrata: (W13; W17)

These two stations are characterized by a high diversity in sponges, with less abundant bryozoan turf. It is a biotope that looks very peculiar on the video with many colours, as seen on the still images (fig. 15). This biotope is in a different category at level 1. It is classified as circalittoral Rock but looking in detail to the substratum characteristics shows that is present in fact on boulders, cobbles and pebbles (annexe 2). The substrate seems to be even more consolidated than in the preceeding biotopes. The depth of the station is greater than in the MNCR description but it is still in the circalittoral. It is supposed that this biotope has not been observed before so deeply. Numerous species have been identified thanks to the still images. Holme and Wilson (1985) have recognised this biotope before (stable faunal assemblages with diverse sponge cover, type A). They say that it gives an appearance of a long establish stable fauna, which is nevertheless exposed to strong currents. It could be easily damaged by scour sediment transport.

► *Cerianthus lloydii* and other burrowing anemones in circalittoral muddy mixed sediment: (W24)

Station W24 is peculiar because alternating occasional veneers of sand. There are few erect fauna, and grab data shows that there is a high abundance in *Cerianthus lloydii*, a burrowing anemone (17 ind.m⁻²). This is much greater than any other station. It's interesting to notice that at the easternmost station, W23, the abundance of *C. lloydii* is 43 ind.m⁻². The station is subjected to considerable sand scour and/or periodic submergence by thin layer of sand that impoverished that creates a disturbance impoverishing the substrate (Holme and

Wilson, 1985). It has modified the fauna in presence promoting the development of burrowing anemones such as *C. lloydii*.

A 1-way layout ANOSIM on the presence/absence grab data of colonial species showed that there is no significant difference in the communities' structures between the stations ($R = 0.392$; $p > 0.001$). The 0.1 m^2 grab is not suitable to sample epifauna that is patchy and mostly on cobbles that are under-sampled (Boyd *et al.*, 2006). Epifaunal data are used predominately in the identification and discrimination of hard substrate habitats (guide Mesh/Ifremer). So in this study, on consolidated coarse sediment, biotopes identification relies mostly on epifauna when they are conspicuous, and grab data provides more detail of the community composition. So the biotope of stations without video observation can't be assigned with certainty.

◆ Conclusions

Before any consideration on biogeographic variation in community structure, it is notable that there is a high number of species and a high diversity along the Isle of Wight transect in spite of hard hydrodynamic condition. James *et al.* (2007) have led a study in a large region in the English part of Eastern Channel, at the south of Brighton, on comparable sediment type to the Isle of Wight transect. They have found that the Pielou's Evenness is almost constant and the Shannon diversity is ranged from 0.13 to 2.5, while in the Isle of Wight transect, it's clearly greater, ranging from 2.6 to 3.7. The number of species ranged from 27 to 119 species per 0.1 m^2 along the Isle of Wight transect and from 5 to 82 species per 0.1 m^2 on the eastern area. The peculiar position of the transect in the English Channel can explain these differences. Indeed, changes in physical conditions along the Channel, most notably temperature and substratum, give rise to a boundary in the Solent/Isle of Wight area where many littoral and sublittoral species with a southern distribution reach their eastern limit (Hiscock, 1998). It is a geographical limit for eastern 'cold' species and western 'warm species' (Holme, 1961; Cabioch *et al.*, 1977), and of the coastal species. The transect is in the circalittoral biological zone so it can receive larval input from the west English channel and the south England coast, from the Solent, which is a particularly rich area (Hiscock, 1998). Elsewhere, there is a high number of rare species, i.e. with a restricted range or low abundances (Ellingsen *et al.*, 2007). Rees *et al.* (1999) in a study about the comparison of benthic biodiversity in different regions of the North Atlantic continental shelf have noticed that the diversity is enhanced on coarser ground. Indeed in marine system the number of rare

species increases with sediment heterogeneity. This is arising from habitat-specific species with restricted range (Ellingsen et al., 2007). More generally, there is a higher diversity in coarse and heterogeneous sediment because it gives more potential niches. The 'structural complexity' of the sediment controls the diversity (Gray, 1974). The high hydro-dynamism of the region is responsible for the sedimentary type, but strong currents are also producing a large flux in food, exported from high production region that can be from the stratified and frontal zone at the west of the Isle of Wight, or from the coast. The Isle of Wight is a low phytoplankton production zone because it's in a region of mixed waters. This input of food can influence as well the species richness (Anorve-Sanvincente et al., 2002). This peculiarity of the coarse sediment seabed of the central English Channel has been previously observed by Larssonneur (1971), and he specify that species are in low abundances.

Isle of Wight transect data analysis brought out different patterns of community structure according to the fauna considered (infauna or epifauna). On one hand, a multivariate analysis on infaunal abundance data of grab samples led to describe three main biological groups, with three sub-groups showing the high variability of the environmental conditions in this region of the North Atlantic continental shelf. Species found are similar at all stations and biological groups are mainly discriminated by variations in their abundances. The BIO-ENV procedure brought to light the percentage in silt and clay, the visual shell score and the sorting as structural parameters for communities. Thus the substratum appeared to be the main structuring force, like in most of the study on benthic communities in the English Channel (Holme, 1961; Anorve-Sanvincente, et al., 2002; Brown et al., 2001; James et al., 2007). Although gravel is the major component of the substrate, small changes in the size of particles does not appear to influence community composition. The sand and mud content of the gravel appears to be the major driver of faunal variability. These observations are beard out by the particle size analysis that discriminate some geographical trends in sediment distribution grossly correlated with the three infaunal groups on the basis of the variation in sand (sand and gravel are correlated in the particle size analysis). However, the coefficient of correlation of the BIO-ENV analysis was weak. It means that the sediment factors are not sufficient in explaining the variation. The environmental parameters list is not exhaustive, some factors like chemical properties of the sediment may influence the biological assemblages composition, like McBreen et al. (2008) have observed in a large-scale study of the biogeographic variations in benthic community across the Irish Sea. On other hand, Isle of Wight transect video data were appropriated to identify biotopes down to level 5. This has

allowed identifying five different biotopes along this large transect in the central part of the English Channel.

Infaunal biological groups are not matching with the biotopes resulting from video observation. In relatively stable environment like along the Isle of Wight transect, the epifauna is generally conspicuous enough to identified biotopes, and infaunal sample is required only to give a confirmation in case of doubt (Connor *et al.*, 2004). These different biotopes assigned seems to be transitional stages toward a climax community which are found in environment under stable conditions for sufficient time to allows the climax fauna to develop (Holme & Wilson, 1985). Indeed, FluHyd (*Flustra foliacea* and *Hydrallmania falcata* on tide-swept circalittoral mixed sediment) is a later successional state to PomB (*Pometoceros triqueter* with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles) in more stable conditions, and the *O. fragilis* (suspension-feeder) seem to be able to install itself in any of this two environments. The SpNem.Adia biotope is stable faunal assemblage, as it have been recognised by Holme & Wilson (1985) that gives an appearance of long establish fauna because sponges are too fragile to grow on unstable substrates. Thus these three biotopes (PomB, FluHyd, SpNem.Adia), found on cobble, pebble and boulder are bearing fauna associated to the degree of mobility of the sediment. The variation of this latter is probably link to the local morphology of the ground, with the importance and orientation of the slope. Indeed, in the Mesh project for habitat mapping (Guide Mesh, 2008), authors recognize that the sedimentary profile, resulting of the complex action of the shear stress, the slope, the aspect and the size of the grain, are important factors having a local effect on biocenosis occurrence. Finally, the shear stress has an important indirect effect in the distribution of epifauna and infauna. It has a long term effect that structures the sedimentary composition and it has a short term effect that apply a constant pressure on the ground, which affect the growing of the species at the water-sediment interface. Holme & Wilson (1985) were considering that the perturbation apply by the shear stress is mainly linked to sand scouring or periodic submergence that induce a perturbation. And the extreme impoverish case will be like the station W24, the CIlloMx.Nem biotope, submerged by sand and with low conspicuous epifauna. These biotopes are considered as different evolution stages because a perturbation of the sediment can affect this shear stress, or vice versa, then influencing the community in presence, returning to first stages or following to more stable one. Larssonneur (1971) wrote that the marine level and the climatic conditions have not changed from thousand of year so there is some stability of the physical habitat and consequentially, of the communities in the central English Channel.

Thus there is different ways to consider the biogeographic variation in communities, by the water-sediment interface biological patterns, or by within sediment biological patterns.

b. Biogeographic variations in benthic communities of the Bay of Seine.

A total of 76 successful 0.25 m² Hamon Grabs were collected at 19 stations along 1800 Km² in the Bay of Seine. This section presents the results of the benthic fauna and sediment analysis of the study area.

♦ *Sediment characteristics*

All the stations sampled in the Bay of Seine are classed as sandy gravel in the Folk sediment classification. Figure 16 shows the sediment composition as percentage in gravel, percentage in sand and percentage in mud for each station of the Bay of Seine. There is no evidence of a geographical distribution of the relative amount of these different sediment fractions but there is slight variation of the proportions between the different stations.

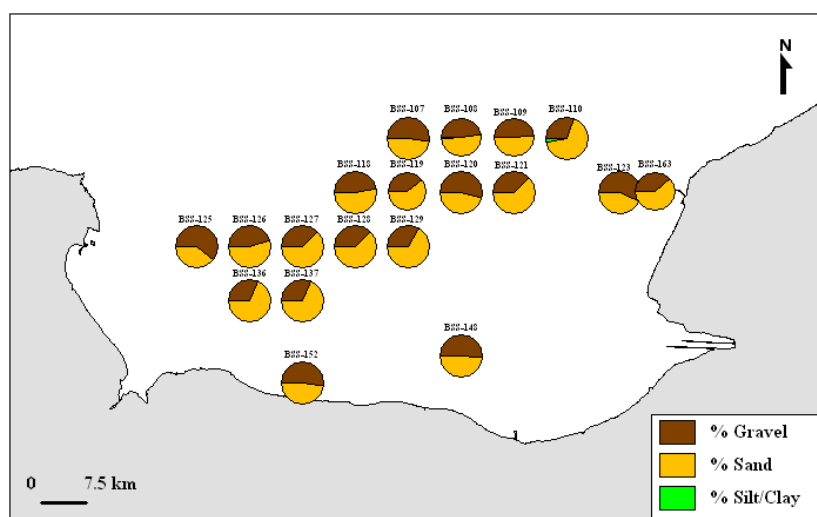


Figure 16: Sediment composition for the Bay of Seine.

An ordination by PCA of the particle size distributions from the grab samples and the environment characteristics is illustrated in figure 17. The environmental variables were: water depth, temperature, salinity, percentage in gravel, percentage in sand, mean particle size (phi), sorting, skewness and kurtosis, and the average tide stress, the peak wave stress and the average wave stress. The pairwise draftsman plot of this data showed strong correlation between some variables so for the PCA analysis eight were retained: depth, salinity, % gravel, % mud, sorting, kurtosis peak wave stress and average tide stress. Table 7 gives the results for the first three PC axes which account for 85.3% of the data variation.

Table 7: Principal component analysis of sediment characteristics from ground-truth samples in the Bay of Seine (depth, salinity, shear stress, percentage of gravel and mud, sorting and kurtosis).

Variable	Weighting		
	PC1	PC2	PC3
Depth	-0.334	0.332	-0.396
Salinity	-0.485	0.281	0.011
% Gravel	0.034	-0.233	-0.710
% Silt/Clay	0.275	0.557	-0.008
Sorting	0.215	0.494	0.292
Kurtosis	0.315	0.387	-0.388
Average tide stress	-0.452	0.221	-0.185
Peak wave stress	0.476	-0.055	-0.263
Percentage of variance	38.4	29.9	17.1
Cumulative percentage	38.4	68.3	85.3

The average tide stress, the peak wave stress and the salinity are the main factors on PC1, which account for 38.4% of the variation in the data. On PC2 percentage mud and the sorting are important, accounting for 29.9%. PC3 represent 17.1% of the variability and showed a highest correlation for percentage gravel.

The ordination reveals two clear groups of stations. The first comprises stations B123, B163, B152 and B148, which are coastal stations with a lower tide stress, higher peak wave stress and lower salinity. The second is a group of three stations that are muddiest (B108, B110, B119). Salinity was not represented figure 17 because the variation is too small to see (from 33.4 to 34.4).

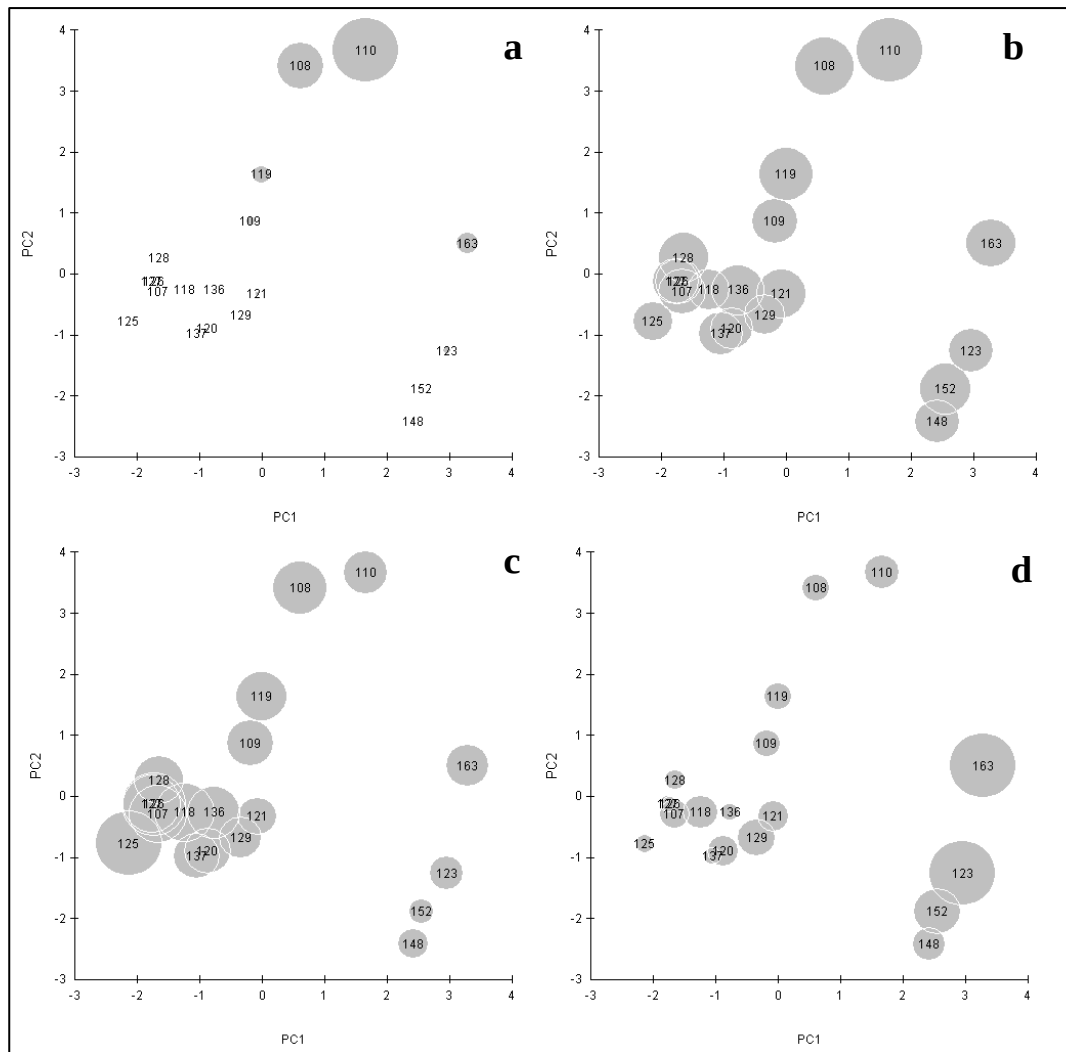


Figure 17: Ordination of Bay of Seine samples by a PCA of sediment sample and environmental characteristics. PC1 account for 38.4% of the variation and PC2 for 29.9%. Superimposed grey circles are proportional in diameter to values of the percentage in silt/clay (●: from 0.1 to 3.9) (a), the sorting (●: from 1.2 to 1.9) (b), the average tide stress (●: from 0.4 to 0.9) (c) and the peak wave stress (●: from 0.5 to 2.1) (d). The number of station of each replicate is indicated.

◆ *Biology*

The total abundance of individuals ranged from 5 to 500 ind.m⁻². There is 91 species recorded among the 19 stations and total number of species ranged from 4 to 32 per station (fig. 18).

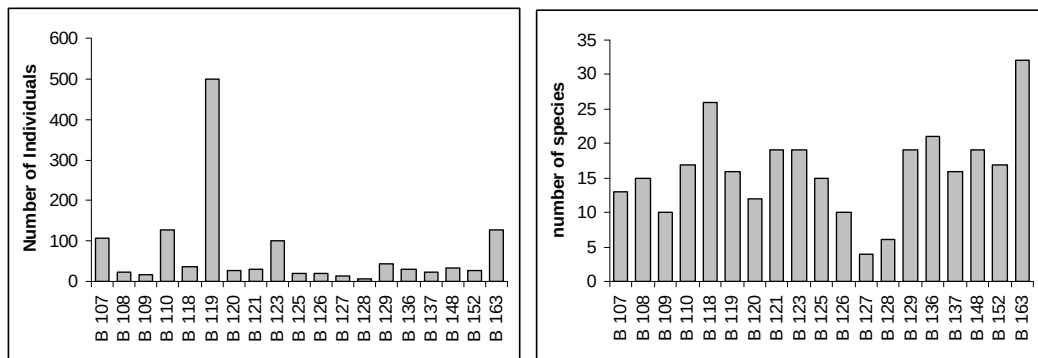


Figure 18: Graphical representation of the total abundance (ind.m⁻²) (a) and the number of species per station (b) for stations of the Bay of Seine.

Of these non-colonial taxa, there are seven different phyla (fig 19a). On 14 classes, 4 of them dominate 80% of the biota: Polychaete (39%), Pelecypoda (25%), Ophiuroidea (13%), Eumalacostraca (9 %) (fig. 9b). Nine Orders on 32 represent 73% of the biota (fig.9c).

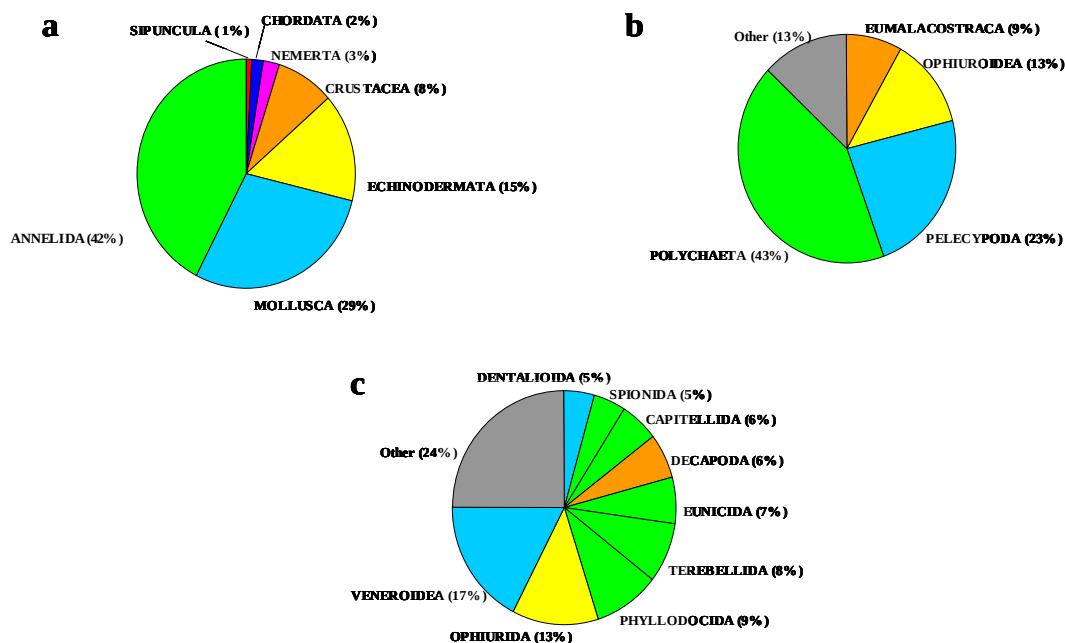


Figure 19: Relative proportions of major groups among the 87 taxa (colonial species excluded, with abundance data square root transformed) identified from 0.25m² Hamon grab samples: by Phylum (a); by Family (b) and by Order(c). The colors in b and c correspond to those assigned to the phylum in a.

Figure 20 shows values of the univariate indices for the Bay of Seine abundance data. The species richness ranges between 1.1 and 6.7. Shannon diversity between 0.5 to 3.1 and the Pielou's evenness between 0.19 and 0.97. Plotting the relative value in latitude and longitude graph allows a spatial representation. There are high variations in those values. Four stations have a great number of individuals because of the high abundance of one or two species like *Ophiothrix fragilis* (B110 and B119), *Pometoceros triqueter* (B107) or *Pista cristeta* (B163). Those stations (B110, B119; B 107) have likewise a low value of diversity and evenness. There is no obvious spatial/geographical pattern in the indices.

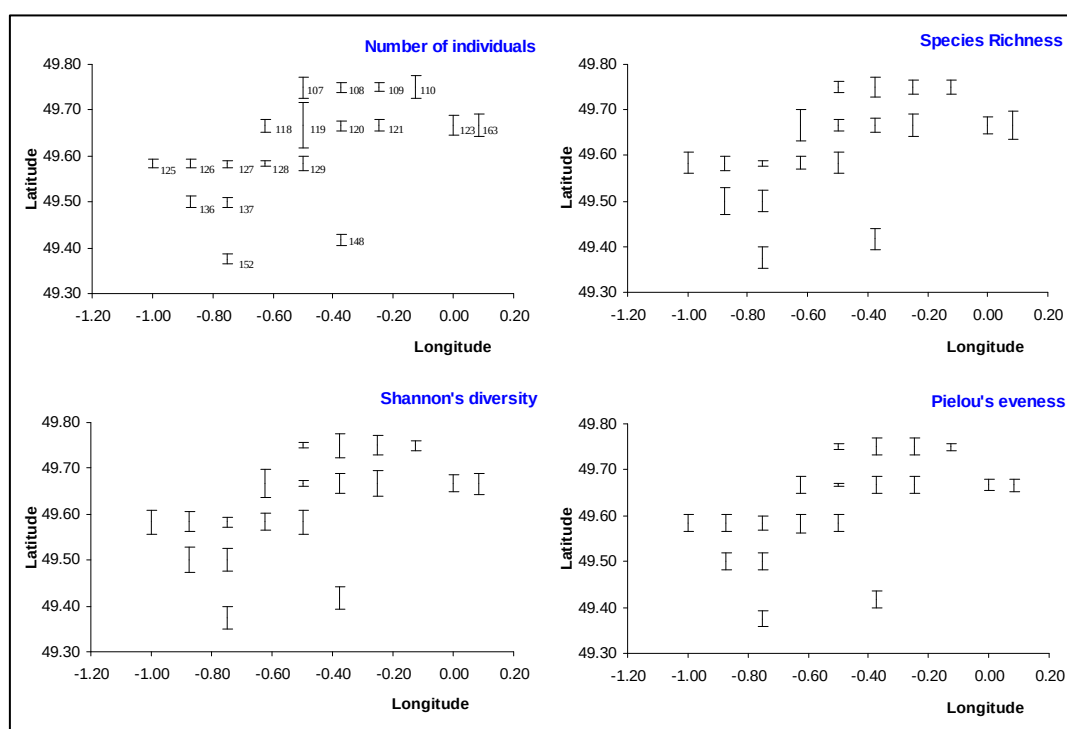


Figure 20: Relative value of the number of species, the Species Richness, the Shannon diversity and the Pielou's evenness based on species abundance data in the Bay of Seine. Station numbers are indicated on the graph of the number of individual.

A MDS ordination of the abundance data from the Hamon grab sample is illustrated figure 21. The stress value is quite high ($S_v = 0.21$). Six biological groups appeared at a level of similarity of 25%. The geographical distribution of this group is plotted on the figure 22. The pink points correspond to the station with *Ophiothrix fragilis* beds. The red points are nearest the coast show that there is probably a coastal effect on the faunal community composition. In the middle of the Bay of Seine, there is no clear geographical pattern, the main community composition correspond to the blue points, with patches of *Ophiothrix*

fragilis, two isolated stations (B127, B128) with a very low number of species and individuals within it, and a three station group around them.

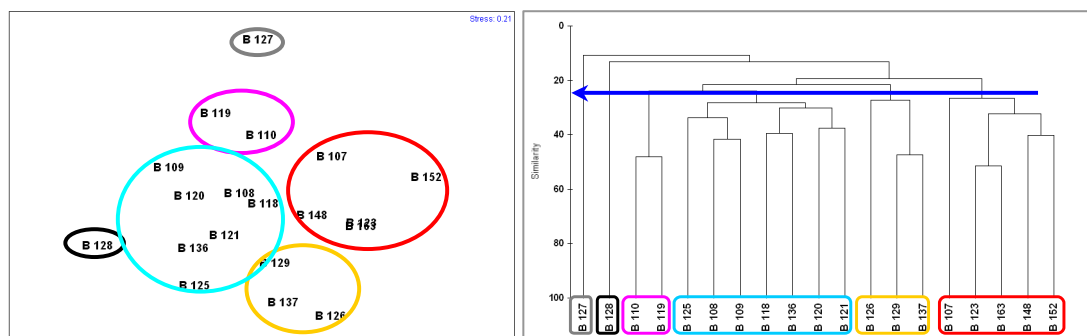


Figure 21: 2-dimensional MDS on abundance species data from the 19 stations of the Bay of Seine with similarity contours drawn at 25% compute with a CLUSTER analysis in PRIMER v.5.

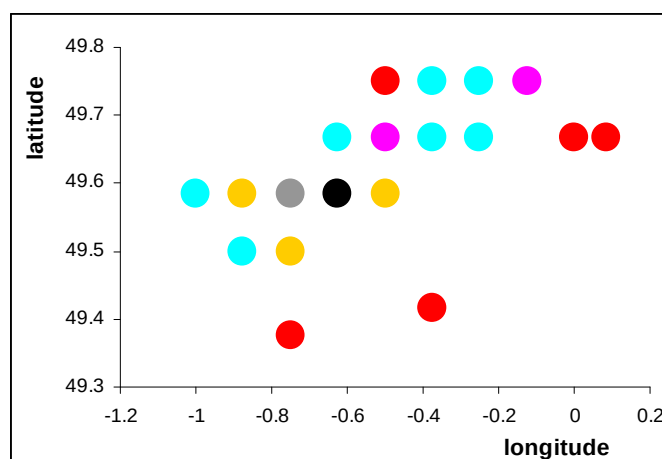


Figure 22: Geographical distribution of the biological groups of the Gravel communities of the Bay of Seine.

A SIMPER analysis on the abundance data of the Bay of Seine reveals the characterizing species of each of the six groups identified. The percentage of similarity in each group is between 30 and 50% (Table 8). However, the pairwise comparison gives high percentage of dissimilarity between the groups (between 75 and 80%).

Table 8: Results from SIMPER analysis from Hamon Grab samples from in the Bay of Seine, showing the average percentage of similarity within cluster group (in grey) and the average percentage of dissimilarity between them.

	A	B	C	D
A	32.78	--	--	--
B	80.49	30.76	--	--
C	79.52	77.9	33.9	--
D	82.73	76.01	80	48.2

Table 9: Results from SIMPER analysis of Hamon grab data in the Bay of Seine (all taxa excluding colonial species, abundance in ind.m⁻², square root transformed), listing the main characterizing species from each biologically distinct region. Average abundance, ratio, percentage contribution to similarity for each species and the overall average similarity between replicate samples from within each region are listed.

Cluster	Taxon	Av.Abund	Contrib%	Cum.%	Cluster	Taxon	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Group A	<i>Pista cristata</i>	23.8	24.85	24.85	Group B	<i>Moerella donacina</i>	2.29	15.74	15.74
	<i>Pomatoceros triqueter</i>	26.4	15.06	39.91		<i>Lumbrineris gracilis</i>	1.43	12.95	28.69
	<i>Upogebia deltaura</i>	1.4	10.92	50.84		<i>Antalis vulgaris</i>	1.14	12.63	41.32
	NEMERTEA	1.6	7.9	58.74		<i>Arcopagia crassa</i>	1.43	9.34	50.66
	<i>Cerianthus lloydii</i>	3.6	7.65	66.38		<i>Spiophanes bombyx</i>	0.71	5.32	55.98
	<i>Tapes rhomboides</i>	0.8	5.81	72.19		OPHIURIDA	1.14	5.16	61.14
	<i>Dosinia exoleta</i>	0.6	2.97	75.16		<i>Tapes rhomboides</i>	1.14	4.32	65.45
	<i>Lumbrineris gracilis</i>	1.4	2.97	78.14		<i>Aonides oxycephala</i>	0.71	4.27	69.72
	<i>Marphysa bellii</i>	1	2.71	80.85		<i>Glycera lapidum</i>	0.86	4.23	73.95
	<i>Antalis vulgaris</i>	1.2	1.81	82.66		<i>Glycymeris glycymeris</i>	1	4.23	78.18
	<i>Notomastus latericeus</i>	0.8	1.58	84.24		NEMERTEA	0.71	4.19	82.37
	<i>Golfingia vulgaris</i>	0.4	1.39	85.63		<i>Pista cristata</i>	0.71	2.69	85.06
	<i>Ampharete baltica</i>	0.8	1.39	87.02		<i>Psamathe fusca</i>	0.71	2.41	87.47
	<i>Chaetopterus variopedatus</i>	0.4	1.39	88.41		<i>Aequipecten opercularis</i>	0.57	1.96	89.44
	<i>Glycymeris glycymeris</i>	0.4	1.31	89.72		<i>Ampelisca spinipes</i>	0.43	1.96	91.4
	<i>Ensis arcuatus</i>	1	1.16	90.88	Group D	<i>Ophiotrix fragilis</i>	276	54.18	54.18
Group C	<i>Ensis arcuatus</i>	3.33	24.13	24.13		<i>Notomastus latericeus</i>	5.5	10.89	65.07
	<i>Arcopagia crassa</i>	2	17.06	41.19		<i>Lumbrineris gracilis</i>	4	7.7	72.77
	<i>Orbinia latreillii</i>	1.33	15.29	56.48		<i>Dosinia exoleta</i>	3	5.45	78.22
	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	4	10.49	66.98		<i>Glycymeris glycymeris</i>	3.5	5.45	83.66
	<i>Tapes rhomboides</i>	1.67	6.12	73.1		<i>Ensis arcuatus</i>	2	5.45	89.11
	<i>Psamathe fusca</i>	1.33	4.88	77.98		OPHIURIDA	2.5	5.45	94.55
	<i>Notomastus latericeus</i>	0.67	4.88	82.86					
	<i>Glycymeris glycymeris</i>	2	4.28	87.15					
	<i>Glycera fallax</i>	1.67	4.28	91.43					

All groups had highly characteristic species, with between 1 and 4 species accounting for 50% of the abundance. Looking closer to the species content of each group, each group have some particularities. In group A (red), more coastal stations (except B107), the number of species is approximatively 20. As it's possible to see, through the SIMPER analysis, the main species are *Pista cristata* and *Pomatoceros triqueter* (annelids), *Upogebia deltaura* (a crustacean), some Nemertea and *Cerianthus lloydii* (a burrowing anemone). Group B (blue) is characterized by venerids bivalves (30% of the contribution) (*Moerella donacia*, *Arcopagia crassa*, *Tapes rhomboides*), and some polychaets (*Lumbrineris gracilis*, *Spiophanes bombyx*, *Glycera lapidum*). Groups C (yellow) and D (pink) have the same species on group A and B,

but 2 new species peculiar to this station can be underlined. In the group C, it's *Branchiostoma lanceoletum*, and in the group D it's *Ophiothrix fragilis* (wich reaches abundances of 99 ind.m⁻² in station B 110, and 453 ind.m⁻² in station B 453).

The results of BIO-ENV analysis indicated that the best fit between macrofaunal species composition and sediment characteristics ($\rho = 0.300$) is obtain with the average tide stress and the peak wave stress. The correlation value is weak. The values of those factors are plotted on figure 15.

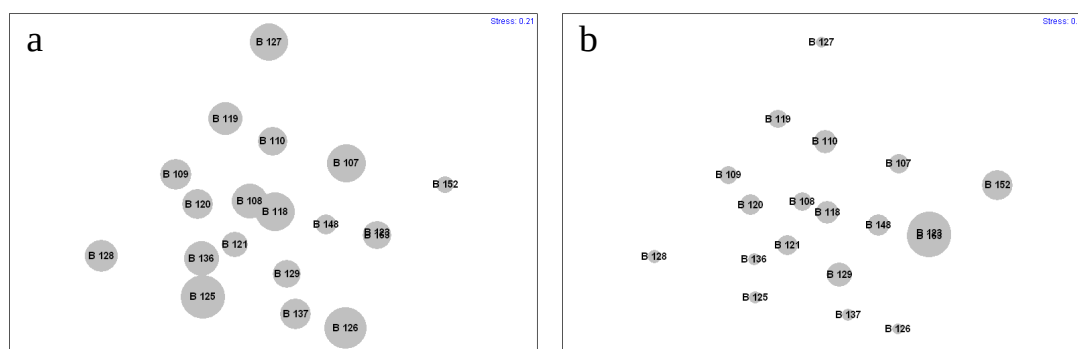


Figure 23: 2-dimensional MDSs of species abundances (ind.m⁻²) from the 19 stations of the Bay of Seine. Superimposed grey circles are proportional in diameter to values of Average tide stress (a) and the peak wave stress (b) The station number of each replicate is indicated.

◆ *Biotope assignment*

There is no video data recorded in the bay of Seine, which could give an idea of the status of the epifauna in this region. The particle size analysis classifies the sediment of the bay of Seine in the folk type Sandy Gravel, like on many stations of the transect of the Isle of Wight. However grain sized distributions are invariably determined on sediments integrated over at least the top several centimeters because of the sample technique by grab. These homogenized samples may be deceptive in sediments that a distinct vertical profile in grain size. Thus, grain sizes encountered by organisms within a given stratum may be poorly represented by vertically integrated sediment samples (Snelgrove & Butman, 1994). In the Bay of Seine, sediment can be sandier or with more cobbles on the surface, so the sediment stability varies leading to variability in the epifauna that grow on it. An indication is given by superficial sediment map drawing by Vaslet et al. (1978) (fig 4): it's possible to see that the part of the Bay of Seine studied here is considered as sand sediment, while the Central English Channel is in cobble sediment, as it has been seen in the first part of this chapter. This

prevailing sandy sediment on surface in the Bay of Seine would be expected to naturally restrict the occurrence of sessile taxa. So we can consider that the epifauna is not conspicuous enough in this condition to determine the biotope and infauna samples are appropriate to identify them. The JNCC MNCR classification (Connor et al., 2004) biotope assignment can start in one of these three categories: “Sublittoral Sediment” in “Circalittoral Coarse Sediment” (SS.SCS, level 2) or in “Circalittoral Mixed Sediment” (SS.SMx, level 2). There is not precise information on the sediment because there is no visual recording. However it’s possible to use the classification by a bottom-up approach in these level two categories defined previously. The SIMPER analysis has identified the main species characterizing the four main groups allowing a potential biotope to be assigned for each (it needs to be confirmed by video or photographic observations). One station has to be removed of its group, the station B107 because there is no *Cerianthus lloydii* in this group. There is a high abundance of *Pometoceros triqueter* (93 ind.m⁻²) and without it, the number of individuals is low (14 ind.m⁻²). This feature makes this station in the biotope PomB (*Pometoceros* and Barnacle). It is possible because this station is the most offshore and closest to the gravel region of the English Channel. Elsewhere, stations B127 and B128 have a low number of species with only one individual each. In this condition it’s impossible to assign a biotope. There may be a high local disturbance of the sediment.

Table 10: Biotopes assignment for the 19 stations of the Bay of Seine.

Biotope/Habitat name	JNCC 04.05 Code	EUNIS Code	Stations
<i>Mediomastus fragilis</i> , <i>Lumbrineris</i> spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel	SS.SCS.CCS.MedLumVen	A5.132	B125 - B108 B109 - B118 B136 - B120 - B121
<i>Branchiostoma lanceolatum</i> in circalittoral coarse sand with shell gravel	SS.SCS.CCS.Blan	A5.135	B126 - B129 - B137
<i>Cerianthus lloydii</i> and other burrowing anemones in circalittoral muddy mixed sediment	SS.SMx.CMx.CloMx	A5.441	B123 - B163 B148 - B152
<i>Ophiotrix fragilis</i> and/or <i>Ophiocoma nigra</i> brittlestar beds on sublittoral mixed sediment	SS.SMx.CMx.OphMx	A5.445	B110 - B119
<i>Pomatoceros triqueter</i> with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles	SS.SCS.CCS.PomB	A5.131	B107

JNCC description sheets with habitats details used to identify those four biotopes recorded in the Bay of Seine can be found in annexes 2 to 9. Below, the list of biotopes identified for the Bay of Seine. Table 10 gives the biotope and their EUNIS code correlations assigned to each of the stations.

► *Cerianthus lloydii* and other burrowing anemones in circalittoral muddy mixed sediment (group A, without B 107).

► *Mediomastus fragilis*, *Lumbrinereis* spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel (group B).

► *Branchiostoma lanceoletum* in circalittoral coarse sand with shell gravel (group C).

► *Ophiothrix fragilis* and/or *Ophiocomina nigra* brittlestar beds on sublittoral mixed sediment (group D).

► *Pometoceros triqueter* with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral (B 107).

◆ *Conclusion:*

Number of species and diversity values in the Bay of Seine are moderate but abundances are very low. In a study on the benthic communities of the Bay of Seine, the author, Ghertsos (2002), recognized the gravel sediment area studied here as the “impoverished offshore area”. However he didn’t give large clues to understand this impoverishment. He proposed that it could be due to a lack of food availability for larvae as have been reported in the eastern part of the Bay of Seine (Dauvin, 1992). With this hypothesis explaining the high diversity in the Central English Channel, the lowest value of diversity can be linked to a lowest structural complexity of the sediment. Low abundances may be explained partly by sand transport induced by waves from offshore to inshore the Bay, toward the Seine estuary (Méar et al, 2006). This can imply an important scouring on the ground. Another explanation for the low abundances in the Bay could be the low food supply (low primary production) (Dauvin & Ruellet, 2008). These two last factors can have, notably, an effect on post settlement processes of young benthic invertebrate, that play a significant role in population regulation and community organization (Olafsson et al, 1994).

The analysis of the sediment characteristic as well as the BIO-ENV procedure identified the hydrodynamic parameters as important factors controlling the physical habitat and the communities. On this basis, there are two main groups, one in shallow water (B123, B163, B148 and B152) and the other offshore (all other stations). The group in shallow water corresponds to a particular biotope: CllOMx (*Cerianthus lloydii* and other burrowing anemones in circalittoral muddy mixed sediment). Among offshore stations, the pattern of community distribution is patchier. The main isobaths (20 m and 30 m) in the Bay of Seine are drawn on figure 24. There is a deeper corridor in the middle of the Bay of Seine; resulting from the complex water circulation (fig. 24) and the sediment filling the ancient paleovalley of the Seine River. If that this deeper corridor matches with the stations B127 and B128, the

high sediment disturbance may explain their impoverished fauna. And then, link with a potential evolution of the hydrodynamic feature on the side of this corridor, there is the biotope Blan (with *Branchiostoma lanceoletum*) and then MedLumVen. It will be interesting to overlay this station on a bathymetric map or on a bottom circulation map to have a better insight for this hypothesis. *Ophiothrix fragilis* stations are excluded from this theory because they can move from a station to another over time (Ghertsos, 2002). It's also possible that the mud found at some isolated station is explained by the presence in the past of some high-density patches of *O. fragilis* that have enhanced the deposition on the site (Ghertsos, 2002; Méar et al., 2006). In conclusion, factors influencing the distribution of the communities are complex, link to the local topography of the seafloor and the current overlying the surface that create disturbance on the seafloor by sediment transport. There is also, a certain importance of the food supply and the salinity.

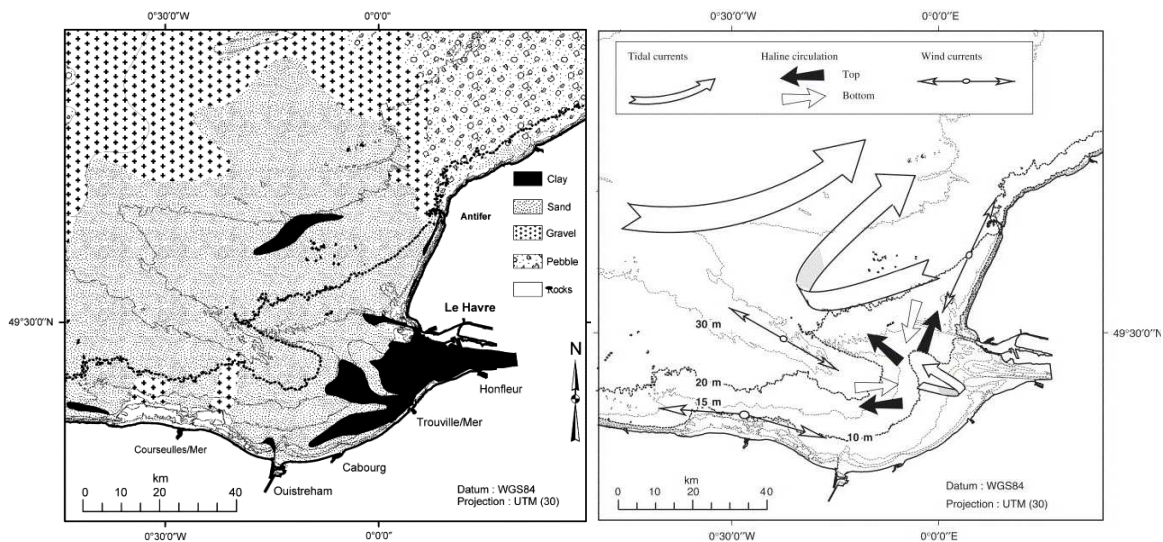


Figure 24: A present-day sedimentological map of the eastern Bay of the Seine. (modified from Larssonneur & Hommeril, 1967; Larssonneur et al., 1982) (left) and a synthesis of the main forcings on water circulation including winds, tides and haline circulations (modified from Le Hir et al., 1986). The size of the arrows is not proportional to the current velocities. (Méar et al., 2006)

III. General discussion

Gravel sediment has a high structural complexity at a small-scale that explains the high species diversity and richness that occur in these environments (Gray, 1974). It was not possible to compare data from Isle of Wight transect and the Bay of Seine by multivariate analysis either on sediment characteristics or the biology because sampling and processing methods were different. Sediments were sieved on different size mesh (cf. 'material and methods') and the biological samples have been collected using different gears gathering sediment on different surfaces (1 m² in the Bay of Seine and 0.3 m² in the Isle of Wight Transect). Boyd *et al* (2006) have shown that species data must be scaled to the same area to be compared otherwise there is artifact in the results. It is linked to the fact that the number of species follows an asymptote as the area sampled increases, so is not a linear relation. However, it is possible to make a gross comparison thanks to the pie chart of each site (figure 10 and 19): in both, Annelids Polychaets are the major group represented, and Phyllodocidae excepted, the same Classes with the same percentages are found in both sites. There is an interesting contrast between the Isle of Wight transect and the Bay of Seine in that crustacean are dominant in the Isle of Wight and Mollusca (Venerid bivalves) in the Bay of Seine. The more mobile crustaceans are probably better suited to the coarser substrates and the bivalves for the finer substrates. Besides, James *et al.* (2007) have noticed that the presence of encrusting and colonial fauna increase notably on cobble substrate, and there was a concomitant increase in diversity and abundance of motile infauna and epifauna. Brittle star beds are found in both sites; *O. fragilis* is a species that settle preferentially in areas with coarse sediment and a high hydrodynamism (Davoult, 1990) and it is a species typical of gravel communities. Information given by this pie-chart representation is meager. Thus the biotope assignment is the best way to compare sites because it is a summary of the physical condition and of the community in a given place. In addition, it can also be compared with previous studies which described biotopes in large gravel areas in the middle of the Eastern Channel (South of Brighton-Hastings; James *et al.*, 2007).

Gravel communities in the Isle of Wight transect and the Bay of Seine have very different environments. The three main biological groups (infauna) occurring along the Isle of Wight transect followed an east to west geographical distribution, however these groups are composed of the same species and they are distinguished by their variations in abundance. Sediments are relatively stable, the sand and mud content of the gravel appears to be the

major driver of these changes. In contrast, in the Bay of Seine, there are highly characteristic species that distinguish the 5 groups, and the sediments types are grossly similar through the stations, except for some slightly muddy ones (biologically induced by brittle stars beds). The disturbance of the sediment by the water circulation and the tidal and wave stress on the ground seem to be important factors explaining the observed community structure.

The macrofaunal communities of the English Channel in general were associated predominantly with depth and granulometric properties of the sediment, however at the large scale in the eastern English Channel and in similar sediment types, the degree of physical disturbance of the sediment seems to explain the major ecological differences between infaunal communities. It is notable that Bolam *et al.* (2008) shows that the degree of physical disturbance expressed in terms of wave and tidal stress provided a convincing explanation of broad trends in the faunal data along whole the English Channel (English side). Indeed, sediment mobility induces a disturbance that affects benthic communities (Hall, 1994).

Video analysis has shown that epifauna is conspicuous along the Isle of Wight transect and occurs at successional development states in relation to the surficial sedimentary profile, and so the degree of abrasion or overburden. Indeed local morphology controlled by the bedrock structure or hydrodynamic processes can be significant in term of habitat (James *et al.*, 2007; Diesing *et al.*, 2008). Elsewhere, epifauna tend to show lower fidelity and exclusivity to a particular substrate type than infauna, their assemblages are structured by larger-scale factors than the sediment types (Rees *et al.*, 1999; James *et al.*, 2007). This explains that biotope assignment on the basis of the epifaunal data do not match with infaunal biological groups. On the other hand, in the Bay of Seine, unstable substrate and important sand scour (annexe 10) suggest that epifauna is less conspicuous or absent in the areas of high disturbance areas. Trawl sampling or video observations are needed to assess its representativeness.

On five biotopes assigned on the Isle of Wight transect, three are also present in the Bay of Seine. The biotope OphMx, corresponding to the *O. fragilis* beds, this species is common to coarse sediment substrate and high hydrodynamic areas. The others biotopes are PomB (*Pometoceros* and barnacles) and ClloMx (*Cerianthus lloydii*). There are found in the most disturbed environment according to the successional states described by Holme and Wilson (1985). It follows the previous observations on the major ecological differences between both sites. Biotopes described in large gravel areas in the middle of the Eastern Channel at the South of Brighton-Hastings coast by James *et al.* (2007) are mostly similar in physical regions of coarse sediment or of rocks with a thin layer of sediment (in the region of the Western axis

Platform and region of the Central axis Platform). They found biotopes similar to PomB, Fluhyd, and OphMx. The more stable states SpNem.Adia (Sparse sponges, *Nemertesia spp.* and *Alcyonidium diaphanum* on circalittoral mixed substrata) occur only along the Isle of Wight transect. James et al. (2007) recognized that there was a lack of biotopes within the existing classification (Connor et al., 2004) suitable for describing the habitats encountered in their study, so they have proposed some new ones based on grab data that can be assignable to habitat occurring along the Isle of Wight transect and the Bay of Seine. They need to be validated by the JNCC (Join the Nature Conservation Committee). Gravel community distribution starts to be better known and reveals more diverse biotopes than currently sensed so further development for at more detailed levels of the hierarchy is required.

It is interesting that gravel communities can be described either by their infaunal or epifaunal distributions. These two surveys provide different, but complementary, perspectives on the benthic ecosystem. They are driven by different environmental factors and few studies of the relationship between these two kinds of fauna exist as yet.

IV. Conclusion and perspectives

Firstly, we must underline the importance of the use of the underwater video and photograph in gravel community structure analysis. It allows the acquisition of essential information on the continuity, disposition and orientations of the various faunal assemblages (Holme & Wilson, 1985). Video observation gives a general overview of the landscape and the patchiness of the epifaunal distribution and the high resolution of the still images (or photographs) can assist species identification, helping to drill further down into the hierarchical classification (between level 4 and 5). It can give also an idea of the level of disturbance (natural or human) of the area observed, that is valuable information in terms of environmental management. James et al. (2007) recommend the use of camera systems as the principal ground truthing tool in areas of cobble gravel and rock outcrops where epifauna are likely to be well developed. In addition, restricting the sampling to occasional “spot” samples of sediment using grabs may underestimate the complexity of the environment (Rees et al., 1999). It is important to get information on the surface of the sediment to have an overall insight of the communities. In addition, the epifaunal survey has particular value for community classification, especially in offshore areas, where recent information is relatively sparse (Rees et al, 1999).

Then, in the perspective of further studies in gravel community, it is notable that fauna can be identified at the genus level instead of species level without loss of information. This can reduce the cost of the studies in those areas.

Finally, it is important in the future to produce studies about the functioning of these gravel communities, on the significance of the production of this area for the whole ecosystem and about their importance in the food chain. Biodiversity can be high in this substrate, so appropriate protection to protect them can be advocated. Elsewhere, this zone is attractive for granulate extraction. Various studies have shown that the management of an aggregation is highly site-specific because of recovery rates. Indeed, our study has shown that there is a large diversity of habitat type in an area of gravel due to local effects of environmental factors. In the future, management of the benthic communities in granulate extraction site will rely on habitats (or biotopes), by providing sets of reference data on recruitment rate and recovery times of biomass for communities that characterize a variety of marine habitats (Robinson, 2005). Thus it is important to evaluate species composition in a site prior to dredging. A realistic description of the biotopes is needed as future basis to risk assessment and management of gravel communities.

V. Acknowledgements

I would like to thanks David Limpenny for welcoming me in the team, and Roger Coggan, for his precious supervising.

Thanks to the Region Nord-Pas de Calais, for their financial help.

Thanks to Jean-Claude Dauvin, for helping me in preparing this internship at Cefas.

Thanks to Paul Whomersley for bringing me on the Cefas Endeavour for a “memorable “ field cruise, and all the people involved in the CEnd 12/08 cruise.

Thanks to Morgane Nicolas, Thierry Ruellet, Matt Curtis, Claire Mason, John Aldridge for their help and advices.

And the wonderful people I met in England who make this experiment so fulfilling: Monique, Amanda, Chris, Jaisen, André, Adam H, Lou, Adam, Christine, Andrew, Thi, Stefan, Kate, Luc, Ruby, Severin, Re-Morgane. ☺ ☺ ☺

VI. References

- Augris, C & Cressard, A.P., 1991 Les matériaux marins. Mines et Carrières 73
- Bolam, S.G., Eggleton, J., Smith, R., Mason, C., Vanstaen, K. & Rees, H.L., 2008. Spatial distribution of macrofaunal assemblages along the English Channel. *Journal of the marine biological association of the UK*, 4, 675-687.
- Boyd, S.E., 2002. Guidelines for the conduct of benthic studies at aggregate dredging site. Cefas for DTLR.
- Boyd, S.E., Barry, J. & Nicholson, M., 2006a. A comparative study of a 0.1 m² and 0.25 m² Hamon grab for macrobenthic fauna from offshore marine gravels. *Journal of the marine biological association of the UK*, 86, 1315-1328.
- Boyd, S.E., Coggan, R.A., Birchenough, S.N.R., Limpenny, D.S., Eastwood, P.D., Foster-Smith, R.L., Philpott, S., Meadows, W.J., James, J.W.C., Vanstaen, K., Soussi, S. & Rogers, S., 2006b. The role of seabed mapping techniques in environmental monitoring and management. *Science Series Technical Report*, pp. 170. CEFAS Lowestoft.
- Bremner, J., Rogers, S.I. & Frid, C.L.J., 2006. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems *Journal of Marine Systems*, 60(302-316).
- Broom, D.M., 1975. Aggregation behaviour of the brittle-star *Ophiothrix fragilis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 55, 191-197.
- Brown, C.J., Hewer, A.J., Meadows, W.J., Limpenny, D.S., Cooper, K.M., Rees, H.L. & Vivian, C.M.G., 2001. Mapping of gravel biotopes and an examination of the factors controlling the distribution, type and diversity of their biological communities. *Science Series Technical Report*, Lowestoft.
- Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R. & Retière, C., 1977. Le macrobenthos des fonds meubles de la Manche, distribution générale et écologie. In *Biology of Benthic Organism*, (ed. Keegan, B O'Ceidigh, P Boaden, J) Pergamon Press, pp. 115-128..
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2001. *Primer v5 : User/Tutorial*. Plymouth.
- Clarke, K.R. & Green, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213-226.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1994. *Change in marine communities : An approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

- Coggan, R.A., Diesing, M. & Vanstaen, K., 2008. Mapping Annex I Reefs in the Central English Channel: evidence to support the selection of candidate SACs. Cefas report for Defra project ME1102.
- Connor, D.W., Allen, J.H., Golding, N., Howell, K.L., Lieberknecht, L.L., Northen, K.O. & Reker, J.B. (eds.), 2004. The marine habitat classification for Britain and Ireland version 04.05. Joint Nature Conservation Committee, Devon.
- Cugier, P., Ménesguen, A. & Guillaud, J.F., 2005. Three-dimensional (3D) ecological modelling of the bay of Seine (English Channel, France). *Journal of Sea Research*, 54(104-124).
- Curry, D., 1989. The rock floor of the English Channel and its significance for the interpretation of marine unconformities. *Proceeding of the geological Association*, 100(339-352).
- Dauvin, J.C., 1992. Cinétique du recrutement et croissance des juvéniles d'*Owenia fusiformis* Delle Chiaje en Baie de Seine. *Oceanologica acta*, 15, 187-196.
- Dauvin, J.C. & Ruellet, T., 2008. Macrozoobenthic biomass in the Bay of Seine (eastern English Channel) *Journal of Sea Research*, 59, 320-326.
- Davies, A.M. & Aldridge, J.N., 1993. A numerical model study of parameters influencing tidal currents in the Irish Sea. *Journal of Geophysical Research*, 98, 7049-7069.
- Davout, D., 1990. Biofaciès et structure trophique du peuplement des cailloutis du Pas-de-Calais (France). *Oceanologica Acta*, 13(3), 335-348.
- Diesing, M., Vanstaen, K. & Coggan, R.A., 2008. Bedrock Geology Governs Benthic Habitat in the Central English Channel In *Association of American Geographers Annual Meeting*, Boston, USA.
- Eleftheriou, A. & Holme, N.A., 1984. Macrofauna techniques. In *Methods for the study of Marine Benthos*, (eds. N.A. Holme and A.D. McIntyre), pp. 216-248. Oxford.
- Ellingsen, K.E., Hewitt, J.E. & Thrush, S.F., 2007. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. *Journal of Sea Research*, 58, 291-301.
- Gentil, F. & Cabioch, L., 1997. Carte des peuplements macrobenthiques de la baie de Seine et Manche centrale sud. Carte et notice explicative de la carte. Roscoff.
- Gounin, F., 1993. L'ophiure *Ophiothrix fragilis* (Abildgaard): biologie, éthologie alimentaire et rôle molysmologique dans le détroit du Pas-de-Calais (France). In *Biologie et Santé*, vol. Thèse de doctorat pp. 210. Wimereux: Université des Sciences et Technologies de Lille.

- Gray, J.S., 1974. Animal-sediment relationships. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 12, 223-261.
- Gupta, S., Collier, J.S., Palmer-Felgate, A. & Potter, G., 2007. Catastrophic flooding origin of Shelf valley systems in the English Channel. *Nature*, 448, 342-346.
- Hall, S.J., 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: Life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 32.
- Hamblin, R.J.O., Crosby, A., Balson, P.S., Jones, S.M., Chadwick, R.A., Penn, I.E. & Arthur, M.J., 1992. The geology of the English Channel. British Geological survey. United Kingdom Offshore Regional Report, London.
- Hiscock, K., 1998. Benthic Marine Ecosystems of Great Britain and the north east-east Atlantic. MNCR, Join the Nature Conservation Committee), pp. 254. Peterborough.
- Holme, N.A., 1961. The bottom fauna of the English Channel *Journal of the marine biological association of the UK*, 46, 397-461.
- Holme, N.A. & Wilson, J.B., 1985. Fauna associated with longitudinal furrows and sand ribbons in a tide-swept area in the English Channel *Journal of the marine biological association of the UK*, 65, 1052-1072.
- James, J.W.C., Coggan, R.A., Blyth-Skyrme, V.J., Morando, A., Birchenough, S.N.R., Bee, E., Limpenny, D.S., Verling, E., Vanstaen, K., Pearce, B., Johnston, C.M., Rocks, K.F., Philpott, S. & Rees, H.L., 2007. The eastern English Channel map. In Cefas, Science Series Technical Report n°139, pp. 191. Lowestoft.
- Larsonneur, C., 1971. Manche Central et Baie de Seine : géologie du substratum et des dépôts meubles. In *Sciences Naturelles*, vol. These de Doctorat Caen Université de Caen.
- Larsonneur, C., 1972. Le modèle sédimentaire de la Baie de Seine à la Manche centrale dans son cadre géographique et historique. *Mémoire du B.R.G.M*, 79, 241–255.
- Larsonneur, C., Bouysse & Auffret, 1982. The superficial sediment of the English channel and its western approaches. *Sedimentology*, 29(851-864).
- Larsonneur, C. & Hommeril, P., 1967. Sédiments et sédimentation dans la partie orientale de la Baie de Seine. *Revue des sociétés savantes de Haute-Normandie*, 47(45–75).
- Le Hir, P., Salomon, J.C., Le Provost, C., Chabert d'Hieres, G. & Mauvais, J.L., 1986. Approche de la circulation résiduelle en Baie de Seine. IFREMER. Acte de Colloques, n°4, 63-72.
- LeProvost, C. & Fornerino, M., 1985. Tidal spectroscopy of the English Channel with a numerical method. *Journal of Physical Oceanography*, 15(1009-1031).

- McBreen, F., Wilson, J., Mackie, A.S.Y. & Aonghusa, C.N., 2008. Seabed mapping in the southern Irish Sea: predicting benthic biological communities based on sediment characteristics. *Hydrobiologia*, 606, 93-103.
- Méar, Y., Poizot, E., Murat, A., Lesueur, P. & Thomas, M., 2006. Fine-grained sediment spatial distribution on the basis of a geostatistical analysis: Example of the eastern Bay of the Seine (France). *Continental shelf research*, 26, 2335-2351.
- Ménesguen, A. & Gohin, F., 2006. Observation and modelling of natural retention structures in the English Channel. *Journal of Marine Systems*, 63, 244-256.
- Guide Mesh, 2008. Guide de cartographie des habitats. (ed. R.-. DYNECO/AG/07-20/JP), pp. 342. Ifremer, Centre de Brest.
- Olafsson, E.B., Peterson, C.H. & Ambrose, W.G.J., 1994. Does recruitment limitation structure populations and communities of macro-invertebrates in soft sediments: The relative significance of pre- and post-settlement processes. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 32.
- Osuna, P. & Wolf, J., 2004. Results from a one-year run of a wave model for the UK continental shelf. Proudman Oceanographic Laboratory. Internal Document No. 170.
- 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. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 228-246.
- Robinson, J., 2005. Marine Aggregate Extraction – Helping to determine good practice. TECHNICAL CONFERENCE MARINE AGGREGATE LEVY SUSTAINABILITY FUND, A.CIWEN Conference, SOAS, London.
- Salomon, J.C. & Breton, M., 1991. Courants résiduels de marées. *Oceanologica acta*, 11(47-53.).
- Sanvincente-Anorve, L., Leprêtre, A. & Dominique, D., 2002. Diversity of benthic macrofauna in the eastern English Channel: comparison among and within communities. *Biodiversity and Conservation*, 11, 265-282.
- Snelgrove, P.V.R. & Butman, C.A., 1994. Animal–sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 32, 111 –177.
- Stride, A.H., 1990. Growth and burial of the English Channel unconformities. *Proceeding of the geological Association*, 101, 335-340.
- Vaslet, D., Larssonneur, C. & Aufret, J.P., 1978. Surficial Sediments of the English Channel (map and booklet). Bureau de Recherche Géologique et Minières, Orléans.

Velegarakis, A.F., Gao, S., Lafite, R., DuPont, J.P., Huault, M.F., Nash, L.A. & Collins, M.B., 1997. Resuspension and advection processes affecting suspended particulate matter concentrations in the central English Channel. *Journal of Sea Research*, 1997(38), 17-34.

ANNEXES

Annexe 1: SACFOR scale for species video analysis.

% cover	Growth form		Size of individuals or colonies				Density measures					
	Crust or Meadow	Massive or Turf	<1cm	1-3 cm	3-15 cm	>15 cm	No per unit area	Nos per m ²	Nos per 0.5m ² image	Nos per 0.4m ² image	Nos per 0.3m ² image	Nos per 0.2m ² image
>80%	S		S				>1/ 0.001 m ²	>10,000 / m ²	50 000	40 000	30 000	20 000
40-79%	A	S	A	S			1-9/ 0.001 m ² (1x1 cm)	1000-999 / m ²	5 000	4 000	3 000	2 000
20-39%	C	A	C	A	S		1-9 / 0.01 m ² (10 x 10 cm)	100-999 /m ²	500	400	300	200
10-19%	F	C	F	C	A	S	1-9 / 0.1 m ² (0.316 x 0.316 m)	10-99 m ²	50	40	30	20
5-9%	O	F	O	F	C	A	1-9 / m ² (1 x 1 m)	1-9 / m ²	5	4	3	2
1-5% or density	R	O	R	O	F	C	1-9 / 10m ² (3.16 x 3.16 m)	1-9 / 10m ²	1	1	1	1
<1% or density	R	R		R	O	F	1-9 / 100m ² (10 x 10 m)	1-9 / 100m ²	-	-	-	-
				R	O		1-9 / 1000m ² (31.6 x 31.6 m)	1-9 / 1000m ²	-	-	-	-
					R		1<1/1000 m ²	1<1/1000 m ²	-	-	-	-

MNCR Notes

- 1 Whenever an attached species covers the substratum and percentage cover can be estimated, that scale should be used in preference to the density scale.
- 2 Use the massive/turf percentage cover scale for all species, excepting those given under crust/meadow.
- 3 Where two or more layers exist, for instance foliose algae overgrowing crustose algae, total percentage cover can be over 100% and abundance grade will reflect
- 4 Percentage cover of littoral species, particularly the furoid algae, must be estimated when the tide is out.
- 5 Use quadrats as reference frames for counting, particularly when density is borderline between two of the scale.
- 6 Some extrapolation of the scales may be necessary to estimate abundance for restricted habitats such as rockpools.
- 7 The species (as listed above) take precedence over their actual size in deciding which scale to use.
- 8 When species (such as those associated with algae, hydroid and bryozoan turf or on rocks and shells) are incidentally collected (i.e. collected with other species that were superficially collected for identification) and no meaningful abundance can be assigned to them, they should be noted as present (P)

Cefas notes

- As the count for individual taxa can never be less than 1 per photo, those in size range >15 cm (e.g. Asterias) can never be scored less than Common in a photo.
- A Similarly, size range 3-15 cm (e.g. Echinus) can never be scored less than Frequent and size range 1-3 cm (e.g. Ebalia) can not be scored less than Occasional.
- Following from note A, lower abundances can be recorded if an organism appears in some **but not all** still images taken from a video segment. For example, if there were 5 images in the segment and only 3 of them had a single asterias, the abundance of Asterias for the video section could be given as Occasional. If only one of the 5 images had an Asterias, it would be assigned as Rare.
- B

Annexe 2:

CR.HCR.XFa.SpNemAdia Sparse sponges, *Nemertesia* spp. and *Alcyonidium diaphanum* on circalittoral mixed substrata

Habitat (physical) description

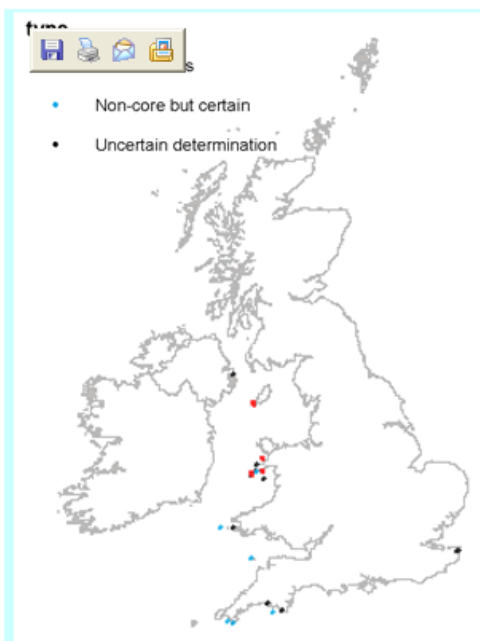
Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Moderately exposed
Tidal streams:	Moderately strong (1-3 kn)
Substratum:	Boulders; cobbles; pebbles
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	10-20 m, 20-30 m
Other Features:	

[Download comparative physical and biological data.](#) The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Previous code

This biotope occurred in previous versions of the classification as:
CR.MCR.ByH.SNemAdia - Version: 97.06

Distribution



Distribution of habitat CR.HCR.XFa.SpNemAdia Sparse sponges, *Nemertesia* spp. and *Alcyonidium diaphanum* on circalittoral mixed substrata, based on records on the JNCC marine database. Red dots represent records on which the biotope is based. Blue dots show other certain records, black dots show records tentatively assigned to this biotope.

Biotope description

This biotope is found on moderately wave-exposed sand-scoured, circalittoral boulders, cobbles and pebbles that are subject to moderately strong tidal streams (referred to as lag-cobbles locally). It is characterised by sparse sponges and a diverse bryozoan and hydroid turf. The sparse sponge community is primarily composed of *Dysidea fragilis* and *Scypha ciliata*. The mixed faunal turf is composed of *Nemertesia antennina*, *Nemertesia ramosa*, *Halecium halecinum*, *Sertularia argentea*, *Alcyonium digitatum*, *Bugula flabellata*, *Bugula turbinata*, *Bugula plumosa*, *Flustra foliacea*, *Cellepora pumicosa*, *Alcyonidium diaphanum*, *Clellaria fistulosa* and crisiid bryozoans. The anemones *Epizoanthus couchii*, *Sagartia elegans* and *Cerianthus lloydii* may also be recorded. Echinoderms such as the starfish *Asterias rubens*, *Crossaster papposus*, *Henricia oculata* and the crinoid *Antedon bifida*. Other species present include the colonial ascidian *Clavelina lepadiformis*, the barnacle *Balanus crenatus*, the top shell *Gibbula cineraria*, the polychaete *Pomatoceros triqueter*, the ascidian *Morchellium argus*, *Prosthecarius vittatus* and the crab *Cancer pagurus*. It is distributed off Pen Llyn and over considerable areas of the Irish Sea.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00001180>

Annexe 3 :

SS.SCS.CCS.PomB

Pomatoceros triqueter with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles

Habitat (physical) description

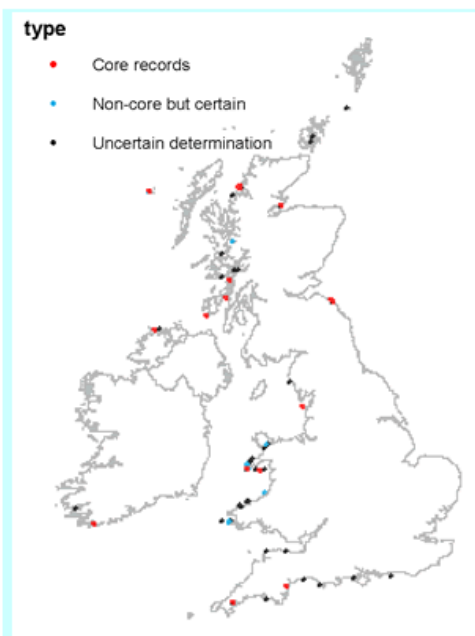
Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Very exposed, Exposed, Moderately exposed
Tidal streams:	Strong (3-6 kn), Moderately strong (1-3 kn)
Substratum:	Cobbles and pebbles with sand
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	5-10 m, 10-20 m, 20-30 m, 30-50 m
Other Features:	Mobile substrata

Download comparative physical and biological data. The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Previous code

This biotope occurred in previous versions of the classification as:
ECR.PomByC - Version: 97.06

Distribution



Distribution of habitat SS.SCS.CCS.PomB *Pomatoceros triqueter* with barnacles and bryozoan crusts on unstable circalittoral cobbles and pebbles, based on records on the JNCC marine database. Red dots represent records on which the biotope is based. Blue dots show other certain records, black dots show records tentatively assigned to this biotope.

Biotope description

This biotope is characterised by a few ubiquitous robust and/or fast growing ephemeral species which are able to colonise pebbles and unstable cobbles and slates which are regularly moved by wave and tidal action. The main cover organisms tend to be restricted to calcareous tube worms such as *Pomatoceros triqueter* (or *P. lamarckii*), small barnacles including *Balanus crenatus* and *Balanus balanus*, and a few bryozoan and coralline algal crusts. Scour action from the mobile substratum prevents colonisation by more delicate species. Occasionally in tide-swept conditions tufts of hydroids such as *Sertularia argentea* and *Hydrallmania falcata* are present. This biotope often grades into SMX.FluHyd which is characterised by large amounts of the above hydroids on stones also covered in *Pomatoceros* and barnacles. The main difference here is that SMX.FluHyd, seems to develop on more stable, consolidated cobbles and pebbles or larger stones set in sediment in moderate tides. These stones may be disturbed in the winter and therefore long-lived and fragile species are not found.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00000659>

Annexe 4:

SS.SMx.CMx.CIlOmx.Nem

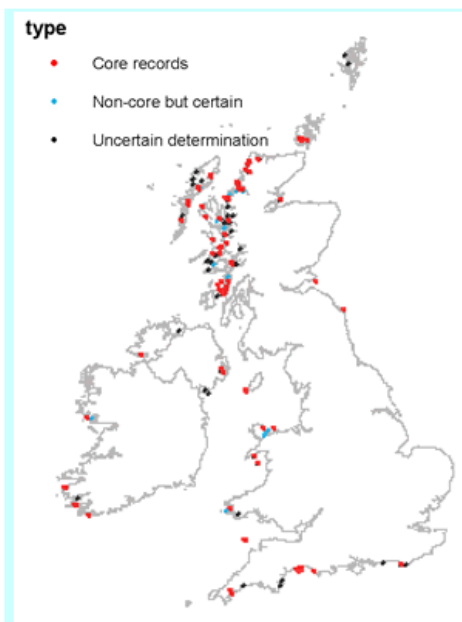
Cerianthus lloydii with *Nemertesia* spp. and other hydroids in circalittoral muddy mixed sediment

Habitat (physical) description

Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Moderately exposed, Sheltered, Very sheltered
Tidal streams:	Moderately strong (1-3 kn), Weak (>1 kn), Very weak (negligible)
Substratum:	Sandy muddy gravel with surficial cobbles, pebbles and shells
Zone:	Infralittoral - lower, Circalittoral
Depth Band:	10-20 m, 20-30 m
Other Features:	

Download comparative physical and biological data. The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Distribution



Distribution of habitat SS.SMx.CMx.CIlOmx.Nem *Cerianthus lloydii* with *Nemertesia* spp. and other hydroids in circalittoral muddy mixed sediment, based on records on the JNCC marine database. Red dots represent records on which the biotope is based. Blue dots show other certain records, black dots show records tentatively assigned to this biotope.

Biotope description

In sheltered muddy sandy gravel with appreciable quantities of surficial cobbles, pebbles and shells a community similar to CIlOmx may develop with frequent *Cerianthus lloydii* and other burrowing anemones. However, the pebbles and cobbles embedded in the sediment are colonised by hydroids and in particular *Nemertesia antennina* and *N. ramosa*. Other hydroids may include *Kirchenpaueria pinnata* and *Halecium halecinum* whilst ascidians such as *Ascidella aspersa* or *Corella parallelogramma* may also be present locally. *Pecten maximus* and *Pomatoceros triqueter* may also be frequent in certain areas.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00001970>

Annexe 5:

SS.SMx.CMx.FluHyd

Flustra foliacea and *Hydrallmania falcata* on tide-swept circalittoral mixed sediment

Habitat (physical) description

Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Exposed, Moderately exposed
Tidal streams:	Strong (3-6 kn), Moderately strong (1-3 kn)
Substratum:	Boulders, cobbles or pebbles with gravel and sand
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	5-10 m, 10-20 m, 20-30 m, 30-50 m
Other Features:	

Download comparative physical and biological data. The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Previous code

This biotope occurred in previous versions of the classification as:
MCR.Flu.SerHyd - Version: 97.06

Distribution



Biotope description

This biotope represents part of a transition between sand-scoured circalittoral rock where the epifauna is conspicuous enough to be considered as a biotope and a sediment biotope where an infaunal sample is required to characterise it and is possibly best considered an epibiotic overlay. *Flustra foliacea* and the hydroid *Hydrallmania falcata* characterise this biotope; lesser amounts of other hydroids such as *Sertularia argentea*, *Nemertesia antennina* and occasionally *Nemertesia ramosa*, occur where suitably stable hard substrata is found. The anemone *Urticina feline* and the soft coral *Alcyonium digitatum* may also characterise this biotope. Barnacles *Balanus crenatus* and tube worms *Pomatoceros triqueter* may be present and the robust bryozoans *Alcyonidium diaphanum* and *Vesicularia spinosa* appear amongst the hydroids at a few sites. *Sabella pavonina* and *Lanice conchilega* may be occasionally found in the coarse sediment around the stones. In shallower (i.e. upper circalittoral) examples of this biotope scour-tolerant robust red algae such as *Polysiphonia nigrescens*, *Calliblepharis* spp. and *Gracilaria gracilis* are found.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00000460>

Annexe 6: W05, print of modifiers on the ground, probably a trawl, the pebble and cobble and gravel are veneer up to sandy sediment.



Annexe 7:

SS.SMx.CMx.OphMx

Ophiothrix fragilis and/or *Ophiocomina nigra* brittlestar beds on sublittoral mixed sediment

Habitat (physical) description

Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Moderately exposed, Sheltered
Tidal streams:	Strong (3-6 kn), Moderately strong (1-3 kn), Weak (>1 kn)
Substratum:	Mixed sediment, often with cobbles and pebbles
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	5-10 m, 10-20 m, 20-30 m, 30-50 m
Other Features:	

[Download comparative physical and biological data.](#) The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Distribution



Biotope description

Circalittoral sediment dominated by brittlestars (hundreds or thousands m⁻²) forming dense beds, living epifaunally on boulder, gravel or sedimentary substrata. *Ophiothrix fragilis* and *Ophiocomina nigra* are the main bed-forming species, with rare examples formed by *Ophiopholis aculeate*. Brittlestar beds vary in size, with the largest extending over hundreds of square metres of sea floor and containing millions of individuals. They usually have a patchy internal structure, with localized concentrations of higher animal density. *Ophiothrix fragilis* or *Ophiocomina nigra* may dominate separately or there may be mixed populations of the two species. *Ophiothrix* beds may consist of large adults and tiny, newly-settled juveniles, with animals of intermediate size living in nearby rock habitats or among sessile epifauna. Unlike brittlestar beds on rock, the sediment based beds may contain a rich associated epifauna (Warner, 1971; Allain, 1974; Davoult & Gounin, 1995). Large suspension feeders such as the octocoral *Alcyonium digitatum*, the anemone *Metridium senile* and the hydroid *Nemertesia antennina* are present mainly on rock outcrops or boulders protruding above the brittlestar-covered substratum. The large anemone *Urticina felina* may be quite common. This species lives half-buried in the substratum but is not smothered by the brittlestars, usually being surrounded by a 'halo' of clear space (Brun, 1969; Warner, 1971). Large mobile animals commonly found on *Ophiothrix* beds include the starfish *Asterias rubens*, *Crossaster papposus* and *Luidia ciliaris*, the urchins *Echinus esculentus* and *Psammechinus miliaris*, edible crabs *Cancer pagurus*, swimming crabs *Necora puber*, *Liocarcinus* spp., and hermit crabs *Pagurus bernhardus*. The underlying sediments also contain a diverse infauna including the bivalve *Abra alba*. Warner (1971) found that numbers and biomass of sediment dwelling animals were not significantly reduced under dense brittlestar patches.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00001548>

Annexe 8:

SS.SCS.CCS.Blan

Branchiostoma lanceolatum in circalittoral coarse sand with shell gravel

Habitat (physical) description

Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Moderately exposed, Sheltered
Tidal streams:	
Substratum:	Medium to coarse sand with some gravel or shell gravel
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	20-30 m, 30-50 m, 50-100 m
Other Features:	

[Download comparative physical and biological data.](#) The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Distribution

type

- Core records
- Non-core but certain
- Uncertain determination



Distribution of habitat SS.SCS.CCS.Blan *Branchiostoma lanceolatum* in circalittoral coarse sand with shell gravel, based on records on the JNCC marine database. Red dots represent records on which the biotope is based. Blue dots show other certain records, black dots show records tentatively assigned to this biotope.

Biotope description

Gravel and coarse sand with shell gravel often contains communities of robust venerid bivalves (SCS.MedLumVen). Shallower examples, such as the biotope presented here, may support a significant population of *Branchiostoma lanceolatum*. Other conspicuous infauna may include *Echinocyamus pusillus*, *Glycera lapidum*, *Polygordius*, *Pisone remota* and *Arcopagia crassa* (in the south of UK). Sessile epifauna are typically a minor component of this community. This biotope has been described from a limited number of records and as such may need revising when further data become available. This biotope is related to the 'Boreal Offshore Gravel Association' and 'Deep Venus Community' described by other workers (Ford 1923; Jones 1951), and may also be closely allied (the same?) as the '*Venus fasciata*' community of Cabioch (Glemarec 1973). This biotope may be an epibiotic overlay of the biotope SCS.MoeVen or SCS.MedLumVen.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00001091>

Annexe 9 :

SS.SCS.CCS.MedLumVen

Mediomastus fragilis, *Lumbrineris* spp. and venerid bivalves in circalittoral coarse sand or gravel

Habitat (physical) description

Salinity:	Full (30-35 ppt)
Wave exposure:	Exposed, Moderately exposed
Tidal streams:	Moderately strong (1-3 kn), Weak (>1 kn)
Substratum:	Gravel with coarse to medium sand
Zone:	Circalittoral
Depth Band:	10-20 m, 20-30 m, 30-50 m, 50-100 m
Other Features:	

Download comparative physical and biological data. The comparative tables enable a rapid comparison of the species composition and principal physical characteristics between a given set of biotopes.

Distribution

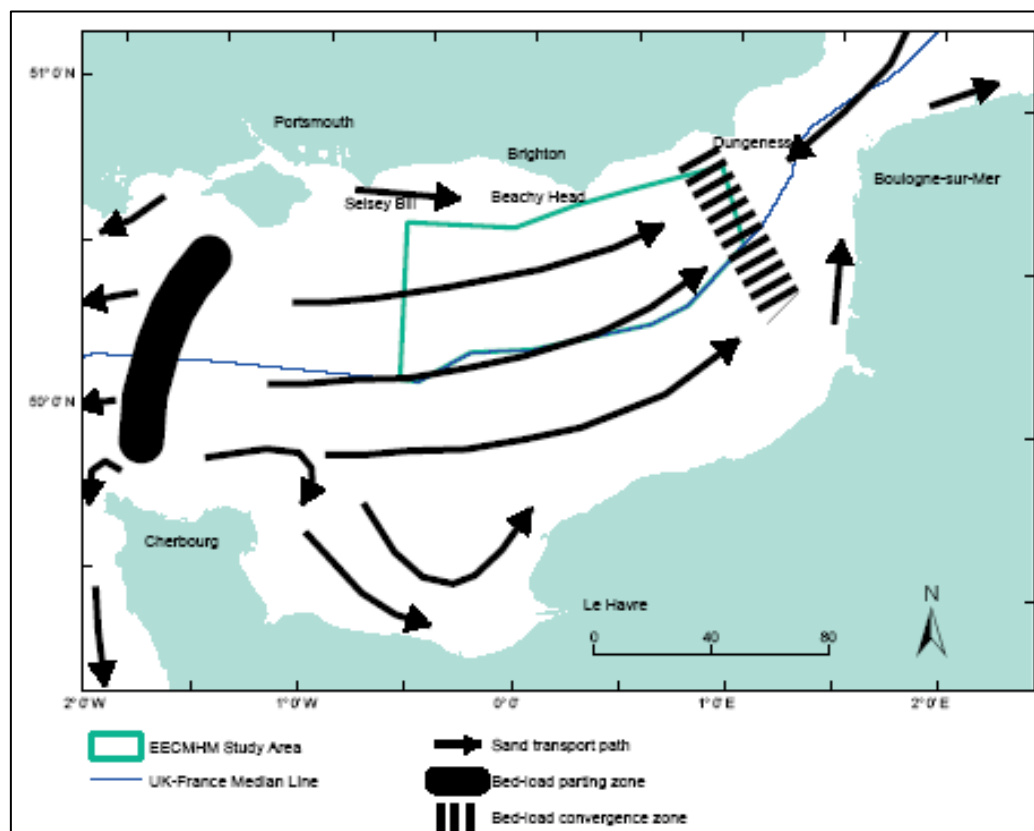


Biotope description

Circalittoral gravels, coarse to medium sands, and shell gravels, sometimes with a small amount of silt and generally in relatively deep water (generally over 15-20m), may be characterised by polychaetes such as *Mediomastus fragilis*, *Lumbrineris* spp., *Glycera lapidum* with the pea urchin *Echinocyamus pusillus*. Other taxa may include Nemertea spp., *Protodorvillea kefersteini*, *Owenia fusiformis*, *Spiophanes bombyx* and *Amphipholis squamata* along with amphipods such as *Ampelisca spinipes*. This biotope may also be characterised by the presence of conspicuous venerid bivalves, particularly *Timoclea ovata*. Other robust bivalve species such as *Moerella* spp., *Glycymeris glycymeris* and *Astarte sulcata* may also be found in this biotope. *Spatangus purpureus* may be present especially where the interstices of the gravel are filled by finer particles, in which case, *Gari tellinella* may also be prevalent (Glemarec 1973). Venerid bivalves are often under-sampled in benthic grab surveys and as such may not be conspicuous in many infaunal datasets. Such communities in gravelly sediments may be relatively species-rich and they may also contain epifauna such as *Hydroides norvegicus* and *Pomatoceros lamarcki*. In sand wave areas this biotope may also contain elements of the FfabMag biotope, particularly *Magelona* species. This biotope has previously been described as the 'Deep Venus Community' and the 'Boreal Off-Shore Gravel Association' by other workers (Ford 1923; Jones 1950) and may also be part of the Venus community described by Thorson (1957) and in the infralittoral etage described by Glemarec (1973). SCS.MedLumVen may be quite variable over time and in fact may be closer to a biotope complex in which a number of biotopes or sub-biotopes may yet be defined. For example, Ford (1923) describes a 'Series A' and a 'Series B' characterised by *Echinocardium cordatum*-*Chamelea gallina* and *Spatangus purpurea*-*Clausinella fasciata*. Furthermore, mosaics of cobble and lag gravel often contain ridges of coarse gravelly sand and these localised patches are also characterised by robust venerid and similar bivalves including *Arcopagia crassa*, *Laevicardium crassum* and others including *Glycymeris glycymeris* (E.I.S. Rees pers. comm.. 2002). This high porosity fine gravel or coarse sand may be a separate biotope.

<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00002012>

Annexe 10 : Sediment transport pathways in the eastern English Channel (from James *at al.* 2007).



Résumé:

Ce mémoire aborde différents aspects des habitats marins benthiques : définition, représentation (qui tend à s'affiner avec les progrès scientifiques des techniques d'échantillonnage) et usage. L'habitat se révèle être le cadre adéquat pour l'expertise environnementale mais également pour la recherche scientifique. En effet, c'est une aire géographique de référence disponible pour des stratégies d'observation et de surveillance des environnements qui permet un travail conjoint entre chercheurs et gestionnaires du milieu marin. Le bassin oriental de la Manche est une zone très convoitée pour ses ressources, notamment en granulats marins dans les zones de sédiments graveleux, ce sont donc des zones qui méritent une attention particulière. L'étude des variations biogéographiques de la communauté de graviers du bassin oriental de la Manche présentée dans ce mémoire a permis de mettre en évidence que le niveau de perturbation du sédiment et le stress lié aux marées et aux vagues sur le fond sont les principaux facteurs expliquant les différences écologiques majeures observées entre la Manche centrale et la Baie de Seine. Cette analyse a été réalisée par la description des habitats pour les différentes stations de prélèvement dans les deux sites. Les différents assemblages de la communauté des graviers sont de mieux en mieux connus. Du fait qu'ils présentent une grande diversité, les classifications d'habitats doivent être révisées pour compléter leur typologie.

Abstract:

This manuscript gets onto different aspects of benthic marine habitats: definition, representation (which is improving with scientific progress of sampling techniques) and use. Habitat is the appropriate frame for environmental assessment but also for scientific research. It is a benchmark geographic area available for environments survey and monitoring that allows joint work between scientists and marine environment managers. The eastern basin of the English Channel is an attractive zone for its resources, particularly for marine granulates extraction in gravel sediments which deserve a special care. The study of biogeographical variations of the gravel community of the eastern English Channel presented in this manuscript has revealed that the degree of physical disturbance of the sediment and the tidal and wave stress on the seabed explain the major ecological differences observed between the Central English Channel and the Bay of Seine. This analysis relies on the habitats description for the different sampling stations of both sites. Gravel community distribution starts to be better known and reveals more diverse biotopes than currently sensed so further development for at more detailed levels of the hierarchy is required.