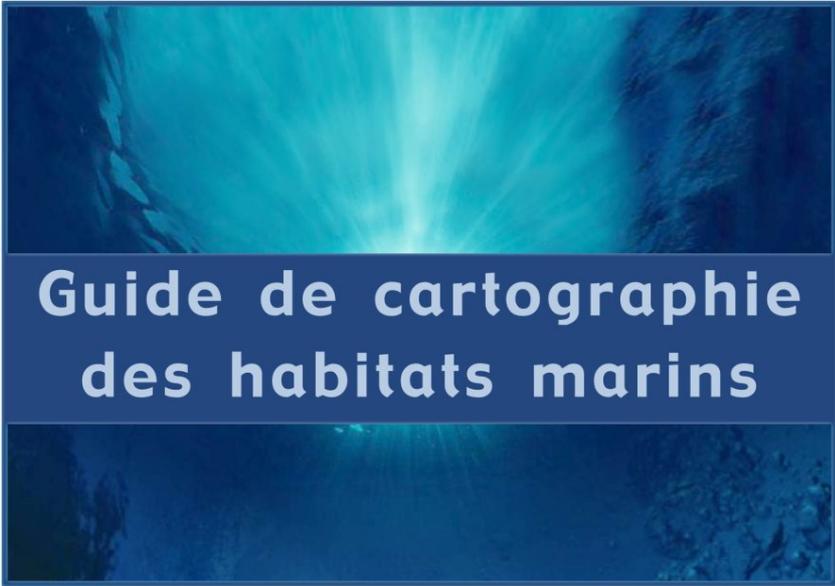


Janvier 2008 – RST - DYNECO/AG/07-20/JP

ifremer



Guide de cartographie des habitats marins

Version intégrale

Guide de cartographie des habitats marins

Version intégrale

Ce rapport doit être cité ainsi :

Projet MESH, 2008. Guide de cartographie des habitats marins.
RST - DYNECO/AG/07-20/JP – Ifremer, Centre de Brest, p. 342

Le projet MESH a été financé par le programme européen
INTERREG IIIB.



Table des matières

Introduction	7
À propos du projet MESH.....	7
Extrants du projet MESH	8
Contexte du Guide MESH	9
Comment utiliser le Guide MESH.....	10
1 - Qu'est-ce que la cartographie des habitats ?.....	13
1.1 - La cartographie des habitats dans MESH.....	15
1.2 - Pourquoi a-t-on besoin de cartes d'habitats ?	19
1.3 - Qu'est-ce qu'un habitat ?	23
1.4 - Que veut-on cartographier ?	42
1.5 - Comment se fait la cartographie des habitats ?	56
1.6 - Quelles sont les limites de la cartographie des habitats ?.....	61
1.7 - Gestion des données	67
1.8 - Comment planifie-t-on la cartographie des habitats ?	69
1.9 - Conclusion	71
2 - Que veut-on cartographier ?.....	75
2.1 - Définition de la portée du programme	76
2.2 - Détermination de l'information manquante	87
2.3 - Définition des levés à effectuer.....	98
2.4 - Optimisation de la télédétection.....	122
2.5 - Optimisation de la campagne de terrain	130
2.6 - Exécution des levés	152
2.7 - Remerciements.....	152
2.8 - Références.....	153
3 - Comment se fait l'acquisition des données ?	157
3.1 - Pourquoi acquérir des données de cartographie d'une manière normalisée ?	158
3.2 - Compétences techniques requises pour faire des levés	159
3.3 - Lignes directrices opérationnelles pour la cartographie des habitats.....	159
3.4 - Utilisation d'une combinaison de techniques.....	171
3.5 - Organisation des données et métadonnées requises	174
3.6 - Épuration et traitement initial des données.....	180
3.7 - Conclusion	187
3.8 - Remerciements.....	187
4 - Comment réalise-t-on une carte ?	191
4.1 - Choix d'une stratégie de traitement cartographique.....	192
4.2 - Optimisation de l'analyse des données de terrain	197
4.3 - Optimisation des couches physiques	220

4.4 - Optimisation de la construction de la carte.....	233
4.5 - Conception et réalisation de la carte d'habitats.....	255
5 - Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ?	265
5.1 - Qu'est-ce que l'exactitude ?.....	267
5.2 - Comment peut-on évaluer l'exactitude d'une carte ?	273
5.3 - Comment interpréter une évaluation de l'exactitude ?	280
5.4 - Jusqu'à quel point peut-on avoir confiance en une carte ?	280
5.5 - La méthode MESH d'évaluation de la fiabilité d'une carte.....	283
5.6 - Comment interpréter une évaluation de la fiabilité ?	294
5.7 - Remerciements.....	295
6 - Que peut-on faire avec une carte ?	297
6.1 - Utilisation de cartes.....	298
6.2 - Description de cartes	305
6.3 - Mise en commun de cartes.....	312
6.4 - Conversion de cartes	318
6.5 - Combinaison de cartes	326
6.6 - Diffusion de cartes dans Internet	330
Glossaire Guide Mesh.....	335

Introduction

Le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* propose un cadre méthodologique de la cartographie des *habitats* marins, qui donne l'information nécessaire pour assurer la cohérence et la compatibilité des *cartes d'habitats* benthiques.

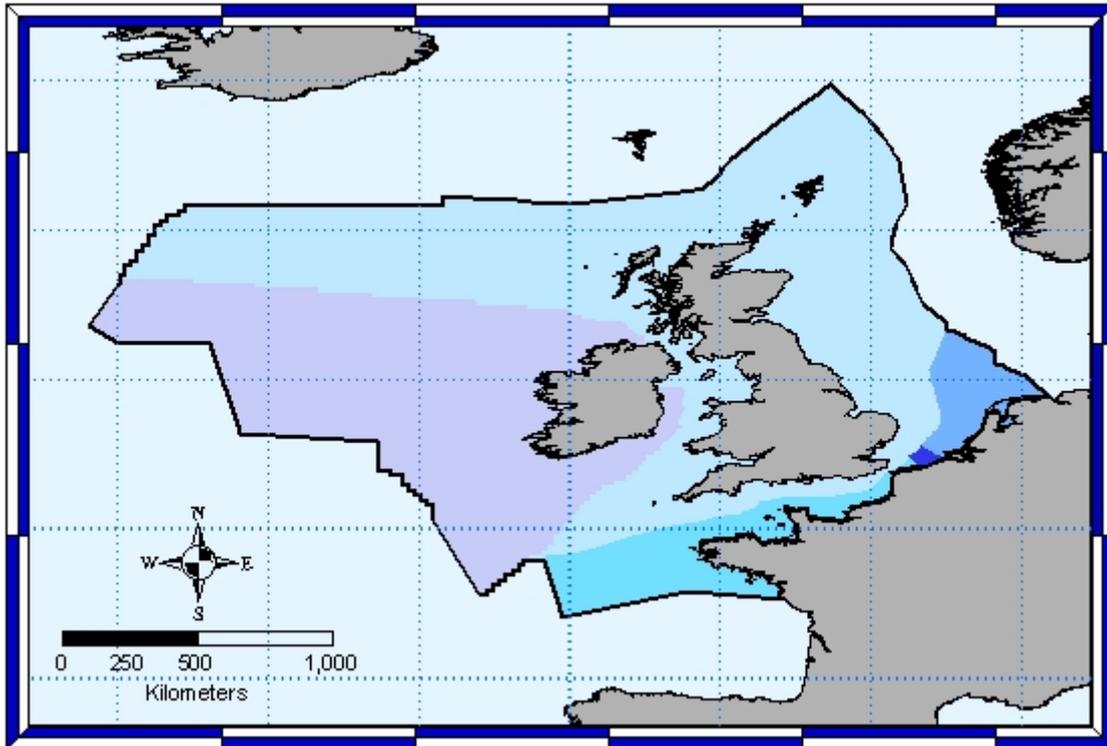


Le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* a pour objectif d'aider le lecteur à bien comprendre tous les processus et décisions requis pour produire une *carte d'habitats* benthiques complète, adaptée à sa finalité et de grande qualité.

Ce *Guide* fournit des explications simples ainsi qu'une aide détaillée, étape par étape, au processus de cartographie. Chaque chapitre possède une structure hiérarchique : le niveau supérieur énonce en termes simples des principes qui sont de plus en plus détaillés à mesure que l'on descend dans la hiérarchie. Quelle que soit votre participation à un programme de cartographie, ce *Guide* constitue une passerelle donnant accès à l'information dont vous avez besoin. Il contient de nombreux renvois qui devraient vous permettre de naviguer vers l'information voulue.

À propos du projet MESH

MESH est l'acronyme de **M**apping **E**uropean **S**eabed **H**abitats (Cartographie des *habitats* benthiques européens). C'est un programme international de cartographie des *habitats* marins qui a commencé au printemps 2004 pour se terminer en janvier 2008. Au nombre de douze, les partenaires du projet MESH viennent de cinq pays du nord-ouest de l'Europe : Royaume-Uni, Irlande, Pays-Bas, Belgique et France. Ils apportent un mélange équilibré de compétences scientifiques et techniques dans le domaine de la cartographie des *habitats*, d'expertise en acquisition et gestion de données à l'échelon national, ainsi que d'expérience de la gestion à l'aide de *cartes d'habitats*. Le projet MESH bénéficie du soutien financier du [programme INTERREG IIB](#).



Territoire étudié dans le cadre du projet MESH, avec le détail des eaux des cinq pays représentés au sein du projet

Deux des principaux objectifs du projet MESH étaient les suivants : produire des *cartes d'habitats* benthiques du nord-ouest de l'Europe qui soient accessibles par le Web (voir le [SIG webGIS de MESH](#)), et élaborer des normes et protocoles internationaux pour les programmes de cartographie du fond de la mer – le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins*. De plus, le projet a produit un certain nombre d'extraits énumérés ci-après.

Extraits du projet MESH

- La première carte harmonisée des *habitats* benthiques du nord-ouest de l'Europe (établie selon la *typologie* EUNIS des *habitats*).
- Un catalogue exhaustif de métadonnées contenant des détails sur plus de 1000 programmes de cartographie du fond de la mer.
- Une méthode d'évaluation de la qualité des *cartes d'habitats* – méthode MESH d'évaluation de la *fiabilité* d'une carte.
- Un ensemble de nouvelles études de cartographie qui ont permis de tester, d'évaluer et d'améliorer les normes et protocoles de cartographie.

Des modèles de *prédiction* du type d'*habitat*, fondés sur des données physiques et hydrographiques de divers territoires et à différentes profondeurs

Des études de cas illustrant l'utilisation politique, économique et environnementale de *cartes d'habitats* marins pour la planification et la gestion spatiales, de l'échelon local à l'échelon international

Une conférence internationale, tenue les 14 et 15 mars au château de Dublin (*Dublin Castle*), et dont les actes ont été publiés

Une variété de documents d'enseignement et d'exposition, dont des affiches et des présentations sur divers aspects de la cartographie des *habitats*

Pour de plus amples renseignements sur le projet MESH et ses partenaires, et pour accéder à l'ensemble des extraits du projet, prière de consulter le site Web du projet, à l'adresse <http://www.searchmesh.net/>.

Contexte du Guide MESH

Le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* résulte du besoin de normaliser les approches et les techniques de la cartographie des *habitats*, afin d'améliorer la compatibilité des *cartes* et des données, et de donner des conseils faciles à comprendre aux utilisateurs et à toute personne intervenant dans la réalisation de *cartes d'habitats* benthiques.

Le présent *Guide MESH* vise à fournir un cadre méthodologique pour la cartographie des *habitats* marins, de sorte que les programmes futurs de cartographie produisent des *cartes* de grande qualité qui soient compatibles entre elles et que l'on puisse rassembler dans des *cartes* communes harmonisées. Il contribuera à rendre les *cartes d'habitats* plus compatibles en décrivant pas à pas des procédures et des normes éprouvées. Les explications de chaque étape des processus de prise de décisions s'accompagnent de renvois à un dossier de documents donnant accès à des outils, à des modèles et à des descriptions détaillées d'exemples concrets et d'études de cas pertinentes.

Ce cadre constitue un guide général, étoffé de discussions approfondies, d'études de cas et de renvois vers d'autres sources d'information. Il est destiné aussi bien aux personnes qui commandent des levés qu'à celles qui les exécutent. En plus du présent document en français, le principal support utilisé est un ensemble de documents sous forme électronique (en anglais) qui, à partir des principes généraux de la cartographie des *habitats*, permettent à l'utilisateur d'en franchir toutes les étapes : définition de la finalité et des objectifs d'un programme de cartographie, conception d'une stratégie de levés, choix des techniques appropriées, acquisition, traitement et interprétation des données, évaluation du rendu cartographique. À toutes les étapes des levés, l'utilisateur est guidé dans la prise de décisions par un exposé des points importants enrichi de renvois à des notes, à des études de cas et à des renseignements détaillés, par exemple sur les protocoles d'utilisation de techniques précises.

Le cadre de planification et d'exécution des levés destinés à un programme de cartographie des *habitats* est différent de celui d'autres formes de levés dans le domaine de l'environnement, tels que ceux que l'on exécute pour faire le suivi de l'état ou de la qualité d'un milieu. Le présent *Guide MESH* vise à aider tous les intervenants dans la cartographie des *habitats*, notamment par des organigrammes montrant de manière ordonnée et systématique les décisions à prendre. Mais il ne prend évidemment pas ces décisions à votre place : il n'existe pas de méthode unique et universelle de planification et de réalisation d'un programme de cartographie des *habitats* (même s'il y a de nombreuses manières de faire fausse route!). On espère toutefois que les conseils donnés ici vous aideront à faire les bons choix et vous encourageront à motiver vos décisions.

En plus de présenter d'une manière générale la cartographie des *habitats*, ce *Guide MESH* fournit des conseils portant sur chacune des étapes du processus de planification. Certaines sections sont destinées à être simplement lues, mais ce *Guide* se veut pour l'essentiel une passerelle vers l'information nécessaire, grâce à de nombreux renvois vers des pages Web et d'autres documents. À certains moments toutefois, vous voudrez revenir à une discussion plus générale ou aller directement voir des exemples, des études de cas ou d'autres réalisations du projet MESH.

Pour obtenir de plus amples renseignements sur le projet MESH ou accéder aux nombreux autres extrants de ce projet, veuillez consulter le site Web du projet MESH, à l'adresse www.searchMESH.net.

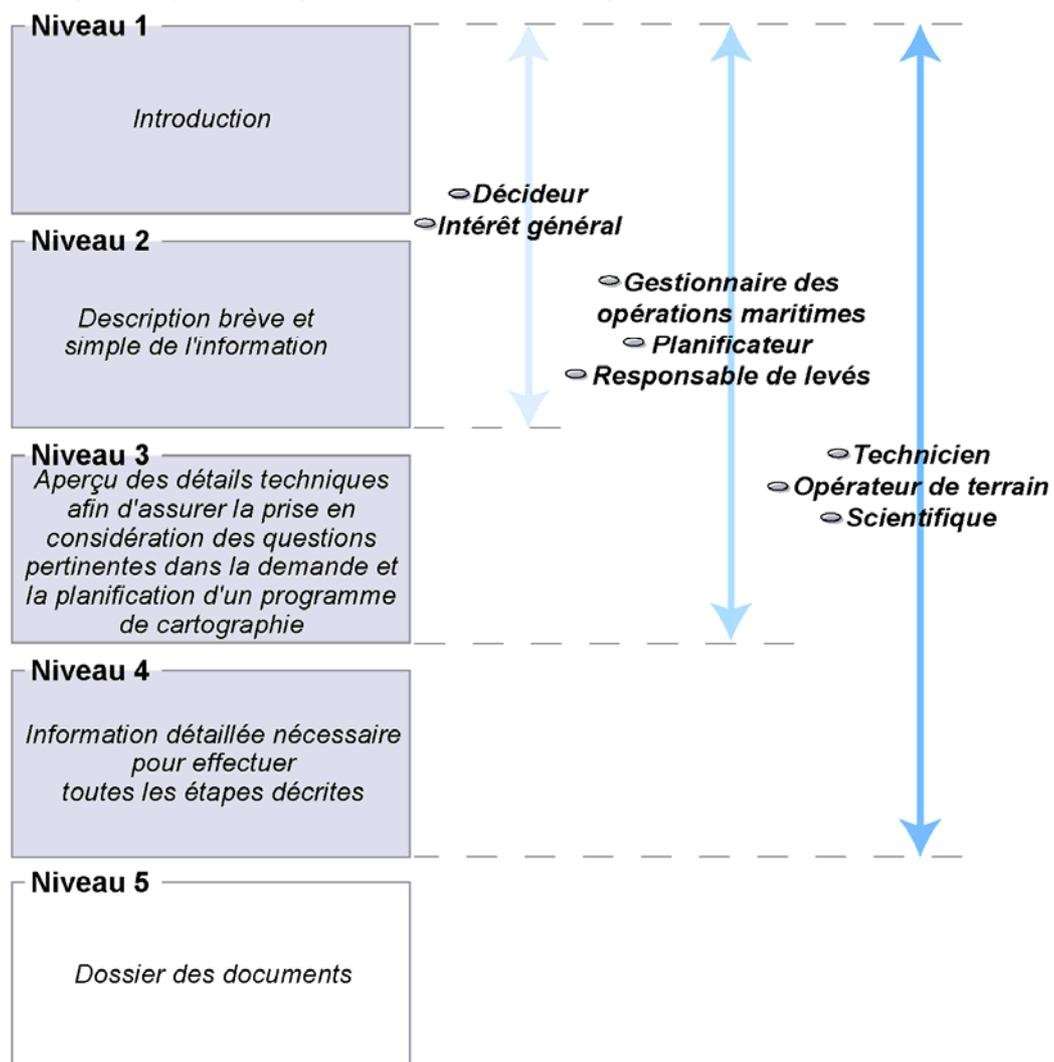
Comment utiliser le Guide MESH

Le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* est conçu pour vous guider pas à pas dans la prise de décisions à toutes les étapes d'un programme de cartographie des habitats. Ses six chapitres portent chacun sur une partie différente du processus de cartographie. Chaque chapitre possède une structure hiérarchique qui commence au niveau supérieur par un aperçu général du sujet abordé, suivi de niveaux de plus en plus détaillés d'information technique généralement accompagnée d'exemples d'application des concepts dans des études réelles.

Structure générale

Le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* possède quatre niveaux d'information, auxquels s'ajoute un dossier de documents. Ces divers niveaux s'adressent à des publics différents :

Chaque chapitre comporte des couches adaptées à tous les niveaux d'intérêt



Documents

Les auteurs se sont efforcés d'ajouter des documents à l'appui de leur texte. Ces documents prennent la forme de textes, de modèles, d'images, d'outils interactifs et d'exemples (normalement assez courts) illustrant l'emploi de diverses techniques dans des programmes réels de cartographie. Ces documents, auxquels le présent *Guide MESH* se réfère, sont indiqués par leur nom, en bleu dans le texte, qui renvoie à une liste dans l'ordre d'apparition placée à la fin de chaque chapitre.

Chaque référence est accompagnée d'une URL sur le site internet MESH. Ces documents peuvent être téléchargés sur le site <http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1901> dans la section [Resource downloads](#). D'autre part, un glossaire donne la définition de nombreux termes importants, indiqués en italique dans le texte, cependant que des mots ou des recommandations peuvent parfois faire l'objet de caractères gras.

Le texte intégral de la version originale anglaise, du présent *Guide MESH*, peut être téléchargé par chapitre à partir du site <http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1899>.

Utilisation de l'information

Ce *Guide MESH* et tous les documents qui l'accompagnent sont protégés par le droit d'auteur et ne peuvent être modifiés sans le consentement préalable des auteurs. Veuillez prendre connaissance des [conditions d'utilisation](#) du site Web du projet MESH.

Problèmes techniques

Veuillez signaler à l'équipe du projet MESH, à l'adresse info@searchMesh.net, toute *erreur* technique ou toute difficulté d'utilisation du site Web du projet MESH.

Conditions d'utilisation

Le *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* constitue un résultat important du projet MESH, accessible sans restriction et sans frais. Les utilisateurs se servent toutefois de son contenu et des documents connexes à leurs propres risques, et les partenaires du projet MESH déclinent toute responsabilité pour toute perte subie par des tiers.

Auteurs

Le présent *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* a été traduit de l'anglais par Benoît THOUIN (TETRACOMM inc.), traducteur agréé En-Fr (ATIO). Brigitte GUILLAUMONT et Jacques POPULUS (IFREMER), ainsi que Mary-Christine THOUIN (TETRACOMM), ont assuré la révision, l'adaptation et la relecture de la version française.

Tous les partenaires du projet MESH ont contribué d'une manière ou d'une autre à la rédaction de la version originale intitulée *The MESH Guide to Marine Habitat Mapping*, que ce soit en rédigeant le texte des chapitres ou en fournissant des exemples, des figures ou des études de cas. Les fichiers téléchargeables du dossier des documents mentionnent leurs auteurs respectifs. Voici les auteurs et les collaborateurs des six chapitres de ce document :

Qu'est-ce que la cartographie des habitats ?

Bob FOSTER-SMITH (ENVISION), David CONNOR (JNCC) et Jon DAVIES (JNCC)

Que veut-on cartographier ?

Roger COGGAN (CEFAS) et Jacques POPULUS (IFREMER)

Comment se fait l'acquisition des données ?

Jonathan WHITE (MARINE INSTITUTE) et Fiona FITZPATRICK (MARINE INSTITUTE)

Comment réalise-t-on une carte ?

Vera van LANCKER (UNIVERSITY OF GENT) et Bob FOSTER-SMITH (ENVISION)

Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ?

Bob FOSTER-SMITH (ENVISION), Natalie COLTMAN (JNCC) et Fiona FITZPATRICK (MARINE INSTITUTE)

Que peut-on faire avec une carte ?

Natalie COLTMAN (JNCC)

Collaborateurs

Paul GILLILAND (NATURAL ENGLAND) et Sytze van HETEREN (TNO-NITG) ont aussi collaboré à la rédaction.

Marlène ROUCHON a effectué l'ensemble de la mise en forme du document, avec l'aide précieuse de Christine LE PAUL (IFREMER).

Remerciements

Tous les partenaires du projet MESH ont contribué au présent *Guide MESH de la cartographie des habitats marins* et doivent être remerciés pour tous les efforts qu'ils ont faits afin que les idées de départ se concrétisent en un produit réel. Les partenaires du projet MESH remercient leurs organismes respectifs, leurs bailleurs de fonds et le programme INTERREG IIIB de leur soutien financier.

De plus, les auteurs des chapitres ci-dessous du *Guide MESH* ont inclus les remerciements qui suivent.

Que veut-on cartographier ?

Nous tenons à remercier David LONG (BGS) de sa contribution à certaines parties de ce chapitre, de même que les personnes suivantes pour leurs précieux commentaires sur les ébauches de ce chapitre : Jon DAVIES et David CONNOR (JNCC), Bob FOSTER-SMITH (ENVISION Ltd), David LONG (BGS) et Vera van LANCKER (UGENT).

Comment se fait l'acquisition des données ?

Nous tenons à remercier David CONNOR, Jon DAVIES, Roger COGGAN, Dave LONG, Jacques POPULUS et Bob FOSTER-SMITH pour leurs commentaires sur les ébauches de ce chapitre. En plus du programme INTERREG IIIB, les organismes suivants ont apporté leur soutien au cours du projet MESH et nous leur en sommes reconnaissants : INFOMAR, la Commission géologique d'Irlande et le *Marine Institute*.

Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ?

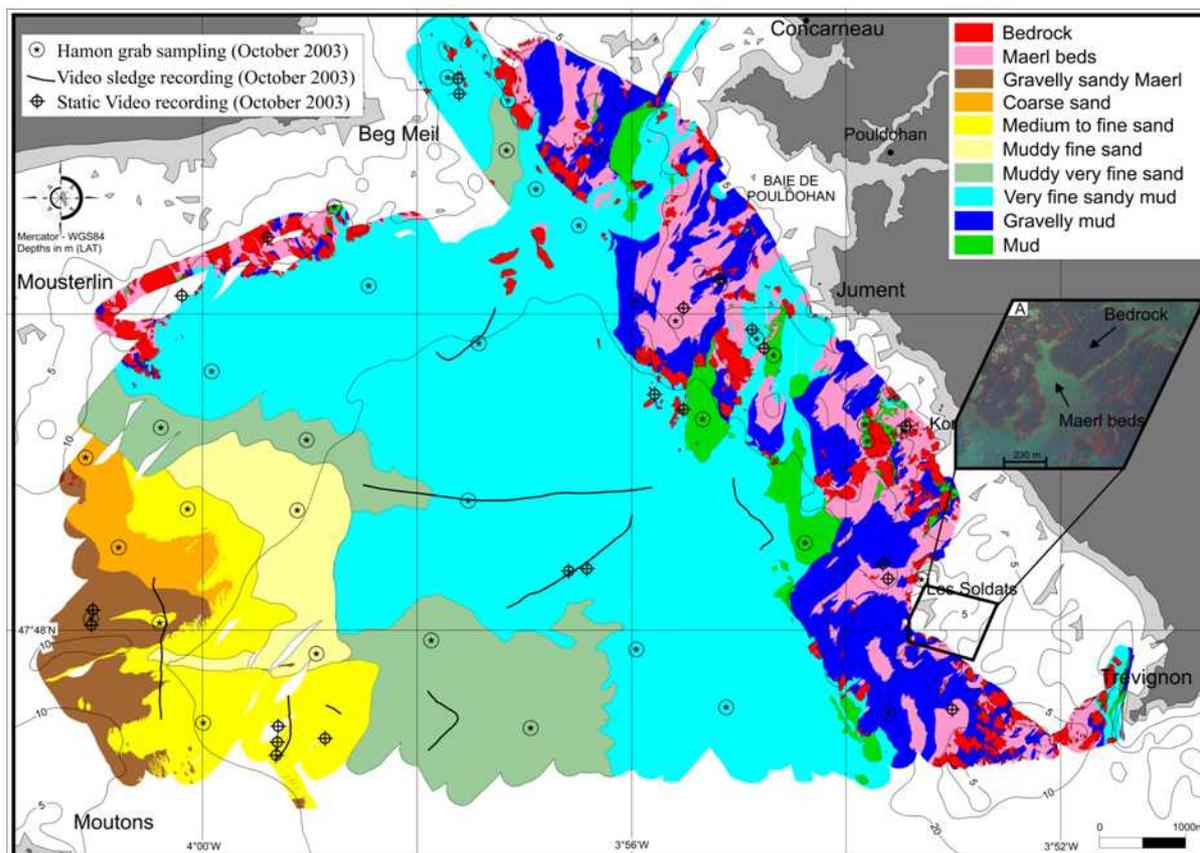
Les partenaires du projet MESH tiennent à remercier le Groupe de travail sur l'*exactitude* et la *fiabilité* pour la compilation des tableaux, ainsi que Dan FOSTER-SMITH pour le travail considérable qu'il a accompli lors de la création de l'outil d'évaluation de la *fiabilité*.

1 - Qu'est-ce que la cartographie des habitats ?

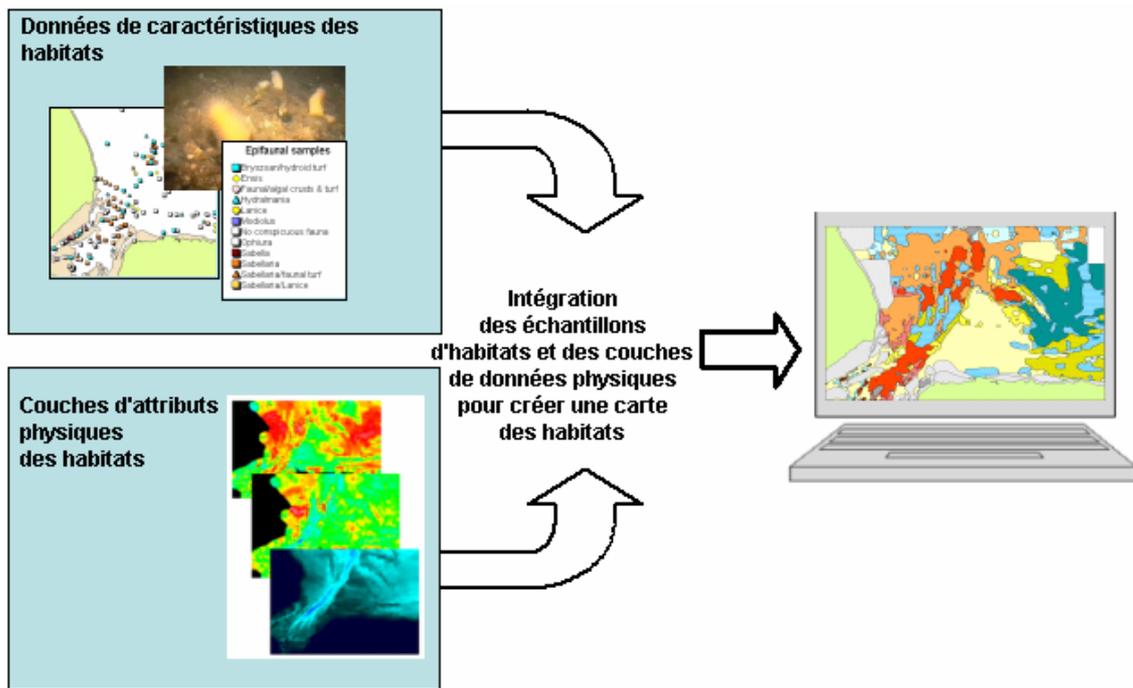
Bob FOSTER-SMITH, David CONNOR et Jon DAVIES

Dans le contexte du projet MESH, la *cartographie des habitats* se définit comme suit :

La représentation de la répartition et de l'étendue des *habitats*, résultant en une *carte* qui couvre totalement le fond de la mer et montre des frontières claires entre *habitats* adjacents.



Ce *Guide MESH* expose une méthode particulière, qui consiste à représenter la répartition des *habitats* en interprétant des *couches* de données physiques, souvent acquises par télédétection, à l'aide d'*information* sur les *habitats* benthiques obtenue par prélèvement et observation directs sur le terrain. Comme seule une petite fraction du fond de la mer peut être observée ou faire l'objet de prélèvements, une couverture totale des *habitats* est déduite par association entre les données physiques sur les *habitats* et les échantillons, de telle sorte que la *carte* finale constitue une **prédiction** de la répartition des *habitats*. Les paramètres physiques sont utilisés comme des **intermédiaires** pour représenter les données biologiques des *habitats*.



Résumé du processus de cartographie des *habitats* préconisé par les partenaires du projet MESH

Une *carte* complète des paramètres physiques des *habitats* (les données *intermédiaires*) s'obtient directement par divers moyens de télédétection (p. ex. la bathymétrie se fait par échosondage) ou est déduite de *modèles* mathématiques de l'environnement marin (p. ex. l'énergie des vagues est déduite de *modèles* de prévisions météorologiques). Le processus logique qui établit le lien entre les données de terrain et les *cartes* physiques est désigné par le terme général de *modélisation*. Dans certains cas, ce peut être un processus simple faisant appel à l'avis d'experts, alors que dans d'autres cas, la modélisation comporte plusieurs étapes de transformation et de combinaison de nombreux jeux de données pour produire les *cartes* finales.

En résumé, le processus de *cartographie* des *habitats* comporte des levés, ainsi que l'acquisition, l'analyse et la modélisation de données pour en déduire la répartition des *habitats*, puis le dessin de *cartes* qui soient claires et adaptées aux objectifs visés.

Ce premier chapitre présente le domaine de la *cartographie* des *habitats* marins en exposant les fondements requis pour que le lecteur comprenne bien les notions de base, les utilisations et les limites de la *cartographie* des *habitats* marins, et constitue une introduction pour les chapitres suivants. Voici les sujets abordés dans ce chapitre :

- **la cartographie des habitats dans MESH.** Processus de *cartographie*, y compris les différentes échelles et les divers niveaux de détail ; relations entre ce que l'on peut détecter à l'aide des techniques de levé et la *variabilité* des *habitats* ; types de données nécessaires pour réaliser des *cartes* en faisant des liens entre variables environnementales et caractéristiques physiques et biologiques du fond ;
- **pourquoi a-t-on besoin de cartes d'habitats ?** Aperçu des principales utilisations des *cartes d'habitats* ainsi que des principaux énoncés politiques qui requièrent cette *information* ;
- **qu'est-ce qu'un habitat ?** Description du concept d'*habitat* et de ses variations d'étendue et d'échelle ; introduction aux *typologies des habitats*.
- **que veut-on cartographier ?** Quelques notions de base de la *cartographie* des *habitats*, en insistant sur la nécessité de définir clairement le niveau de détail requis et le territoire à cartographier ; raisons pour lesquelles certains *habitats* ne peuvent pas être cartographiés ou représentés sur une *carte* à l'échelle choisie ;

- **comment se fait la cartographie des habitats ?** Différentes approches de la *cartographie* des *habitats* ; données requises pour divers types d'*habitat* ;
- **quelles sont les limites de la cartographie des habitats ?** Exposé de ce qui peut être représenté sur une *carte*, ainsi que des possibilités et des limites d'une *carte*; raisons pour lesquelles certains *habitats* ne peuvent pas être cartographiés; notions d'*exactitude* et de *fiabilité* ; évolution nécessaire des *cartes* en fonction de l'amélioration des données disponibles ainsi que de l'évolution de l'environnement ;
- **gestion des données.** Nécessité d'une saine gestion des données ; *métadonnées* nécessaires tout au long du processus de *cartographie* ;
- **comment planifie-t-on la cartographie des habitats ?** Considérations fondamentales pour une planification efficace d'un programme de *cartographie* des *habitats* ; principales étapes du cycle de planification ; liens vers les chapitres du *Guide MESH* qui abordent chaque sujet plus en détail.

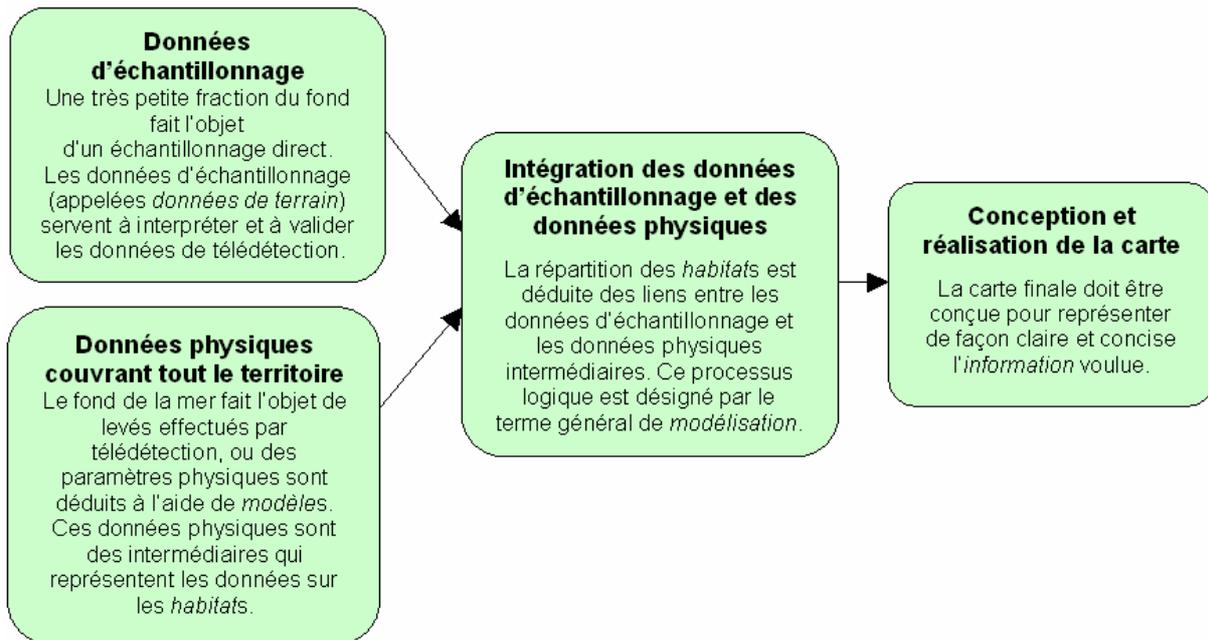
1.1 - La cartographie des habitats dans MESH

Les personnes qui commandent la réalisation d'un programme de *cartographie* des *habitats* doivent avoir un minimum de connaissances de toutes les étapes de ce processus, afin d'avoir des attentes réalistes et de veiller à ce que les travaux entrepris correspondent aux objectifs visés. Pour leur part, les opérateurs de terrain doivent avoir une bonne idée des tâches à accomplir, afin d'avoir l'assurance qu'ils acquièrent et traitent les données à un niveau compatible avec la *cartographie* des *habitats*. Cette introduction présente les fondements de la *cartographie*, de sorte que tous les intervenants d'un programme de *cartographie* des *habitats* puissent prendre ensemble des décisions sur la meilleure manière d'atteindre les objectifs visés.

Une *carte* des *habitats* benthiques montre une *prédiction* de la répartition géographique des *classes d'habitat*. La *cartographie* des *habitats* est le processus de production d'une *carte* des *habitats*. Dans la réalité toutefois, il s'agit d'un processus continu de développement de nos connaissances du milieu marin. Ce processus demeure toujours inachevé : comme les *cartes* sont de nature prédictive, elles doivent être mises à l'épreuve puis être raffinées à mesure que nos connaissances s'améliorent. Ainsi nos *prédictions* deviennent plus exactes et notre *confiance* envers les *cartes* augmente. Il ne faut pas oublier que :

Une *carte* des *habitats* est une représentation de notre meilleure estimation de la répartition des *habitats* à un moment donné, compte tenu des connaissances disponibles à ce moment.

Dans un sens plus étroit, la *cartographie* des *habitats* est la représentation de la répartition et de l'étendue des *habitats* sur l'ensemble d'un territoire, avec une indication des frontières entre *habitats* adjacents. La figure ci-après résume le processus de *cartographie* des *habitats*; on la retrouve ailleurs dans ce *Guide MESH*, avec un contenu adapté aux différents aspects du processus.



Organigramme des principales étapes de la réalisation d'une carte des habitats par l'intégration de données de terrain et de données physiques exhaustives

La *cartographie* des *habitats* est un processus complexe qui exige une somme considérable de compétences et de ressources afin de produire des *cartes d'habitats* benthiques qui répondent aux besoins des utilisateurs. Avant d'entreprendre un programme de *cartographie* des *habitats*, il est important de comprendre les motifs scientifiques et politiques pour lesquelles nous avons besoin de *cartes d'habitats* benthiques.

1.1.1 - Quels sont les phases importantes de la cartographie des habitats ?

La *cartographie* des *habitats* consiste à combiner de l'*information* tirée de données d'échantillonnage et des données physiques exhaustives dont on sait qu'elles permettent de distinguer divers *habitats*. Les données physiques s'obtiennent directement par divers moyens de télédétection (p. ex. la bathymétrie peut s'effectuer à l'aide de techniques acoustiques) ou sont déduites de *modèles* de l'environnement marin (p. ex. l'énergie des vagues est déduite de la hauteur des vagues et de la bathymétrie). Seule une petite fraction du fond de la mer peut être directement observée ou faire l'objet de prélèvements, et une couverture totale des *habitats* est déduite (prédite) par association entre les données physiques couvrant tout le territoire et les échantillons prélevés. Lorsqu'ils sont interprétés correctement, les paramètres physiques constituent des *intermédiaires* qui représentent les données biologiques des *habitats*, grâce à un processus logique désigné par le terme général de *modélisation*. Dans certains cas, ce peut être un processus simple faisant appel à l'avis d'experts, alors que dans d'autres cas, la modélisation comporte plusieurs étapes de transformation et de combinaison de nombreux jeux de données.

L'étape logique qui combine des données de télédétection couvrant tout le territoire et des données de terrain très limitées a des conséquences majeures sur le succès du processus de *cartographie* des *habitats* et sur la qualité des *cartes* finales qui en résultent. Des questions se posent à propos de l'échantillonnage : jusqu'à quel point un programme de levés est-il représentatif de tout le territoire ? Les techniques de télédétection ont leurs limites : jusqu'à quel point les diverses techniques et stratégies de télédétection permettent-elles de distinguer les différents *habitats* ? Puisque seule une petite fraction du fond marin est échantillonnée, on ne peut jamais être certain de la

répartition des *habitats* que l'on en déduit : avec quel degré d'*exactitude* une *carte* prédit-elle la répartition réelle des *habitats* ?

La conséquence la plus importante du processus de *cartographie* des *habitats* est probablement le fait que les *cartes d'habitats* ne sont pas une simple représentation de données d'observation : elles font des conjectures sur la répartition des *habitats* à partir des meilleures données disponibles et devraient idéalement résulter de *modèles* bien élaborés des liens entre paramètres physiques et données biologiques. Les *cartes* doivent être mises à l'épreuve, et les *modèles* sous-jacents évalués, puis modifiés et améliorés au besoin, de sorte que nous ayons une *confiance* accrue quant à notre compréhension de la répartition réelle des *habitats* benthiques. Les chapitres 4 et 5 exposent plus en détail le processus de modélisation et expliquent comment évaluer l'*exactitude* et la *fiabilité* d'une *carte*.

L'intégration des données de télédétection et des données de terrain est une phase cruciale du processus de *cartographie* des *habitats* tel qu'on le conçoit dans le projet MESH. Le processus schématisé plus haut sera présent dans tout le *Guide MESH* comme cadre sous-jacent de la conception des levés, de la réalisation de *cartes* et d'évaluation de leur *fiabilité*.

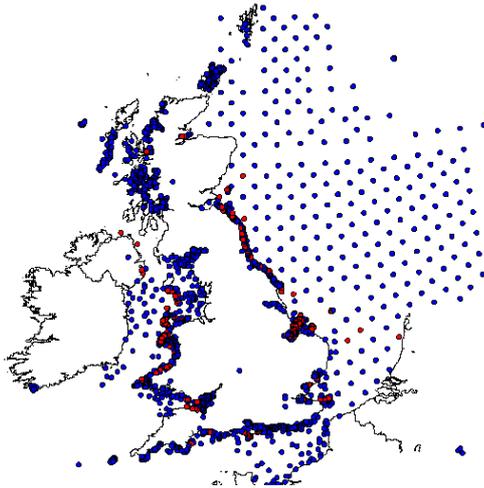
Ce cadre englobe également la vaste gamme d'activités des partenaires du projet MESH, qui vont de la *cartographie* de zones relativement petites à partir d'une seule campagne de levés, jusqu'à la synthèse au bureau de nombreuses sources disponibles de données et d'*information* afin de constituer une *carte* des *habitats* d'une vaste région en faisant appel à la modélisation. Les données utilisées pour la modélisation au bureau sont issues de la télédétection, mais elles peuvent avoir subi des étapes *intermédiaires* d'analyse et d'*interprétation* qui les rendent aptes à l'analyse. Les principes sont donc les mêmes dans tous les cas, mais les étapes à franchir peuvent être plus ou moins longues selon l'ampleur de l'analyse et de la modélisation requises. La *cartographie* des *habitats* marins comporte toute une gamme d'activités, dont les deux extrémités spatiales correspondent aux termes *échelle globale* et *échelle fine*.

Remarque : La *cartographie* des données d'origine (représentation de données ponctuelles, extrapolation à partir de points pour créer une image sans faire appel à une *carte intermédiaire* de données de télédétection, tracé de faciès acoustiques, création de *cartes* de sédiments, etc.) ne constitue pas une *cartographie* des *habitats* au sens où on l'entend dans le projet MESH, même lorsque la création de telles *cartes* fait partie du processus de *cartographie* des *habitats*. Cette distinction peut sembler subtile, mais elle est essentielle pour comprendre jusqu'à quel point le processus de *cartographie* des *habitats* décrit dans ce *Guide MESH* se distingue des autres méthodes de représentation du fond de la mer sur une *carte*.

1.1.2 - Autres types de cartes d'habitats

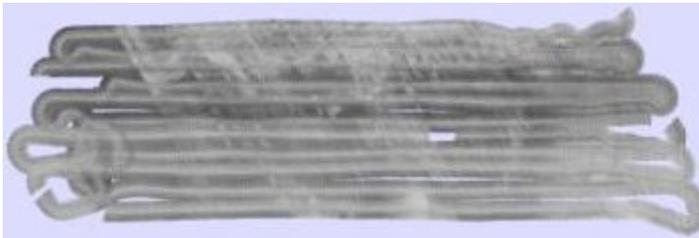
Bien d'autres catégories de données géographiques liées aux *habitats* peuvent être représentées sur une *carte*, mais elles ne sont pas abordées en détail dans ce *Guide MESH*.

- **Données de terrain** – Des échantillons biologiques (p. ex. de source vidéo ou prélevés à la benne) peuvent être représentés sur une *carte* sous forme de points. Une fois qu'on leur a affecté un type d'*habitat*, ils font partie intégrante du processus de *cartographie* des *habitats* à titre de données de terrain, mais leur représentation cartographique peut également être considérée comme une *carte d'habitats* simple.



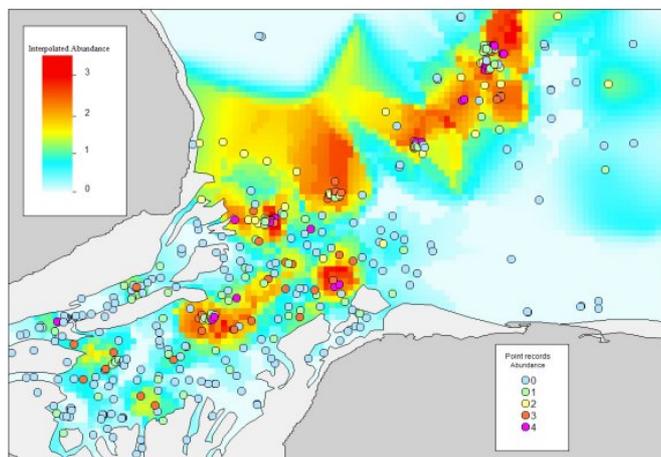
Exemple de *carte d'échantillons de terrain*

- **Données acoustiques** – Un tracé de faciès acoustiques (p. ex. d'images de sonar à balayage latéral) peut être directement interprété comme des *habitats*, mais il faut une acquisition adéquate de données sur le terrain pour confirmer toute *interprétation* des caractéristiques des *habitats*.



Exemple d'image de sonar à balayage latéral

- **Cartes d'interpolation** – On peut faire l'interpolation à partir de données ponctuelles pour obtenir une surface continue. À titre d'exemple, il est possible d'appliquer diverses méthodes d'interpolation, telles que l'interpolation à l'aide du plus proche voisin, à des données ponctuelles sur les *classes d'habitat*. Par contre, si cette interpolation n'est pas enrichie par des données de télédétection, les *cartes* obtenues ne sont pas des *cartes d'habitats* au sens où on l'entend dans ce Guide.
- **Cartes de densité** – On peut faire un sommaire de données ponctuelles sous forme d'une *carte* de densité, ou par des indications de présence ou d'absence dans une grille d'enregistrement définie au préalable, par exemple des rectangles CIEM. Ces *cartes* résument des observations, mais aucune modélisation faisant appel à des données de télédétection n'est employée pour prédire les répartitions.



Exemple de *carte de densité produite par interpolation*

1.2 - Pourquoi a-t-on besoin de cartes d'habitats ?

La visualisation de la répartition spatiale, de la qualité et de la quantité des ressources benthiques est essentielle à notre compréhension des écosystèmes marins et à notre capacité de gérer l'activité humaine afin de réaliser un développement qui soit effectivement durable et de maintenir le fonctionnement des écosystèmes marins. Les *cartes* ont de nombreuses applications dans les domaines de la gestion, de la planification, des politiques et de la recherche, et constituent une partie intégrante et importante des systèmes d'*information* de gestion. Des *cartes d'habitats* sont nécessaires pour, entre autres :

- fournir une *couche d'information* essentielle à la planification spatiale et stratégique ;
- soutenir une utilisation durable des ressources benthiques ;
- aider à mettre en œuvre une approche écosystémique de la gestion de l'environnement marin ;
- aider à la protection des *habitats* rares, sensibles et menacés ;
- améliorer les bilans de l'état de l'environnement, en particulier en inscrivant les résultats des stations de *surveillance* dans un contexte géographique plus vaste ;
- aider à cibler les efforts de *surveillance* ;
- soutenir la sélection et la délimitation optimale des aires marines protégées (AMP) ;
- améliorer notre compréhension du fonctionnement des écosystèmes marins – notamment de leurs liens avec l'hydrographie, la colonne d'eau, les populations de poissons et le climat ;
- faire de la recherche scientifique ;
- évaluer l'importance, la rareté et l'étendue des *habitats* aux échelons local, régional, national et international.

En outre, les objectifs et la mise en œuvre de politiques internationales exigent de plus en plus une *information* cartographique sur les *habitats*. Mentionnons entre autres :

- la directive 92/43/CEE concernant les *habitats* naturels (1992) ;
- la déclaration ministérielle de 1996 concernant la mer du Nord ;
- la directive-cadre 2000/60/CE dans le domaine de l'eau (2000) ;
- la directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement (2001) ;
- la stratégie *Diversité biologique et écosystèmes* de la Commission OSPAR (2003) ;
- le Livre vert de 2006 pour une politique maritime de l'Union européenne ;
- la proposition de directive *Stratégie marine* de la Commission européenne (2007-2008).

Le terme *habitat* est souvent employé dans ces énoncés de politiques et plus généralement dans les milieux scientifiques, politiques et de la gestion environnementale. Il a par conséquent plusieurs définitions qui peuvent être source de confusion lorsque des « *cartes d'habitats* » réalisées pour répondre à certains objectifs sont transmises à des utilisateurs d'horizons différents.

1.2.1 - Besoins généraux en matière de cartes d'habitats

Les *cartes* ont de nombreuses applications dans les domaines de la gestion, de la planification, des politiques et de la recherche, et constituent une partie intégrante et importante des systèmes d'*information* de gestion. Voici quelques-uns des domaines où l'on a besoin de *cartes d'habitats*.

- **Protection de l'environnement marin** – Elle est généralement favorisée par l'*information* provenant de *cartes* écologiques, qui permettent aux utilisateurs et aux gestionnaires de mieux comprendre la nature et la répartition des *habitats* benthiques. Ces *cartes* sont d'autant plus importantes que les vastes zones marines à gérer et à protéger sont en grande partie hors de portée de la vue.
- **Conseils à l'industrie en matière de planification stratégique** – La disponibilité de *cartes d'habitats* permet de donner des conseils à l'industrie en tenant compte de la répartition et de l'étendue de certains *habitats*. En particulier, on doit pouvoir évaluer si des installations industrielles précises risquent d'avoir des impacts disproportionnés sur certains types d'*habitat* et donner des conseils en conséquence.
- **Planification de l'espace marin** – Grâce à la disponibilité de *cartes d'habitats* marins, les nouveaux efforts de planification de l'espace marin pourraient bénéficier d'une meilleure *information* et adopter une approche de gestion fondée sur les écosystèmes. L'utilisation de *cartes d'habitats* à *échelle globale* convient à une telle planification à l'échelon régional, alors que des *cartes* à *échelle fine* procurent des avantages semblables à l'échelon local.
- **Aires marines protégées (AMP)** – Les AMP jouent un rôle important dans une approche globale équilibrée de la gestion de l'environnement marin, tant pour la préservation d'entités précises que pour offrir de manière générale un refuge pour la biodiversité. Ainsi, les AMP peuvent fournir des zones de référence pour l'évaluation du reste de l'environnement marin (p. ex. les évaluations imposées par la directive-cadre 2000/60/CE dans le domaine de l'eau). Dans ce dernier cas, il est important d'identifier des AMP représentatives de l'ensemble des caractères écologiques d'une région, et la disponibilité de *cartes* facilite la sélection et la délimitation optimale de tels AMP ; cela contribuera à satisfaire aux obligations dictées par la Convention OSPAR, qui impose l'identification d'un réseau d'AMP d'ici 2010.
- **Programmes de suivi et de surveillance** – Pour bien évaluer l'état de l'environnement marin, il faut mettre sur pied des programmes d'échantillonnage qui couvrent toute la gamme des caractéristiques écologiques avec une bonne répartition géographique des *stations d'échantillonnage*. La disponibilité d'un ensemble de *cartes* d'écologie devrait permettre de répartir les *stations d'échantillonnage* d'une manière plus pertinente sur le plan écologique pour les programmes nationaux de *surveillance*.
- **Directives européennes** – La mise en œuvre de la directive 92/43/CEE concernant les *habitats* naturels, de la directive-cadre 2000/60/CE dans le domaine de l'eau et de la proposition de directive *Stratégie marine* devrait être fondée sur des bases plus solides grâce à la disponibilité de *cartes d'habitats* marins. On s'attend à ce que cette dernière directive exige une caractérisation de l'environnement marin, y compris une description des principaux types d'*habitat* et de ses caractéristiques physiques et hydromorphologiques.

1.2.2 - Principaux énoncés de politiques

Voici les exigences spécifiques résultant d'importantes politiques internationales en matière d'*information* cartographique sur les *habitats* :

- **directive 92/43 de la CE concernant les habitats naturels.** De nombreux pays européens doivent identifier des aires spéciales de conservation en mer, d'où le besoin de nouveaux levés cartographiques pour aider à l'identification de sites appropriés ;
- **directive 92/43 de la CE concernant les habitats naturels.** Les États membres doivent rendre compte à la CE de l'état des entités énumérées dans la directive (évaluation d'un état de conservation favorable). Dans le cas des *habitats* marins, l'évaluation doit reposer sur les données disponibles à propos de la répartition et de l'étendue des *habitats* marins énumérés à l'Annexe I ;
- **convention OSPAR.** Les parties à la convention doivent identifier des sites en vue de l'objectif d'OSPAR de disposer d'un réseau écologiquement cohérent d'AMP bien gérés d'ici 2010. Il faudra donc beaucoup d'*information* sur la répartition des *habitats*, afin de pouvoir sélectionner et délimiter un ensemble représentatif d'AMP ;
- **évaluations du JAMP¹ dans le cadre de la Convention OSPAR.** Ce programme commande une évaluation des espèces et des *habitats* retenus, d'ici 2009 puis périodiquement par la suite. Des données sur la répartition et l'étendue de chacun des *habitats* retenus devront être fournies dans le cadre de ce programme ;
- **proposition de directive Stratégie marine de la CE.** Cette directive est actuellement en phase finale de rédaction. On s'attend à ce qu'elle exige d'ici 2011 environ une évaluation initiale de l'état de l'environnement marin. Il faudra notamment fournir de l'*information* sur la gamme d'*habitats* présents dans chaque État membre, ainsi que des détails supplémentaires et des *cartes* pour les *habitats* importants du point de vue de la conservation.

1.2.3 - Autres utilisations des cartes d'habitats

Les *cartes d'habitats* sont largement utilisées au-delà du seul respect des obligations juridiques nationales ou internationales. Voici quelques exemples d'autres utilisations des *cartes d'habitats*.

1.2.3.1 - Levés de base

On appelle *levé de base* un levé qui vise à décrire la gamme des *habitats* présents dans une région, normalement en vue d'établir une norme qui pourra servir de base de comparaison pour des levés futurs. Les levés de base peuvent soutenir :

- *l'établissement d'un inventaire et l'évaluation des proportions de différents habitats* : Les levés fondés sur des *cartes* contribuent à dresser un inventaire équilibré des principaux *habitats* (c'est-à-dire les plus représentatifs) d'une région. De plus, une comparaison de l'étendue géographique des différents *habitats* est valable en soi comme moyen d'évaluation de l'importance relative de chaque *habitat* quant à son étendue. Les statistiques sur l'étendue des *habitats* peuvent servir à quantifier le caractère commun ou rare d'un *habitat* à l'échelon régional, national et international ;
- *les mesures de conservation dans de grandes étendues maritimes* : Des levés rapides et à faible *résolution* permettent de couvrir de vastes territoires, et donc de décrire et de délimiter des zones dont les *habitats* benthiques sont importants du point de vue de la conservation ou qui doivent faire l'objet d'une gestion particulière. Cela est particulièrement utile en milieu marin, où des activités dans une zone peuvent avoir des effets majeurs sur des sites voisins. Une *information* à l'échelle globale est nécessaire afin de définir et de justifier des zones pour diverses activités non seulement dans les sites ayant une importance particulière du point de vue de la conservation, mais aussi dans les régions plus vastes auxquelles ils appartiennent ;

¹ Joint Assessment and Monitoring Programme

- *la description écologique de régions* : Les *cartes d'habitats* à *échelle globale* montrent les schémas généraux de répartition des *habitats* et de leurs *biocénoses* dans une région. Cette *information* est essentielle afin d'avoir la vue d'ensemble nécessaire pour expliquer l'importance de structures inhabituelles, les variations de caractéristiques précises de certains *habitats* (p. ex. des espèces rares) ou la concentration d'entités dignes d'intérêt dans certaines parties de la région étudiée. Même si une *carte* est essentiellement un « instantané », elle peut aider à comprendre des processus dynamiques et leurs implications sur le plan spatial. L'*homogénéité* ou l'*hétérogénéité* des *habitats* et les liens entre eux sont des éléments écologiques importants que l'on peut évaluer à partir de *cartes d'habitats*.

1.2.3.2 - Ingrédients d'un système intégré de gestion de données

Il est difficile de comprendre ou d'expliquer une structure géographique lorsque l'on ne dispose d'aucun canevas de référence pour situer les données de terrain. Les *cartes d'habitats* offrent un contexte précieux, car elles procurent une vue unifiée des structures physiques et biologiques. Les *cartes d'habitats* sont souvent utilisées dans les systèmes de gestion de données comme :

- *cartes de base pour la représentation d'autres données sur les habitats*. Les *cartes* permettent de situer dans leur contexte les données détaillées disponibles sur les *habitats*, dont plusieurs sont des données ponctuelles acquises sur le terrain. On apprécie davantage à sa juste valeur l'importance de ces données si l'on peut faire une estimation de leur étendue spatiale probable à partir de *cartes d'habitats* à *échelle globale*. On arrive à mieux évaluer et quantifier les conséquences des études portant sur un type d'*habitat* ou sur une espèce si l'étendue et la répartition des *habitats* est connue ;
- *contexte pour les modèles d'utilisation de la mer et des fonds marins*: La position des *habitats* par rapport aux structures de propriété et d'utilisation des sols a des conséquences en matière de gestion. Dans ce contexte, les *cartes* constituent un bon moyen de résumer les interactions entre divers types d'*information* ;
- *cartes de base pour des interrogations sur d'autres données*. L'un des outils les plus polyvalents de recherche et d'utilisation des données résultant de différents levés est probablement l'interrogation géographique. Si des données sont géoréférencées (c.-à-d., associées à un lieu géographique), on peut faire des interrogations sur ces données à partir de leur position. Les *cartes*, en particulier dans un SIG (*système d'information géographique*) relié à des bases de données ou à des tableurs sous forme électronique, constituent une interface naturelle d'interrogation géographique et de présentation des résultats. Cela est particulièrement utile dans le domaine subtidal, où différents ensembles de données peuvent servir à l'*interprétation* d'une image acoustique.

1.2.3.3 - Formulation d'hypothèses et planification de levés

Bien que l'on considère normalement une *carte* comme un moyen de présentation de résultats, on peut aussi l'utiliser comme base de planification de recherches à venir. En voici des exemples :

- *élaboration d'hypothèses pour des recherches scientifiques* : Les *cartes* fondées sur des données de télédétection prédisent la répartition des *habitats* ou des *biocénoses*. Ces *prédictions* doivent être fondées sur des « règles » (ou *hypothèses*) que l'on peut tester et modifier. Utilisées comme outils de *prédiction*, les *cartes* aident à mieux connaître les processus qui régissent la composition et expliquent la répartition géographique des *habitats* benthiques ;

- *planification de levés plus détaillés* : La planification de levés à partir de connaissances préalables d'une région constitue une extension très importante de l'utilisation des *cartes d'habitats*. Les *cartes à échelle globale* peuvent servir à planifier des levés plus détaillés en assurant une couverture adéquate et équilibrée de la gamme d'*habitats*. De la même manière, les *cartes* de base résultant de levés effectués par télédétection servent à planifier des campagnes d'échantillonnage qui permettront de valider sur le terrain les données de télédétection. L'utilisation de *cartes* pour cette planification favorise une utilisation optimale des ressources affectées aux levés détaillés.

1.2.3.4 - Cartographie des évolutions et suivi de l'efficacité de gestion

Les *cartes d'habitats* jouent un rôle important lorsqu'il s'agit d'évaluer l'ampleur spatiale des effets nocifs de l'activité humaine sur l'environnement marin ainsi que l'efficacité des mesures de gestion qui visent à contrôler cette activité. Les *cartes d'habitats* peuvent se révéler utiles pour :

- *la mise sur pied de programmes de surveillance ou de suivi*. Les *cartes d'habitats à échelle globale* sont utiles pour la mise sur pied de programmes pertinents de *surveillance* ou de suivi. Il peut être nécessaire de choisir un nombre limité de sites qui feront l'objet d'échantillonnages détaillés à intervalles réguliers (p. ex. pour faire le suivi de la population d'espèces d'intérêt particulier, de la diversité générale des espèces, de la biomasse et de la productivité). Ces sites doivent être choisis de telle sorte que les données ne soient pas sensibles aux petites fluctuations des frontières d'*habitats* ou à un positionnement imprécis. Autrement dit, les *cartes d'habitats* peuvent indiquer où se trouvent les grandes zones homogènes convenant à des stations de *surveillance*. La *surveillance* peut également exiger la répétition de profils. Là encore, les *cartes d'habitats* permettent de choisir les endroits appropriés ;
- *les levés à distance servant d'outils de surveillance ou de suiv.* On pourrait utiliser des techniques de levés à *échelle globale* en conjonction avec d'autres techniques de levés plus détaillées pour détecter des modifications importantes dans la répartition des *habitats*. La détection de tels changements pourrait donner lieu à des levés plus ciblés et détaillés.

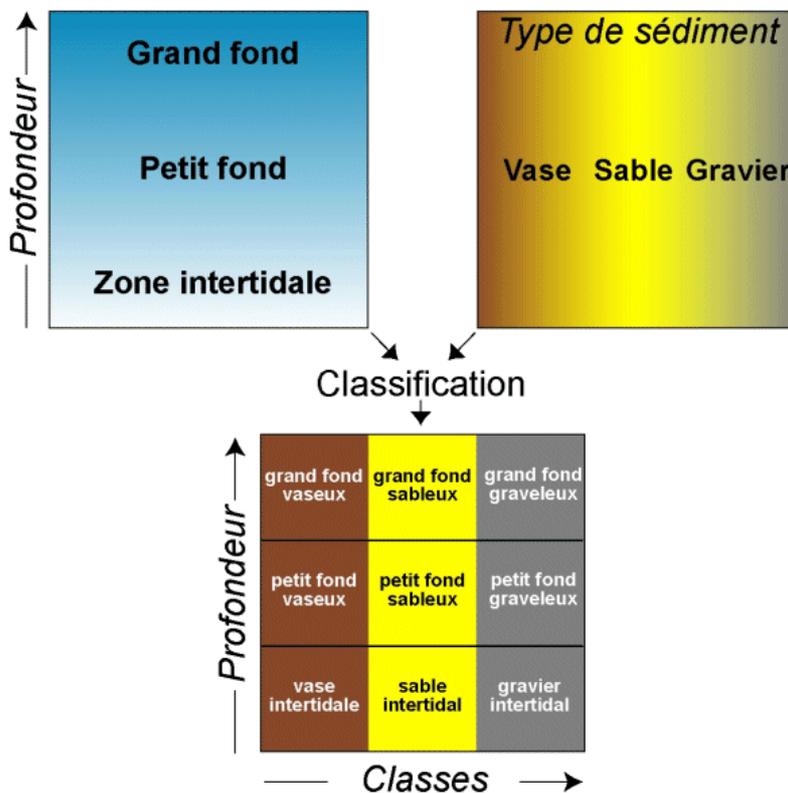
1.3 - Qu'est-ce qu'un habitat ?

Au départ, le terme *habitat* est défini comme le lieu où vit un animal ou une plante (c.-à-d. une seule espèce). Cette notion peut toutefois être étendue pour inclure plusieurs espèces (formant une « communauté » ou une « biocénose »). Dans MESH, le terme *habitat* englobe les paramètres physiques et environnementaux qui soutiennent une *biocénose* donnée, ainsi que la *biocénose* elle-même. Ainsi, un herbier de phanérogames marines sur fond sableux en eau peu profonde est considéré comme un *habitat* différent d'un récif rocheux où vivent des Laminaires et d'autres algues. De la même manière, on peut subdiviser davantage les *habitats* de sorte que l'on distingue sur un récif rocheux les *habitats* où vivent des forêts de Laminaires et ceux où vivent des algues filamenteuses et foliacées. La figure suivante montre des exemples d'*habitats*.



Un *habitat* est défini par une *biocénose* et par la structure physique qui l'héberge, par exemple littoral rocheux avec des algues, herbier de phanérogames marines sur fond sableux, récifs rocheux profonds et plumes de mer sur fond vaseux.

Dans la nature, les paramètres physiques, environnementaux et biologiques (température, salinité, profondeur, répartition géographique des espèces) changent progressivement d'un endroit à l'autre, et il y a peu de frontières nettes ou de discontinuités. Il est extrêmement difficile de visualiser et de décrire un *habitat* sans introduire de subdivisions claires de ces principaux paramètres. Pour simplifier, prenons un exemple où les *habitats* ne sont définis que par deux paramètres physiques, dont chacun est subdivisé en trois. Il y a neuf combinaisons possibles des deux paramètres physiques réunis (voir le schéma ci-après). Ces combinaisons sont des *classes*. L'environnement marin comporte de nombreux paramètres physiques et un grand nombre d'organismes, de sorte que le processus de *classification* est plus complexe et donne un bien plus grand nombre d'*habitats*.



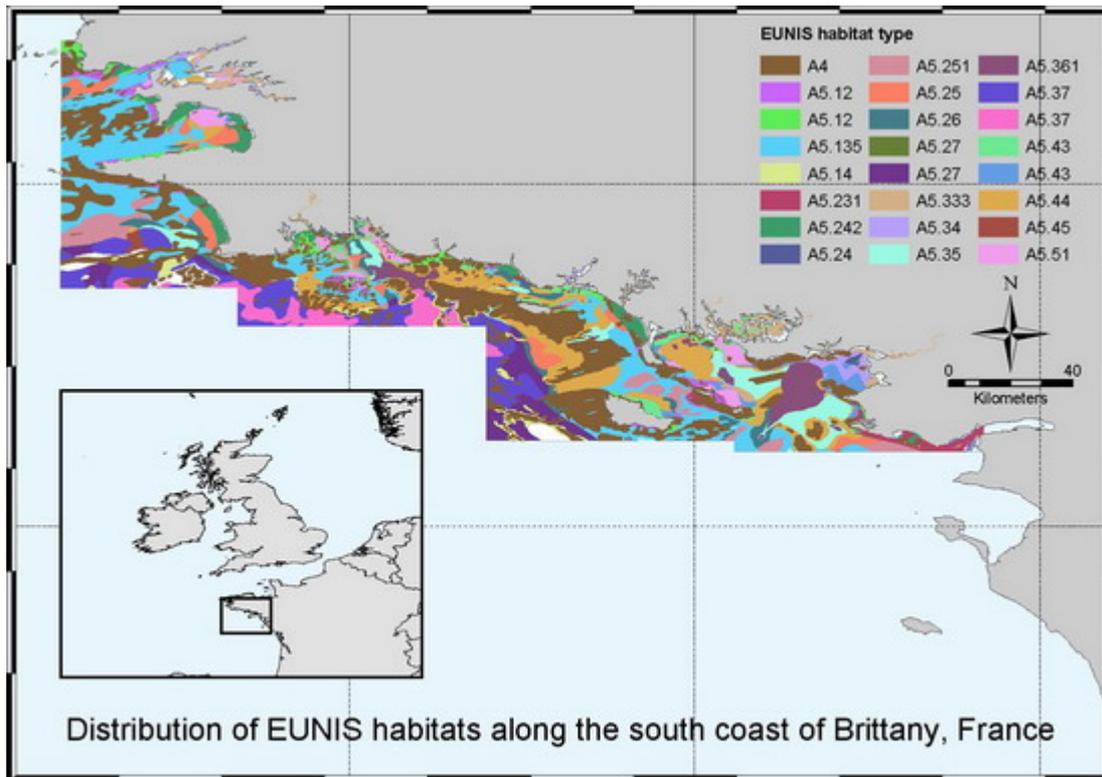
On définit des *classes d'habitat* en traçant des frontières claires sur des variables continues.

Une **typologie des habitats** vise à définir les *habitats* d'une façon cohérente, de sorte que des données semblables soient constamment associées à des types d'*habitat* précis, afin que l'on puisse comparer ces données entre régions géographiques ou d'une époque à une autre. Une *typologie des habitats* est conçue de manière à ce que l'affectation des types d'*habitat* soit faite de façon constante par des personnes différentes, peu importe la région géographique. Il existe plusieurs *typologies des habitats* parce que la subdivision de l'environnement correspond à des besoins différents des utilisateurs. Les *typologies* sont souvent hiérarchiques : des *habitats* définis globalement sont subdivisés en unités de plus en plus fines, afin de répondre aux besoins d'utilisateurs qui requièrent des niveaux de détail différents. À titre d'exemple, un *habitat* de Laminaires peut d'abord être subdivisé en forêt de Laminaires (plantes densément regroupées) et prairie de Laminaires (plantes éparpillées), puis être subdivisé davantage en fonction de diverses espèces de Laminaires ainsi que des plantes et animaux qui leur sont associés (voir la figure ci-après).



Exemple de typologie hiérarchique des habitats benthiques, développée pour montrer en détail les habitats de Laminaires

Les **cartes d'habitats** ont une signification particulière dans le contexte du projet MESH : les *cartes d'habitats* benthiques montrent une *prédiction* de l'étendue géographique et des frontières des *classes d'habitat*. 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. L'*homogénéité* ou l'*hétérogénéité* des *habitats* et les liens entre eux sont des éléments écologiques importants que l'on peut évaluer à partir de *cartes d'habitats*. La figure ci-après donne un exemple de *carte d'habitats*.



Une *carte d'habitats* comme celle-ci (côte sud de la Bretagne) montre la répartition des *classes d'habitat*.

Dans le contexte de levés et de *cartographie* du *Guide MESH*, le terme *habitat* désigne à la fois le milieu physique et la *biocénose* correspondante. Par conséquent, la *cartographie* des *habitats* englobe des structures écologiques pertinentes et va au-delà de la *cartographie* des caractéristiques purement physiques (p. ex. les sédiments benthiques), même si ces derniers permettent souvent de déduire beaucoup de choses à propos des *habitats*. Il est important de souligner que :

Une *carte des habitats* est une représentation de notre meilleure estimation de la répartition des *habitats* à un moment donné, compte tenu des connaissances disponibles à ce moment.

L'étape la plus importante au début du processus de *cartographie* des *habitats* consiste à définir clairement le type d'*habitat* à cartographier ; les décisions cruciales qui en découlent portent sur le territoire à cartographier et le niveau de détail à représenter sur la *carte* finale.

1.3.1 - Définition d'un habitat

Charles Darwin (1859) a défini un *habitat* comme le lieu où une plante ou un animal vit naturellement. Cette définition classique est toujours valable aujourd'hui et se rapporte essentiellement au milieu dans lequel vit une espèce donnée. Cependant, pour les fins de la *cartographie* des *habitats*, on étend généralement le concept pour définir un *habitat* comme le lieu où plusieurs espèces vivent ensemble dans des conditions environnementales semblables, de telle sorte que l'on peut distinguer un *habitat* des *habitats* voisins sur la base des espèces présentes et de ses caractéristiques physiques (p. ex. type de fond marin, courants de marée, salinité, etc.). Dans ce contexte, on considère souvent que les espèces sont associées dans une *biocénose*, et la combinaison des espèces et de leur environnement s'appelle un *habitat*. Sur terre, on peut ainsi distinguer une forêt d'une prairie ou d'herbages, et les représenter sur une *carte* sur la base de leurs différentes caractéristiques physiques et biologiques. Ce concept s'applique également au milieu marin et conduit à la description et à la représentation

cartographique d'*habitats* tels que des vasières, des forêts de Laminaires et des herbiers de phanérogames marines.

Cette acception multi-espèce du terme *habitat* constitue le fondement de la *cartographie* des *habitats* marins et est au cœur de ce *Guide MESH*. La *cartographie* des *habitats* pour une seule espèce (selon le concept original de Darwin) est souvent utile dans le cas d'espèces de grande taille et mobiles, telles que des Poissons et des Mammifères, qui peuvent occuper une grande variété de milieux ; ce type de *cartographie* n'est pas abordé dans ce *Guide*.

On peut également définir des *habitats* pour la colonne d'eau ou milieu pélagique, mais la représentation de leur répartition géographique est plus difficile étant donné que toute *carte* doit alors inclure une troisième dimension, celle de la profondeur. Le projet MESH n'a porté que sur la *cartographie* du fond de la mer, et ces *habitats* pélagiques ne sont pas abordés dans ce *Guide MESH*.

Malheureusement, le terme *habitat* est couramment employé dans un sens général et avec une définition beaucoup plus large dans de nombreux cercles scientifiques, de même que dans les domaines juridique, politique et de la gestion. Par exemple, [la Convention OSPAR](#) définit une liste d'*habitats* rares, menacés ou en déclin qui englobe des structures telles que des « monts sous-marins », qui sont apparentés à une structure physique bien davantage qu'à un *habitat* au sens précis tel qu'on l'entend dans le *Guide MESH*.

Les partenaires du projet MESH et donc le présent *Guide MESH* ont adopté le terme *habitat* couramment employé, qui inclut à la fois les caractéristiques physiques et biologiques d'une zone du fond marin.

1.3.1.1 - Le concept d'écotope – une relation entre les espèces et leur milieu

Au sens strict, le terme *habitat* désigne le milieu dans lequel des espèces vivent. Dans le monde marin, un *habitat* benthique peut être décrit par son substrat (rochers, sédiments ou récifs d'origine biologique, p. ex. formés par des moules), sa topographie et ses conditions particulières d'exposition aux vagues, sa salinité, ses courants de marée et diverses caractéristiques de qualité de l'eau (p. ex. turbidité, teneur en oxygène, nutriments), qui contribuent à la nature des lieux sur le littoral ou au fond de la mer (Connor *et al.*, 2004).

Des types de *biotopes* différents hébergent différentes espèces. Bien que chaque espèce ait ses propres besoins écologiques, autrement dit sa propre niche, on observe souvent qu'un ensemble d'espèces sont constamment présentes en même temps dans un type donné d'*habitat*, à cause de leur préférence pour des conditions environnementales semblables. À titre d'exemple, une vasière intertidale d'un estuaire héberge typiquement un ensemble de vers Polychètes et de Mollusques bivalves, alors qu'un *habitat* rocheux subtidal de petit fond héberge une forêt de Laminaires avec les autres algues et les Invertébrés qui lui sont associés. De telles combinaisons d'espèces que l'on retrouve dans des milieux semblables portent le nom de *communauté* ou *biocénose*.

Même si les caractéristiques d'une *biocénose* (composition et densité relative des espèces) sont influencées par des interactions biologiques (p. ex. prédation, processus de recrutement) et par l'interférence de certaines activités humaines, elles sont très fortement déterminées par la nature des conditions abiotiques ambiantes. Certaines espèces ne peuvent vivre que dans la vase et non dans le sable, le gravier ou sur un rocher, en raison de leur morphologie ou de leur mode d'alimentation ; d'autres, pour des raisons physiologiques, ont besoin d'une eau constamment salée et ne tolèrent pas les variations de salinité des estuaires. Le terme *écotope* rend compte de cette relation constante entre éléments biotiques et abiotiques d'un milieu : un *écotope* peut se définir comme la combinaison d'un *biotope* et de la *biocénose* correspondante.

Dans le contexte de levés et de *cartographie* du *Guide MESH*, le terme *habitat* désigne à la fois le milieu physique et la *biocénose* correspondante, et est donc synonyme de *écotope*. Par conséquent, la *cartographie* des *habitats* englobe des caractéristiques écologiques pertinentes et va au-delà de la *cartographie* des caractéristiques purement physiques (p. ex. les sédiments benthiques), même si ces dernières permettent souvent de déduire beaucoup de choses à propos des *habitats*.

1.3.1.2 - Termes scientifiques connexes

Au cours des années, des scientifiques ont adopté un certain nombre de termes, tels que *écotope*, *physiotope*, *association*, *biocénose* et *assemblage*, pour décrire divers aspects des *habitats* et des *communautés*. Certains de ces termes ont un sens très précis. D'autres, qui ont des significations semblables, coexistent pour des raisons d'usage ou à cause de leur région d'origine. Voir à ce sujet l'article de Olenin & Ducrottoy (2006). D'autre part, [le rapport de 2006 du groupe de travail du CIEM sur la cartographie des habitats](#) aborde en détail la définition du terme *habitat*.

1.3.1.3 - Utilisation du terme habitat dans les domaines juridique et politique

Dans les domaines juridique et politique, le terme *habitat* inclut le plus souvent les composantes abiotique et biologique, et il correspond donc au concept d'*écotope*. Des documents de politiques internationaux en matière d'environnement, dont l'[Annexe I de la directive 92/43 de la CE concernant les habitats naturels](#), les conventions [OSPAR](#) et [HELCOM](#), ainsi que des documents nationaux tels que le [UK Biodiversity Action Plan](#), comprennent les listes de types d'*habitat* qui requièrent des mesures spécifiques de conservation et de gestion. Le terme *habitat* dans ce contexte englobe en général les *communautés* d'espèces et leur milieu physique, et correspond donc à son acception la plus répandue.

1.3.2 - Pourquoi a-t-on besoin de classer les habitats ?

Deux raisons principales motivent l'utilisation de *classes d'habitat* :

- premièrement, elles constituent un moyen de réduire la complexité du monde naturel afin de le rendre plus compréhensible. Des données multivariées (espèces multiples et variables environnementales) sont synthétisées dans un nombre raisonnable de *classes* qui contiennent l'*information* biologique pertinente. Une bonne *typologie* aide à interpréter ces données de manière à produire de l'*information* et à enrichir notre connaissance de l'environnement ;
- deuxièmement, les *classes* permettent de comparer des choses semblables. Par exemple, lorsque l'on *classe* des bouteilles de verre par leur couleur pour les recycler, il est facile ensuite de déposer des bouteilles dans le conteneur approprié en les comparant avec les « *classes* » ainsi définies. Dans le domaine des *habitats* marins, il n'est probablement pas très utile de comparer la diversité des espèces d'une forêt de Laminaires et d'une plaine sableuse, mais la comparaison de la richesse relative d'une forêt de Laminaires dans un milieu touché par l'activité humaine et dans un milieu vierge peut être utile à des fins de gestion environnementale.

En général, les types d'*habitat* sont organisés en une *typologie*, souvent hiérarchique, que l'on peut définir comme un système structuré de types d'*habitat* (les *classes*) clairement définis et qui se répètent en différents lieux géographiques.

La *classification* d'échantillons en types d'*habitat* peut faire partie de l'analyse des données acquises au cours d'une seule étude, et la *typologie* correspondante n'être pertinente que dans le cadre de cette étude. Ou encore, les données peuvent être classées selon une *typologie* existante qui permet d'inscrire une répartition locale des *habitats* dans un contexte géographique plus large en faisant une comparaison avec

d'autres *cartes*. Dans la pratique, ces deux approches ne sont pas mutuellement *exclusives* puisque les *typologies* nationales et internationales sont issues de données de terrain acquises à l'échelon local et doivent être suffisamment souples pour incorporer de nouvelles données. Historiquement, la méthode implicite consistait à définir une nouvelle *typologie* locale à partir des données géographiquement limitées d'une seule étude. Cette façon de faire est de moins en moins appropriée, et ce pour un certain nombre de raisons :

- les *classes* cartographiées risquent de ne pas être pertinentes pour une description plus large des écosystèmes ;
- les *cartes* qui en résultent ne sont pas compatibles avec celles d'autres études, notamment si les *classes* sont déduites des données de manières très différentes ;
- il n'est pas possible de combiner les données dérivées (*cartes*) obtenues avec d'autres jeux de données pour produire des *cartes* de territoires plus grands sans devoir traduire les *typologies* locales en un système commun ;
- les données déduites ne permettent pas d'évaluer l'importance relative d'un *habitat* local dans un contexte international, national ou régional, ce qui rend l'étude moins valable pour un ensemble élargi de scientifiques et de gestionnaires ;
- l'adoption d'une *typologie* appropriée pour un territoire plus étendu procure un contexte dans lequel peuvent s'inscrire les résultats d'une étude particulière, ainsi qu'une norme au regard de laquelle les données sont interprétées. Elle permet de comparer des *habitats* semblables dans un territoire étendu. Les utilisateurs demandent de plus en plus une telle *interprétation* normalisée des données, car ils veulent connaître la pertinence des données cartographiées au cours d'une étude locale, dans un contexte régional, national ou international élargi.

La normalisation des données cartographiques existantes sur les *habitats* dans une même *typologie* et l'élaboration de lignes directrices pour promouvoir une *interprétation* davantage normalisée de nouvelles données ont constitué deux objectifs importants du projet MESH.

1.3.3 - Qu'est-ce qu'une typologie des habitats ?

On peut définir une *typologie des habitats* comme un système structuré, souvent hiérarchique, de types d'*habitat* (les *classes*) clairement définis et qui se répètent en différents lieux géographiques. Une bonne compréhension de l'organisation d'une *typologie* est un préalable à toute utilisation de cette *typologie* en *cartographie*. Il existe dans le monde de nombreuses *typologies des habitats* marins. Beaucoup d'entre elles ont une structure hiérarchique, mais d'autres fournissent plutôt une liste structurée de caractéristiques des *habitats*. Dans une *typologie* hiérarchique, les *classes d'habitat* sont décrites à divers niveaux de détail et sont imbriquées de telle sorte qu'un grand nombre d'*habitats* définis de manière détaillée soient inclus dans un nombre plus restreint de *classes* plus générales. Les *habitats* détaillés (aux plus bas niveaux de la hiérarchie) qui sont regroupés dans une même *classe* de niveau supérieur sont plus semblables entre eux que des *habitats* appartenant à des *classes* de niveau supérieur différentes.

Une *typologie* globale doit être bien gérée afin que les *classes* soient pertinentes tout en évitant une prolifération inutile de *classes*. Le principe directeur est qu'une *classe* doit exister dans des conditions environnementales semblables dans d'autres régions géographiques pour justifier son inclusion dans une *typologie*.

Comme les *typologies* évoluent et se développent, on observe une tendance à publier périodiquement de nouvelles versions, qui peuvent différer sensiblement des précédentes (en particulier au cours de la phase d'élaboration d'une *typologie*). Par conséquent, les analyses d'échantillons ou les *cartes* réalisées à l'aide de versions différentes d'une

même *typologie* risquent d'être plus ou moins incompatibles ou d'exiger une traduction particulière. Tous les intervenants d'un programme de *cartographie* doivent être au courant des développements de la *typologie*. Étonnamment, cet aspect est assez souvent négligé, en particulier lorsqu'un programme fait intervenir plusieurs contractants.

1.3.4 - Quelles typologies sont disponibles ?

En Europe, il y a une *typologie* paneuropéenne unique et un certain nombre de *typologies* « nationales » et « locales » des *habitats*, qui englobent les *habitats* marins. Ces *typologies* sont brièvement présentées ci-après. Elles visent à favoriser une *interprétation* constante des données sur les *habitats*, dans un contexte de conservation de la nature, afin de mieux prioriser les actions de conservation et de soutenir la gestion des aires protégées.

L'Agence européenne pour l'environnement (AEE) a élaboré une *typologie des habitats* pour son système EUNIS (**E**uropean **N**ature **I**nformation **S**ystem – *Système européen d'information sur la nature*) de gestion de l'*information* sur les espèces, les sites et les *habitats*. La *typologie* EUNIS des *habitats* est une *typologie* paneuropéenne des *habitats* terrestres et aquatiques mise au point pour l'AEE par le Centre thématique européen sur la diversité biologique (CTE/DB). La version la plus récente de cette *typologie* est accessible dans le [site Web d'EUNIS](#).

EUNIS est la seule *typologie* couvrant toutes les eaux européennes et a donc été adoptée par les partenaires du projet MESH comme norme de présentation de toutes les données de *cartographie* des *habitats*. Ainsi, les données issues du projet MESH sont présentées selon une *typologie* européenne commune, et EUNIS est mis à l'épreuve de façon exhaustive comme outil pour la *cartographie* des *habitats* marins. Cependant, EUNIS est encore en cours de développement (le JNCC est responsable de son développement pour l'Atlantique nord-est et la mer Baltique). Son utilisation dans le cadre du projet MESH constitue une occasion de la mettre à l'épreuve et, le cas échéant, de recommander des modifications à cette *typologie* afin d'assurer sa commodité d'utilisation dans l'Europe du nord-ouest. La *typologie* EUNIS des *habitats* est hiérarchique. Elle comporte six niveaux, et la distinction entre les *habitats* marins est en grande partie fondée sur les notions d'étage ou zone biologique (littorale, infralittorale, circalittorale, etc.), de type de substrat, d'énergie hydrodynamique (exposition aux vagues, force des marées), de variables environnementales (p. ex. salinité) et d'espèces caractéristiques. Un aperçu plus détaillé de la structure hiérarchique de la *typologie* EUNIS est présenté au paragraphe 1.3.4.1.

Avant l'expansion à l'environnement marin de la *typologie* EUNIS des *habitats*, un certain nombre de pays ont élaboré leur propre *typologie* marine nationale. Au Royaume-Uni, le JNCC a mis au point [la Marine Habitat Classification for Britain and Ireland](#) (Connor *et al.*, 2004) ; la France a créé la *typologie* ZNIEFF-MER (Dauvin *et al.*, 1994) ; aux Pays-Bas, Bouma *et al.* (2004) ont élaboré une *typologie* des écotopes des eaux littorales des Pays-Bas, publiée en anglais sous le titre *Dutch Ecotope System for Coastal Waters*, où le terme *écotope* est analogue au terme *habitat* comme on l'entend dans le projet MESH. Ces *typologies* sont décrites au paragraphe 1.3.4.2 « Typologies nationales ».

De nombreuses *typologies* ont résulté de l'analyse d'observations sur le terrain ou d'échantillons de *biocénose* prélevés à distance (à la benne, par carottage ou par dragage), enrichis de données sur les conditions physiques du milieu. L'*information* spatiale sur ces facteurs qui définissent les *habitats* est souvent non disponible, ou les outils standard de télédétection ne permettent pas d'enregistrer ces facteurs (voir la section 1.6 « Quelles sont les limites de la cartographie des habitats ? »). C'est pourquoi d'autres *typologies* plus étroitement liées à la *cartographie* des *habitats* ont été mises au point. À titre d'exemple, la *typologie* des « formes de vie » (*Life form classification*) élaborée au Royaume-Uni est fondée sur l'apparence générale de l'espèce dominante et sur la nature du fond de la mer (Bunker & Foster-Smith 1996) ; le fichier [Lifeform](#)

[classification for mapping.doc](#) donne plus de renseignements sur cette *typologie* des formes de vie. Celle-ci a été utilisée pour la *cartographie* des *habitats* intertidaux autour du Pays de Galles (Wyn *et al.*, 2006), ainsi que des *habitats* subtidaux dans les zones candidates au statut d'aires spéciales de conservation (voir le [site Web du projet d'aires marines spéciales de conservation](#) et le [site Web du Marine Monitoring Handbook](#)).

La *typologie* est beaucoup moins avancée dans le domaine des paysages marins que dans celui des *habitats*. Dans le cas des eaux du Royaume-Uni, [une typologie des paysages marins](#) est maintenant disponible (Connor *et al.*, 2006) et continue d'être élaborée dans d'autres pays qui participent au projet MESH. La notion de *paysage marin* est équivalente à celle de « complexe d'*habitats* » d'EUNIS. À l'heure actuelle, très peu de complexes d'*habitats* sont définis dans EUNIS.

1.3.4.1 - La typologie EUNIS des habitats marins

L'Agence européenne pour l'environnement (AEE) a élaboré une *typologie des habitats* pour son système EUNIS (**EU**ropean **N**ature **I**nformation **S**ystem - *Système européen d'information sur la nature*) de gestion de l'*information* sur les espèces, les sites et les *habitats*. La version la plus récente de cette *typologie* est accessible dans le [site Web d'EUNIS](#). Il s'agit d'une *typologie* paneuropéenne des *habitats* terrestres et aquatiques mise au point pour l'AEE par le Centre thématique européen sur la diversité biologique (CTE/DB).

La [partie de la typologie Eunis qui porte sur les habitats marins](#) est accessible en ligne. Elle comporte six niveaux hiérarchiques. L'exemple donné ci-dessous est conçu pour aider à comprendre la structure de cette *typologie*. Le site Web d'EUNIS donne tous les détails. Les notes officielles qui accompagnent la version 2004 de la *typologie* EUNIS (y compris des schémas utiles et un glossaire) sont incluses dans le fichier [EUNIS Habitat Classification Revised 2004.pdf](#) accessible dans le dossier des documents.

Au premier niveau de la hiérarchie, la *typologie* distingue les *habitats* marins (identifiés par la lettre « A ») des *habitats* des bords de mer et terrestres. Les niveaux suivants donnent des subdivisions supplémentaires à l'aide d'un système de numérotation (voir la figure ci-après).

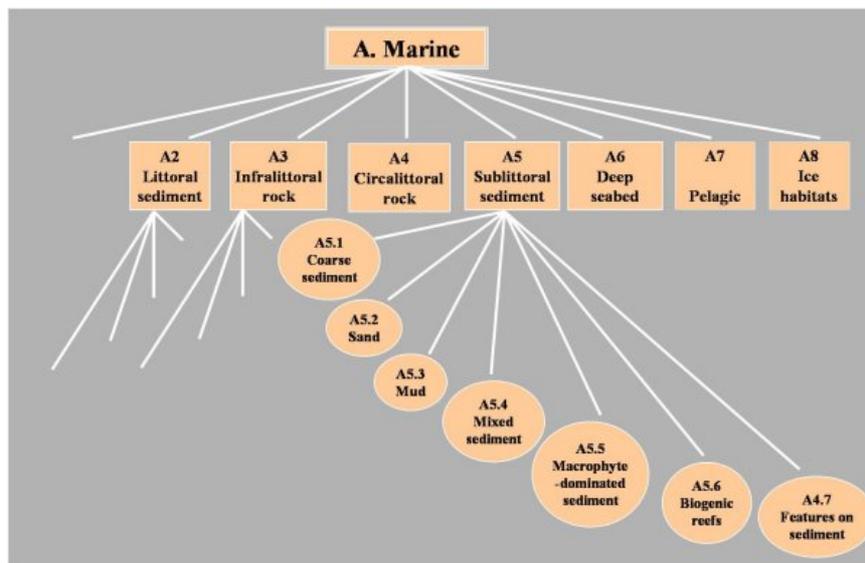


Illustration de la *typologie* hiérarchique EUNIS montrant l'indication des niveaux à l'aide de codes alphanumériques (3 niveaux sur 6 illustrés)

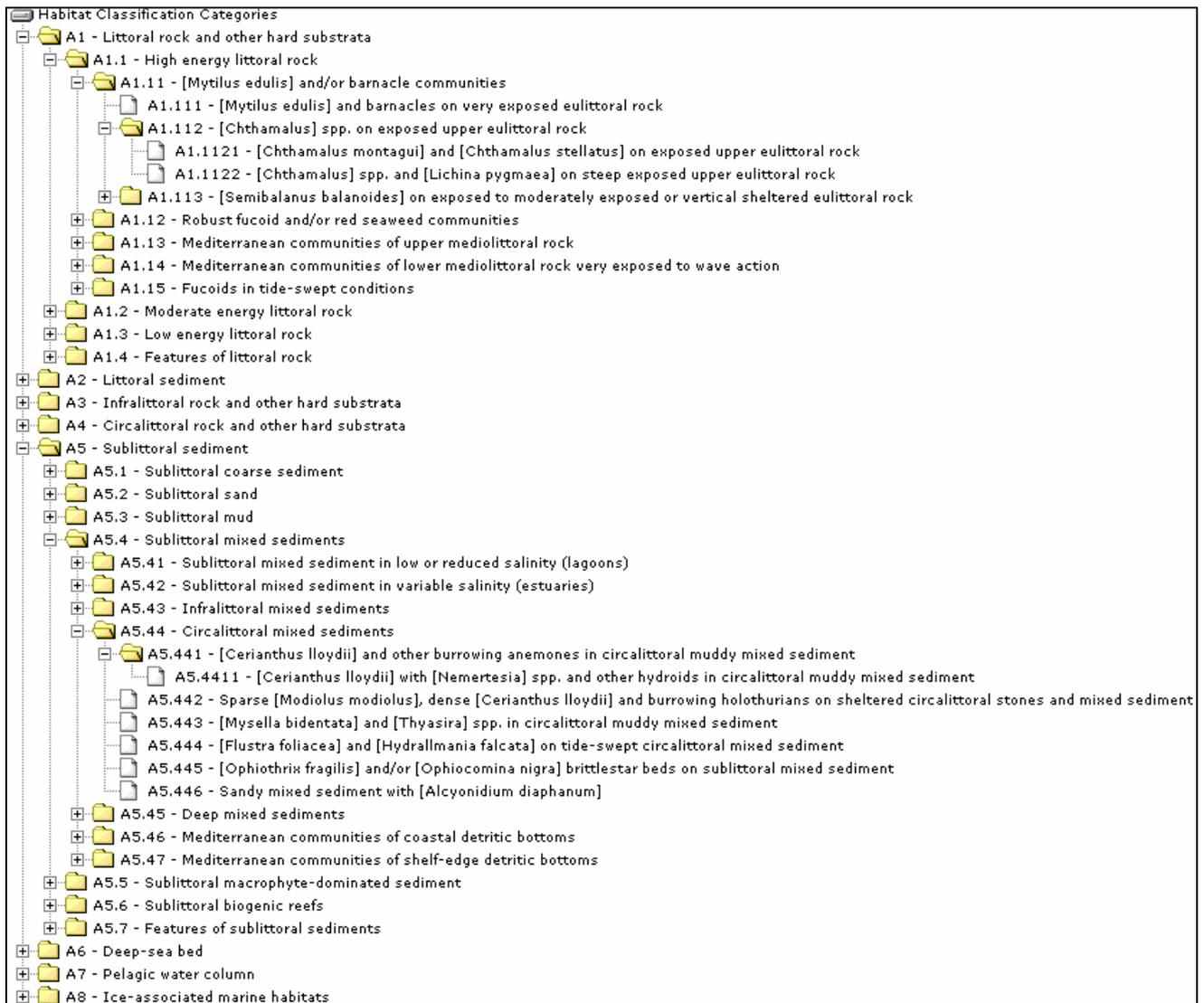
De manière générale, le niveau 2 de la hiérarchie fait appel à la zone biologique (étage) et à la présence ou l'absence de rochers comme critères de *classification*, de sorte que A1

représente les rochers de la zone littorale et autres substrats durs, alors que A5 représente les sédiments sublittoraux (voir l'illustration). Le niveau 3 introduit l'énergie hydrodynamique dans la *typologie* des substrats durs, et les types de sédiment dans la *typologie* des substrats plus meubles. Par exemple, A1.1 désigne les rochers littoraux à haute énergie, et A5.4 les sédiments mixtes sublittoraux.

Jusqu'à ce niveau, la *typologie* est entièrement fondée sur des caractéristiques physiques et sur la notion de zone biologique. Des taxons précis sont cités pour la première fois au niveau 4, où les principaux taxons de l'*épifaune* servent à distinguer les *habitats* rocheux. Par contre, pour les substrats meubles, les distinctions sont parfois encore fondées sur des caractéristiques physiques et les zones biologiques. Par exemple, A1.11 désigne les *communautés* de *Mytilus edulis* ou de balanes, alors que A5.44 désigne des sédiments mixtes circalittoraux.

Au niveau 5, les distinctions sont fondées sur des caractéristiques physiques et biologiques des *habitats*. Dans les substrats meubles, certaines *classes* sont surtout définies par l'*endofaune* et d'autres par l'*épifaune*, souvent avec la mention de noms d'espèces. Par exemple, A1.112 représente les espèces du genre *Chthamalus* présentes sur la partie supérieure des rochers eulittoraux en mode exposé, alors que A5.441 représente *Cerianthus lloydii* et d'autres anémones fouisseuses présentes dans les sédiments mixtes vaseux circalittoraux.

Le niveau 6, le plus précis de la *typologie* EUNIS, décrit souvent des variations notables de la structure de la *biocénose* des *habitats* de niveau 5. Par exemple, A1.1121 correspond à la présence de *Chthamalus montagui* et de *Chthamalus stellatus*, alors que A1.1122 indique la présence de *Chthamalus montagui* et de *Lichina pygmaea*. Les divers taxons caractéristiques sont associés à des propriétés environnementales différentes de l'*habitat*.



Saisie d'écran du site Web d'EUNIS montrant une partie de la hiérarchie de la *typologie* EUNIS des *habitats* marins (à noter que plusieurs *classes* de haut niveau ont été développées pour illustrer les unités plus fines.)

Chaque élément de l'arbre hiérarchique est relié à une base de données qui fournit une fiche standard d'*information* contenant une description détaillée de l'*habitat*, une liste annotée des espèces caractéristiques et un tableau d'autres caractéristiques pertinentes de l'*habitat* (p. ex. zone biologique, type de substrat, etc.). Les trois saisies d'écran ci-après illustrent un exemple de fiche d'*information* d'un *habitat*. Chaque fiche d'*information* est téléchargeable sous forme de fichier (au format .pdf) ; un exemple de tel fichier peut l'être à partir du dossier des documents : [A1_112 Habitat Factsheet.pdf](#). Une grande partie des données des fiches d'*information* provient de la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande (Connor *et al.*, 2004).

[Chthamalus] spp. on exposed upper eulittoral rock
(EUNIS Habitat type - A1.112)

Habitat type	[Chthamalus] spp. on exposed upper eulittoral rock
---------------------	---

EUNIS habitat type code	A1.112
Level	5

Description(English)
<p>Very exposed to moderately exposed upper and mid eulittoral bedrock and boulders characterised by a dense community of barnacles, including [Chthamalus montagui], [Chthamalus stellatus] and [Semibalanus balanoides], and the limpet [Patella vulgata]. Damp cracks and crevices in the rock provide a refuge for small individuals of the mussel [Mytilus edulis] and the winkles [Melarhaphé neritoides] and [Littorina saxatilis]. These crevices can also be occupied by encrusting coralline algae and the anemone [Actinia equina]. Black patches of the lichen [Verrucaria maura] may be found in this zone. There is much regional variation in the distribution and zonation of [Chthamalus] spp. On the west coast [Chthamalus] spp. dominate the upper eulittoral, often forming a distinct white band above a darker band of [S. balanoides] in the mid eulittoral zone. [C. montagui] is better adapted to resist desiccation and, therefore, extends further up the shore. On some shores, particularly in the south-west, [Chthamalus] spp. is the dominant barnacle throughout the eulittoral zone (Cht.Cht). On other shores, particularly in the south, [Lichina pygmaea] can form a distinct zone (Cht.Lpyg).</p>

CORINE Land Cover	4.2.3.	Intertidal flats	n/a
Marine Habitat Classification Britain/Ireland 0405	LR.HLR.MusB.Cht	Chthamalus spp. on exposed eulittoral rock	source
MNCR BioMar 97.06 (Britain & Ireland)	ELR.MB.BPat	Barnacles and [Patella] spp. on exposed or moderately exposed, or vertical sheltered, eulittoral rock	same
	A	Marine habitats	Ancestor
	A1	Littoral rock and other hard substrata	Ancestor
	A1.1	High energy littoral rock	Ancestor
	A1.11	[Mytilus edulis] and/or barnacle communities	Parent

Situation: Cht is found below the black lichen [Verrucaria maura] (Ver.B or Ver.Ver) on very exposed shores and above the mussel [Mytilus edulis] and barnacle biotope (MytB). On slightly less exposed shores the wrack [Fucus vesiculosus] is able to survive and a mixed barnacle and [F. vesiculosus] biotope may occur (Sem.FvesR) beneath Cht. On such moderately exposed shores Cht may still occur on steep and vertical faces, while fucoids dominate the flatter areas (Sem.FvesR or Fves), though these communities should not be confused with Sem.FvesR. Cht can also occur above Sem. On very sheltered sea lochs in Argyll, West Scotland [Chthamalus] spp. are unusually abundant in the upper eulittoral zone.

Source
Connor, D.W., Allen, J.H., Golding, N., Howell, K.L., Lieberknecht, L.M., Northen, K.O. & Reker, J.B. (2004)

Relationships with other classifications			
Classification	Code	Title	Relation type
EUNIS Habitat Classification 200308	A1.112	Barnacles and [Patella] spp. on exposed or moderately exposed, or vertical sheltered, eulittoral rock	wider
EUNIS Habitat Classification 200202	A1.112	Barnacles and [Patella] spp. on exposed or moderately exposed, or vertical sheltered, eulittoral rock	same
EUNIS Habitat Classification 199910	A1.112	Barnacles and [Patella] spp. on exposed or moderately exposed, or vertical sheltered, eulittoral rock	same

Species characteristics for habitat type					
Species scientific name	Biogeographic region	Abundance	Frequencies	Faithfulness	Comment
<i>Actinia equina</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Occasional	Occurs in 41-60% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Chthamalus montagui</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Abundant	Occurs in 81-100% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Chthamalus stellatus</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Frequent	Occurs in 61-80% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Mytilus edulis</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Occasional	Occurs in 61-80% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Patella vulgata</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Common	Occurs in 61-80% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Semibalanus balanoides</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Frequent	Occurs in 41-60% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Littorina saxatilis</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Frequent	Occurs in 61-80% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising
<i>Melarhaphe neritoides</i>	Biogeographic region not detailed in original data set	Common	Occurs in 21-40% of samples		Species mentioned in habitat definition as characterising

Altitude zones (terrestrial and marine)	
Name	Description
Littoral (marine)	Periodically inundated shores of marine water

Marine depth zones, more detailed than altitude zones	
Name	Description
Upper shore	Upper shore
Mid-shore	Mid-shore

Substrate types	
Name	Description
Bedrock	Unfragmented rock
Large non-mobile boulders	Dominant particle size 512 to 1024 mm

Salinity values, for marine habitats only	
Name	Description
Fully saline	30 - 40 parts per thousand (ppt)

Exposure types	
Name	Description
Very exposed to wind and wave action	
Exposed to wind and wave action	
Moderately exposed to wind and wave action	

Saisies d'écran du site Web d'EUNIS montrant la fiche d'information de l'habitat A1.112 : *Chthamalus* spp. de la partie supérieure des rochers eulittoraux en mode exposé

D'autres renseignements sur la *typologie* EUNIS des *habitats* ainsi que des exemples sont donnés dans les fichiers suivants, que l'on peut également télécharger :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_EUNIS_application.pdf

<http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1807>

1.3.4.2 - Typologies nationales

L'une des *typologies* « nationales » les plus complètes est la [typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande](#), publiée en anglais sous le titre *Marine Habitat Classification for Britain and Ireland* (Connor *et al.*, 2004), qui ressemble étroitement à la *typologie* EUNIS puisqu'elle fait appel aux mêmes critères de distinction entre *habitats*, mais avec une nomenclature et des codes de *classification* différents. Voici les six niveaux hiérarchiques de cette *typologie* :

- Niveau 1 Environnement (marin)
- Niveau 2 Types généraux d'*habitats*
- Niveau 3 Complexes d'*habitats*
- Niveau 4 Complexes de « *biotopes* »
- Niveau 5 « *Biotopes* »
- Niveau 6 « *Sous-biotopes* »

Cette *typologie* a été révisée en 2004. Elle repose principalement sur l'analyse de données d'échantillons benthiques acquises pendant 12 ans dans le cadre d'un programme de levés de grande envergure.

Le [fichier MNCR 04 05 introduction.pdf](#) contient des notes introductives détaillées. La *typologie* révisée a récemment été utilisée pour enrichir la partie marine de la *typologie* EUNIS.

Le [fichier EUNIS habitats correlation table.pdf](#) contient une table de correspondance entre la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande et d'autres *typologies* (dont EUNIS, l'Annexe I de la directive 92/43 de la CE concernant les *habitats* naturels, OSPAR et le plan d'action du Royaume-Uni en matière de biodiversité). Dans le domaine de la *cartographie des habitats*, la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande a été utilisée entre autres dans de nombreuses études d'aires spéciales de conservation (voir des [exemples](#) à l'adresse www.searchMesh.net/metadata) ainsi que dans d'importants levés intertidaux de la côte du Pays de Galles (Brazier *et al.*, 2006).

Niveau EUNIS	Code EUNIS	Libellé EUNIS	Lien avec le type JNCC	Code JNCC 04.05	Libellé JNCC 04.05	Niveau JNCC 04.05 sort order	JNCC
1	A	Marine habitats	■	-	Marine habitats	1	0
2	A1	Littoral rock and other hard substrata	■	LR	Littoral rock (and other hard substrata)	2	1
3	A1.1	High energy littoral rock	■	LR.HLR	High energy littoral rock	3	2
4	A1.11	[Mytilus edulis] and/or barnacle communities	●	LR.HLR.MusB	Mussel and/or barnacle communities	4	3
5	A1.111	[Mytilus edulis] and barnacles on very exposed eulittoral rock	●	LR.HLR.MusB.MytB	<i>Mytilus edulis</i> and barnacles on very exposed eulittoral rock	5	4
5	A1.112	[Chthamalus] spp. on exposed upper eulittoral rock	●	LR.HLR.MusB.Cht	<i>Chthamalus</i> spp. on exposed eulittoral rock	5	5
6	A1.1121	[Chthamalus marginatus] and [Chthamalus stellatus] on exposed upper littoral rock	●	LR.HLR.MisB.ChtCht	<i>Chthamalus</i> spp. on exposed upper littoral rock	6	6
6	A1.1122	[Chthamalus] spp. and [Lichina pygmaea] on steep exposed upper littoral rock	●	LR.HLR.MisB.ChtLpyg	<i>Chthamalus</i> spp. and <i>Lichina pygmaea</i> on steep exposed upper littoral rock	6	7
5	A1.113	[Semibalanus balanoides] on exposed to moderately exposed or vertical shoreward eulittoral rock	●	LR.HLR.MusB.Sem	<i>Semibalanus balanoides</i> on exposed to moderately exposed or vertical shoreward eulittoral rock	5	8
6	A1.1131	[Semibalanus balanoides], [Patella vulgata] and [Littorina] spp. on exposed to moderately exposed or vertical shoreward eulittoral rock	●	LR.HLR.MisB.Sem.Sem	<i>Semibalanus balanoides</i> , <i>Patella vulgata</i> and <i>Littorina</i> spp. on exposed to moderately exposed or vertical shoreward eulittoral rock	6	9
6	A1.1132	[Semibalanus balanoides], [Fucus vesiculosus] and red seaweeds on exposed to moderately exposed eulittoral rock	●	LR.HLR.MisB.Sem.FuesR	<i>Semibalanus balanoides</i> , <i>Fucus vesiculosus</i> and red seaweeds on exposed to moderately exposed eulittoral rock	6	10
6	A1.1133	[Semibalanus balanoides] and [Littorina] spp. on exposed to moderate ly exposed eulittoral boulders and cobbles	●	LR.HLR.MisB.Sem.LITX	<i>Semibalanus balanoides</i> and <i>Littorina</i> spp. on exposed to moderate ly exposed eulittoral boulders and cobbles	6	11
4	A1.12	Robust fuccoid and/or red seaweed communities	●	LR.HLR.FR	Robust fuccoid and/or red seaweed communities	4	12
5	A1.121	[Fucus distichus] and [Fucus spiralis] f. [nana] on extremely exposed upper eulittoral rock	●	LR.HLR.FR.Fdis	<i>Fucus distichus</i> and <i>Fucus spiralis</i> f. <i>nana</i> on extremely exposed upper shore rock	5	13

Extrait de la table de correspondance entre la typologie EUNIS et la typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande (JNCC 04.05). Dans la colonne du centre, un signe d'égalité indique une correspondance exacte entre les deux typologies, et un « S » indique que la typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande a servi de source à la typologie EUNIS.

Aux Pays-Bas, Bouma *et al.* (2004) ont élaboré une **typologie des écotopes des eaux littorales des Pays-Bas**, publiée en anglais sous le titre *Dutch Ecotope System for Coastal Waters*, où le terme *écotope* est analogue au terme *habitat* comme on l'entend dans le projet MESH. Les auteurs décrivent cette *typologie* comme :

« un outil permettant de cartographier, de prédire et de comparer avec une situation précédente la présence possible d'*habitats* au fond des eaux nationales saumâtres et salines. Par l'*intermédiaire* de plusieurs processus, les paramètres physiques du milieu déterminent la présence d'*habitats* et de leurs *communautés* écologiques. À partir des principaux paramètres et processus physiques du milieu, nous avons choisi un certain nombre de caractéristiques classificatoires abiotiques ainsi que des variables connexes qui peuvent représenter ces caractéristiques environnementales sur une *carte*. En nous fondant sur ces variables et sur les frontières entre *classes*, nous décrivons les écotopes et les organisons en une *typologie* hiérarchique. »

Cette *typologie* peut être considérée comme un exemple de *typologie* « locale » puisqu'elle porte surtout sur des eaux côtières de petit fond. Elle fait appel à des critères de distinction entre *habitats* semblables à ceux d'EUNIS, mais présente certaines différences d'accent qui reflètent l'importance de facteurs tels que la salinité et la profondeur pour différencier les *habitats* des grandes étendues d'eau de petit fond (moins de 20 mètres) présentes aux Pays-Bas. Cette *typologie* est présentée de manière complète dans l'article de Bouma *et al.* (2004) inclus dans l'exemple http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_Dutch_Marine_Habitats_Classification.pdf.

En France, la *typologie ZNIEFF-MER* (Dauvin *et al.*, 1994) adopte une approche de la *classification* et des niveaux de détail semblable à celle de la *typologie des habitats marins* de Grande-Bretagne et d'Irlande (Connor *et al.*, 2004).

Il existe plusieurs *typologies des habitats marins* de l'Atlantique ouest. Pour plus de détails à ce sujet, voir Green *et al.* (1999), Valentine *et al.* (2004) et Madden *et al.* (2005).

1.3.4.3 - Quels sont les liens entre EUNIS et les habitats définis dans des textes juridiques et politiques ?

La directive 92/43 de la CE concernant les *habitats* naturels et la Convention OSPAR comportent toutes deux une liste des types d'*habitat* qui nécessitent des mesures de conservation et de protection. Ces listes ne sont pas des *typologies* en soi, mais dans les deux cas, les *habitats* énumérés sont mis en correspondance avec des *classes* définies dans la *typologie EUNIS*. Ce sont d'importants outils d'orientation des efforts de levé, de *cartographie* et de gestion, puisque de nombreuses études portent spécifiquement sur les levés et la *cartographie* de ces types d'*habitat* (notamment dans le cas de la Directive de la 92/43 de la CE concernant les *habitats* naturels).

1.3.5 - Quelle est la taille d'un habitat ?

L'échelle est un élément majeur à considérer tout au long du processus de *cartographie*. On estime généralement à au moins 25 m² la taille minimale d'une *unité d'habitat* marin. Cette taille résulte d'un compromis entre les capacités des instruments de télédétection à identifier les unités et l'aptitude de l'œil de l'observateur à intégrer et résumer un ensemble complexe en une entité dominante. Cette convention relative à la taille a aussi été établie sur la base de considérations pratiques, en ayant à l'esprit la *cartographie des habitats* et ses contraintes. Toute *biocénose* qui occupe une zone plus petite, ou encore toute niche particulière à l'intérieur d'une *unité d'habitat* (p. ex. cuvettes des milieux exposés, rocher isolé sur un fond sédimentaire), devrait être considérée comme une propriété de cette unité.

Les *cartes* imprimées d'usage courant telles que les *cartes* topographiques de l'environnement terrestre (p. ex. les *cartes* topographiques de l'I.G.N.) et les *cartes* de navigation ont typiquement une échelle de 1/10 000, 1/25 000 ou 1/50 000. Plus le dénominateur (le second nombre) de l'échelle est grand, plus le territoire représenté sur une même surface est grand. Un carré de 5 m × 5 m correspond à un carré de 1 mm × 1 mm sur une *carte* dont l'échelle est de 1/5000 ! Un tel carré est trop petit pour être représenté sur une *carte* typique d'usage courant, et un *habitat* doit donc être plus vaste pour pouvoir être représenté. Par conséquent la taille minimale d'un *habitat* n'est pas la même que l'unité minimale d'aire qui peut être représentée sur une *carte* ; cette dernière porte le nom de *plus petite unité cartographique*. Ces notions d'aire, d'échelle et de niveau de détail des *habitats* sont abordées dans la prochaine section 1.4 « Que veut-on cartographier ? », qui porte sur la manière de déterminer ce qui doit être cartographié.

Il n'y a pas de limite supérieure à l'aire couverte par un même *habitat*, et certains *habitats*, par exemple les plaines côtières sédimentaires, peuvent couvrir plusieurs centaines de kilomètres carrés. Tant du point de vue écologique que physique, les *habitats* peuvent varier énormément quant à leur étendue, de quelques mètres carrés à des dizaines ou à des centaines de kilomètres carrés, avant que leurs caractéristiques changent suffisamment pour justifier la définition puis la *cartographie* d'un type d'*habitat* différent. La taille des *habitats* a tendance à être petite dans les zones intertidales (parce que les conditions du milieu changent rapidement sur de petites distances) et à être très grande dans les profondeurs marines, où les conditions du milieu sont uniformes sur de grandes surfaces.

On imagine aisément les complications résultant de l'application à des situations réelles d'une taille minimale des *habitats*, en raison de la complexité et de l'*hétérogénéité* des *habitats* à une *échelle fine*. Il faut tenir compte de ces facteurs lorsque l'on regroupe des données en unités d'aire cartographiables à une échelle donnée.

Il est important de noter que la taille d'un *habitat* n'augmente pas nécessairement lorsque la description de l'*habitat* devient plus générale. Par exemple, un *habitat* décrit en termes généraux tels que « rocher intertidal couvert d'algues » pourrait correspondre à un petit affleurement dans une grande plage de sable constituant un *habitat* défini de manière très précise par l'espèce clé et la catégorie de sédiment (*Lanice conchilega* dans un sable littoral). Des *habitats* décrits en termes généraux peuvent couvrir de petites surfaces, et il est possible que les *habitats* ne constituent pas les meilleures unités pour décrire de très grandes surfaces. Cette notion d'échelle dans la définition des structures benthiques a été étendue pour donner le concept de *paysage marin*. Il peut s'agir d'un phénomène physiographique important, par exemple un estuaire ou un mont sous-marin, ou d'une grande zone du fond définie surtout par une caractéristique topographique, par exemple une plaine côtière sédimentaire. Les paysages marins sont abordés plus en détail au chapitre 1 « Paysages et habitats – diverses méthodes de classification ».

1.3.5.1 - Frontières et continuums dans l'environnement marin

Définir et cartographier des *habitats*, c'est leur fixer des frontières et les distinguer les uns des autres dans leur définition ou sur une *carte*.

La réalité du monde marin est beaucoup plus complexe que cela : souvent, il n'y a pas de frontières claires entre *habitats*, mais seulement un changement graduel de caractéristiques sur une certaine distance. Parfois, les limites physiques sont nettes, comme dans le cas d'un récif rocheux qui ressort d'une plaine sédimentaire, mais le plus souvent, la transition est graduelle, comme d'un type de sédiment à un autre (p. ex. de vase sableuse à sable vaseux). De la même manière, les frontières biologiques peuvent être nettes, comme entre une forêt de Laminaires et, à une plus grande profondeur, une *biocénose* dominée par des animaux, à cause de la moins grande luminosité. Par contre, de nombreux changements de *biocénose* sont graduels, en présence de faibles gradients

des conditions du milieu (p. ex. l'exposition aux vagues et les courants de marée). Le manque de frontières nettes pose de réels problèmes pratiques pour la *cartographie* des *habitats* et pour l'élaboration de *typologies des habitats* capables de subir l'épreuve de la réalité.

1.3.5.2 - Définition d'habitats à différents niveaux de détail – une hiérarchie

Pour cartographier des *habitats*, il faut définir leurs propriétés avec un certain niveau de détail et donc s'attendre à une certaine constance des caractéristiques observées sur l'étendue d'un *habitat* donné. Cela est faisable à différents niveaux, ce qui introduit la notion de hiérarchie dans la définition des *habitats*. Par exemple, pour les *habitats* rocheux de petit fond, on peut définir une zone supérieure hébergeant des Laminaires très denses (une forêt) et une zone inférieure où les Laminaires sont plus clairsemées (une prairie). Ces deux zones (forêt et prairie de Laminaires) peuvent être plus généralement définies comme des « *habitats* de Laminaires », ce qui crée une hiérarchie des définitions et des unités de *cartographie* des *habitats*. Cette zone de Laminaires pourrait elle-même être regroupée avec d'autres *communautés* d'algues pour définir un *habitat* encore plus général de « rochers couverts d'algues ».

La définition d'*habitats* à divers niveaux de détail peut résulter des techniques de levé employées (autrement dit, les techniques déterminent le degré de finesse des types d'*habitat* définis) ou relever d'une *typologie* dans laquelle il peut être utile d'avoir à la fois des *habitats* définis de manière générale et d'autres définis très précisément (voir les sous-sections 1.3.3 « Qu'est-ce qu'une typologie des habitats ? » et 1.3.4 « Quelles typologies sont disponibles ? »). Lorsque des *habitats* sont définis de manière moins détaillée, on peut s'attendre à des variations plus importantes des caractéristiques à l'intérieur de chaque type, ainsi qu'à une plus grande étendue géographique que dans le cas des sous-types plus finement définis qui les composent.

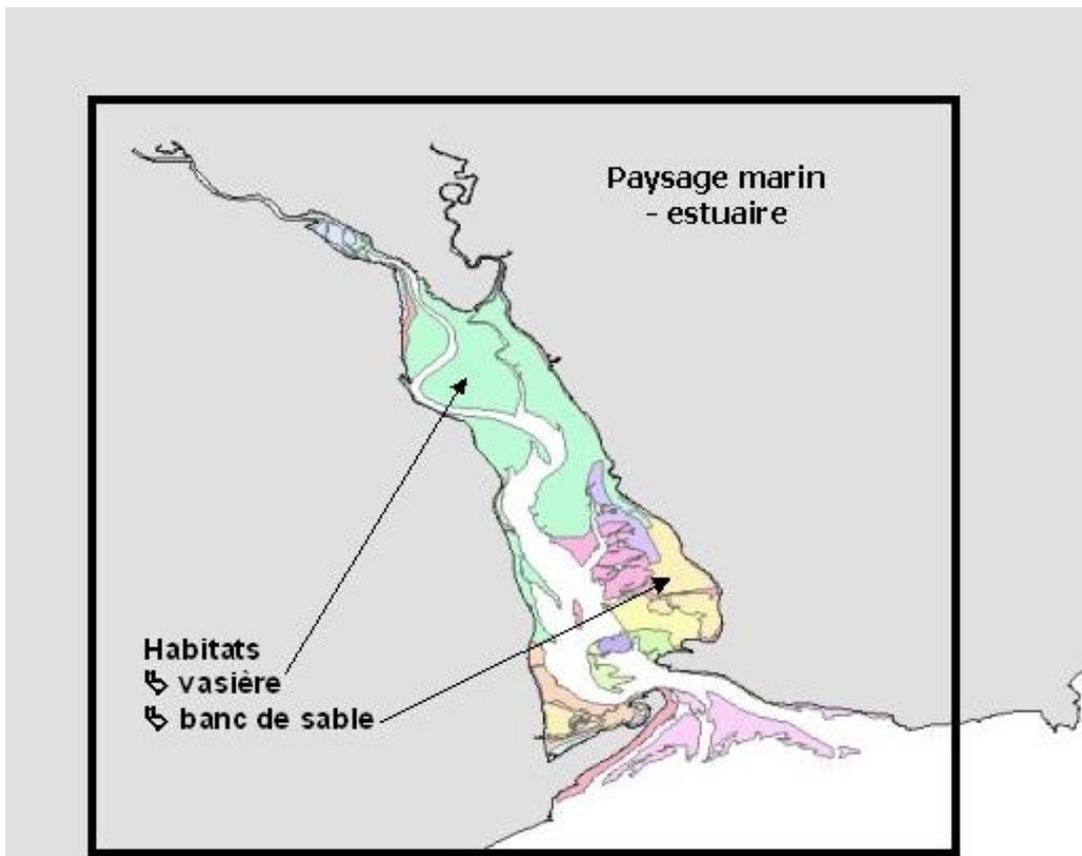
1.3.5.3 - Paysages et habitats – diverses méthodes de classification

On peut aborder la *classification* de l'environnement marin de diverses manières et avec différents niveaux de détail, selon le but de la *classification*, les méthodes employées et les données disponibles. À des fins de gestion environnementale, il est important que la *typologie* de l'environnement marin ait du sens du point de vue écologique, pour qu'elle puisse appuyer une approche de gestion fondée sur les écosystèmes.

Dans le cas du fond de la mer, la *typologie* a été généralement définie par la caractérisation des structures benthiques par type d'*habitat*. Cette approche se reflète dans les diverses *typologies* nationales et européennes (voir la sous-section 1.3.4 : « Quelles typologies sont disponibles ? »).

L'approche de la *classification* fondée sur les *habitats* ne prend que faiblement en considération des *modèles* globaux de caractéristiques benthiques telles que la morphologie résultant de processus géologiques et hydrographiques majeurs. Par conséquent, on peut considérer que des formations telles que des monts sous-marins et des estuaires se situent à une échelle plus globale que celle des *habitats* ; chacune comporte un ensemble de types d'*habitat* présents à l'intérieur d'une formation définie à l'échelle topographique – à ce niveau de *classification*, les structures plus globales sont décrites comme des paysages marins que l'on peut considérer comme analogues à des montagnes, vallées, plaines et rivières dans un milieu terrestre. Chaque type de *paysage marin* comporte un ensemble de types d'*habitat*, dont certains sont caractéristiques du type de paysage ; de plus, ces types d'*habitat* peuvent se présenter selon un *modèle* donné (tel qu'un zonage des *habitats* du sommet jusqu'à la base d'un mont sous-marin). D'autre part, de nombreux types d'*habitat* peuvent être présents dans divers types de paysage (par exemple, des herbiers de phanérogames marines dans des bras de mer, des baies et des estuaires) – ce qui signifie que les deux approches de la *classification*

sont liées entre elles, mais qu'il est impossible de les intégrer dans une seule *typologie* hiérarchique (Connor *et al.*, 2006). Le fichier [UKSeaMap_FinalReport_Annex7.pdf](#) montre la relation entre *habitats* et paysages. La figure ci-après, qui représente l'estuaire de l'Exe, au Royaume-Uni, illustre cette relation.



Carte de l'estuaire de l'Exe, au Royaume-Uni, qui illustre la relation entre la *typologie* des paysages marins et celle des *habitats*

Alors que l'approche des *habitats* est très bien adaptée à une *typologie* détaillée (à *échelle fine*) du fond de la mer (pour les levés sur le terrain et la *cartographie* des *habitats*), la *typologie* plus générale des paysages marins est particulièrement utile à des fins de gestion à une échelle plus globale, car une telle gestion se fait souvent plus facilement à cette échelle (p. ex. pour un estuaire entier) qu'à l'échelle d'un *habitat*.

Le milieu pélagique peut faire l'objet d'une *classification* faisant appel à des caractéristiques hydrographiques (p. ex. la température et la salinité) d'une manière qui soit pertinente sur le plan écologique. Les résultats de cette *classification* se rapprochent probablement le plus de la notion d'*habitat*, bien qu'à une échelle très grossière.

1.4 - Que veut-on cartographier ?

La compréhension des notions fondamentales d'*échelle d'une carte* et de niveau de détail des *habitats* est essentielle à la réussite d'un programme de *cartographie* des *habitats*. Ces connaissances permettent à ceux qui commandent des programmes d'avoir des attentes réalistes, à ceux qui planifient des levés sur le terrain de choisir l'équipement approprié, et à ceux qui analysent les données et qui dessinent des *cartes* de livrer des produits conformes aux besoins des utilisateurs.

Une *carte* des *habitats* montre la répartition géographique des *classes d'habitat* du fond marin. Une *carte* peut être imprimée sur papier ou affichée sous forme électronique à un écran. Quel que soit le support, une *carte* montre une région géographique bien définie, et

donc restreinte, du fond de la mer. Une définition claire du territoire à couvrir est donc essentielle à la réussite d'un programme de *cartographie des habitats*.

La représentation d'un territoire sur un support fait intervenir la notion d'*échelle d'une carte*, normalement indiquée sous forme du rapport entre les dimensions linéaires de la *carte* et celles de la région géographique représentée. Une page A4 fait 21 cm de largeur par 29.7 cm de hauteur (à la française ou mode portrait). Si elle contient une *carte* qui couvre un territoire de 2 km de largeur par 3 km de longueur (200 000 cm par 300 000 cm), par exemple une petite baie, l'échelle de cette *carte* est de 20/200 000 (ou 30/300 000), soit 1/10 000. À l'inverse, une structure représentée sur la *carte* par un élément de 1 cm a dans la réalité une longueur de 10 000 cm, soit 100 m. Si la même page A4 représente un territoire de 200 km par 300 km, par exemple une mer régionale comme la mer d'Irlande, son échelle est alors de 1/1 000 000, et un élément de 1 cm de longueur sur la *carte* correspond à 10 km dans la réalité.

Un élément semblable de « taille » figure dans la définition d'un *habitat* : on considère généralement que la taille minimale d'un *habitat* marin est d'environ 25 m² (5 m x 5 m). La « taille » se reflète également dans la *typologie des habitats*, où elle est couramment liée à la notion de « détail biologique ». À une extrémité du spectre, les *classes d'habitat* représentent un très haut niveau de détail biologique, par exemple *un herbier de Zostera marina sur des sédiments grossiers*. À l'extrémité opposée, une *classe d'habitat* est très générale, par exemple *un rocher couvert d'algues* et couvre les zones intertidale et subtidale du fond marin. Le plus souvent, les *habitats* définis de manière détaillée couvrent des surfaces relativement petites du fond de la mer (de l'ordre de 10 à 100 m dans chaque dimension), alors que des *habitats* définis de manière plus générale couvrent des surfaces plus grandes (avec des dimensions supérieures à 1 km). Dans la planification d'un programme de *cartographie des habitats*, la détermination du niveau de détail biologique à représenter sur les *cartes* finales est un élément fondamental de l'ensemble du processus de *cartographie*, à cause de ses conséquences très importantes sur le choix de la stratégie de *cartographie*, de l'équipement nécessaire, du type d'analyse à effectuer, et donc sur le coût total du programme (voir le chapitre 2 « Que veut-on cartographier ? »).

Comme on pourrait s'y attendre, il y a un lien très net entre le territoire à cartographier et le niveau de détail biologique à représenter lorsque l'on détermine l'effort (et donc le coût) nécessaire pour produire la *carte*. La *cartographie* de tous les *habitats* détaillés de la mer d'Irlande de manière à les représenter lisiblement sur du papier A4 donnerait un grand nombre de pages ! Le tableau ci-après montre l'effort nécessaire pour produire des *cartes* à chacune des extrémités du spectre du détail des *habitats* et du territoire représenté, et introduit les termes *échelle globale* et *échelle fine*, courants dans le domaine de la *cartographie des habitats*.

		Niveau de détail des <i>habitats</i>	
		Faible	Élevé
Territoire couvert	Grand (plus de 100 km x 100 km)	Effort correspondant au territoire à cartographier : levés typiques à <i>échelle globale</i>	Effort très important, demandant de grandes quantités de ressources : programme national de levés
	Petit (moins de 20 km x 20 km)	Les résultats ne justifient pas que l'on fasse des levés.	Effort correspondant au territoire à cartographier : levés typiques à <i>échelle fine</i>

L'effort (et le financement) requis pour la cartographie des *habitats* sont liés à la fois au territoire couvert et au niveau de détail des *habitats* voulu.

Les termes *échelle globale* et *échelle fine* peuvent s'appliquer à chaque extrémité de la gamme d'activités de *cartographie* du point de vue du territoire couvert et du niveau de détail des *habitats*.

Après avoir bien défini le niveau de détail des *habitats* requis sur la *carte* finale ainsi que l'étendue du territoire à couvrir, et obtenu les ressources nécessaires pour entreprendre le travail de *cartographie*, il faut connaître les différentes méthodes disponibles de production des *cartes* finales. La sous-section qui suit porte sur les principaux points à considérer pour définir les modalités de *cartographie* des *habitats* du territoire choisi.

1.4.1 - Qu'entend-on par cartographie des habitats à échelle globale et à échelle fine ?

Les *cartes* à *échelle globale* et à *échelle fine* se situent aux deux extrémités du spectre du territoire couvert et du niveau de détail des *habitats*, et servent généralement à des usages très différents. Les techniques employées pour produire ces *cartes* peuvent également être très différentes. Dans le domaine de la *cartographie* des *habitats*, on emploie le terme *échelle* dans un sens très général pour exprimer l'interaction complexe entre l'aire ou la taille des structures, le niveau de détail des *habitats* et le genre de *cartographie*. L'échelle aide donc à définir les méthodes de *cartographie* des *habitats*, et ce même si le spectre des échelles ne comporte pas de point fixe marquant la limite entre *échelle globale* et *échelle fine* : il y a plutôt une vaste gamme d'échelles entre les deux extrêmes, avec un chevauchement des objectifs et des méthodes de la réalisation de *cartes*.

La notion d'échelle permet néanmoins d'orienter la discussion sur ce que comporte la *cartographie* des *habitats*.

Une bonne compréhension du spectre allant de l'*échelle globale* à l'*échelle fine* passe par l'explication d'un certain nombre de termes et de concepts :

1.4.1.1 - Échelle d'une carte et territoire couvert

La notion d'échelle est au cœur de toute discussion sur la *cartographie* des *habitats* dans le projet MESH. Les *cartes* d'*habitats* imprimées sont généralement à une échelle allant de petite (où les éléments représentés sont petits sur la *carte*, p. ex. 1/250 000) à grande (où les éléments représentés sont grands sur la *carte*, p. ex. 1/25 000). Cependant, comme les termes *petite échelle* et *grande échelle* sont souvent source de confusion, on parle respectivement d'*échelle globale* et d'*échelle fine*, et ce sont ces termes que l'on a adoptés pour ce *Guide MESH*.

1.4.1.2 – Procédés

À l'échelle la plus fine, des données de télédétection et des échantillons prélevés sur le terrain sont recueillis (en général au cours d'un seul projet) et interprétés dans un but bien précis. Le territoire faisant l'objet des levés est entièrement couvert (souvent à plus de 100 % lorsque les fauchées des sondeurs multifaisceaux se chevauchent) à l'aide de techniques choisies en fonction de leur adaptation aux *habitats* à cartographier. À l'*échelle globale*, la *cartographie* peut se faire en totalité au bureau, en regroupant de nombreuses sources de données et en les traitant de manière à obtenir des *couches* à modéliser. Dans le cas d'échelles *intermédiaires*, la *cartographie* peut : (1) se faire en grande partie au bureau à partir de données acquises pour diverses fins ; (2) reposer sur des données acquises dans le cadre d'une campagne de levés à long terme ; (3) reposer sur des levés commandés pour cette seule fin, mais ne couvrant que partiellement les données de télédétection et sur une faible densité d'échantillons prélevés sur le terrain, et être complétée par *interpolation*.

1.4.1.3 – Finalité

La *cartographie* à *échelle fine* procure une description détaillée de la répartition d'une gamme complète d'*habitats*. On peut avoir besoin d'une représentation statistiquement solide de l'étendue des *habitats*, avec des frontières entre *habitats* bien définies, à des fins de *surveillance*, souvent dans le cadre d'un plan de gestion de sites. Des *cartes* à *échelle fine* peuvent être comparées entre elles et avec des *cartes* à *échelle globale*. On parle alors d'une démarche *ascendante*.

Une *carte* à *échelle globale* résume notre connaissance des tendances générales de la répartition des *habitats* et vient souvent appuyer l'élaboration de politiques stratégiques ou l'évaluation de leur mise en œuvre (p. ex. évaluation de la proportion d'un type d'*habitat* présentant un intérêt du point de vue de la conservation qui est incluse à l'échelon national dans un ensemble d'aires marines protégées). Souvent une *carte* à *échelle globale* vise à fournir un aperçu général d'une grande région, destiné à servir de contexte à des données locales. On parle alors d'une démarche *descendante*.

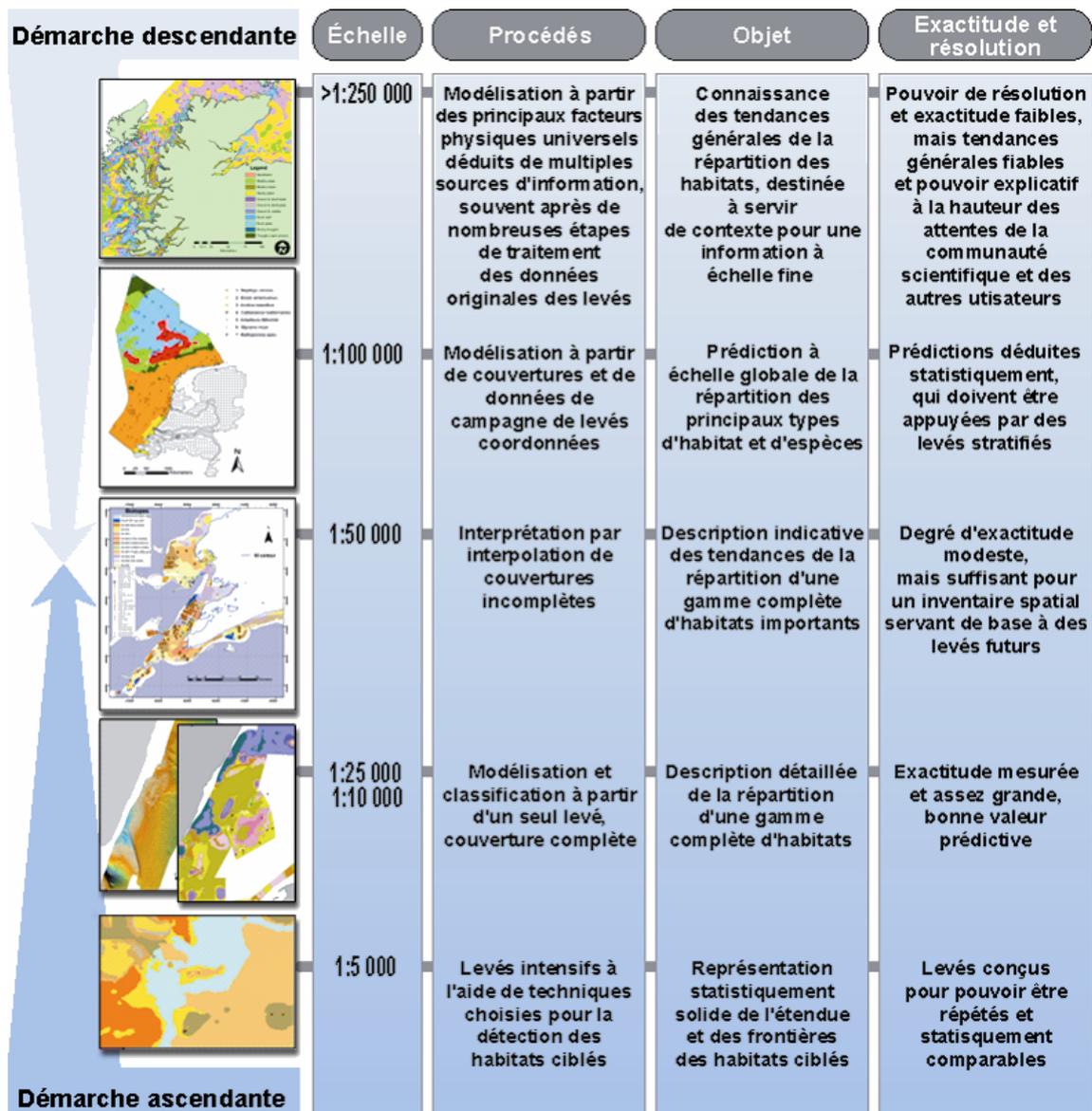
1.4.1.4 - Résolution, exactitude et valeur prédictive

À l'échelle la plus fine, la *cartographie* vise une *exactitude* et un *pouvoir de résolution* élevés. On peut devoir refaire la *cartographie* à une date ultérieure, ou avoir besoin de *cartes* présentant un certain degré de certitude statistique afin d'étayer la prise de décisions ou des mesures de gestion. Les *cartes* à *échelle globale* visent à montrer la répartition des *habitats* de manière indicative seulement (donc à ne pas prendre au pied de la lettre), avec un *pouvoir de résolution* et un degré d'*exactitude* faibles. L'*information* représentée sur la *carte* illustre toutefois de manière raisonnablement fiable l'agencement des *habitats*.

1.4.1.5 – Effort

Des régions étendues sont généralement cartographiées à une *échelle globale*, à cause du coût élevé par unité d'aire de levés exhaustifs. Il faut toutefois noter que ce n'est pas toujours nécessairement le cas – un programme national de *cartographie* comme le [programme national irlandais de levés benthiques](#) porte sur une grande région cartographiée de façon détaillée. Une grande région peut être subdivisée en plusieurs composantes plus petites, chacune étant cartographiée à une *échelle fine* dans le cadre d'un programme de levés à long terme. De petites zones font normalement l'objet de levés détaillés, car il serait coûteux et plutôt vain de mobiliser une équipe de levés pour n'entreprendre que des levés superficiels.

La figure ci-après résume ces concepts dans le spectre d'une échelle cartographique de globale à fine.



Résumé des principales caractéristiques de la cartographie des *habitats* pour une gamme d'échelles typiques

Tous les programmes de *cartographie des habitats* visent à produire des *cartes* adaptées aux objectifs visés. Ces *cartes* doivent montrer la meilleure estimation possible de la répartition des *habitats*, fondée sur les données facilement disponibles les plus appropriées, ou sur de nouveaux levés conçus pour procurer les meilleures données possibles compte tenu des contraintes de temps et de budget. La finalité de *cartes d'habitats* situées aux extrémités du spectre est probablement très différente, allant du suivi de l'état de sites et de nouveaux développements pour l'échelle la plus fine, à la planification stratégique de politiques pour l'échelle la plus globale. Dans le cas de certaines applications, il faut « imbriquer » des *cartes* à plusieurs échelles pour aider les utilisateurs à comprendre divers aspects de l'environnement.

1.4.1.6 - Imbrication de cartes à différentes échelles

Lorsque l'on rassemble des *cartes* à différentes échelles d'un territoire donné, les *cartes* à *échelle fine* montrent les détails, alors que les *cartes* à *échelle globale* montrent une répartition plus générale des *habitats* visibles à une *échelle fine*. Si les deux types de *cartes* sont exacts, il devrait y avoir une forte correspondance entre les deux : les *cartes* à *échelle globale* devraient représenter les mêmes *classes d'habitat* et avec les mêmes

frontières que les *cartes à échelle fine*, mais de manière plus sommaire ; par exemple, certaines *classes d'habitat* détaillées pourraient être regroupées à un niveau supérieur de la *typologie des habitats*, ou certains *habitats* ne pas être illustrés sur les *cartes à échelle globale* à cause de leur trop petite taille. Par contre, il arrive souvent que les *cartes à échelle globale* et les *cartes à échelle fine* soient produites à partir de données de sources différentes, ce qui risque de se traduire par une faible correspondance entre les *classes et frontières d'habitats* des deux types de *cartes*. On peut toutefois s'attendre à ce que ces différences s'estompent avec le temps, à mesure que la qualité et le *pouvoir de résolution* des *cartes* s'améliorent grâce à l'apport de nouvelles données. Le fait que les *cartes à échelle globale* soient de plus en plus souvent produites par généralisation de *cartes à échelle fine* plutôt que par modélisation d'autres données physiques devrait également contribuer à atténuer ces différences.

L'imbrication de *cartes* à différentes échelles est un cas particulier de la situation où une *carte à échelle fine* résultant d'un levé des *habitats* est incluse dans une *carte à échelle globale* résultant d'une *modélisation cartographique*. Il est possible que les deux *cartes* ne correspondent pas exactement, en raison des démarches radicalement différentes (ascendante et descendante) qui les sous-tendent. Il est en outre peu probable que le *modèle* cartographique puisse être modifié uniquement pour correspondre aux levés détaillés. Cela fait ressortir les grandes différences entre les deux types de *cartes* quant à leur finalité et à leur *valeur prédictive*, et illustre les difficultés de l'utilisation de données à différentes échelles.

Cette situation est susceptible de se présenter souvent dans le programme MESH, et il vaut la peine de s'attarder sur la nature de ces différences et des défauts de correspondance. D'autre part, les échelles *intermédiaires* (entre 1/100 000 et 1/25 000) ont souvent été laissées de côté.

Il apparaît clairement que des *cartes à échelle fine* peuvent servir à valider le *modèle* cartographique sous-jacent des *cartes à échelle globale*, mais il demeure difficile d'évaluer l'importance des écarts irréconciliables entre les deux types de *cartes*, à cause des différences que l'on vient d'exposer.

1.4.2 - Quels sont les plus petits habitats cartographiables ?

Il y a plusieurs réponses à cette question ! Comme on l'a mentionné à la sous-section 1.3.5 « Quelle est la taille d'un habitat ? », les *habitats* n'ont pas de taille naturelle précise, mais on recommande généralement d'utiliser une taille d'au moins 5 m × 5 m (il n'est pas obligatoire de prendre des carrés) pour les levés et échantillonnages d'*habitats*. Il faut toutefois se rappeler que des levés d'*habitats* de cette taille sur le terrain ne signifient pas que la *carte* finale sera aussi détaillée. Il se peut que seuls des *habitats* homogènes plus vastes puissent être représentés sur une *carte* à l'échelle choisie, à cause des règles (limites) de la *cartographie* – voir plus loin. Il faut aussi que les télécapturs puissent détecter des *habitats* de petite taille : un capteur doit avoir un *pouvoir de résolution* suffisant pour enregistrer des *habitats* de taille unitaire – voir plus loin.

On entend habituellement par *pouvoir de résolution* l'aptitude à distinguer des objets ou des éléments adjacents d'une scène, qu'il s'agisse d'une photo, d'une image ou de la réalité sur le terrain. La *limite de résolution* est généralement donnée par la dimension linéaire (souvent exprimée en mètres) des plus petites structures que l'on peut distinguer. Mais le contraste joue un rôle dans notre capacité de distinguer des objets : si deux objets sont de la même couleur, ils sont plus difficiles à distinguer que s'ils sont très différents par la couleur, la teinte ou la luminosité. Lorsque l'on choisit un outil de télédétection pour la *cartographie* des *habitats*, il est évidemment essentiel de tenir compte de son aptitude à distinguer, tant du point de vue spatial que de la texture, les *habitats* à représenter sur la *carte* finale. Les données de télédétection se traduisent normalement par des images imprimées (analogiques) ou électroniques (numériques). Lorsqu'une image est

géoréférencée, c'est-à-dire mise en correspondance avec les coordonnées du monde réel, chaque *pixel* (de l'anglais *picture element*) correspond à une surface au sol. L'aire de cette surface est déterminée par la *limite de résolution* spatiale du capteur. Les capteurs modernes (à bord de satellites, d'avions ou de navires) ont généralement une *limite de résolution* spatiale de l'ordre du mètre ou de quelques décimètres. Le paragraphe 1.4.2.2 « Résolution dans le domaine de la télédétection » donne plus de détails techniques à ce sujet.

Après l'acquisition d'images lors d'un levé, deux méthodes couramment employées permettent de distinguer les structures au sol (ou au fond de la mer) : l'*interprétation* manuelle et la *classification* automatique. Dans le cas d'une *interprétation* manuelle sur un document analogique (une image imprimée ou une pellicule), l'interprète qui trace des *polygones* représentant des *habitats* aura tendance à entourer des unités dont la plus petite dimension est d'au moins 3 mm sur le document (ou une surface dont l'aire est d'au moins 9 mm²). Il ne s'agit pas d'une règle absolue mais plutôt d'une « règle empirique » établie pour de simples raisons de confort lors du tracé. C'est ce que l'on appelle la *plus petite unité interprétable*. Les télécaptures ont des sources d'*erreur* (bruit systémique) inhérentes à leur conception et à leur fonctionnement. Les *pixels* ne doivent donc pas être considérés individuellement, car la valeur d'un *pixel* en particulier pourrait fort bien être le résultat d'une *erreur* du système. Lorsque des *pixels* forment des groupes ayant des valeurs semblables, l'*information* qu'ils représentent est plus fiable et plus susceptible d'être conforme à une unité sur le terrain. Ces groupes forment les plus petites unités interprétables d'une image, souvent de dimensions comparables aux plus petites unités interprétables manuellement. Dans un cas comme dans l'autre, la *plus petite unité interprétable* constitue le critère à considérer pour le choix de l'outil de télédétection le plus approprié pour distinguer les types d'*habitat* dans le cadre d'un programme de *cartographie*.

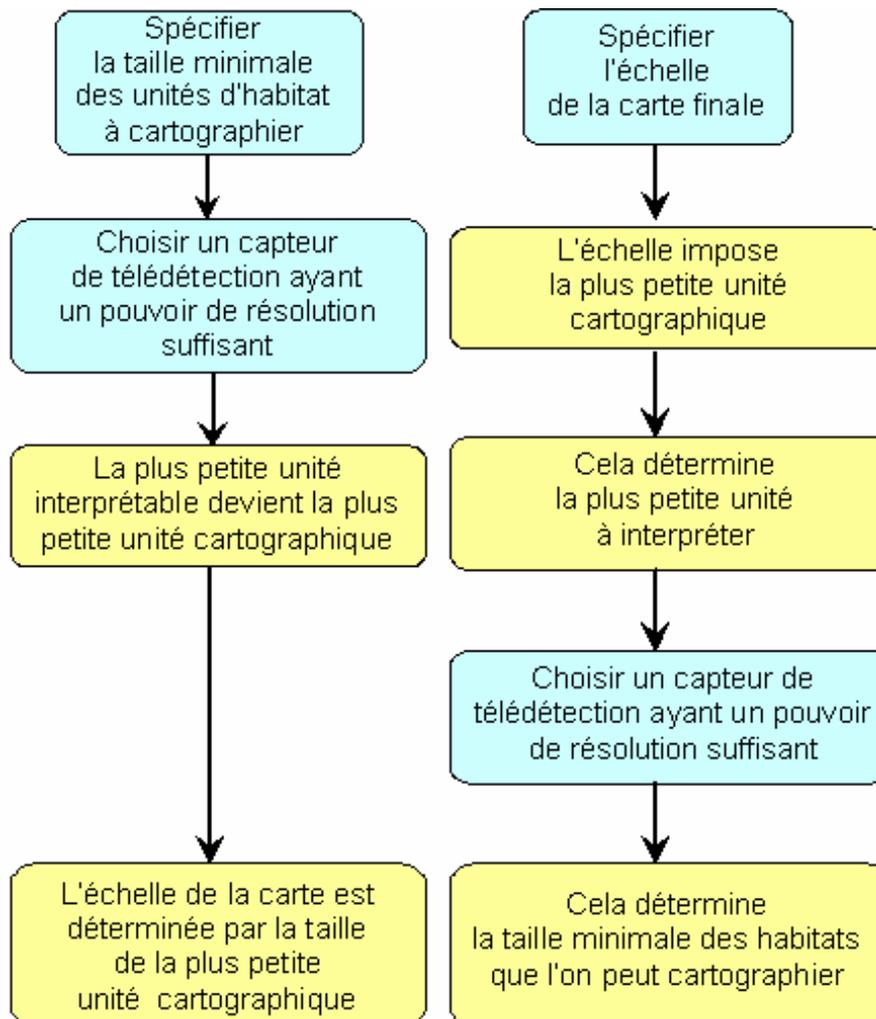
La *cartographie* fait intervenir un mélange d'esthétique et de science. Un cartographe doit généralement faire des compromis entre l'échelle, le niveau de détail et la facilité d'utilisation d'une *carte*. Trop de détails rendent une *carte* déroutante et difficile à lire ; trop peu de détails diminuent la valeur d'une *carte*. En général, les plus petites formes dessinées sur une *carte* – les plus petites unités cartographiques – ont des dimensions de 1 à 3 mm selon leur nature (point, trait ou *polygone*). Une règle empirique actuellement adoptée en « *cartographie* thématique », où l'on ne représente en principe que des surfaces, suggère de ne pas tracer de *polygones* de moins de 9 mm² ; dans le cas particulier des *cartes d'habitats* terrestres du [projet CORINE sur l'occupation des terres](#), la plus petite unité choisie a été de 25 mm². Dans notre cas, en adoptant des *habitats* d'une taille minimale de 5 m × 5 m, la représentation d'un *habitat* de 25 m² par une unité visible de 9 mm² sur papier correspond à une échelle d'environ 1/2000. Il s'agit donc de l'échelle de base qui garantit de voir toutes les *unités d'habitat* ; les *cartes* dessinées à une échelle plus grossière ne permettront pas de voir les *unités d'habitat* de 25 m². Les paragraphes 1.4.2.4 « Limites de la cartographie (pour les cartes au trait) » et 1.4.2.5 « Limites de la cartographie thématique maillée » abordent plus en détail les limites de la *cartographie*.

Une fois que les images de télédétection ont été interprétées pour donner des *classes d'habitats*, le cartographe doit produire une *carte* finale montrant les *habitats* avec le niveau de détail voulu. À cette étape, la relation entre la *plus petite unité interprétable* d'une image et la *plus petite unité cartographique* dépend de la finalité du programme de *cartographie* et des spécifications de la *carte* finale. En simplifiant beaucoup, et en laissant de côté un certain nombre de problèmes et décisions complexes, il y a fondamentalement deux manières de procéder, selon la façon dont les personnes qui commandent le travail de *cartographie* formulent leur demande (voir la figure ci-après).

- Si la demande porte sur la *cartographie d'unités d'habitat* (p. ex. d'un certain nombre de mètres carrés), on peut alors suivre le processus de gauche, qui établit successivement les outils de télédétection appropriés et l'échelle à employer pour la

carte résultante (la *plus petite unité interprétable* et la *plus petite unité cartographique* étant alors fixées dans la demande).

- On peut aussi demander de « cartographier un territoire donné au 1/10 000, en représentant les *habitats* le plus en détail possible ». Dans ce cas, c'est le processus de droite de la figure qui s'applique. Dans le cas d'une *carte* au 1/10 000, la *plus petite unité cartographique* est de 30 m x 30 m (900 m²), taille minimale de l'unité d'habitat interprétable. La *limite de résolution* de télédétection devrait donc être d'au moins 5 m (une règle *empirique* suggère en effet que la *limite de résolution* d'un capteur soit d'environ un cinquième de la *plus petite unité interprétable* requise). Si la *plus petite unité interprétable* est inférieure à la *plus petite unité cartographique*, le cartographe doit regrouper des unités pour créer des *unités d'habitat* plus grandes que la *plus petite unité cartographique* – un processus appelé *généralisation*, qui introduit d'autres genres de problèmes.

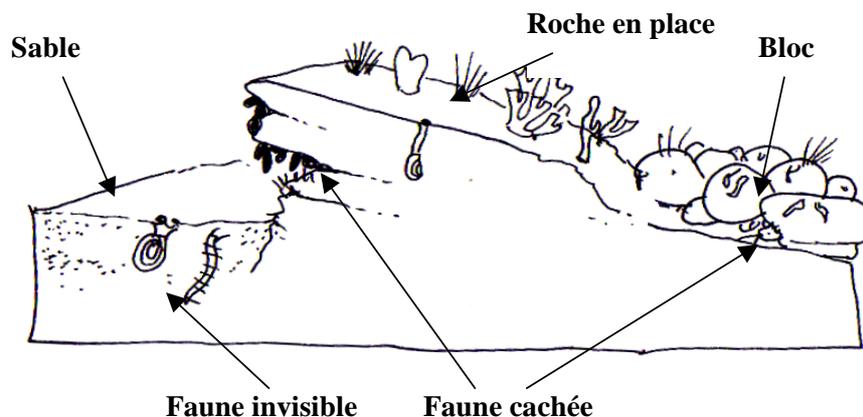


Manière dont la formulation d'une demande de cartographie (imposant soit l'échelle de la *carte*, soit les unités minimales d'habitat à identifier) influence le choix de la résolution du levé de télédétection. Les boîtes en bleu sont celles où des choix sont possibles.

1.4.2.1 - Raisons techniques pour lesquelles certains habitats peuvent ne pas être cartographiés

Les *habitats* (le substrat et d'autres propriétés du milieu comme le biote) peuvent être définis par les caractéristiques biologiques et physiques observables prédominantes. Cependant, comme on le voit dans la figure qui suit, trois facteurs compliquent cette définition :

- plusieurs *habitats* sont présents sur une petite surface et mélangés à une *échelle fine* ;
- le biote caractéristique d'un *habitat* sédimentaire est surtout présent à l'intérieur du sédiment (*endofaune*) et n'est pas facilement visible ;
- la biodiversité d'*habitats* rocheux peut se manifester en grande partie dans de petites niches difficiles à échantillonner à distance (sous des corniches rocheuses, sous des blocs, dans le rocher).



Ces facteurs ont un impact énorme sur un programme de *cartographie* et sur toute utilisation de *cartes* pour répondre à des questions sur la biodiversité et sur la présence d'espèces rares qui pourraient être cruciales pour la mise en œuvre de politiques et la gestion d'activités humaines qui en découle.

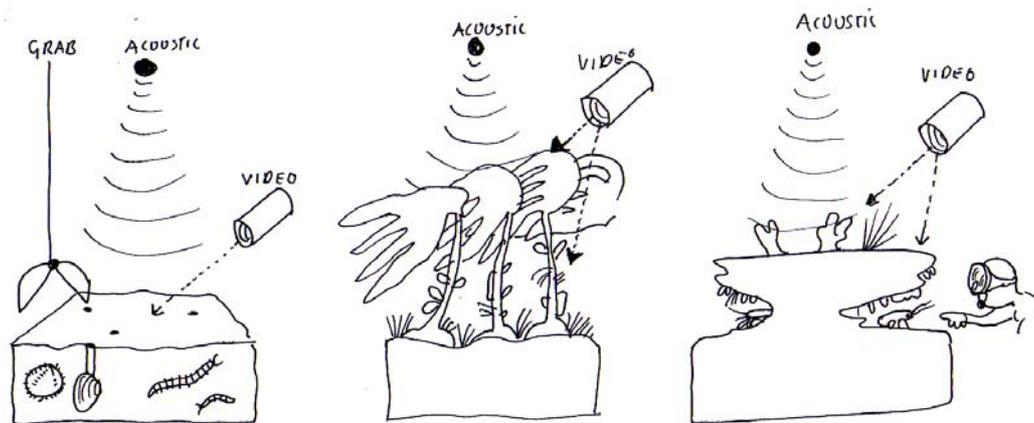
La prochaine figure décrit trois scénarios qui illustrent certains des principaux problèmes auxquels on risque de faire face pour la *cartographie* des *habitats*.

1. L'illustration de gauche représente un *habitat* de sédiments meubles qui héberge surtout une *endofaune*. Il peut être difficile de détecter et de cartographier de tels *habitats* par télédétection et même par échantillonnage, pour les raisons suivantes :
 - a. plusieurs des propriétés des sédiments qui influent sur le facteur de réflexion ne sont pas mesurées ;
 - b. les propriétés acoustiques des sédiments peuvent être affectées ou non par l'activité de l'*endofaune* ;
 - c. l'échantillonnage peut ne pas représenter adéquatement le biote. Le prélèvement à la benne révèle une partie de l'*endofaune*, mais la faible ampleur du prélèvement (typiquement 0,1 m²) ne permet pas d'assurer que les échantillons sont vraiment représentatifs d'une zone plus vaste (à moins de prélever un certain nombre de répliqués), et il est probable que la mégafaune davantage dispersée ne soit pas échantillonnée. La vidéo (dans une eau claire) permet d'échantillonner une zone plus vaste et plus représentative, mais non de voir la plus grande partie de l'*endofaune*.

Par conséquent, les liens entre les propriétés observées des sédiments et le faciès acoustique peuvent être douteux. Même si les données acquises sont adéquates pour cartographier le type de sédiment, les liens entre le faciès acoustique et

l'*endofaune* risquent d'être incertains. Par conséquent, pour de nombreux *habitats*, on arrive à cartographier le type de sédiment avec un certain succès, mais la *cartographie* des *habitats* définis par leur *endofaune* est beaucoup moins réussie.

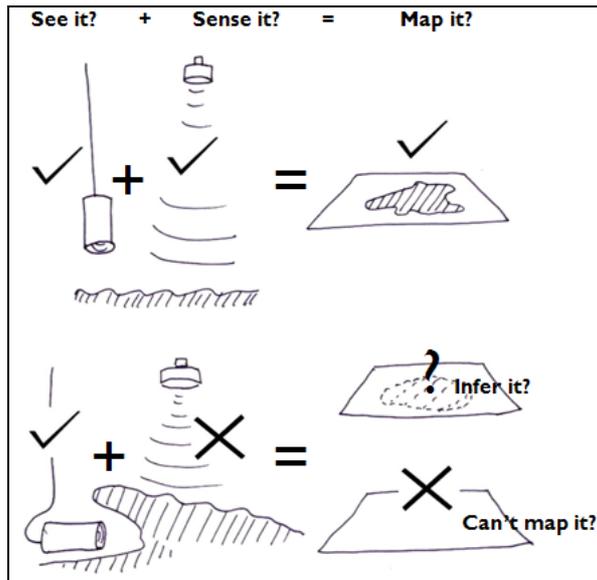
2. Dans l'illustration du centre, le biote manifeste a un effet marqué et caractéristique sur le faciès acoustique, et la vidéo est un bon instrument d'observation du biote. Par contre, les observations du couvert ne permettent pas toujours d'identifier les types de Laminaires de façon certaine, et il se peut que la seule forme de vie reconnue soit celle des Laminaires alors qu'un important biote se cache sous le couvert.
3. Enfin, dans l'illustration de droite, les moyens acoustiques peuvent détecter de manière fiable les divers *habitats* rocheux, et ces mêmes structures être observées par vidéo. Mais la plus grande partie du biote reste cachée, et seules quelques stations de plongée permettront d'acquérir d'importantes données sur la biodiversité.



Situations où les techniques de prélèvement et d'enregistrement ne permettent de détecter qu'une partie d'un *habitat* benthique

Le choix des bons moyens d'échantillonnage favorise évidemment le succès du processus de *cartographie*, mais les utilisateurs doivent néanmoins être conscients des limites techniques de la *cartographie* pour ne pas avoir d'attentes irréalistes vis-à-vis des *cartes d'habitats*. On peut devoir accepter le fait que la seule manière de cartographier des données sur la diversité consiste à utiliser des données ponctuelles superposées à une *carte d'habitats* définie de manière globale.

En résumé, si les structures qui définissent un *habitat* sont visibles et détectables, il y a une bonne *probabilité* que l'on puisse cartographier cet *habitat*. Si elles sont visibles mais cachées d'une manière ou d'une autre pour l'outil de télédétection, alors **ou bien** on arrivera à déduire la présence de l'*habitat* à partir d'autres caractéristiques, **ou bien** la *carte d'habitats* obtenue sera incomplète (voir la figure ci-après) !



Résumé des considérations fondamentales à propos de la nature de tout *habitat* que l'on souhaite cartographier.

1.4.2.2 - Résolution dans le domaine de la télédétection

Il est important de comprendre le fonctionnement d'un outil de télédétection, afin d'apprécier son aptitude à détecter des structures benthiques telles que des *habitats* (en zone intertidale ou subtidale). Beaucoup d'excellents ouvrages et sites Web expliquent tous les [aspects techniques de la télédétection](#) ; par exemple, [Green et al.](#) (1999) décrivent l'utilisation de télécapturs aéroportés ou satellitaires pour la *cartographie* marine en région tropicale. La suite de ce paragraphe repose sur de l'*information* disponible dans le [site WEB de la NASA \(États-Unis\)](#) et sur certaines définitions extraites de [Wikipedia](#).

Les télécapturs mesurent et enregistrent la magnitude et la fréquence de l'énergie réfléchi par un objet, cette « énergie » étant généralement un rayonnement électromagnétique (lumière) ou de nature acoustique (son). Les télécapturs embarqués à bord d'avions ou de satellites utilisent normalement des capteurs d'image qui mesurent l'énergie réfléchi par les objets observés ; les capteurs les plus utilisés pour la détection sous-marine font appel à des dispositifs acoustiques, mais les résultats sont souvent rendus sous forme d'images. Les capteurs d'image se répartissent en deux grandes catégories : les capteurs actifs et les capteurs passifs. Les capteurs passifs, qui forment la majorité des capteurs aéroportés ou satellitaires en usage à l'heure actuelle, ne font que recevoir la lumière solaire naturelle réfléchi ou l'énergie électromagnétique émise par les objets. Les capteurs actifs fournissent leur propre énergie, qui est transmise aux objets observés puis réfléchi vers les capteurs. Les systèmes acoustiques, les radars et les *lidars* (qui utilisent des rayons laser) sont tous des capteurs actifs.

Les premiers télécapturs enregistraient des images photographiques (prises par des caméras) gravées sur pellicule ou des traces imprimées sur des rouleaux de papier (sonars). Dans les deux cas, les images étaient produites sous forme analogique. Elles étaient fixes et ne se prêtaient qu'à peu de traitement (corrections, modifications de contraste, de couleur, etc.) ; plus récemment, elles ont pu être converties sous forme électronique numérique, permettant des traitements limités. La plupart des capteurs modernes enregistrent maintenant l'*information* sous forme numérique, souvent des images numériques. Une image numérique est formée de nombres qui représentent des *attributs* tels que la luminosité, la couleur ou la longueur d'onde de l'énergie rayonnée, ainsi que la position de chaque point ou *pixel* de l'image. Le *pixel* (de l'anglais *picture element*) est la plus petite unité d'une image. Une image numérique est formée de *pixels* disposés en lignes et colonnes ; une telle image est dite *matricielle*, tramée ou maillée.

Les dimensions des *pixels* et leur contenu en *information* sont deux aspects de la *résolution* de l'image.

Le terme *résolution* a une signification populaire, mais il est mieux défini dans un sens technique. On entend habituellement par *pouvoir de résolution* l'aptitude à distinguer des objets ou des éléments adjacents d'une scène, qu'il s'agisse d'une photo, d'une image ou de la réalité sur le terrain. La *limite de résolution* est souvent donnée par la dimension linéaire (souvent exprimée en mètres) des plus petites structures que l'on peut distinguer. Mais le contraste joue un rôle dans notre capacité de distinguer des objets : si deux objets sont de la même couleur, ils sont plus difficiles à distinguer que s'ils sont très différents par la couleur, la teinte ou la luminosité. Les télécapturs mesurent des différences et des variations souvent exprimées par trois types principaux de *résolution*, dont chacun influence la *précision* des télécapturs et leur utilité pour la *cartographie des habitats*.

Résolution spatiale – Le *pouvoir de résolution* spatiale d'un capteur est son aptitude à distinguer les détails d'un motif ou d'une image. La *limite de résolution* spatiale, c'est-à-dire la plus petite distance entre des motifs ou des objets que l'on peut distinguer dans une image, est souvent exprimée en mètres.

Résolution spectrale – Le *pouvoir de résolution* spectrale d'un capteur est sa sensibilité de réponse à une gamme de fréquences donnée (surtout dans le cas de capteurs aéroportés ou satellitaires). Les gammes de fréquences couvertes comprennent souvent non seulement la lumière visible, mais aussi la lumière invisible et des rayonnements électromagnétiques. Les objets au sol sont identifiables par les différentes longueurs d'onde réfléchies (interprétées par différentes couleurs), à condition que le capteur utilisé puisse détecter ces longueurs d'onde.

Résolution radiométrique – Le *pouvoir de résolution* radiométrique (souvent appelé contraste radiométrique) est l'aptitude du capteur à mesurer la force du signal (réflectance acoustique) ou la luminosité des objets. Plus un capteur est sensible à la réflectance des objets par comparaison avec leur voisinage, plus il permet de détecter et d'identifier des objets petits.

Lorsque l'on choisit un outil de télédétection pour la *cartographie des habitats*, il est évidemment essentiel de tenir compte de son aptitude à distinguer, tant du point de vue spatial que de la texture, les *habitats* à représenter sur la *carte* finale.

1.4.2.3 - Limites d'interprétation

Même s'il est possible de détecter une structure, d'autres raisons peuvent rendre cette *information* difficile à représenter sous forme de *polygones d'habitat*. Par exemple, l'*information* sur la *classe d'habitat* peut se situer à un très bas niveau dans la *typologie* EUNIS (p. ex. variantes locales ou sous-*habitats*), d'où un très grand nombre de *classes* dans la zone échantillonnée, dont plusieurs ne sont échantillonnées qu'une ou deux fois. Il est possible que l'on ne puisse pas interpréter les données de télédétection en utilisant ce grand nombre de *classes*, parce que (1) il y a trop peu d'échantillons de chaque *classe* pour que l'on puisse être certain de leur *interprétation*, ou (2) ces *classes* produisent des signatures très semblables ou qui se chevauchent dans les données de télédétection, de sorte que l'on n'arrive pas à les distinguer. Dans ces cas, une *carte d'habitats* plus générale montrant un moins grand nombre de *classes* peut être plus appropriée. Il faut prendre ces limites en considération à un stade précoce du processus de planification. Compte tenu des objectifs du programme, vaut-il vraiment la peine de faire une *carte* avec un *pouvoir de résolution* et un niveau de détail élevés, au vu des coûts importants et de la complexité de l'analyse à effectuer ?

Il est donc possible que l'on doive produire des *cartes à échelle globale* en simplifiant des données à *échelle fine*. Cette simplification peut introduire des *erreurs* lorsqu'un analyste

doit décider comment combiner des *classes* qui se présentent (sous forme de *pixels* isolés ou en petits groupes) à une échelle qui ne peut pas être représentée sur une *carte*.

1.4.2.4 - Limites de la cartographie (pour les cartes au trait)

La *cartographie* fait intervenir un mélange d'esthétique et de science. Il faut généralement faire des compromis entre l'échelle, le niveau de détail et la facilité d'utilisation d'une *carte*. Trop de détails rendent une *carte* déroutante et difficile à lire ; trop peu de détails diminuent la valeur d'une *carte*. Le tableau suivant montre la relation entre la taille (en mm) d'un objet sur une *carte* et la taille réelle des objets représentés à différentes échelles. Il faut se rappeler que des *polygones* dont les dimensions sont de 2 à 3 mm constituent probablement la limite inférieure de ce qui peut être représenté sur une *carte* (imprimée). Il est clair que, même à une *échelle fine*, des objets de moins de 10 m (et préférablement de moins de 20 m) ne peuvent pas être montrés sur une *carte*.

Taille (mm) d'un objet sur une <i>carte</i>	Taille réelle (m) de l'objet représenté, selon l'échelle de la <i>carte</i>			
	1/10 000	1/25 000	1/50 000	1/100 000
1	10	25	50	100
2	20	50	100	200
5	50	125	250	500

Un carré des dimensions indiquées dans le tableau est le plus petit *habitat* qui peut être représenté sur une *carte* aux échelles correspondantes, et constitue donc par définition la *plus petite unité cartographique*. Il faut en tenir compte dans la planification des levés puisqu'il s'agit de la *limite de résolution* et du niveau de détail le plus élevé que l'on peut attendre de la *carte* finale. La *plus petite unité cartographique* ne correspond ni à la *limite de résolution* des télécapturs (qui peuvent être beaucoup plus précis), ni à strictement parler à l'*exactitude* et à la *précision* de la *carte* (qui peuvent être bien moindres).

Les dimensions de *plus petite unité cartographique* indiquées dans le tableau sont celles de *polygones* qui sont normalement de forme irrégulière plutôt que carrés. Le cas des *cartes* maillées est quelque peu différent. Il est possible de reproduire des *cartes* avec des *pixels* de taille beaucoup plus petite (un *pixel* est en réalité un tout petit carré, dont les côtés ne sont généralement pas marqués par des traits) qu'un *polygone* tracé avec un contour bien défini.

Un *pixel* d'une taille donnée correspond à une plus petite surface du fond de la mer sur une *carte* à *échelle fine* que sur une *carte* à *échelle globale*. La taille du *pixel* imprimé détermine donc la *limite de résolution* de la *carte*. Le tableau ci-dessous est typique de la façon dont les cartographes voient la *limite de résolution* d'une *carte*. Il montre les dimensions réelles représentées par des *pixels* imprimés de trois tailles différentes (0,1 mm, 0,25 mm et 1 mm de côté) pour un certain nombre d'échelles. Ce tableau permet de connaître la *limite de résolution* d'une image *matricielle*.

	Limite de résolution (dimensions sur la <i>carte</i>)		
	Petit (0,1 mm)	Moyen (0,25 mm)	Gros (1 mm)
Échelle	Dimensions réelles (m)		
1/5000	0,5	1,25	5
1/10 000	1	2,5	10
1/25 000	2,5	6,25	25
1/50 000	5	12,5	50
1/100 000	10	25	100
1/250 000	25	62,5	250

Cela ne signifie pas toutefois que les images *matricielles* ont une plus grande définition que les *cartes* au trait comportant des *polygones*. En effet, les *pixels* ne sont pas faits

pour être vus individuellement. Un *pixel* isolé ne signifie pas grand chose en soi. Lorsque des *pixels* forment des groupes de valeurs semblables, l'*information* qu'ils représentent est plus fiable. Les zones qui ont un aspect tacheté à cause des variations entre *pixels* voisins sont considérées comme des zones hétérogènes. Il serait erroné de supposer que la *classe* correspondant à chaque *pixel* est située avec *exactitude*. Par conséquent, la *plus petite unité cartographique* est à peu près la même pour des *polygones* et pour des *groupes de pixels*.

1.4.2.5 - Limites de la cartographie thématique maillée

Une fois déterminée la plus petite taille d'*habitat* à enregistrer lors d'une campagne de levés, il faut choisir un moyen de télédétection ayant le *pouvoir de résolution* correspondant. Le *pouvoir de résolution* du capteur (voir paragraphe 1.4.2.2 « Résolution dans le domaine de la télédétection ») doit être suffisant pour que le nombre de « *pixels* purs » soit beaucoup plus grand que le nombre de *pixels* périphériques, afin de minimiser l'*erreur* de calcul de l'aire. Pour donner une règle *empirique*, la *limite de résolution* spatiale doit être de l'ordre d'un cinquième de la plus petite taille d'*habitat*. Dans le cas d'une *unité d'habitat* de 5 m x 5 m, un capteur ayant une *limite de résolution* de 1 m permet d'enregistrer dans le pire des cas 16 *pixels* purs (16 m²) sur 25, ce qui donne une *erreur* d'au plus 30 %. Cette règle *empirique* n'est valable que dans les cas bien tranchés où la couleur (radiométrie) prévaut, autrement dit lorsqu'une unité au sol est d'une couleur relativement homogène et bien contrastée par rapport à son voisinage. Si l'unité se caractérise par une texture plutôt que par une couleur (p. ex. de petites cuvettes réparties sur une unité de substrat rocheux vue sur une photographie aérienne), il est préférable d'avoir un *pouvoir de résolution* plus élevé pour la faire ressortir. À l'heure actuelle, de nombreux outils de télédétection ont un tel *pouvoir de résolution* (spatiale, spectrale et radiométrique). C'est le cas en particulier de tous les imageurs aéroportés et des *lidars*, ainsi que des sonars à balayage latéral et des sondeurs multi faisceaux pour des eaux relativement peu profondes (moins de 100 m). Certains satellites modernes (Ikonos, Quickbird) ont également un tel *pouvoir de résolution*.

Après l'acquisition d'images lors d'un levé, deux méthodes couramment employées permettent de distinguer les structures au sol (ou au fond de la mer) : l'*interprétation* manuelle et la *classification* automatique. Dans le cas d'une *interprétation* manuelle sur un document analogique (une image imprimée ou une pellicule), l'interprète qui trace des *polygones* représentant des *habitats* aura tendance à entourer des unités dont la plus petite dimension est d'au moins 3 mm sur le document (ou une surface dont l'aire est d'au moins 9 mm²). Il ne s'agit pas d'une règle absolue, mais plutôt d'une « règle *empirique* » établie pour de simples raisons de confort lors du tracé. C'est ce que l'on appelle la *plus petite unité interprétable*.

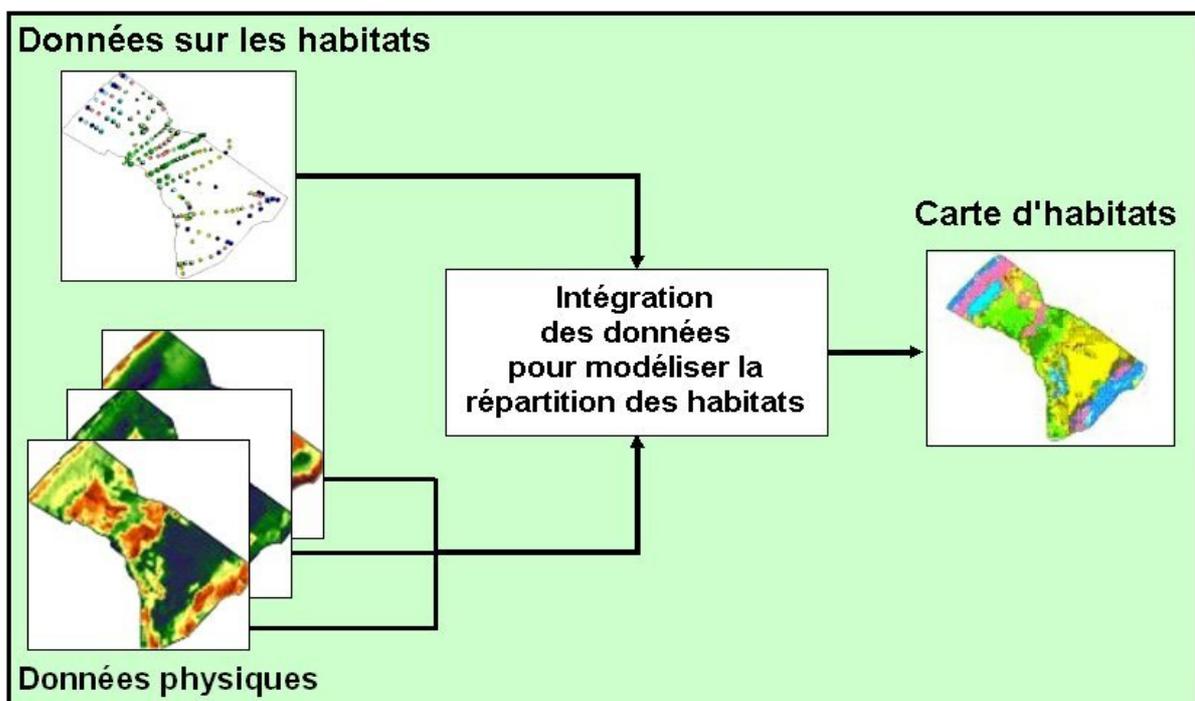
Lorsque l'on a recours à la *classification* automatisée des images pour produire une « carte thématique » du sol, chaque *pixel* d'une image se voit affecter une *classe* correspondant à un type d'*habitat* si l'image est traitée pour montrer des *habitats*. Les télécaptteurs ont des sources d'*erreur* (bruit systémique) inhérentes à leur conception et à leur fonctionnement. Les *pixels* ne doivent donc pas être considérés individuellement, car la valeur d'un *pixel* en particulier pourrait fort bien être le résultat d'une *erreur* du système. Lorsque des *pixels* forment des groupes ayant des valeurs semblables, l'*information* qu'ils représentent est plus fiable et plus susceptible d'être conforme à une unité sur le terrain. Ces groupes forment les plus petites unités interprétables d'une image. Néanmoins, certaines zones ont quand même un aspect tacheté à cause des variations entre *pixels* voisins, et il est préférable de les considérer comme hétérogènes. Comme les *pixels* d'une image classifiée sont regroupés, la *plus petite unité interprétable* est à peu près la même pour des *polygones* tracés manuellement et pour des *groupes de pixels* d'images *matricielles* classifiées automatiquement. D'une manière semblable au travail sur une « image implicite » (p. ex. un imprimé d'une photographie aérienne), si une personne doit

interpréter manuellement une image *matricielle* classifiée (en dessinant le contour des structures qu'il distingue), il fera un zoom avant jusqu'à perdre le confort visuel, ce qui correspond en pratique à des *pixels* dont le côté est de 0,5 mm. Selon les principes énoncés plus haut, une fois la *classification* terminée, il est conseillé de filtrer les unités qui font moins de 36 *pixels* purs, considérées comme non représentatives, et de les fondre dans la *classe* avoisinante.

Après la phase d'*interprétation*, c'est le confort visuel de l'utilisateur qui constitue le principal critère de représentation sur une *carte* des unités interprétées (*polygones* ou groupes de *pixels*). Dans le cas d'images *matricielles*, cela consiste à éviter les lignes en escalier ; dans le cas de *polygones*, il faut éviter les *polygones* minuscules qui ont l'air de points. On peut satisfaire à ces critères visuels en adoptant une taille de 9 mm² comme plus petite unité visible à représenter sur une *carte*. C'est ce que l'on appelle la *plus petite unité cartographique*. Dans le cas particulier où plusieurs unités voisines forment une mosaïque, si cette mosaïque est présente à plusieurs endroits, il peut être approprié de créer une *classe* « mosaïque » à laquelle on donne une apparence unie afin d'améliorer la présentation visuelle de la *carte*. Lorsque ces petites unités voisines correspondent à des *classes d'habitat* étroitement apparentées, la définition d'une *classe* « mosaïque » peut revenir à utiliser une *classe d'habitat* plus générale de la hiérarchie. Si ces unités voisines représentent des *habitats* très différents et non apparentés, l'*habitat* « mosaïque » pose un problème différent, qui a trait à la pertinence même de la *classification* pour réaliser la *carte*.

1.5 - Comment se fait la cartographie des habitats ?

Les partenaires du projet MESH préconisent un processus de *cartographie des habitats* dans lequel les *cartes* sont obtenues par l'intégration de données sur les propriétés physiques du fond de la mer (en zone intertidale ou subtidale) couvrant la totalité du territoire à cartographier, avec des observations sur les *habitats* présents à certains endroits. Ce processus est résumé par la figure ci-dessous.



Résumé du processus de cartographie des *habitats*

Les sections précédentes ont abordé certaines questions cruciales auxquelles il faut répondre lorsque l'on commande un programme de *cartographie* des *habitats* : Le territoire à cartographier est-il vaste ou restreint ? Quel est le niveau de détail requis (*habitats* très généraux ou détaillés) ? Quelles ressources sont disponibles (temps, financement, données, équipement) ? Les réponses à ces questions orientent le processus de *cartographie* à adopter. Lorsque vient le temps d'entreprendre réellement le travail, les principales différences selon l'approche adoptée ont trait à la source des données physiques et des données sur les *habitats*. Une *carte d'habitats* peut être déduite de l'exploitation au bureau de données existantes, ou de nouvelles données acquises lors de campagnes de terrain conçues sur mesure, ou d'une combinaison des deux approches.

Voici les questions abordées dans cette section :

Campagne de levés ou modélisation – Selon les réponses aux questions stratégiques ci-dessus, on peut faire une étude au bureau afin de modéliser la répartition des *habitats*, ou entreprendre une campagne de levés pour acquérir de nouvelles données en vue de cartographier le territoire étudié.

Télé-détection et données de terrain – Pour la plupart des programmes de *cartographie*, le mieux est d'intégrer des données de télé-détection, qui couvrent tout le territoire, et des données de terrain qui permettent de valider l'*information* acquise par télé-détection.

Types de données nécessaires – Que l'on procède par levés ou par modélisation, il faut savoir quels types de données sont nécessaires pour cartographier le territoire étudié. Ces données ont trait aux paramètres biologiques, physiques et environnementaux dont la somme détermine les types d'*habitat* présents dans le territoire étudié.

Une *carte d'habitats* est le résultat ultime d'un processus complexe qui est loin d'être infaillible ! Toutes les phases de ce processus ont leurs points forts et leurs lacunes, et ceux qui commandent des programmes de *cartographie* des *habitats* doivent être conscients de certaines limites et sources d'*erreur* du processus de *cartographie*. Le grand avantage du traitement numérique est qu'il permet de remplacer une *carte* unique (représentant toute la vérité ?) par un ensemble de *cartes* personnalisées dérivées d'un jeu de données et représentant chacune un aspect de la vérité.

1.5.1 - Les approches de la cartographie des habitats

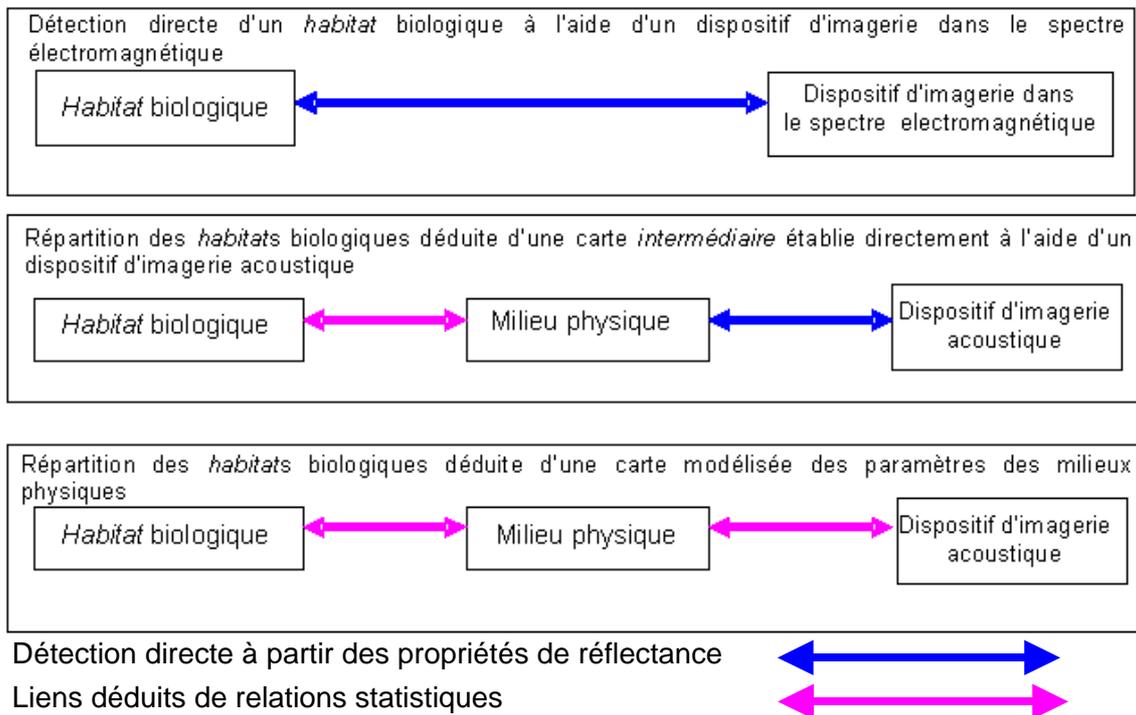
Les techniques de télé-détection, qui captent l'énergie réfléchiée dans le spectre électromagnétique sous forme d'images satellitaires ou de photographies aériennes, de même que l'œil lui-même, voient littéralement le biote manifeste. Elles peuvent faire la distinction entre certaines espèces ou *biocénoses* à cause des différences entre leurs propriétés de réflexion. La détection et la distinction sont *empiriques*, dans le sens qu'il n'est pas nécessairement important de savoir à quoi sont dues les différences de réflectivité, pourvu que ces différences soient mesurables et cohérentes.

Le rayonnement électromagnétique pénètre mal dans l'eau, et la télé-détection acoustique est mieux adaptée aux eaux profondes ou troubles. La télé-détection acoustique peut être considérée comme une extension de l'approche *empirique* : la réflectance acoustique dépend des propriétés du fond. Par contre, elle est en général déterminée davantage par les propriétés physiques du fond que par le biote, sauf lorsque le biote lui-même constitue la structure du fond, sous forme de récifs biogènes, ou de bancs de moules, d'huîtres ou de maërl.

La *classe d'habitat* est déduite de la relation entre les propriétés acoustiques (intensité de rétrodiffusion ou degré d'absorption) et les données sur l'*habitat* (provenant de prélèvements et d'observations). Une approche *empirique* est encore envisageable, mais la relation entre la réflectance et le biote est moins directe que dans le cas du spectre électromagnétique.

Cette relation *empirique* indirecte n'est pas nécessairement évidente pour les cartographes. Mais l'ajout de données bathymétriques à la réflectance acoustique a pour effet de distinguer des fonds acoustiquement semblables sur la base de zones biologiques – ce qui constitue une modélisation déductive.

Un *habitat* est défini à partir de ses caractéristiques environnementales biologiques et physiques. La définition d'un *habitat* comprend une description du milieu physique *adéquat* pour cet *habitat*. La modélisation peut devenir plus apparente lorsque l'on a recours à des considérations statistiques ou théoriques, ou encore à l'avis d'experts, pour subdiviser le milieu physique en *classes* pouvant correspondre à des descriptions d'un milieu physique adéquat en tant qu'*habitat*. Ces *modèles* risquent de devenir très complexes lorsque les paramètres physiques qui servent à prédire l'*adéquation* d'un milieu sont eux-mêmes déduits à partir de données de télédétection. Ce réseau complexe de relations est manifeste dans les *modèles* de bureau qui font appel à plusieurs sources de données.



Relation entre *biocénose*, données sur le milieu physique et données de télédétection, pour trois scénarios différents de modélisation des habitats

1.5.2 - De quoi a-t-on besoin pour cartographier des habitats ?

On peut faire ressortir les différences entre les techniques *empiriques* de levé et la *modélisation de l'adéquation des milieux physiques*. Dans le cas des techniques *empiriques*, toute donnée qui fonctionne fait l'affaire. Les meilleures techniques ont un *pouvoir de résolution* élevé, donnent des mesures précises et ont un fort pouvoir de discrimination.

Dès qu'une forme de modélisation entre en jeu, plus un milieu physique est adéquat, mieux cela vaut. Mais qu'est-ce qu'un milieu physique adéquat ? Les espèces sont adaptées à la vie dans un ensemble donné de conditions, qui comprennent un substrat convenant à leur morphologie et un milieu conforme à leurs besoins et tolérances physiologiques. Il en va de même pour les *communautés* et leurs espèces caractéristiques (en faisant abstraction des doutes sur le concept de *communauté*). Cependant, les espèces ne réagissent pas toutes aux mêmes paramètres. Les critères relatifs à un *habitat* peuvent être répartis entre d'une part ceux qui sont universellement

importants, et d'autre part ceux qui sont importants pour certaines *biocénoses* mais pas pour d'autres.

Les deux critères universels les plus pertinents sont :

- la profondeur sous le niveau de référence dans le domaine subtidal, ou l'élévation au-dessus du niveau de référence dans le domaine intertidal (mesurés directement par télédétection) ;
- le substrat (déterminé directement à partir de données de télédétection et déduit à partir de données de terrain).

Une liste plus exhaustive pourrait également comprendre les éléments suivants (dont plusieurs ne sont pas des variables indépendantes, mais ont des liens entre eux) :

- le type et les caractéristiques du rocher, ainsi que les *figures sédimentaires* (qui peuvent être déduits de données bathymétriques à haute *résolution*) ;
- des caractéristiques choisies des sédiments, p. ex. grosseur moyenne des grains, contenu en silt (qui peuvent être déduits ou modélisés à partir d'échantillonnages par points et de données de télédétection) ;
- la topographie (qui peut être déduite de données bathymétriques) ;
- les données physiographiques (à partir des données bathymétriques, de la limite côtière et de la topographie) ;
- la lumière (mesurée en certains points, détectée par imagerie satellitaire et corrélée avec la profondeur) ;
- la salinité (mesurée en certains points et pouvant être corrélée avec les données physiographiques) ;
- la température (à une échelle biogéographique, mesurée ou détectée par des capteurs satellitaires) ;
- l'action des vagues (depuis le littoral jusqu'à 50 à 70 m de profondeur, à partir de la hauteur mesurée des vagues et de *modèles* d'énergie à leur base) ;
- le fetch (à partir des données physiographiques et des caractéristiques du vent) ;
- les courants et la *tension de cisaillement* (mesurés en certains points et calculés par modélisation hydrodynamique).

Certaines de ces données sont primaires en ce sens qu'elles peuvent être acquises au moyen de campagnes de levés. D'autres sont modélisées à partir d'une variété de mesures et de sources de données. Il faut évaluer avec soin ces facteurs quant à la disponibilité des données et de l'*information* à l'échelle appropriée, et quant à l'utilité de modéliser la totalité des *habitats* ou seulement ceux qui figurent dans une liste restreinte. La pertinence biologique de ces facteurs n'est pas universelle et dépend des types d'*habitat* concernés.

1.5.2.1 - Substrats rocheux

Les substrats rocheux sont généralement colonisés par la végétation ; la profondeur de la zone photique (profondeur de pénétration de la lumière dans la colonne d'eau) a donc une grande importance. On trouve également toutefois des fonds rocheux nus, probablement là où des dalles rocheuses alternent avec du sable grossier, dont l'effet abrasif peut être déterminant dans des conditions de forte *tension de cisaillement*. Comme le levé de la végétation en zone photique est généralement difficile (à cause de sa localisation côtière), les paramètres abiotiques sont essentiels à la modélisation de sa présence. À titre d'exemple, dans le cas de la *prédiction* de Laminaires en domaine subtidal, la turbidité est très importante.

En zone intertidale, on sait que les algues sont réparties principalement en fonction de leur élévation sur le rivage (degré d'immersion par la marée) et de leur exposition aux vagues, et secondairement selon le degré de lumière, la température et les nutriments. Les algues réagissent différemment au stress qu'elles subissent lorsqu'elles sont hors de l'eau, de sorte que la fréquence d'immersion est un paramètre important de leur présence. La fréquence d'immersion à une élévation donnée est fonction du régime des marées, et l'utilisation d'un *modèle* des marées permet de traduire les niveaux d'eau en pourcentages d'immersion. Pour cela, il faut disposer à la fois d'un *modèle numérique de terrain (MNT)* fiable et de données exactes sur les marées.

Même si les algues semblent avoir besoin d'un certain degré de turbulence pour bien se développer, une forte exposition aux vagues tend à empêcher la fixation des juvéniles. Deux espèces peuvent tolérer la même durée d'émergence mais des niveaux différents d'exposition. C'est le cas par exemple de *Ascophyllum nodosum* et *Fucus vesiculosus*. Il y a plusieurs manières de faire une estimation de l'exposition aux vagues en zone intertidale, en passant par un *intermédiaire* (fetch déduit des données sur les vents) ou à partir de données directes sur les vagues, si elles sont disponibles. Ces données sont toujours fournies par des mesures de bouées en mer ou par des *modèles* et ne peuvent être étendues aux zones côtières que si un MNE bathymétrique de haute qualité est disponible.

1.5.2.2 - Substrats meubles

L'identification du type de sédiment peut se faire par imagerie acoustique avec validation par des échantillons. Lorsque aucun levé n'est disponible, les *cartes* hydrographiques historiques peuvent montrer les types de fond. Les sédiments sont fortement façonnés par la *tension de cisaillement*, et il y a souvent une bonne corrélation entre la taille des grains et la *tension de cisaillement*. Il faut en tenir compte lorsque l'on fait des associations statistiques entre ces variables. De plus, les *figures sédimentaires* (p. ex. des rides de sable) résultant de l'action complexe de la *tension de cisaillement* (magnitude et direction), de la pente, de l'aspect et de la taille des grains, ont des effets locaux certains sur la présence de *biocénoses*. Si les *figures sédimentaires* ne sont pas directement cartographiées par des levés acoustiques, il y a moyen de prédire leur présence en utilisant les paramètres ci-dessus à une *résolution* compatible avec les dimensions attendues de ces figures (les *figures sédimentaires* varient considérablement en hauteur et en longueur d'onde). En particulier, la *tension de cisaillement* se déduit d'une combinaison de la vitesse maximale du courant et de la vitesse orbitale de la houle. Des données sur la présence ou l'absence de *figures sédimentaires* sont souvent suffisantes pour la *cartographie des habitats* (voir à ce sujet un aperçu dans le document [Seabed Sediment Classification](#)).

Pour classer les zones de profondeur selon la *typologie* EUNIS, il faut des données sur l'atténuation de la lumière et sur le niveau de base des vagues. Les données sur l'atténuation de la lumière peuvent être obtenues à partir des données satellitaires sur la couleur de l'océan. Combinées avec les données bathymétriques, elles indiquent la profondeur de la zone photique (la limite inférieure de la zone infralittorale). Le niveau de base des vagues est la profondeur à laquelle les vagues peuvent pénétrer dans la mer et donc perturber le fond. Il peut servir à prédire la limite inférieure de la zone circalittorale. On l'obtient en combinant des statistiques sur les vagues et les données bathymétriques locales.

De plus, dans le cas des terrasses sédimentaires, par exemple le long de la partie belge de la mer du Nord, il faut souligner l'importance de *classes* détaillées de taille des grains, car elles sont fortement corrélées avec la présence de *biocénoses* benthiques précises (Van Hoey *et al.*, 2004).

1.6 - Quelles sont les limites de la cartographie des habitats ?

Une *carte d'habitats* montre la répartition prédite de *classes d'habitat* et d'autres *informations* obtenues par prélèvement et par télédétection, ou modélisées à partir de données de sources indirectes. Une *carte d'habitats* ne représente qu'un instantané dans le temps, et sa valeur de représentation de la répartition des *habitats* à tout moment ultérieur dépend de la *variabilité* naturelle du territoire cartographié. Mis à part les changements possibles dans le temps, d'autres limites quant à la nature de l'*information* sur les *habitats* viennent de la manière dont les données sont acquises, interprétées, représentées et conservées. Il faut comprendre ces limites puisqu'elles ont des implications importantes sur la conception d'un programme de *cartographie*, et afin que les utilisateurs aient des attentes réalistes vis-à-vis des *cartes d'habitats*. La figure suivante illustre les principales limites de la *cartographie des habitats*.

Peut-on...			
le voir ? (données de terrain)	le capter ? (télé-détection)	l'interpréter ? (intégration)	le représenter ? (<i>cartographie</i>)
			

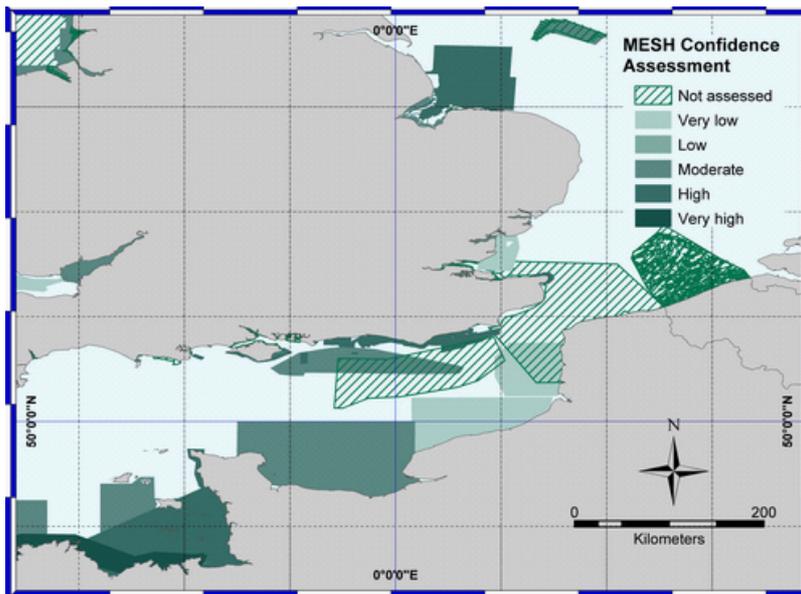
Pour montrer un *habitat* sur une *carte*, il faut répondre « oui » à chacune des quatre questions ci-dessus. Pour différentes raisons :

- il est possible que l'on ne puisse pas détecter un *habitat* intéressant, soit parce que l'on n'arrive pas à le « voir » sur le terrain, soit parce que les techniques de télédétection et d'*interprétation* ne permettent pas de distinguer cet *habitat* d'autres *habitats* semblables ;
- il est possible que l'on ne puisse pas représenter un *habitat* sur une *carte* à l'échelle choisie parce que ses dimensions sont trop petites.

Dans la réalité, il est peu probable que l'on puisse répondre de manière catégorique aux questions ci-dessus pour tous les *habitats* potentiellement présents dans le territoire à cartographier. La réponse sera souvent plus nuancée, telle que « peut-être » ou « probablement ». Le degré de certitude avec lequel on peut répondre à ces questions dépend de notre connaissance de l'*habitat* concerné : certains *habitats*, par exemple les bancs de moules, font depuis longtemps l'objet d'études scientifiques, de sorte que l'on comprend relativement bien leur structure physique et biologique, ainsi que les facteurs physiques qui jouent un rôle important dans leur fonctionnement. Par contre, nos connaissances à propos de nombreux *habitats* des grands fonds sont très limitées, et nous ne savons pas bien s'il est possible de détecter et de cartographier ces *habitats*.

On a abordé plus haut les problèmes potentiels liés à l'échelle, à l'*interprétation* des images et à la *cartographie*. L'aire occupée par différents *habitats* benthiques varie énormément selon les conditions qui prévalent dans le milieu et la géologie sous-jacente du fond. On peut arriver à cartographier un territoire hétérogène si l'aire des *unités d'habitats* est grande par rapport à la *limite de résolution* des capteurs et à l'échelle de la *carte*. Malheureusement, dans de nombreux territoires hétérogènes, les *habitats* sont très petits, souvent au-delà de la capacité de détection des capteurs, ou encore impossibles à représenter sur une *carte* à l'échelle choisie.

Toutes ces limites affectent la qualité de la *carte d'habitats* finale. La qualité d'une *carte* est directement liée à son *adéquation* à l'usage que l'on veut en faire, ainsi qu'au degré de *confiance* que l'utilisateur peut avoir en elle. La qualité se mesure souvent par l'*exactitude* et la *précision* d'un produit. L'évaluation de la qualité d'une *carte* est un processus complexe mais crucial pour l'utilisateur, en particulier s'il doit prendre d'importantes décisions fondées sur cette *carte*. Le chapitre 5 « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? » décrit le processus d'évaluation de la qualité d'une *carte*. Les partenaires du projet MESH ont élaboré un canevas d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte d'habitats*, accompagné d'[un outil Web](#) qui permet d'afficher le résultat de cette évaluation sur le [site cartographique de MESH](#). L'élaboration d'un tel canevas d'évaluation constitue une première.



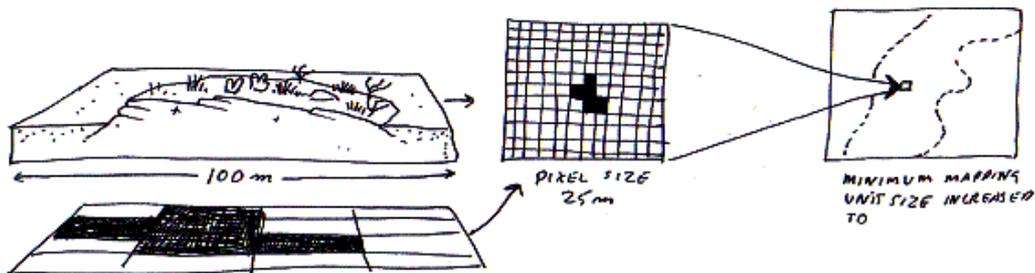
Carte représentant des emprises de carte des habitats, avec le degré de fiabilité du rendu cartographique déterminé à l'aide de l'outil d'évaluation du projet MESH

Un programme de *cartographie des habitats* consiste à recueillir une énorme quantité de données, qui sont au bout du compte résumées dans une *carte d'habitats*. Certaines de ces données sont des produits *intermédiaires* du processus qui aboutit à la production de la *carte*. Cependant, une partie de l'*information* enregistrée ne peut pas figurer sous forme de *polygones d'habitat* sur la *carte* finale : par exemple, les noms des espèces animales et végétales prélevées ou observées ne font pas partie de la description des *habitats*. Cette *information* n'est toutefois pas perdue, et certains aspects importants (comme la présence d'une espèce rare) peuvent au besoin figurer sur une *carte* sous une autre forme. Il est essentiel de conserver dans une base de données toute l'*information* enregistrée à chaque étape du processus de *cartographie des habitats*, afin qu'elle ne soit pas perdue et qu'elle puisse se prêter à d'autres analyses et représentations, en particulier à une date ultérieure. Pour tirer le maximum des données, il faut les décrire avec soin d'une manière normalisée et les archiver convenablement de sorte qu'elles soient toujours disponibles pour des travaux futurs. La gestion des données fait l'objet de la prochaine section et est abordée plus en détail dans les chapitres 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? » et 6 « Que peut-on faire avec une carte ? »

1.6.1 - Hétérogénéité du fond de la mer et agrégation des données

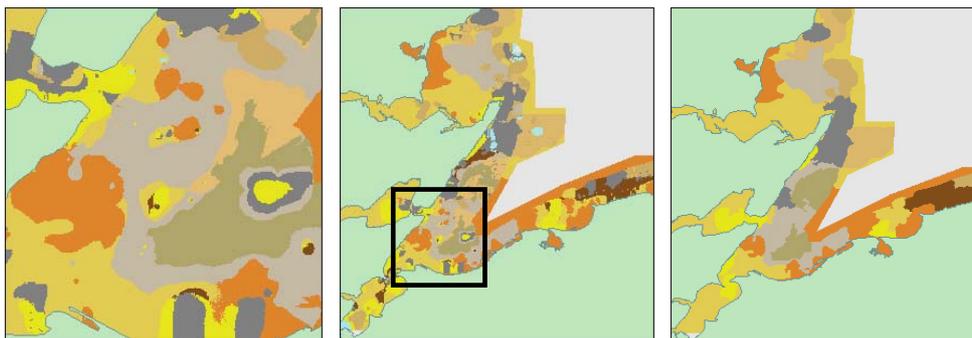
L'*hétérogénéité* du fond de la mer pose des problèmes particuliers de *cartographie* et oblige à prendre des décisions difficiles lorsque vient le temps de planifier l'acquisition des données et le format de la *carte* finale. L'*hétérogénéité* est relative à l'échelle de la *carte*, mais une forme de généralisation est nécessaire pour gommer les variations et donner un aperçu général. Quelles caractéristiques seront utilisées pour produire cet aperçu ? Que va-t-on montrer, et quels détails seront « perdus » ? Comment les variations à l'échelle *fine* seront-elles gommées et résumées ?

Dans la figure ci-après, un petit récif rocheux servant de substrat à certains coraux mous rares et importants est présent dans une plaine sédimentaire. Supposons que ce récif ait été interprété sur une image acquise par un capteur de télédétection et qu'il en résulte un groupe de quelques *pixels* ou un petit *polygone*. Si la *carte* porte sur un territoire relativement grand et qu'une échelle moyenne de représentation soit adoptée, cette entité deviendra petite au point de disparaître. Ce récif est-il important ou non ? Si oui, ce problème peut être traité de plusieurs manières. Si l'on respecte les normes cartographiques énoncées plus haut qui recommandent de ne pas porter sur la *carte* de *polygone* ayant une dimension inférieure à 3 mm, il faudra contourner la difficulté en créant par exemple un *attribut* de la *classe* principale « sable » et le libeller « récif présent ». Ce récif ne pourra pas être représenté en tant que tel, mais une trace de sa présence (et au besoin de sa superficie) sera conservée. On peut aussi créer une *classe* « mélange de récif et de sable », mais ceci a une implication typologique qui dépasse le cadre de l'étude. Inévitablement, s'il y a un *habitat* dispersé et rare, le fait de retenir l'*habitat* majoritaire entraîne toujours une sous-représentation d'un *habitat* potentiellement important, ce qui a des conséquences sérieuses en matière de gestion environnementale.



Un petit récif rocheux dans une vaste plaine sédimentaire disparaît si la *carte* porte sur un territoire relativement grand.

L'*hétérogénéité* est chose courante en *cartographie*. La plupart des *cartes* gomment plus ou moins la *variabilité* du terrain (selon que la réalité est plus ou moins hétérogène). Si une *carte* comporte une certaine généralisation de la répartition des *habitats* et qu'elle en masque les variations, cela signifie que l'on pourra trouver sur le terrain des *habitats* non représentés sur la *carte*. Si c'est le cas, comment peut-on utiliser cette *carte* pour prédire la répartition des *habitats* (p. ex., pour faire le suivi de l'état des *habitats*) ? Évidemment, ce problème a plus d'ampleur lorsque l'*échelle d'une carte* est plus globale.



Si l'on fait un zoom arrière à partir d'une *carte* à *échelle fine* (à gauche), de nombreux objets deviennent trop petits sur la *carte* pour y être représentés de manière satisfaisante (au milieu), et un processus de généralisation peut être nécessaire pour éliminer les plus petits *polygones* (à droite).

La première *carte* (à gauche) est à une échelle d'environ 1/25 000 et l'on y distingue des *habitats* détaillés. Si l'on passe à une échelle d'environ 1/100 000, (au milieu), les détails deviennent trop petits pour être lisibles. Une certaine généralisation (à droite) réduit le niveau de détail, mais rend la *carte* davantage lisible. Le processus de généralisation soulève un certain nombre de questions : La *carte* généralisée répond-elle aux besoins d'*information* de gestion à cette échelle ? Si oui, les petits détails auraient constitué une distraction. Quelle forme la généralisation devrait-elle prendre ? Filtrer les petits

polygones en faveur de la *classe* dominante dans le voisinage ? Regrouper des *classes d'habitat* semblables ? Utiliser une *classe* de niveau supérieur dans la *typologie* EUNIS ?

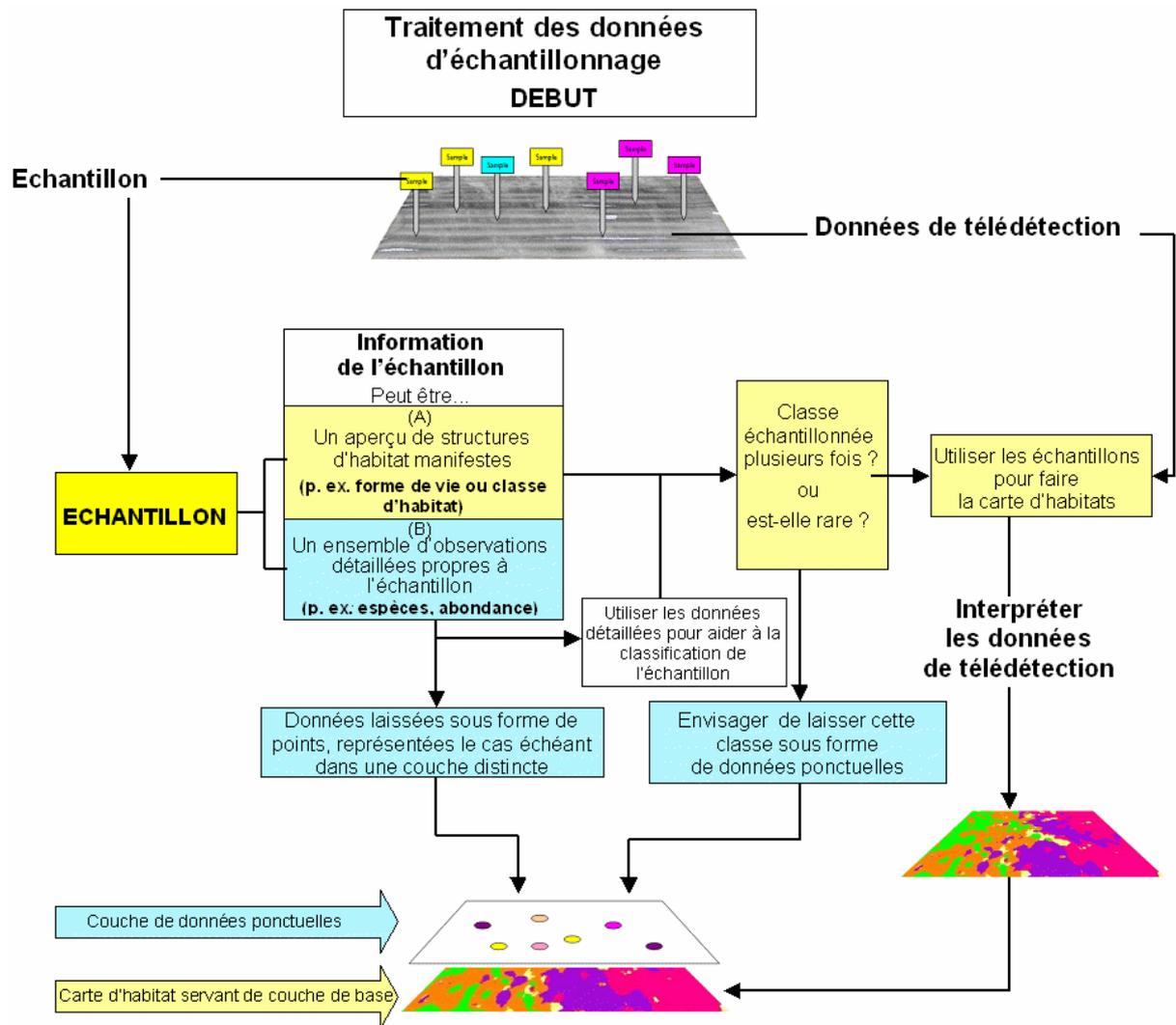
Quelle que soit la forme de généralisation adoptée, il y a perte d'*information* sur la *carte*. L'*information* « cachée » peut toujours servir à décrire la *variabilité* des nouvelles *classes* et, bien entendu, les détails peuvent toujours être représentés sur un ensemble de *cartes* à *échelle fine*.

1.6.2 - Utilisation des données acquises mais non cartographiées

Une *carte d'habitats* montre les *classes d'habitat* définies par leurs caractéristiques communes. Cependant, il est probable que les données de terrain acquises contiennent beaucoup plus d'*information* que ce qui est utile à la production d'une *carte d'habitats*, notamment des détails à propos du substrat et de l'abondance des espèces.

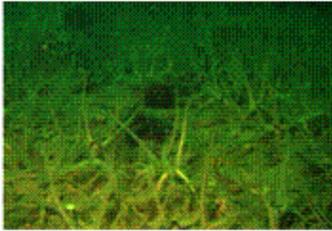
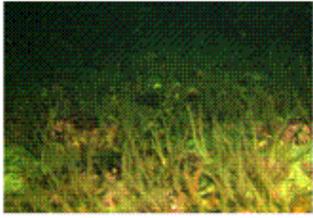
L'*information* n'est pas perdue simplement parce qu'elle ne peut pas être représentée sur la *carte d'habitats* de base. Il y a de nombreuses autres façons d'utiliser et de présenter de l'*information*. La force d'une *carte d'habitats* réside dans le fait qu'elle fournit un contexte spatial pour la totalité de l'*information*.

L'organigramme résume le processus d'utilisation, de présentation des données de terrain sur une *carte d'habitats* fondée sur des données de télédétection. Une *classe d'habitat* est affectée à chaque point d'échantillonnage et chaque *classe* est échantillonnée un certain nombre de fois pour que les échantillons puissent servir à interpréter les données de télédétection en termes de *classes d'habitat*. Les autres données de terrain peuvent être présentées par une *couche* supplémentaire de données ponctuelles.



Utilisation et présentation de données de terrain sur une *carte d'habitats* fondée sur des données de télédétection

Finalement, l'*information* détaillée peut servir à élaborer une description détaillée d'une *classe d'habitat*, donnant des renseignements sur la diversité probable, la composition des espèces et la *variabilité* possible de la *classe d'habitat* en question. Cette *information* ne fait toutefois pas partie de la *carte* elle-même, mais est accessible à l'utilisateur pour l'aider à comprendre les *classes d'habitat* représentées sur la *carte*. Cette *information* est souvent présentée de manière structurée, enrichie par des photographies ou des séquences vidéo du fond marin (voir l'exemple dans la figure ci-après).

Habitat type	Characterising species or sediment	Biotope code and description	
Mixed sediment	Ophiothrix fragilis beds on mixed sediments	SS.SMX.CMx.OphMx: Ophiothrix fragilis and/or Ophiocomina nigra brittlestar beds on sublittoral mixed sediment	
			

Ophiothrix fragilis (and lesser numbers of *Ophiocomina nigra*) were found forming very dense beds on mixed sediment and more rocky substrata.

Species	Density	Species	Density
<i>Ophiothrix fragilis</i>	80	<i>Pomatoceros lamarcki</i>	10
<i>Lumbriners gracilis</i>	30	<i>Plisidia ioniacomis</i>	10
<i>Melinna elisabethae</i>	20	<i>Nephtys kersivalensis</i>	10
<i>Terebellides stroemi</i>	10	<i>Glycera alba</i>	10
<i>Prionosio fallax</i>	10	<i>Galathea nexa</i>	10

Exemple de description d'*habitat* complétant les *classes d'habitat* représentées sur une *carte*

1.6.3 - Jusqu'à quel point une carte d'habitats est-elle fiable ?

Il est facile de supposer qu'une *carte d'habitats* montre de manière exacte les *habitats* présents au fond de la mer. Mais il y a de nombreuses sources d'*erreur* et d'inexactitude, et de multiples facteurs peuvent faire en sorte qu'une *carte* ne représente pas vraiment la réalité du territoire cartographié. Les sources d'*erreur* et de *variabilité* comprennent les limites des moyens techniques et de l'analyse, le nombre insuffisant d'échantillons à interpréter, ainsi que les limites inhérentes à la *cartographie*.

Tout utilisateur d'une *carte* devrait se soucier de son *exactitude*. Le degré de *précision* et d'*exactitude* peut-il être indiqué sur une *carte* ? Plus important encore, quel degré de *confiance* un utilisateur peut-il avoir envers une *carte* ? Jusqu'à quel point celle-ci est-elle fiable ? Il est très difficile de répondre à ces questions. Il faut être conscient de toutes ces questions et des limites des *cartes d'habitats*, afin que les utilisateurs aient des attentes réalistes sans toutefois perdre *confiance* en la contribution précieuse des *cartes d'habitats* à la planification et à la gestion de l'environnement marin.

La **confiance** est une évaluation par l'utilisateur du degré de **fiabilité** d'une *carte* en rapport avec sa finalité (jusqu'à quel point la *carte* répond aux objectifs fixés).

L'**exactitude** est une mesure mathématique du degré de succès d'une *carte* comme prédicteur de la présence d'un *habitat*. On l'établit en comparant des échantillons (données de *validation sur le terrain*) avec la *carte* et en comptant le nombre de *prédictions* correctes et le nombre de *prédictions* erronées.

La **précision** est une mesure du degré d'*exactitude* de la position des frontières d'*habitats*.

Dans le domaine de la *cartographie*, la notion de *confiance* est probablement la plus utile, en sachant toutefois que la *fiabilité* d'une *carte* peut dépendre de son *exactitude*. La *fiabilité* est une question complexe, car elle présente de multiples facettes. La *fiabilité* d'une *carte d'habitats* est liée à la fois à son échelle, à sa *résolution* et à son contenu en *information* ; des compromis sont possibles entre contenu en *information* et *exactitude* (le

fait de combiner des *classes d'habitat* peut accroître l'*exactitude* d'une *carte* en sacrifiant une partie de son contenu en *information*). Les utilisateurs doivent savoir que l'*exactitude*, la *précision* et la *fiabilité* sont des notions différentes et ne s'évaluent pas de la même manière.

1.6.4 - Évolution dans le temps et cartographie à long terme

Comme la *cartographie* des *habitats* fait intervenir un élément de déduction entre les données de terrain et les données de télédétection, toute *carte* est la meilleure approximation possible de la réalité à partir des données disponibles. Avec le temps et les progrès des techniques de levé, on peut s'attendre à une augmentation de la qualité et de la quantité des données de terrain disponibles, ce qui permettra d'améliorer la qualité des *cartes d'habitats*. Les *cartes* devraient donc devenir de plus en plus exactes avec le temps. Le rythme d'amélioration sera probablement lié à la demande pour une qualité accrue, stimulée notamment par le besoin qu'éprouveront les utilisateurs de disposer de *cartes* plus détaillées et de plus haute *résolution*.

La *cartographie* des *habitats* est donc un processus continu de développement de nos connaissances à propos de l'environnement marin. D'une certaine manière, le processus de *cartographie* des *habitats* n'a pas de fin, puisque les *cartes* ont un caractère prédictif et qu'elles doivent être mises à l'épreuve et améliorées à l'usage. Une *carte* des *habitats* est une représentation de notre meilleure estimation de la répartition des *habitats* à un certain moment, compte tenu des connaissances disponibles à ce moment.

En plus des limites dues à la qualité des données utilisées pour produire une *carte*, il faut se rappeler que le milieu marin est souvent très dynamique et que les *habitats* évoluent naturellement dans le temps. Par conséquent, même si les données sont très exactes au moment de leur acquisition, résultant en une *carte* de très grande qualité, si le territoire cartographié évolue rapidement, la *carte* peut ne pas représenter complètement la situation qui prévaut au moment où elle est utilisée (peut-être longtemps après le levé initial).

Le rythme d'évolution des *habitats* varie considérablement, pouvant se mesurer en heures, en décennies ou en siècles ; cette évolution a des conséquences plus ou moins importantes selon l'*échelle d'une carte* et les besoins des utilisateurs. Ces questions sont abordées plus en détail au chapitre 5 « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? »

1.7 - Gestion des données

Les programmes de *cartographie* des *habitats* produisent des volumes considérables de données ; il est donc extrêmement important de mettre en place de bonnes pratiques de gestion des données, afin de décrire comment les données ont été acquises et traitées, et comment les *cartes* résultantes ont été réalisées. On appelle *métadonnées* l'*information* qui décrit les données. Une gestion médiocre peut entraîner la perte de données précieuses (parce qu'elles ne sont pas correctement archivées) ou leur transmission sans documentation suffisante pour que leurs destinataires puissent connaître la qualité et les éventuelles limites de ces données.

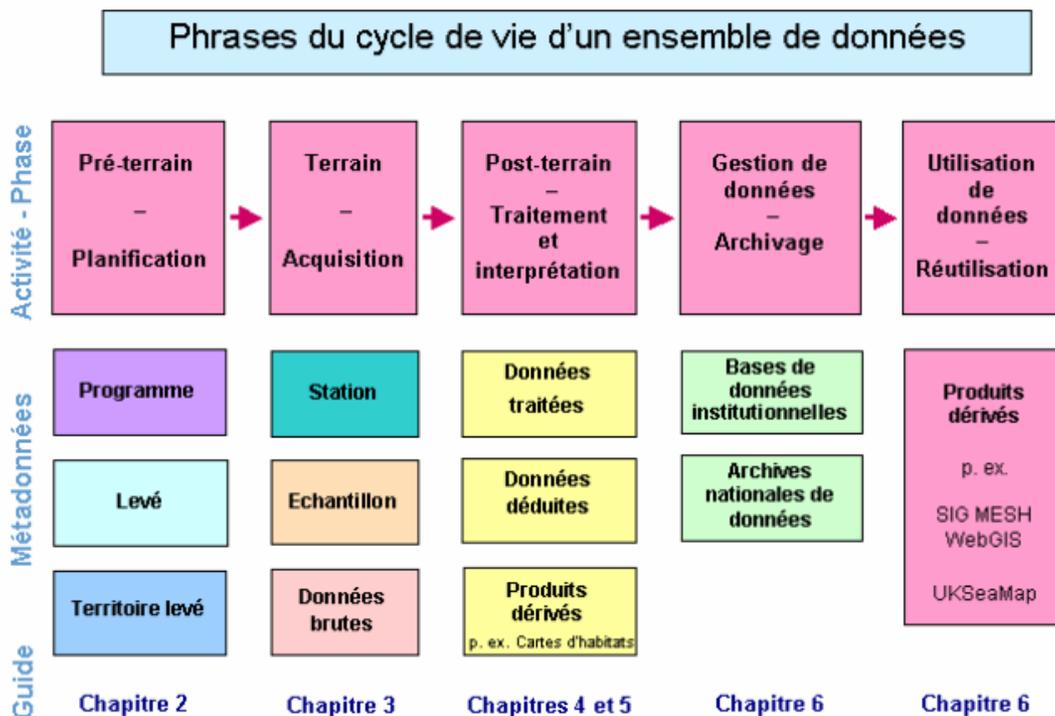
Chaque programme comprend typiquement des données d'origines différentes (données de télédétection et données de terrain), qui peuvent parfois être très volumineuses (p. ex. données de sondeurs multifaisceaux). Une saine gestion des données est donc extrêmement importante afin d'en assurer le suivi depuis l'acquisition jusqu'à l'archivage, en passant par toutes les étapes de traitement. Les partenaires du projet MESH ont mis au point un *modèle* de gestion soutenu par une base de données contenant toutes les *métadonnées* pertinentes ; un canevas de la base de données est disponible et téléchargeable (voir le [fichier MetadataDataModel_v5.xls](#)). Cette base de données est conforme aux normes internationales en matière de *métadonnées* et offre aux utilisateurs

des rapports qui leur permettent d'exporter des données au format approprié, afin de les transmettre à des centres d'archives ou de contribuer à des catalogues internationaux de *métadonnées*. L'équipe du projet MESH fournit également des formats d'échange (voir le chapitre 6 « Que peut-on faire avec une carte ? ») afin que les utilisateurs puissent conserver leurs données dans un format simple facilement compatible avec d'autres activités d'acquisition de données.

La gestion des données doit donc être prise en considération au cours de la phase de planification d'un programme de *cartographie des habitats*. La section suivante expose les principaux aspects de la planification d'un tel programme.

1.7.1 - Enregistrement de métadonnées – depuis le tout début jusqu'à la réalisation des cartes et au-delà

Tout programme de *cartographie des habitats* comporte un certain nombre de phases : planification initiale, levés proprement dits, traitement et *interprétation* des données, production des *cartes* finales. Tout au long de ce processus, il faut ajouter des *métadonnées* qui documentent les données à mesure qu'elles franchissent les différentes étapes. Souvent, les données d'un levé ont une vie propre au-delà de la production de *cartes* : elles aboutissent à différents endroits (organismes, bases de données, portails Web) et peuvent servir à d'autres études. Il est important que toutes les *métadonnées* (pertinentes) accompagnent les données dans leur périple d'une étape et d'un endroit à l'autre.



Phases du cycle de vie d'un ensemble de données, et leurs liens avec des éléments de l'organisation de levés et des chapitres du Guide MESH

La figure ci-dessus résume différentes phases du cycle de vie d'un ensemble de données. Les deux premières phases (pré-terrain et terrain) sont liées aux niveaux du *modèle* d'organisation de levés (voir le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? »), et chaque phase renvoie au chapitre correspondant du Guide MESH. Le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? » présente plus en détail les relations entre les phases, le *modèle* de levés, le traitement ultérieur des données, ainsi que leur archivage et leur réutilisation (voir aussi [le fichier MetadataDataModel_v5.xls](#)). Dans le classeur [MetadataDataModel_v5.xls](#), les échantillons recueillis au cours d'une

campagne de levés (p. ex. vidéo réalisée à l'aide d'un système de prise de vue remorqué) sont reliés à d'autres données acquises à la même station et lors du même levé, ainsi qu'à d'autres échantillons semblables lors du traitement consécutif aux levés, puis archivés, versés dans des bases de données nationales et utilisés dans d'autres études.

Ce même classeur montre également les relations entre ce processus et d'autres bases de données élaborées dans le cadre du projet MESH :

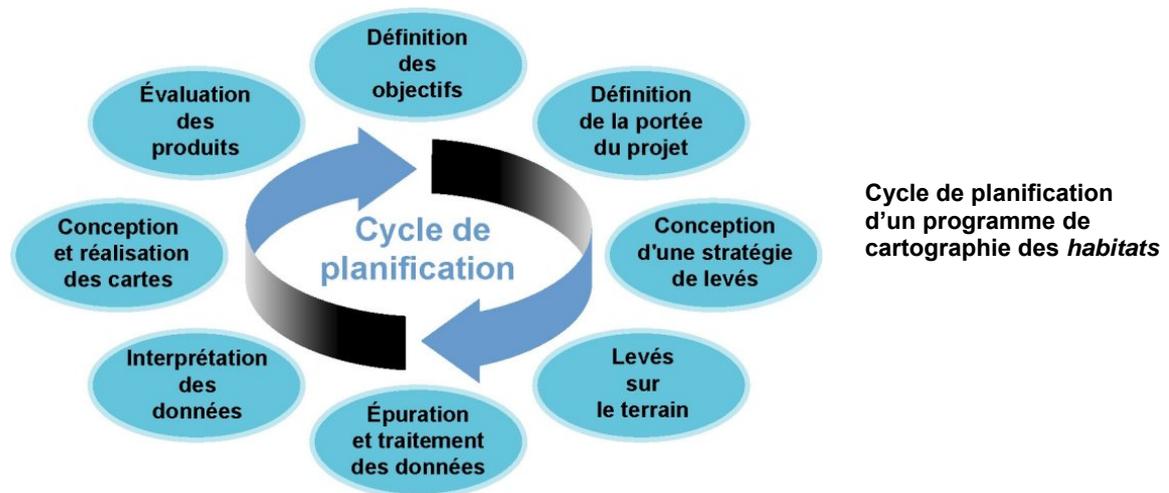
Catalogue de métadonnées

- Catalogue de *cartes d'habitats* et d'ensembles de données correspondants. Les entrées de ce catalogue portent sur des jeux de données et des produits (*cartes*) émanant de levés, sur des bases de données d'organismes ou des bases de données nationales, ainsi que sur des produits dérivés de ces sources de données.
- Base de données de levés. Base de données utilisée pour la planification de levés, qui contient de l'*information* relative aux parties du *modèle* de *métadonnées* qui portent sur les levés et les territoires étudiés.

1.8 - Comment planifie-t-on la cartographie des habitats ?

Toute *carte* doit être adaptée aux objectifs visés. Les planificateurs doivent avoir une idée claire de l'échelle, de la *résolution* et du niveau de détail des *habitats* sur les *cartes* à produire. Ils doivent aussi savoir comment les *cartes* seront évaluées au regard de la finalité et des objectifs initiaux du programme, afin qu'elles répondent aux normes d'assurance qualité. La planification d'un programme de *cartographie des habitats* comporte la prise en considération de chacune des étapes du processus, afin d'assurer que toute l'*information* nécessaire soit recueillie en vue de l'évaluation des *cartes* finales.

Après une définition claire des besoins en matière de *cartes d'habitats*, la planification du processus de *cartographie* commence par la définition de buts et d'objectifs réalistes afin que les *cartes* produites soient adaptées à leur finalité. Il faut procéder dès le départ à une évaluation de l'*information* disponible (qui peut exiger une courte étude au bureau) afin d'établir clairement comment acquérir les données nécessaires. Si l'on se rend compte que les données voulues sont déjà disponibles, on peut suggérer un projet au bureau pour produire les *cartes d'habitats* à partir de l'*interprétation* et de la synthèse de données existantes. Par contre, s'il manque des données essentielles sur les *habitats*, à l'échelle et au niveau de *fiabilité* requis, il faut commander de nouveaux levés. Il faut alors planifier une campagne de levés, choisir les techniques et les stratégies à déployer pour acquérir les données appropriées, en fonction des *cartes* voulues et des objectifs fixés. L'étape suivante de la planification doit porter sur l'analyse, l'*interprétation* et la *cartographie* des données. Idéalement, le plan devrait comprendre un organigramme montrant le type de données nécessaires à chaque étape du processus. Enfin, les planificateurs doivent penser au type d'évaluation requis à la fin du processus, afin d'assurer la disponibilité des données appropriées ; par exemple, si une évaluation statistique de l'*exactitude* est requise, la campagne de levés devra comprendre l'acquisition de données de terrain indépendantes à des fins de validation. La figure ci-après résume le cycle de planification d'un programme de *cartographie des habitats*.



Il est important d'avoir dès la phase de planification un bon aperçu de l'ensemble du programme, afin d'assurer l'acquisition de toutes les données et de toute l'*information* nécessaires. La planification consistera probablement à passer en revue de manière itérative chacune des principales étapes de processus de *cartographie*, jusqu'à l'obtention d'un plan clair et définitif, avant de procéder à la phase de levés sur le terrain, ou directement à la phase de production des *cartes* si les données requises sont déjà disponibles.

1.8.1 - Quelles sont les étapes de la cartographie des habitats ?

La *cartographie* des *habitats* doit être considérée comme un processus comportant une suite d'étapes qui donneront ultimement les *cartes* voulues. Les chapitres du présent *Guide MESH* correspondent aux principales étapes de ce processus. La section 1.7 « Gestion des données » résume les flux de données du processus de *cartographie* et présente le besoin d'enregistrer de l'*information* (les *métadonnées*) à chaque étape, afin que les données et les *cartes* qui en résultent soient décrites de manière adéquate en vue de leur utilisation ultérieure.

1^{ère} étape : DEFINITION DES OBJECTIFS : Quelle est la finalité du projet de *cartographie* des *habitats*, et quelle est l'échelle voulue ?

La plupart des levés d'*habitats* se situent dans une *échelle* qui va de *globale* à *fine*. Les échelles très globales sont plus susceptibles de correspondre à des projets nationaux, et les échelles très fines à des levés spéciaux visant des organismes vivants ou des paramètres d'*habitat* particuliers.

Si plus d'une échelle a été choisie, il faut définir la portée du projet séparément pour chaque échelle et réfléchir à la manière dont les produits à différentes échelles seront reliés les uns aux autres.

2^e étape : DEFINITION DE LA PORTEE DU PROJET : Quelle est l'ampleur des levés à effectuer ? L'étendue et la *résolution* des levés doivent correspondre aux objectifs du projet. Quels principaux paramètres environnementaux auront un impact sur les travaux de levés ?

- ÉTUDE AU BUREAU (DETERMINATION DE L'*INFORMATION* MANQUANTE) : Quelle *information* est disponible, quelle *information* nouvelle est requise ? Procéder à une évaluation de l'*information* disponible au regard des besoins. Cela contribuera à définir de manière plus précise l'ampleur du travail à effectuer.
- REDACTION D'UN CAHIER DES CHARGES : À ce stade, il devrait être possible de rédiger un cahier des charges détaillé décrivant l'information nécessaire pour le programme de cartographie. Cela devrait comprendre une utilisation optimale de l'information existante, la planification de nouveaux levés et un aperçu de la manière dont les données attendues seront analysées et interprétées.

3^e étape : CONCEPTION DES LEVES : STRATEGIE ET CHOIX DES TECHNIQUES : Quelles stratégies de levés sont possibles ? Y a-t-il une stratégie optimale ? Quelles sont les techniques qui conviennent, et quelle est l'ampleur des coûts et des efforts correspondants ? Il est important de prévoir des marges de manœuvre pour tenir compte des conditions environnementales et météorologiques, ainsi que des connaissances acquises à mesure que les levés progressent.

4^e étape : EXECUTION DES LEVES REQUIS : Veiller à suivre les lignes directrices recommandées, afin que les données acquises soient valables.

5^e étape : TRAITEMENT DES DONNEES : Veiller à ce que la qualité des données soit maintenue tout au long des étapes d'édition et de traitement.

6^e étape : ANALYSE, INTEGRATION, MODELISATION ET INTERPRETATION DES DONNEES : Un plan d'analyse et d'interprétation des données devrait avoir été formulé au cours de la 2^e étape, mais il peut devoir être révisé après un examen des données. Est-il possible d'évaluer l'*exactitude* et la *fiabilité* des *cartes* ?

7^e étape : CARTOGRAPHIE ET PROJET DE SIG : Le principal extrant du projet consiste en des *cartes d'habitats*, qui doivent montrer une quantité appropriée d'*information* et de détails pour la ou les échelles choisies. Les *cartes d'habitats* doivent être adaptées aux objectifs visés. Les données à l'appui des *cartes* sont contenues dans des *couches* thématiques qui peuvent être affichées sous forme de *cartes* ou d'*attributs* des types d'*habitats* (p. ex. dans des tables attributaires du SIG ou dans les rapports connexes).

8^e étape : ÉVALUATION : Il ne s'agit pas ici de l'évaluation de l'*exactitude* et de la *fiabilité* des *cartes* effectuée dans le cadre de l'analyse et de l'*interprétation* des données. L'évaluation finale doit porter sur l'utilité des *cartes*, et en particulier sur la *fiabilité* des *prédictions* qu'elles font quant à la répartition des *habitats*. Une bonne *carte d'habitats* doit faire ses preuves à l'usage (en tenant compte des limites inhérentes au processus de *cartographie*). Elle devrait en outre susciter de nouvelles études et être révisée à mesure que de nouvelles *informations* deviennent disponibles.

1.9 - Conclusion

La *cartographie des habitats* est un processus dont le résultat final est une *carte d'habitats* répondant à des besoins précis et clairement définis.

Une *carte d'habitats* :

- fournit de l'*information* dans un but précis ;
- prédit la répartition des *habitats* ;
- applique une *typologie des habitats* aux données observées ;
- exige une planification complète et une définition précise de sa portée, afin de s'assurer qu'elle corresponde aux objectifs énoncés.

Une *carte d'habitats* n'est pas :

- définitive ;
- simple ou simpliste.

Les prochains chapitres du *Guide MESH* portent sur les différentes étapes du processus de *cartographie des habitats*. Le dernier chapitre présente des exemples d'utilisation de *cartes d'habitats* pour résoudre des problèmes réels.

Liens vers des documents

Lifeform *classification* for mapping.doc :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_Lifeform_classification_for_mapping.pdf

EUNIS *Habitat Classification Revised 2004*.pdf :

http://www.searchmesh.com/PDF/GMHM1%20EUNIS_Habitat_Classification_Revised_2004.pdf

A1_112 *Habitat* Factsheet.pdf :

http://www.searchmesh.com/PDF/GMHM1_EUNIS_Habitat_Fact_Sheet.pdf

Exemple : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_EUNIS_application.pdf

Exemple : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1807>

Fichier MNCR_04_05_introduction.pdf :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM1_MNCR_04.05_introduction.pdf

Fichier EUNIS *habitats* correlation table.pdf : <http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM1>

EUNIS *habitats* correlation table.pdf

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_Dutch_Marine_Habitats_Classification.pdf

Seabed Sediment *Classification* :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_Seabed_Sediment_Classification.pdf

Exemple : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_MNCR_Form.pdf

Exemple : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_MNCR_04.05_introduction.pdf

Un outil Web : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1635>

Le fichier MetadataDataModel_v5.xls : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1719>

Liens vers des sites Web

La Convention OSPAR : <http://www.ospar.org/>

Le rapport de 2006 du groupe de travail du CIEM sur la cartographie des *habitats* :

<http://www.ices.dk/reports/MHC/2006/WGMHM06.pdf>

Annexe I de la directive 92/43 de la CE : <http://ec.europa.eu/>

OSPAR : http://www.ospar.org/documents/dbase/decrecs/agreements/04-06E_List%20of%20threatened-declining%20species-habitats.doc

HELCOM : http://www.helcom.fi/environment2/biodiv/en_GB/actions/

UK Biodiversity Action Plan : <http://www.ukbap.org.uk/>

Site Web d'EUNIS : <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>

Site Web du projet d'aires marines spéciales de conservation :

<http://www.ukmarinesac.org.uk>

Site Web du Marine Monitoring Handbook : <http://www.jncc.gov.uk/page-2430>

Une *typologie* des paysages marins : <http://www.jncc.gov.uk/UKSeaMap>

Typologie EUNIS qui porte sur les *habitats* marins : <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?habCode=A-factsheet> – cliquer en bas sur Worked example: [EUNIS marine proposal proforma](#) et télécharger le document

Typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande :

<http://www.jncc.gov.uk/MarineHabitatClassification>

Exemples : <http://www.searchMESH.net/metadata>

REBENT : <http://www.rebent.org>

Programme national irlandais de levés benthiques : <http://www.gsiseabed.ie/>

Projet CORINE : <http://reports.eea.europa.eu/COR0-landcover/en>

Aspects techniques de la télédétection : <http://www.unesco.org/csi/pub/source/rs.htm>

Site WEB de la NASA : <http://rst.gsfc.nasa.gov/>

Wikipedia : <http://fr.wikipedia.org/>

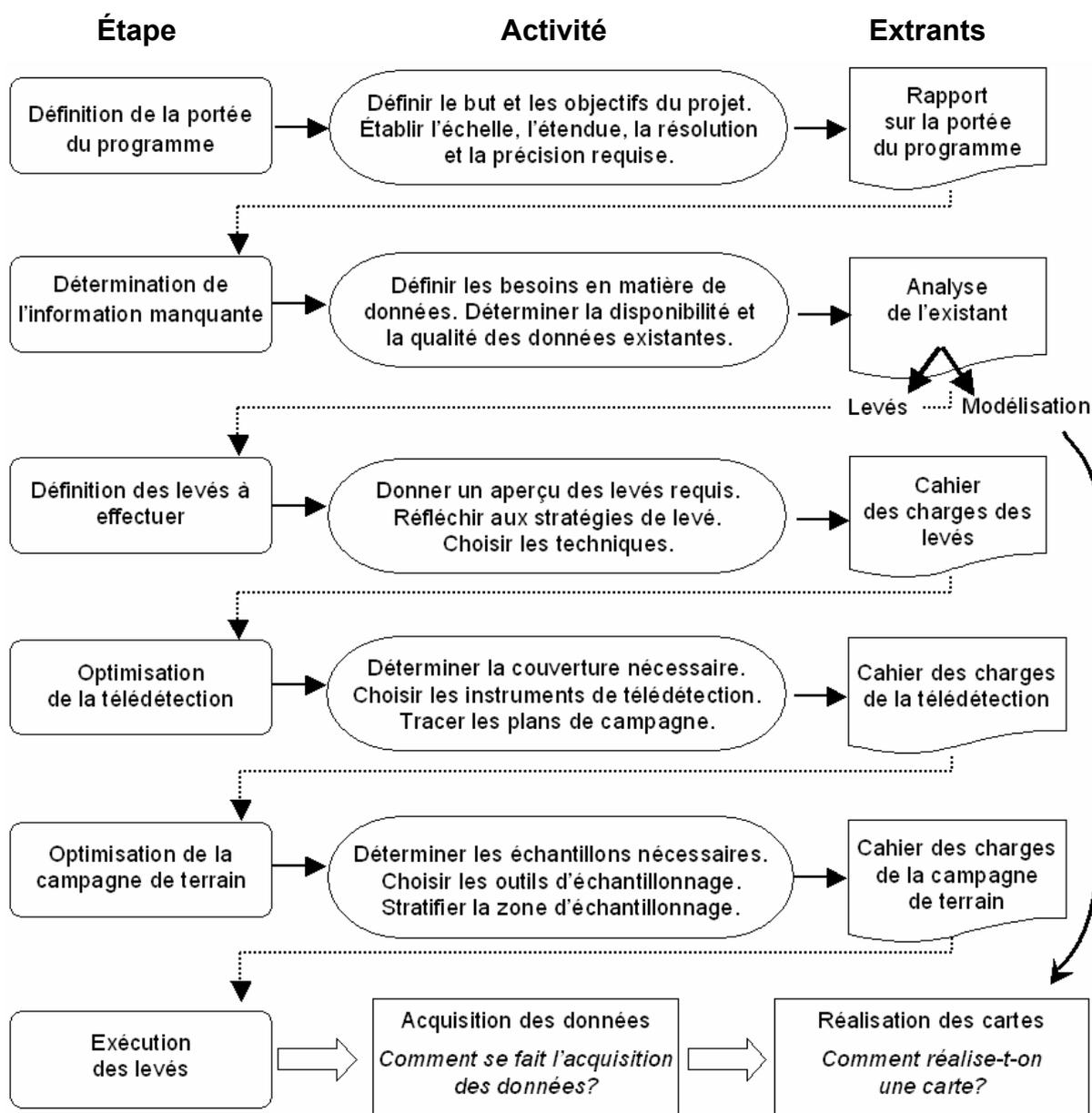
Site cartographique de MESH : <http://www.searchMESH.net/webGIS>

Catalogue de *métadonnées* : <http://www.searchMESH.net/webGIS>

2 - Que veut-on cartographier ?

Rogger COGGAN et Jacques POPULUS

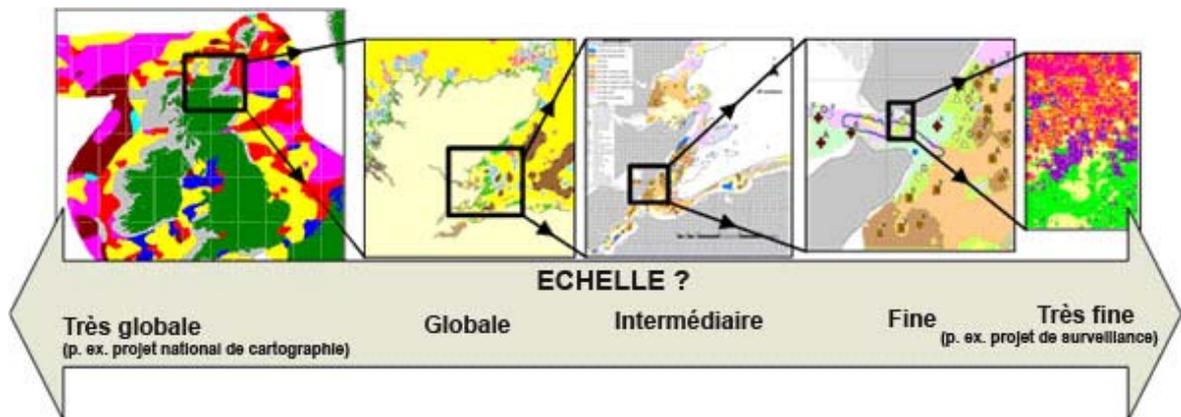
Ce chapitre vise à guider les utilisateurs dans les étapes de la planification d'un programme de *cartographie*, afin d'assurer que les produits finaux soient adaptés aux objectifs et qu'ils donnent l'*information* requise. Comme le processus de *cartographie* peut être très complexe, il est important de tenir, au cours de la phase de planification, des consultations adéquates entre les utilisateurs, les bailleurs de fonds et les producteurs de *cartes*, afin que chacun comprenne la portée du programme et les options qui se présentent pour la réalisation du travail. Pour faciliter la planification et les consultations, nous avons subdivisé le processus de planification en une suite d'étapes (voir l'organigramme) décrites une à une dans les sections qui suivent.



Organigramme des étapes de la planification d'un programme de cartographie

2.1 - Définition de la portée du programme

Cette étape vise à définir la finalité et les objectifs du programme de *cartographie*, afin que l'on sache exactement ce que l'on veut accomplir et pourquoi. Cette définition servira de référence pour toutes les autres étapes de la planification et déterminera avec *précision* ce que les *cartes* finales doivent (ou ne doivent pas) contenir. Il incombe à ceux qui sont à l'origine d'un programme de *cartographie* de faire connaître très clairement leurs exigences et de s'engager à fond dans la planification du programme et la définition de sa portée. Le rapport sur la portée du programme, qui résulte de cette étape, devrait être distribué aux bailleurs de fonds, gestionnaires, opérateurs de terrain et cartographes participant au programme, et pourrait faire partie d'un cahier des charges contractuel.



Échelle et utilisation d'une carte

Il y a généralement une relation inverse entre le contenu en *information* (détail et *limite de résolution*) d'une *carte* et le territoire qu'elle couvre. Les *cartes* qui représentent une vaste région contiennent habituellement une *information* généralisée, alors que celles qui couvrent une zone peu étendue contiennent ordinairement beaucoup de détails. On parle communément de *cartes à échelle globale* et à *échelle fine* respectivement, les *cartes à échelle intermédiaire* se situant quelque part entre les deux.

Les échelles très globales sont plus susceptibles de correspondre à des programmes nationaux, et les échelles très fines à des levés spéciaux visant des biotes ou des paramètres d'*habitat* particuliers à des fins de *surveillance*. La plupart des activités de gestion de l'environnement et de planification de l'espace marin requièrent un assortiment de *cartes d'habitats* situés entre ces deux extrêmes. La réalisation de *cartes à échelle globale, intermédiaire et fine* suppose des approches quelque peu différentes et constitue des éléments distincts au sein d'un programme de *cartographie* ou d'une campagne de levés, de sorte qu'il faut définir la portée du programme séparément pour chaque échelle.

Le processus de définition de la portée du programme a pour effet de déterminer le territoire à cartographier (étendue), l'échelle (p. ex. 1/250 000), la *limite de résolution* (*plus petite unité cartographique*), la *précision spatiale* (p. ex. ± 50 m) et le degré d'*exactitude* des *cartes*, ainsi que le niveau de détail de *classification* des *habitats*. Il faut souvent faire un compromis quant à l'*exactitude* d'une *carte* (mesurée par le taux de succès à prédire la présence d'un *habitat* à un endroit donné), qui peut être plus grande à condition de décrire les *habitats* de manière plus générale, donc moins précise (p. ex. au niveau 3 plutôt que 4 de la *typologie* EUNIS).

La présente section vous guide dans le processus de définition de la portée d'un programme de *cartographie*, en résumant les points à considérer et à documenter dans un bref [Rapport sur la portée du programme](#). Pour faciliter la prise de décisions, un outil interactif de « Définition de la portée du programme » est fourni sous forme d'une animation Flash^{MD}, pour vous permettre de tester et d'évaluer divers scénarios avant de compléter le rapport sur la portée du programme.

2.1.1 - Le processus de définition de la portée du programme

Le processus de définition de la portée du programme comporte deux étapes. La première consiste en des consultations à un haut niveau, qui doivent absolument permettre de déterminer sans équivoque la finalité et les objectifs du programme de *cartographie*. Tous les intervenants pertinents doivent participer à ces consultations, notamment ceux qui sont à l'origine du programme, ceux qui ont l'expérience de tels programmes, et ceux qui en utiliseront les résultats. Les consultations devraient porter entre autres sur :

- les besoins des utilisateurs des *cartes*, car ces besoins déterminent les principaux éléments du programme ;
- les ressources nécessaires pour mener à bien le programme ;
- le temps raisonnable requis pour compléter le programme ;
- les imprévus auxquels on pourrait devoir faire face.

Cette première étape consiste essentiellement en une étude de faisabilité qui vise à déterminer s'il y a un équilibre raisonnable entre les produits souhaités d'une part, et le temps et les budgets disponibles d'autre part. Il peut être nécessaire de revoir les attentes en fonction des contraintes de temps et de budget, ou de rechercher des ressources supplémentaires pour répondre à des besoins cruciaux.

Après avoir défini la finalité et les objectifs généraux du programme de *cartographie*, on passe à la seconde étape, qui consiste à étudier la proposition plus en détail. Un programme de grande envergure peut devoir être scindé en plusieurs composantes, dont chacune porte sur une échelle et un type de *carte* différents (*échelle globale, intermédiaire* ou *fine*). Ces composantes ont une finalité et des objectifs qui leur sont propres ; il faut donc en définir la portée séparément pour déterminer l'échelle, l'étendue, la *limite de résolution* et la *précision spatiale* des *cartes*, et par voie de conséquence les levés requis. Cet exercice peut mettre en lumière l'incompatibilité de certains critères : à titre d'exemple, il est inutile de demander une grande *précision spatiale* pour une *carte* à *échelle globale*, et des *cartes* à faible *résolution* réalisées à partir de levés spécifiques de certains sites ne donneront pas beaucoup de détails pertinents. Cet exercice fournit en outre l'occasion d'évaluer la pertinence de divers outils et techniques de levé au regard de la nature du territoire à cartographier et des conditions environnementales dans lesquelles les levés sont susceptibles de se dérouler. Tout cela a des conséquences sur la stratégie de réalisation et les coûts des levés.

Toute anomalie importante constatée au cours de cette seconde étape devrait enclencher un processus itératif de consultation et de modification aboutissant à une proposition réaliste. Afin de rendre ce processus plus aisé, l'équipe du projet MESH a mis au point un [outil interactif de définition de la portée du programme](#) (voir paragraphe 2.1.1.1), présenté plus loin, que l'on peut utiliser pour faciliter les consultations. Le résultat du processus de définition de la portée du programme doit être consigné dans un rapport formel sur la portée du programme, qui servira à la fois de cadre pour le programme de *cartographie* et de point de référence pour les étapes de planification à venir. La sous-section 2.1.2 « Le rapport sur la portée du programme » présente une structure suggérée d'un tel rapport.

Dans tout le processus de définition de la portée d'un programme, on emploie souvent les termes site, secteur et région pour exprimer différentes étendues de territoire, mais le manque de définition de ces termes peut conduire à des malentendus au cours des consultations et de la planification. MESH propose donc les définitions ci-dessous et les inscrit dans une hiérarchie spatiale illustrée dans la figure ci-après. Un site est normalement un lieu précis d'intérêt, par exemple une plage ou une structure en mer (p. ex. une zone de rejet) dont l'étendue peut atteindre 10 km × 10 km (en général, aire comprise entre 1 et 100 km²). Un secteur est normalement plus grand qu'un site et a un

certain contexte géographique local comme un estuaire ou un archipel, ou une structure étendue en mer comme le banc de sable Dogger Bank ou le mont sous-marin Anton Dohrn. Son étendue peut atteindre 100 km × 100 km (en général, aire comprise entre 100 et 10 000 km²). Une région est une entité écologique encore plus grande, comme la Manche orientale ou la mer d'Irlande, d'une aire normalement supérieure à 10 000 km². Ces définitions ne prétendent pas constituer des démarcations précises, mais plutôt une aide à la conceptualisation de différentes étendues de territoire pour des programmes de *cartographie*. Ainsi, on envisagera la création de *cartes à échelle globale* pour résumer l'*information* portant sur une région ou un secteur, de *cartes à échelle intermédiaire* pour donner un certain niveau de détails sur la répartition des *habitats* dans un secteur ou un grand site, et de *cartes à échelle fine* pour donner une *information* détaillée sur la variété et l'emplacement des *habitats* présents dans un site.

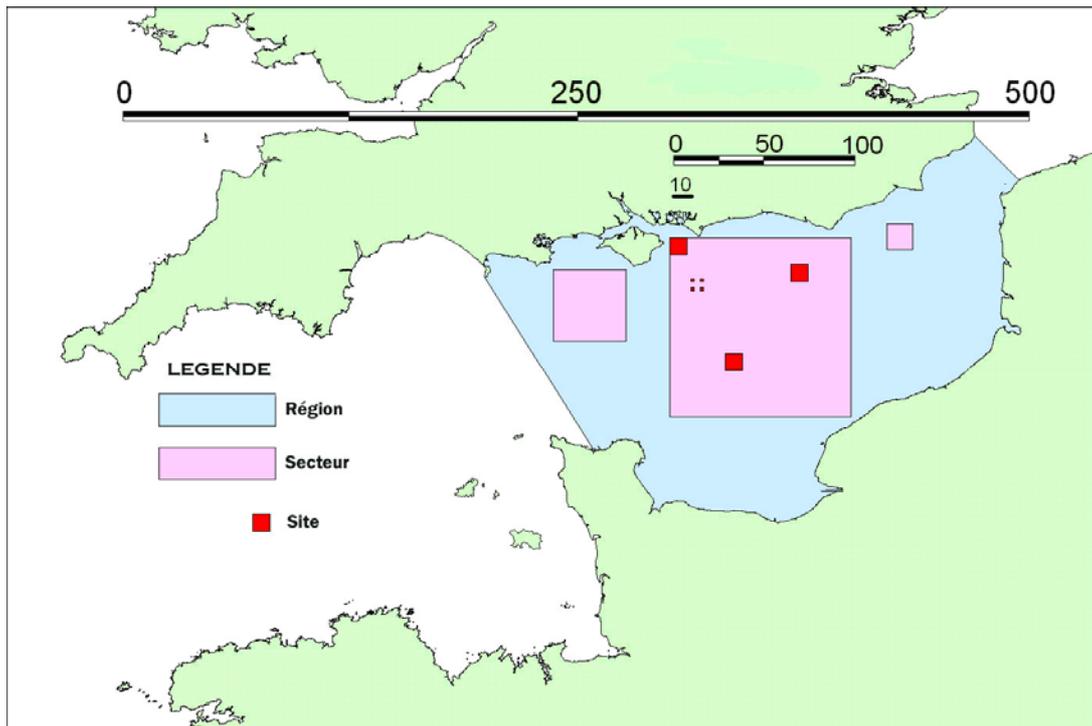


Illustration des termes *site*, *secteur* et *région* employés dans le *Guide MESH* pour désigner différentes étendues de territoire (voir le texte). On montre ici la mer régionale correspondant à la Manche orientale (telle que définie dans MESH), ainsi qu'un certain nombre de secteurs et de sites de différentes tailles.

2.1.1.1 - Outil de définition de la portée du programme

Pour vous aider à définir la portée du programme de *cartographie*, nous mettons à votre disposition un outil interactif sous forme d'une [animation Flash^{MD}](#). Servez-vous de cet outil séparément pour chaque composante du programme (*échelle globale*, *intermédiaire* et *fine*), afin de produire votre [rapport sur la portée du programme](#) (voir sous-section 2.1.2).

L'outil interactif vous guide à l'aide d'une série de messages qui vous invitent à considérer les objectifs des levés, les facteurs qui affectent l'effort de levé nécessaire, ainsi que l'influence des conditions environnementales et de levé sur l'adéquation des divers outils qui peuvent être disponibles. Un tableau sommaire souligne une ou plusieurs stratégies possibles de réalisation de levés, accompagnées d'un commentaire fondé sur une analyse des choix que vous avez faits. Tout cela vise à assurer que chaque composante du programme de *cartographie* est bien équilibrée et que vous n'attendez ni trop ni trop peu des *cartes* ou des données qui pourraient résulter des levés. Si ce n'est pas le cas, vous pouvez revenir en arrière et essayer divers scénarios.

Info > Purpose of the survey > Likely survey effort required > Environmental > Summary

Decide on the most appropriate survey purpose by clicking on a box.

Purpose	Objective	Information type	
Summary of knowledge	Provide a summary of knowledge at a national level for spatial policy	Broad distributional patterns of major ecosystem components	Très globale
Overview of habitat information	Show distribution of major habitat types relevant to policy	Characteristic habitat distribution patterns & summary statistics	Globale
Indicative distribution map of habitats	Provide a regional spatial inventory relevant to local context for site selection & management of physiographic units	Moderately detailed map of habitat distribution	Intermédiaire
Reliable habitat distribution map	Provide baseline distributional data/ boundary determination for site-specific management	Information on the extent and composition of habitats	Fine
Monitoring baseline	Provide baseline data for critical condition monitoring and repeat survey	Robust data on distribution, boundaries & composition of key habitats.	Très fine
		Statistical baseline data/ repeat survey of habitat composition	

La première partie de l'outil examine la portée générale des levés ainsi que leurs objectifs et le type d'*information* requis. Cette partie couvre la gamme d'échelles illustrée par la figure *Échelle et utilisation d'une carte* à la section 2.1 « Définition de la portée du programme ».

La deuxième partie aborde les critères de *cartographie* susceptibles d'influer sur l'effort de levé nécessaire. Si les critères choisis ne concordent pas bien, l'outil le montre dans le graphique des discordances, vous invite à y réfléchir et le cas échéant à revoir vos choix, à l'aide d'une question relative au problème de concordance détecté. Une indication de l'effort de levé nécessaire est donnée par la longueur de la barre bleue affichée au bas de l'écran.

Info > Purpose of the survey > Likely survey effort required > Environmental > Summary

1. Choose the scores based on your assessment of the survey criteria that apply; Check for mismatches in criteria

2. Ideally, all the 'bars' in the MISMATCH graphic should be small and close to the centre line. If some of the bars are much larger than the rest, then this might mean there is a mismatch.

3. If this is the case click the mismatch bar and this will bring up a prompt question that you should consider.

Criteria	Broad	Intermediate	Fine	Mismatch
Survey area size (side length)	>100km	100 to 10km	10 to <1km	
Map scale	>1:1,000,000	1:50,000 to 1:10,000	<1:10,000	
Map resolution (pixel size)	>500m	500 to 5m	<5m	
Spatial precision: tolerance	>±500m	±50m	<±5m	
Acceptable accuracy of habitat classes	Low (<0.5/chance)	Moderate (0.75/chance)	Good (>0.9/chance)	
Level of habitat detail	Eunis 3	Eunis 4	Local Eunis	
Physiography	Simple	Moderate	Complex	
Effort				

Can this resolution be supported by the data?

Pour aider à comprendre les critères d'échelle et de *limite de résolution* d'une carte, imaginons d'une part une carte imprimée fixe (pour ce qui est de l'échelle), et d'autre part une carte électronique sur laquelle on peut faire un zoom (pour ce qui est de la *limite de résolution*).

Le critère d'échelle d'une carte se rapporte à l'échelle d'une carte imprimée (ou d'une photographie). Il faut choisir une échelle qui permet de présenter de manière adéquate le type d'information choisie dans la partie précédente de l'outil (objectifs des levés). Le tableau *Échelle d'une carte et dimensions réelles* montre pour différentes échelles la longueur en mètres représentée sur le terrain par un millimètre sur une carte.

Échelle d'une carte et dimensions réelles	
Échelle	Longueur représentée par 1 mm sur la carte
1/1000	1 m
1/5000	5 m
1/10 000	10 m
1/50 000	50 m
1/100 000	100 m
1/500 000	500 m
1/1 000 000	1 km

Il y a une limite cartographique concernant la plus petite structure que l'on peut raisonnablement représenter sur papier, puisqu'il n'est pas pratique de dessiner (ou de lire) une structure qui fait moins de 9 mm² (un carré de 3 mm × 3 mm) sur une carte. C'est ce que l'on appelle la *plus petite unité cartographique*. Lorsque l'on choisit l'échelle d'une carte, il faut tenir compte de la plus petite structure que l'on souhaite représenter. Dans le

cas d'une échelle *intermédiaire*, ce peut être une île ou un rocher émergé de petite taille, dont les dimensions sont de l'ordre de 150 m. En adoptant une *plus petite unité cartographique* de 3 mm × 3 mm, chaque millimètre sur la *carte* représenterait 50 m sur le terrain, de sorte qu'une échelle adéquate serait de 1/50 000. Dans le cas d'une *carte à échelle fine* montrant des structures telles que des bancs de moules dont les dimensions sont de l'ordre de 20 m, il faut une échelle de $20 \times 1000 \div 3 = 1/6700$ (c'est-à-dire une échelle plus fine que 1/10 000). Par contre, dans le cas d'une *carte à échelle globale* montrant la présence ou l'absence d'une espèce dans des unités de 10 km², une échelle de 1/1 000 000 (1 cm = 10 km) serait appropriée.

Pour ce qui est du critère de *limite de résolution*, pensez à une *carte* électronique sur laquelle on peut faire un zoom et aux dimensions réelles que vous souhaitez représenter par un *pixel* sur une *carte* maillée. Lorsque l'on fait un zoom avant sur une *carte* maillée électronique, chaque *pixel* devient plus gros, et lorsque l'on fait un zoom arrière, chaque *pixel* devient plus petit, mais les dimensions réelles représentées par un *pixel* ne changent pas. Si l'on choisit de représenter par un *pixel* un carré de 10 m de côté sur le terrain, peu importe le degré de zoom que l'on fait sur l'image, on n'arrivera jamais à distinguer des structures dont les dimensions sont inférieures à 10 m. Normalement, comme pour toute image faite de *pixels*, il faut plusieurs *pixels* adjacents semblables pour pouvoir y reconnaître la représentation d'une structure (comme dans le grain des anciennes photographies de journaux). Donc, à titre de règle *empirique*, dans une *carte* détaillée à *échelle fine*, chaque *pixel* devrait représenter un carré d'au plus 5 m de côté sur le terrain, et un groupe peut commencer à représenter une structure à partir de 10 *pixels* (voir aussi le chapitre 1 « Qu'est-ce que la cartographie des habitats ? »). Dans une *carte à échelle globale*, chaque *pixel* représente généralement un carré de plus de 500 m de côté sur le terrain.

Il est important non seulement de comprendre que l'échelle et la *résolution* sont des concepts distincts, mais aussi de saisir les liens entre les deux. Dans une *carte* maillée sous forme électronique, la *résolution* est indépendante de l'échelle. Lorsque l'on fait un zoom avant ou arrière, les *pixels* changent, mais non la *limite de résolution*. Par contre, en faisant imprimer une *carte*, on fixe la taille des *pixels* sur le papier, ce qui a pour effet de fixer à la fois l'échelle et la *résolution* de la *carte*. Supposons que l'on ait défini une *carte* électronique de telle sorte que chaque *pixel* représente un carré de 5 m de côté sur le terrain. Si l'on fait imprimer la *carte* de manière à ce que chaque *pixel* couvre un carré de 0,5 mm de côté sur le papier, alors 1 mm sur le papier représente 10 m sur le terrain, et l'échelle de la *carte* imprimée est de 1/10 000. Par contre, si l'on fait imprimer la *carte* de manière à ce que chaque *pixel* couvre un carré de 1 mm de côté sur le papier, alors chaque millimètre sur le papier représente 5 m sur le terrain, et l'échelle de la *carte* imprimée est de 1/5000. Les deux *cartes* n'ont pas la même échelle, mais elles ont la même *résolution*.

Si un cartographe interprète une *carte* maillée en contournant des structures pour produire une *carte* au trait, la *résolution* de la *carte* au trait dépend de l'échelle ou de la taille des *pixels*. Si les *pixels* sont plus petits que la *plus petite unité cartographique*, le cartographe peut contourner une zone de plusieurs *pixels*, mais ne peut rien dessiner de plus petit que la *plus petite unité cartographique*. Dans ce cas, la *résolution* de la *carte* au trait est limitée par l'échelle de la *carte*. Par contre, si les *pixels* sont plus grands que la *plus petite unité cartographique*, le cartographe ne peut rien dessiner de plus petit qu'un *pixel*, et la *résolution* de la *carte* est alors limitée par la taille des *pixels*.

Après l'échelle et la *résolution*, l'outil de définition de la portée du programme demande de considérer la *précision spatiale* (tolérance sur les positions), c'est-à-dire la *précision* avec laquelle on veut déterminer la position d'une structure sur la *carte*. Est-ce important d'avoir une grande *précision* et de représenter les structures sur la *carte* à moins de 5 m de leur position réelle ? De nos jours, cela est relativement facile dans le cas de levés sur le littoral effectués à l'aide d'un système de GPS (géopositionnement satellitaire)

différentiel, mais ce peut être plus difficile lorsque les données sont acquises à l'aide d'instruments remorqués derrière un navire (p. ex. sonar à balayage latéral, caméra fixée sur un traîneau), où le GPS différentiel est à bord du navire et non sur l'instrument lui-même. Dans ce dernier cas, on fait une estimation de la position par calcul trigonométrique (courbure du câble) ou prise en considération d'un décalage déterminé à l'aide de balises acoustiques fixées à l'instrument remorqué. Les données anciennes ont rarement la *précision spatiale* des données acquises au cours de levés récents ; au pire la position est estimée. Si vous spécifiez un niveau élevé de *précision spatiale*, vous risquez d'exclure une grande quantité de données précieuses, mais dont la *précision spatiale* est incertaine. Le choix de la *précision spatiale* doit être en accord avec la finalité de la *carte* ; il est évidemment exagéré de demander une grande *précision spatiale* dans le cas d'une *carte à échelle globale*.

Le prochain élément qui a une influence sur l'effort de levé est le niveau d'*exactitude* des *classes d'habitat* représentées sur la *carte*. Il ne s'agit pas du tout de la *précision spatiale*, mais plutôt de l'*exactitude* de la légende des *habitats* sur la *carte*. Veut-on qu'une certaine couleur (*classe*) représente un *habitat* unique dont on sait qu'il est présent, ou peut-elle représenter deux ou plusieurs *habitats* qui sont également susceptibles d'être présents dans cette zone ? Le niveau d'*exactitude* typologique voulu a des effets sur la répartition de l'effort entre d'une part la *cartographie* directe d'un territoire par observation ou prélèvements sur le terrain, et d'autre part la modélisation des *habitats*, qui consiste à prédire la présence d'*habitats* à partir de données *intermédiaires* telles que le type de sédiment, la profondeur, la salinité, etc., et des connaissances accumulées sur les types d'*habitat* susceptibles d'être présents dans des conditions données. Il a également des effets sur le nombre d'échantillons à obtenir et sur les ressources consacrées à la délimitation d'*habitats* distincts. Si en faisant des prélèvements le long d'une plage de sable de 1 km de long, on constate que le type d'*habitat* passe graduellement de A à B, est-il préférable de cartographier cette plage sous forme d'une seule zone dans laquelle le type d'*habitat* passe graduellement de A à B, ou d'essayer de la cartographier sous forme de deux zones dont l'une a un *habitat* de type A et l'autre de type B ?

Dans l'outil de définition de la portée du programme, les choix sont exprimés sous forme de la *probabilité* que l'affectation des *classes d'habitat* soit correcte. À titre d'exemple, le bouton 0.5/chance représente une *probabilité* de 50 % (ou 1 chance sur 2). Les levés à *échelle fine* exigent généralement un haut niveau d'*exactitude* typologique et peuvent cibler des *habitats* particulièrement sensibles aux changements. Un tel niveau d'*exactitude* peut être nécessaire pour des sites précis, afin d'évaluer les impacts d'une activité locale, ou dans le cas de régions plus étendues, pour évaluer les effets des changements climatiques. De manière générale, la *cartographie* de territoires étendus repose en grande partie sur la modélisation des *habitats*, et une *probabilité* de 50 % d'une bonne affectation des *habitats* est acceptable. Sachant qu'un *modèle* peut compter des centaines de types d'*habitat*, une *probabilité* de 50 % de succès dans la *prédiction* du type d'*habitat* constitue un très bon résultat. Par comparaison, la *probabilité* de tirer un 6 avec un dé à 6 faces est de 1/6, soit 16,7 %.

L'*exactitude* typologique est une notion distincte du niveau de détail requis par les utilisateurs à propos des types d'*habitat*. Comme on l'a vu au chapitre précédent, EUNIS est une *typologie* hiérarchique dans laquelle chaque niveau ajoute des détails sur les types d'*habitat*. Le niveau 3 de la *typologie* EUNIS est fondé uniquement sur des caractéristiques physiques et sur le concept d'étage ou zone biologique (littorale, circalittorale, etc.). Des taxons précis sont cités pour la première fois au niveau 4, où les principaux taxons de l'*épifaune* servent à distinguer les *habitats* rocheux. Par contre, pour les substrats meubles, les distinctions sont parfois encore fondées sur des caractéristiques physiques et les zones biologiques (voir le tableau ci-dessous). Au niveau 5, les distinctions sont fondées sur des caractéristiques physiques et biologiques des *habitats*, souvent avec la mention de noms d'espèces.

Exemples des niveaux 3, 4 et 5 de la typologie EUNIS			
	Niveau	Code EUNIS	Description
Exemple 1	Niveau 3	A1.1	High-energy littoral rock
	Niveau 4	A1.11	<i>Mytilus edulis</i> and/or barnacle communities
	Niveau 5	A1.112	<i>Chthamalus</i> spp. on exposed upper eulittoral rock
Exemple 2	Niveau 3	A5.4	Sublittoral mixed sediments
	Niveau 4	A5.44	Circalittoral mixed sediments
	Niveau 5	A5.441	<i>Cerianthus lloydii</i> and other burrowing anemones in circalittoral muddy mixed sediment.

Dans l'outil de définition de la portée du programme, les niveaux de détail proposés sont ceux des niveaux 3 et 4 de la *typologie* EUNIS, ainsi qu'un niveau libellé « Local EUNIS », qui correspond à une *typologie* de type EUNIS établie à partir d'échantillons (*classification* ascendante), plutôt que d'imposer une *classe* EUNIS existante (*classification* descendante). Le choix du niveau de détail devrait correspondre au fait que les *classes d'habitat* seront fondées sur des données physiques seulement (« EUNIS 3 »), sur des données physiques et biologiques (« EUNIS 4 ») ou sur une *typologie* de type EUNIS établie à partir des données physiques et biologiques acquises dans une campagne d'échantillonnage (« Local EUNIS »). Le choix du niveau de détail se distingue de celui du niveau d'*exactitude* typologique par le fait que l'on choisit ici un contenu minimal d'*information* pour les *classes d'habitat*, et non une *probabilité* que l'affectation des *classes* soit correcte ou non. Il y a toutefois un lien entre les deux, car la *probabilité* d'affecter correctement une *classe* à une structure est plus élevée dans le cas d'une *classe* générale telle que « High-energy littoral rock » que dans le cas d'une *classe* détaillée comme « *Mytilus edulis* and/or barnacle communities ».

Le dernier élément dans cette partie de l'outil de définition de la portée du programme concerne la physiographie, c'est-à-dire la nature du fond marin représenté sur la *carte*. Si le fond est très diversifié, sa physiographie est complexe et il faut choisir l'option « Complex » si l'on souhaite que cette diversité soit représentée sur la *carte*. Par contre, on peut choisir « Simple » pour simplifier la représentation de la physiographie du fond marin. Ce choix repose sur les connaissances préalables dont on dispose à propos du territoire à cartographier et est fondé sur la finalité et les objectifs du programme de *cartographie*. À titre d'exemple, un territoire diversifié sur le plan géologique et ayant beaucoup de relief a une physiographie complexe et exige un effort de levé considérable, alors qu'une zone étendue de substrat plat et sableux a une physiographie simple.

Info > Purpose of the survey > Likely survey effort required > Environmental > Summary

Choose the most appropriate range of conditions for the survey by dragging the spots. This will then tell you what survey tools are suitable for the area:

■ suitable
 ■ partly suitable
 ■ not suitable

Substrate: Mud, Sand, Gravel, Cobble, Boulder, Rock, Rugged

Turbidity: Clear, Slight, Moderate, High

Current (knots): 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10

Wave Height (metres): 0, 2, 4, 6, 8, 10

Depth (metres): Intertidal, 10, 30, 100, 200, 1000+

Seabed Slope (degrees): 0, 2, 5, 10, 20, 30, 50, 90

Tools Available:

- Diver
- ROV video
- Drop down video
- Towed video
- Sediment Profile Imagery
- Grab
- Core
- Trawls
- Geotechnical measurements
- Aerial photography
- Airborne digital imagery
- High res satellite imagery
- Low res satellite imagery
- Topographic Lidar
- Bathymetric Lidar
- Aerial stereo-photography
- ADGS
- Side scan sonar
- Single beam echosounder
- Sub bottom acoustic profiling
- Multibeam echo sounders
- Interferometric sonar

La troisième partie de l'outil de définition de la portée du programme concerne les conditions probables des levés, environnementales ou autres. À mesure que l'utilisateur règle les barres des divers paramètres, l'outil de définition de la portée du programme indique le degré d'adéquation d'une gamme d'outils et de techniques de levé. Pour plus de détails, voir le paragraphe 2.3.2.2 « Adéquation des outils de levé ».

Info > Purpose of the survey > Likely survey effort required > Environmental > Summary

Purpose of survey is: Reliable *habitat* distribution map

The scope is: Moderate resolution, large area

Pick an available strategy: 1 2 3 4 5

*The general strategy may need to be 'fine tuned' to suit prevailing environmental conditions.

Strategy could adopt spaced, but detailed survey line (partial coverage)

comments: *Habitat* mapping using remote sensing and ground truthing are well suited to these scales and levels of *information* requirements. Larger areas and high *information* requirements will demand more effort and costings will need to be estimated accordingly.

Effort:

Tools Available:

- ROV video
- Drop down video
- Trawls
- Geotechnical measurements
- ADGS
- Side scan sonar
- Single beam echosounder
- Sub bottom acoustic profiling
- Multibeam echo sounders
- Interferometric sonar

Print summary

La dernière partie de l'outil de définition de la portée du programme constitue un sommaire qui rappelle la finalité et les objectifs du programme, et énumère les outils les plus appropriés. Il propose une ou plusieurs stratégies possibles en indiquant le niveau relatif d'effort associé à la stratégie sélectionnée. Des commentaires donnent de précieux conseils sur la manière de procéder. Un bouton sert à faire imprimer ce sommaire.

L'outil de définition de la portée du programme ne prétend pas fournir de réponse définitive, mais se veut plutôt un guide de réflexion sur la portée d'un programme de *cartographie* et sur ce qu'il est réaliste d'accomplir pour chacune des composantes à *échelle globale*, *intermédiaire* et *fine*. Cet outil favorise la tenue de discussions ciblées au cours des consultations et permet d'envisager un certain nombre de scénarios possibles.

2.1.2 - Le rapport sur la portée du programme

L'exemple ci-dessous présente une structure suggérée d'un rapport sur la portée d'un programme de *cartographie*. Ce rapport doit être complété par les sorties imprimées produites par l'[outil de définition de la portée du programme](#) (voir paragraphe 2.1.1.1) pour chaque composante du programme de *cartographie*.

Vous devriez remplir le rapport sur la portée du programme à mesure que vous en définissez la portée, afin de consigner la finalité et les objectifs du programme ainsi que ses composantes. Ce rapport sert de cadre pour le programme de *cartographie* et donne de l'*information* pertinente à tous ceux qui participeront à la planification et à l'exécution des travaux.

Rapport sur la portée d'un programme de cartographie	
<p>Finalité du programme (que s'agit-il de faire ?) Fournir un ensemble de <i>cartes d'habitats</i> à différentes échelles couvrant le territoire au large des côtes de la Manche orientale.</p>	
<p>Objectifs du programme (pourquoi en a-t-on besoin ?) Fournir de l'<i>information</i> à l'appui des politiques régionales de gestion pour la conservation et l'utilisation durable des ressources marines.</p>	
<p>Contexte De nouvelles ressources en granulats marins ont été découvertes au large des côtes de la Manche orientale. L'exploitation de ces ressources est réglementée sous licence. Des études de ce territoire sont nécessaires pour établir la réglementation.</p>	
Composante à échelle globale	Critères de cartographie
<p>Finalité Montrer la répartition des principaux <i>habitats</i> dans la partie de la Manche orientale qui englobe les zones de licences d'exploitation possibles.</p> <p>Objectifs Fournir un contexte spatial et écologique plus large pour les études à échelle <i>intermédiaire</i> et à <i>échelle fine</i>.</p> <p>Type d'information <i>Modèles</i> de répartition des <i>habitats</i>.</p>	Aire des levés : 5000 km ²
	Échelle : 1/1 000 000
	Taille des <i>pixels</i> : 0.4kmx0.4km
	<i>Précision spatiale</i> : ± 500 m
	<i>Exactitude des classes d'habitat</i> : Faible
	Niveau de détail des <i>habitats</i> : Niveaux 3 et 4 d'EUNIS
<p>Environnement et circonstances Milieu entièrement salin. Courants de marée de modérés à forts. Turbidité moyenne. Profondeur de 20 à 70 m. Nombreux couloirs de navigation (mouvements restreints). Pêche au chalut ou filet dérivant dans certaines zones.</p>	

Composante à échelle intermédiaire	Critères de cartographie	
Finalité Indiquer la répartition des <i>habitats</i> à l'intérieur et à proximité de 11 zones de licences d'exploitation possibles. Objectifs Fournir un inventaire spatial régional des <i>habitats</i> afin de compléter l'évaluation environnementale régionale. Type d'information Inventaire et répartition des <i>habitats</i> .	Aire des levés :	1000 km ²
	Échelle :	1/25 000
	Taille des <i>pixels</i> :	5 m x 5 m
	Précision spatiale :	± 5 m
	Exactitude des classes d' <i>habitat</i> :	Moyenne
	Niveau de détail des <i>habitats</i>	Niveaux 4 et 5 d'EUNIS
Environnement et circonstances Milieu entièrement salin. Courants de marée de modérés à forts. Turbidité moyenne. Profondeur de 40 à 60 m. Nombreux couloirs de navigation (mouvements restreints). Pêche au chalut ou filet dérivant dans certaines zones.		
Composante à échelle fine	Critères de cartographie	
Finalité Montrer la répartition détaillée des <i>habitats</i> à l'intérieur de l'une des zones de licences d'exploitation possibles. Objectifs Constituer une étude de base à l'appui d'une évaluation d'impact environnemental et d'un programme à venir de <i>surveillance</i> de cette zone. Type d'information Répartition, frontières et composition des <i>habitats</i> importants.	Aire des levés :	50 km ²
	Échelle :	1/5000
	Taille des <i>pixels</i> :	2 m x 2 m
	Précision spatiale :	± 2 m
	Exactitude des classes d' <i>habitat</i> :	Élevée
	Niveau de détail des <i>habitats</i>	Niveau 5 d'EUNIS
Environnement et circonstances Milieu entièrement salin. Courants de marée de modérés à forts. Turbidité moyenne. Profondeur de 40 à 60 m. Longe un couloir de navigation. Pêche au chalut.		

Exemple de rapport sur la portée d'un programme selon le projet MESH

Un formulaire de ce rapport (en anglais) et quatre exemples sont fournis dans des fichiers de documents distincts, référencés en fin de chapitre.

Lorsque l'étape de définition de la portée du programme est complétée, toutes les parties consultées sont à même de comprendre clairement :

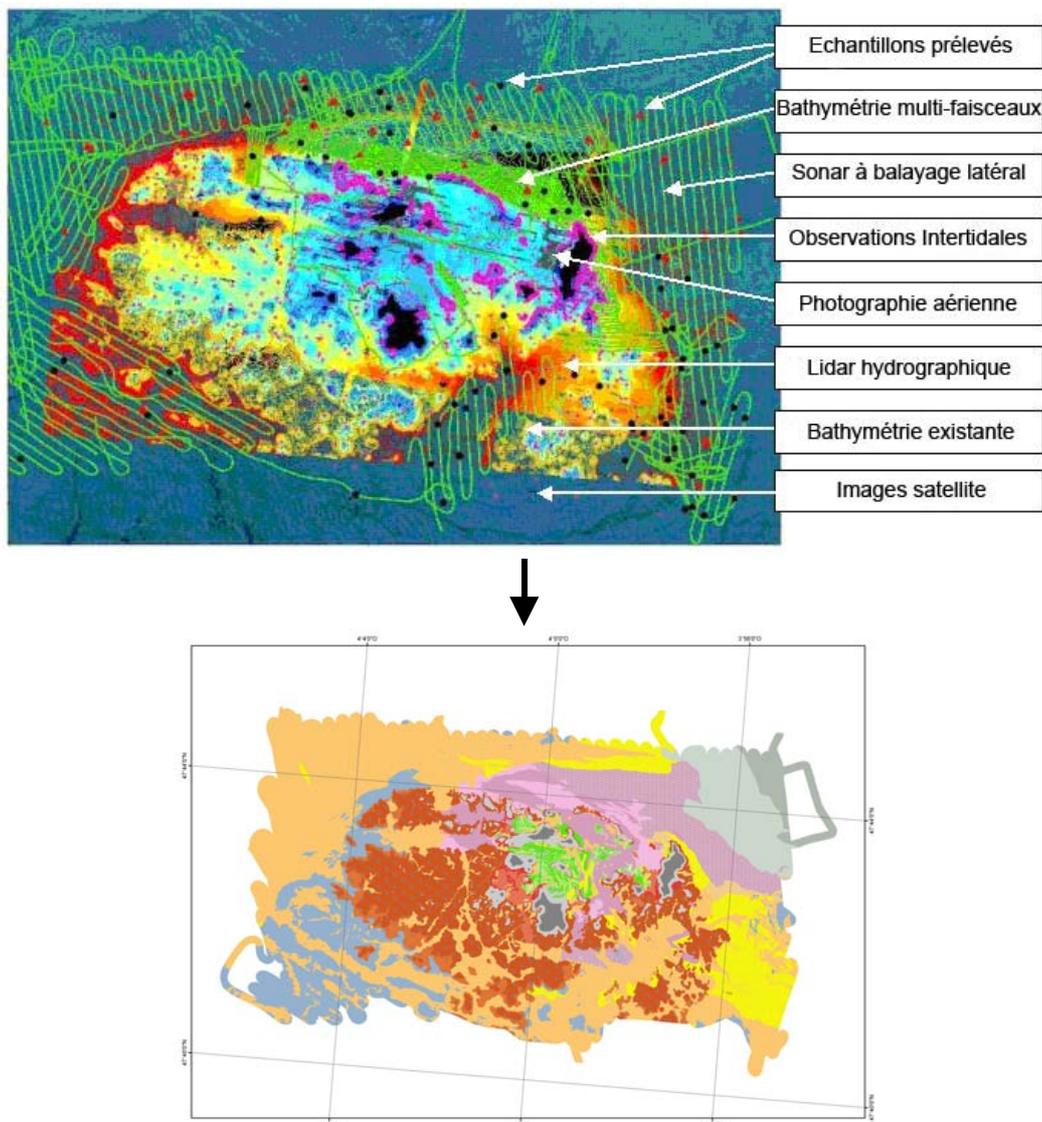
- la finalité et les objectifs de l'ensemble du programme ;
- le type d'*information* dont les utilisateurs des *cartes* auront besoin ;
- l'éventuel besoin de subdiviser le programme en composantes distinctes qui fourniront des contenus d'*information* différents ;
- le contenu d'*information* précis requis pour chaque composante du programme ;
- les critères précis de *cartographie* pour chaque composante du programme.

Une fois tout cela bien établi, la prochaine étape du processus de planification consiste à déterminer quelles parties de l'*information* et des données peuvent provenir d'études antérieures, et lesquelles exigeront de nouveaux levés. C'est ce que l'on aborde dans la section 2.2 « Détermination de l'information manquante ».

2.2 - Détermination de l'information manquante

L'étape de définition de la portée du programme donne une indication des types d'*information* à présenter dans les *cartes*. La prochaine étape du processus de planification consiste à évaluer quelles données sont nécessaires pour obtenir cette *information* et jusqu'à quel point ces données sont déjà disponibles à un niveau de qualité adéquat. Les lacunes (données manquantes ou non satisfaisantes) devront être comblées par de nouveaux levés ou par l'utilisation de *modèles*. Une analyse exhaustive de l'existant afin de déterminer l'*information* manquante peut s'avérer cruciale pour connaître le coût total du programme de *cartographie* et la *fiabilité* que l'on pourra attendre des *cartes* finales produites.

Une *carte d'habitats* constitue une *interprétation* d'un ensemble composite de données, dont certaines résultent de mesures ou d'observations directes, alors que d'autres peuvent être déduites d'un *modèle* (p. ex. prévisions des marées).



Exemple de couches multiples de données utilisées pour réaliser une carte de l'archipel de Glénan, en Bretagne

Les besoins du programme en matière de données dépendent principalement des critères employés pour distinguer les *habitats*, par exemple la salinité, le type de sédiment et les espèces présentes. Les *typologies* ne font pas toutes appel aux mêmes critères, et il faut comprendre dès le départ quelles données sont requises selon la *typologie* retenue. Les

typologies hiérarchiques telles qu'EUNIS utilisent des critères différents selon le niveau de la hiérarchie, de sorte que certaines données sont fondamentales quel que soit le niveau de la hiérarchie (p. ex. pour les *cartes à échelle globale*), alors que d'autres ne sont nécessaires qu'aux niveaux détaillés (pour les *cartes à échelle fine*).

L'analyse de l'existant (voir sous-section 2.2.1) se fait au bureau et doit consister en une évaluation critique de la disponibilité, de la qualité, du *degré de couverture* et de la compatibilité des données existantes. En effet, l'intégrité des *cartes* risque d'être gravement compromise si l'un de ces éléments est jugé adéquat alors que ce n'est pas le cas en réalité. Cette évaluation se fait à l'aide de catalogues modernes de *métadonnées*, comme celui fourni par le projet MESH, qui indiquent en détail quelles données ont été acquises, à quel moment, à quel endroit, de quelle manière, pour quelles raisons (quoi ? quand ? où ? comment ? pourquoi ?) et, élément important, qui en est propriétaire.

Des *cartes* existantes peuvent servir d'*intermédiaires* valables pour certains types d'*information*, mais il faut procéder à des vérifications afin de comprendre dans quelle mesure ces interprétations de données antérieures sont applicables à la réalisation de nouvelles *cartes d'habitats*. Il faut examiner attentivement les données antérieures elles-mêmes afin de s'assurer qu'elles répondent aux besoins du programme de *cartographie* en cours ; si ce n'est pas le cas, il peut être nécessaire de traiter, traduire, transposer ou tronquer ces données avant de pouvoir les utiliser.

Le *Guide MESH* aborde ces questions en profondeur et fournit un tableau sommaire servant à consigner les résultats de l'*analyse de l'existant*. Cela permet de mettre en évidence les données manquantes et d'indiquer les données qui doivent être acquises au cours de nouveaux levés ou déduites par modélisation.

Liens vers d'autres parties de ce chapitre

La sous-section « Analyse de l'existant » (ci-après) contient plus de détails sur les méthodes et les résultats de la détermination de l'information manquante. Cette analyse est suivie de la définition des levés à effectuer (voir section 2.2).

2.2.1 - Analyse de l'existant

L'*analyse de l'existant* vise à déterminer les besoins en matière de données qui peuvent être comblés par des données existantes et ceux pour lesquels il faudra procéder à de nouveaux levés. L'achat de données et l'acquisition de données par de nouveaux levés risquent d'entraîner des coûts importants. L'*analyse de l'existant* est donc susceptible de jouer un rôle crucial pour établir l'ampleur du budget d'un programme de *cartographie*.

La première étape de l'*analyse de l'existant* consiste à aborder de manière détaillée la question « Quels types de données sont nécessaires ? ». Les réponses à cette question ne sont jamais simples ni tranchées. Si l'on prépare une *carte* selon une *typologie des habitats* existante, il faut comprendre à fond le fonctionnement de cette *typologie* pour définir les types de données qu'elle exige. Différentes *typologies* décrivent et caractérisent les *habitats* de diverses manières et peuvent faire appel à des types de données ou d'*information* différents. Certains des critères employés pour distinguer les *classes d'habitat* ne sont pas toujours directement mesurables. C'est le cas par exemple du degré d'exposition sur un littoral (p. ex. « modérément exposé » ou « abrité ») ou du zonage biologique (p. ex. sublittoral, infralittoral, circalittoral). D'autres critères, par exemple le type de sédiment, peuvent être décrits en termes plutôt généraux (p. ex. « sédiment grossier ») et donc ne pas exiger une partie des analyses détaillées et coûteuses qui sont plus habituelles dans un contexte autre que celui de la *cartographie des habitats*. Dans plusieurs *typologies* hiérarchiques comme EUNIS ou la *typologie* BioMar du Royaume-Uni (Connor *et al.*, 2004), les niveaux supérieurs sont entièrement liés à des caractéristiques physiques. Un inventaire détaillé des espèces n'est donc pas nécessairement obligatoire si l'on n'utilise pas tous les niveaux de la hiérarchie. Le chapitre 1 « Qu'est-ce que la

cartographie des habitats ? » contient de plus amples renseignements sur la *typologie* EUNIS. D'autre part, les données spécifiquement requises par la *typologie* EUNIS sont abordées plus loin dans ce chapitre, au paragraphe 2.2.1.1 « Quelles données la typologie EUNIS utilise-t-elle ? ». Si vous n'avez pas à utiliser l'« approche descendante », dans laquelle une *typologie* existante est imposée, vous devrez réfléchir à la nature et à la qualité des données dont vous aurez besoin pour suivre l'« approche ascendante » de l'identification et de la *classification des habitats*.

La deuxième étape de l'*analyse de l'existant* consiste à rechercher des données existantes qui répondent aux besoins. Il faut ici tenir compte de la disponibilité, de la qualité et du *degré de couverture* des données. Ce n'est pas parce que des données existent qu'elles sont facilement accessibles. Les catalogues en ligne constituent un bon point de départ d'une recherche sur la disponibilité des données (voir paragraphe 2.2.1.2) : qui en est propriétaire, comment on peut y avoir accès et à quel coût. Les catalogues de *métadonnées* permettent également d'avoir une idée de la qualité des données (voir paragraphe 2.2.1.3), car ils indiquent généralement si elles ont été acquises conformément à une norme nationale ou internationale. Cela aide à déterminer si ces données sont susceptibles de répondre aux exigences du programme de *cartographie*. Si cela n'est pas clair, il est possible d'acquérir un échantillon des données afin d'en évaluer la qualité.

Lorsque l'on utilise plusieurs jeux de données, il ne faut pas oublier de considérer la compatibilité des données (voir paragraphe 2.2.1.4), acquises le cas échéant à l'aide d'instruments différents ou selon des normes et protocoles différents. Il est courant de voir des divergences de taxinomie et de nomenclature entre deux jeux de données biologiques. Il faut donc vérifier l'existence de pseudonymes et établir si des listes d'espèces peuvent être directement fusionnées ou si leur harmonisation exige une certaine forme de traduction ou de réduction à un niveau taxinomique supérieur. On peut être forcé de rejeter des données disponibles parce qu'elles ne répondent pas aux normes de qualité voulues ou parce qu'elles ne sont pas compatibles avec d'autres données qui, elles, sont utilisables. De tels rejets mettent en évidence des lacunes qu'il faudra combler par de nouveaux levés ou par la modélisation de données.

En supposant que les données disponibles soient de qualité appropriée, il faut en outre déterminer jusqu'à quel point elles couvrent le territoire à cartographier. L'évaluation du degré de couverture des données (voir paragraphe 2.2.1.5) doit porter à la fois sur l'étendue géographique et sur la densité des données disponibles. Souvent, on arrive à visualiser ces éléments en représentant les *couches* de données disponibles, les fauchées et les points de prélèvement dans un *SIG*. Évidemment, lorsque les levés existants ne couvrent pas tout le territoire à cartographier, il y a une lacune (des données manquantes) qu'il faut combler. D'autre part, dans les levés existants, la densité des données peut être insuffisante pour répondre aux besoins du programme de *cartographie* ; si les points de prélèvement ou les fauchées des levés sont trop éloignés les uns des autres pour que la *carte* puisse être tracée à la *résolution* voulue, il faut peut-être alors faire un échantillonnage ou des levés supplémentaires.

Sommaire d'analyse de l'existant — Zone X de la Manche						
Renseignements sur le territoire à cartographier : 10 km × 15 km. Profondeur de 20 à 70 m. Milieu entièrement salin. Sédiments non consolidés, affleurements rocheux possibles. <i>Cartes</i> des sédiments benthiques et <i>cartes</i> géologiques disponibles, de même que certaines données bathymétriques numériques acquises par sondage monofaisceau.						
Types de données	Requis	Disponible	Les données sont-elles adéquates ?		Faut-il de nouvelles données ?	
			Qualité	Couverture	Levés	Modèle
Données sur le relief						
Topographie (altitude)	Non					
Bathymétrie (profondeur)	Oui	En partie	OK	Non	En partie	
Pente	Oui	Non				Oui
Données géologiques						
Lithologie	Oui	Oui	OK	Oui		
Épaisseur des sédiments	Non					
Types de sédiment ou de substrat	Oui	En partie	OK	Non	En partie	
<i>Figures sédimentaires</i>	Oui	En partie			En partie	En partie
Granulométrie (analyse de la taille des grains)	Oui	Non			Oui	
Propriétés géotechniques	Non					
Données biologiques						
<i>Endofaune</i>	Oui	Oui	Non		Oui	
<i>Épifaune</i> et épiflore	Oui	En partie	OK	Médiocre	Oui	
Faune structurelle (récifs)	Oui	Non			Oui	
Données physiques et océanographiques						
Température	Non					
Pénétration de la lumière	Non					
Exposition aux vagues	Non					
Salinité	Oui	<i>Modèle</i>	OK	OK		
Niveau de base des vagues	Oui	<i>Modèle</i>	OK	OK		
Marées et courants	Oui	<i>Modèle</i>	OK	OK		
<i>Tensions de cisaillement</i>	Oui	<i>Modèle</i>	OK	Non	Oui	Oui
Turbidité	Oui	<i>Modèle</i>	OK	OK		

Exemple de tableau sommaire des résultats d'une étude au bureau et d'une *analyse de l'existant* portant sur la disponibilité et l'adéquation des données en vue de la cartographie d'une partie hypothétique de la Manche

L'*analyse de l'existant* doit s'attarder aux limites inhérentes à l'utilisation de *couches* de données interprétées telles qu'une *carte* de sédiments benthiques (voir paragraphe 2.2.1.6 « Limites relatives aux données »). Ces interprétations peuvent constituer des *intermédiaires* utiles pour un programme de *cartographie* des *habitats*, mais il est important de comprendre la nature des données sous-jacentes et l'objectif de l'*interprétation* initiale, car ils correspondent rarement aux besoins précis de la *cartographie* des *habitats*. Les *cartes* existantes constituent peut-être la meilleure *information* disponible ; il ne faut donc pas les écarter, mais plutôt les utiliser avec les précautions voulues. L'*analyse de l'existant* doit porter sur la qualité et la provenance des interprétations de données existantes ainsi que sur la pertinence de leur utilisation dans le programme de *cartographie*.

La dernière étape de l'*analyse de l'existant* est la production d'un rapport rassemblant l'*information* essentielle, pour le bénéfice de tous les participants à la planification et à l'exécution du programme de *cartographie*. Ce rapport doit couvrir de manière systématique toutes les composantes du programme de *cartographie* (à *échelle globale*, *intermédiaire* et *fine*). Il gagne beaucoup à être enrichi d'un espace de travail de SIG montrant les *métadonnées* disponibles (et le cas échéant des *couches* de données et interprétations). La présentation du rapport doit être très détaillée et variera probablement d'un projet à l'autre. Un aperçu de l'*analyse de l'existant* et un rappel du territoire à cartographier peuvent y figurer sous forme d'un tableau, comme dans l'exemple ci-après d'un sommaire d'*analyse de l'existant* (voir aussi le document [Gap analysis pro forma.doc](#)). Certains renseignements sur le territoire à cartographier sont suivis d'une liste des divers types de données couramment employés dans les programmes de *cartographie*. Une fois rempli, ce tableau montre quelles données seront nécessaires, quels jeux de données existants sont disponibles (en totalité ou en partie), ainsi qu'une appréciation de leur qualité et du *degré de couverture*. Pour les données manquantes, le tableau indique si leur acquisition se fera par des levés ou si elles seront déduites d'un *modèle*.

[L'étude de cas sur l'archipel de Glénan](#) présente les détails d'un programme de *cartographie* d'une zone de petit fond sur les côtes de Bretagne, en France. Le chapitre 2 de ce document contient un exemple du processus de compilation de *couches* de données existantes afin de déterminer les lacunes à combler à l'aide de nouveaux levés.

2.2.1.1 - Quelles données la typologie EUNIS utilise-t-elle ?

La *typologie* EUNIS fait appel à une variété de critères pour caractériser et distinguer les types d'*habitat*. Pour pouvoir répondre à la question « Quelles données la *typologie* EUNIS utilise-t-elle ? », il faut d'abord comprendre deux aspects fondamentaux de cette *typologie*.

1. La *typologie* EUNIS couvre les *habitats* terrestres et marins, et leur affecte un code alphanumérique tel que « A3.54 ». Tous les *habitats* marins ont un code commençant par la lettre « A », alors que les lettres « B » à « J » sont réservées à divers types d'*habitat* terrestres. Les *habitats* marins sont répartis en huit catégories, de « A1 » à « A8 ». Il y a six niveaux hiérarchiques de *classification* des *habitats* marins. « A » représente le niveau 1, et « A1 » à « A8 » le niveau 2. Le code « A3.54 », qui comporte 4 caractères alphanumériques, est un code de niveau 4.
2. Dans le cas des *habitats* marins, la *typologie* EUNIS utilise ses propres critères pour caractériser et distinguer les *habitats* jusqu'au niveau 4, mais au-delà (niveaux 5 et 6), les critères sont tirés d'autres *typologies* et combinés dans un cadre commun. La plus utilisée de ces autres *typologies* est la *typologie* des *habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande, version 04.05 (Connor *et al.* , 2004), aussi connue sous le nom de *typologie* « MNCR BioMar ». Des *typologies* relatives à la Baltique et à la

Méditerranée sont également employées, mais elles sont moins pertinentes dans le territoire couvert par le projet MESH.

Donc, pour répondre à la question « Quelles données la *typologie* EUNIS utilise-t-elle ? », il faut se rapporter aux *typologies* EUNIS et BioMar.

Connor *et al.* (2004) résument clairement les caractéristiques couramment utilisées pour définir et distinguer les types d'*habitat* : « la salinité, l'exposition aux vagues, les courants de marée, le substrat, la zone biologique, l'altitude ou la profondeur, et le cas échéant d'autres facteurs essentiels pour un type particulier ». Ils expliquent que, « dans le cas des *habitats* rocheux, les *biotopes* sont liés à des niveaux d'énergie hydrodynamique, alors que pour les *habitats* sédimentaires, ils sont liés au type de sédiment selon une approche de triangle de Folk modifiée » (Folk 1954). Les facteurs discriminants biologiques vont des formes de vie caractéristiques (p. ex. touffe d'Hydrides, prairie de Laminaires) à une « liste des espèces qui contribuent le plus à la similarité d'ensemble des échantillons principaux qui définissent le type d'*habitat*, avec pour chaque espèce des données connexes sur sa fréquence, sa contribution à la similarité dans la liste des caractéristiques, ainsi que son abondance habituelle ».

L'utilisation de ces caractéristiques et d'autres éléments dans les niveaux 1 à 4 de la *typologie* EUNIS est présentée dans le guide de la *typologie* EUNIS, aux pages 13 à 27 du document [EUNIS Habitat Classification Revised 2004.pdf](#).

Trois brefs tableaux de Connor *et al.* (2004), contenus dans le document [MNCR 04 05 introduction.pdf](#), constituent une bonne introduction aux données utilisées par EUNIS et aux raisons pour lesquelles on les utilise :

- le tableau 1, sur les facteurs environnementaux qui ont des effets sur la structure des *biocénoses* (pages 13 à 15) ;
- le tableau 4, sur la justification des subdivisions majeures adoptées dans la grille principale des *habitats* (niveaux 2 et 3 de la *typologie* EUNIS) (pages 23 et 24) ;
- le tableau 5, sur les zones biologiques marines et les facteurs qui les déterminent (page 25).

Pour une compréhension plus approfondie, il est conseillé de lire en entier le contenu des deux fichiers mentionnés ci-dessus, ainsi que la section « Quelles *typologies* sont disponibles ? » (p. 30) du chapitre 1 « Qu'est-ce que la cartographie des habitats ? »

2.2.1.2 - Disponibilité des données

De nombreux catalogues et inventaires en ligne permettent de rechercher des données existantes sur des études marines européennes. Les quelques exemples qui suivent ne constituent pas une liste exhaustive des ressources disponibles.

Il faut savoir qu'en Europe l'accès à de telles données n'est généralement pas immédiat, car ceux qui ont recueilli ces données peuvent en avoir la propriété intellectuelle. Selon les cas, il est possible d'acheter ces données ou d'y accéder dans le cadre d'une licence annuelle d'utilisation. L'utilisation des données fait souvent l'objet de restrictions afin de protéger les droits de propriété intellectuelle et de veiller à ce que le détenteur d'une licence ne transmette pas à des tiers les données sous forme brute ou même comme une *couche* de données interprétées. Il est conseillé d'examiner très attentivement les conditions d'utilisation de tout jeu de données avant d'en faire l'achat. Il faut aussi être conscient que des données « gratuites » n'offrent pas nécessairement de garantie de qualité. Dans tous les cas cependant, les *métadonnées* (c'est-à-dire l'*information* sur les données) devraient être accessibles gratuitement.

Nous conseillons de commencer par le [catalogue des métadonnées de MESH](#) sur les études de *cartographie* du fond de la mer, qui résulte d'une initiative du projet MESH visant à compiler et à harmoniser les *cartes d'habitats* existantes. Sous forme d'une base de

données interrogeable, ce catalogue énumère des centaines de *cartes* ou jeux de données, et il est relié au site du [SIG webGIS de MESH](#), qui contient les *cartes* et indique les limites des jeux de données.

Le [portail OceanNET](#) donne accès à trois groupes de travail du Royaume-Uni, pilotés par l'IACMST (*Inter-Agency Committee on Marine Science and Technology* – Comité inter-agences sur les sciences et techniques de la mer), qui œuvrent dans des domaines de pointe des sciences de la mer. Ces groupes de travail sont le GOOSAG (*Global Ocean Observing System Action Group* – Groupe d'action sur un système global d'observation des océans), le MEDAG (*Marine Environmental Data Action Group* – Groupe d'action sur les données de l'environnement marin) et le MDIP (*Marine Data and Information Partnership* – Partenariat pour les données et l'information sur le monde marin). Le MDIP travaille à la mise sur pied d'un réseau de centres d'archives qui agira comme référentiel de toutes les données marines du Royaume-Uni. À l'heure actuelle (en 2007), ces centres comprennent le BODC ([British Oceanographic Data Centre](#) - Centre britannique de données océanographiques), l'UKHO ([United Kingdom Hydrographic Office](#) - Bureau hydrographique du Royaume-Uni) et le DASSH ([Data Archive for Seabed Species and Habitats](#) - Centre d'archives sur les espèces et *habitats* benthiques).

À l'échelon européen, la Commission européenne soutient le site Web [Sea-Search](#), qui donne « accès aux données et à l'information océanographiques et marines en Europe », et notamment aux centres, réseaux et jeux de données, ainsi qu'aux organismes du monde marin.

Des organismes spécialisés peuvent également fournir des catalogues de leurs propres données (citons par exemple la [British Geological Survey](#) – Commission géologique britannique, le [Cefas](#), l'[IFREMER](#) et le [CIEM](#)). C'est le cas également de certains groupes d'intérêt spécialisés, par exemple dans le secteur du pétrole et des granulats marins.

Des renseignements sur des jeux de données à échelle très globale sont accessibles par l'*intermédiaire* d'organismes internationaux tels que le [Global Change Master Directory to Earth Science and services](#) (Répertoire général du changement global sur les sciences et les services de la terre) ou la [Commission océanographique intergouvernementale](#) de l'UNESCO, qui héberge l'[Échange international des données et de l'information océanographiques](#), réseau mondial de services formé d'agences nationales désignées, de centres nationaux de données océanographiques, de centres de données océanographiques nationaux responsables et de centres mondiaux de données océanographiques. Ce site fournit la liste des coordonnateurs nationaux en matière de [gestion de données océanographiques](#) et de [gestion de l'information maritime](#).

Pour certains programmes de *cartographie*, la disponibilité de *cartes* existantes ou de données modélisées est particulièrement intéressante, qu'elles soient sous forme d'images *matricielles* ou de données *vectérielles*. Des données sur les types de sédiment, la bathymétrie et les *tensions de cisaillement* (énergie hydrodynamique) sont souvent nécessaires et sont brièvement abordées ci-après.

Des *cartes* des sédiments, généralement fondées sur la *typologie* de Folk, sont souvent publiées par des commissions géologiques nationales, ou parfois par des bureaux d'hydrographie ou des universités. Certains organismes comme la Commission géologique britannique rendent leurs [cartes des sédiments marins](#) disponibles sous forme numérique afin qu'elles puissent être facilement incorporées dans des *systèmes d'information géographique*. Ces *cartes* peuvent être achetées en ligne. Il est possible que certaines *cartes* soient (ou deviennent) périmées, mais que des quantités considérables de nouvelles données soient disponibles. Il faut prendre le temps d'évaluer la qualité et l'utilité des *couches* sédimentaires interprétées et des données sur lesquelles ces *cartes* sont fondées. La *cartographie* de substrats rocheux est souvent inadéquate si elle est fondée en grande partie sur les données de prélèvements ponctuels (à la benne, par carottage). Pour faire une modélisation, il faut travailler à partir des données

quantitatives originales sur les sédiments plutôt que sur des *cartes* interprétées. Lorsque des données originales sont disponibles, le choix de la variable utilisée pour la modélisation dépend largement de la portée et de la densité des données sur le territoire étudié. Dans le cas de jeux de données antérieurs, il se peut que les données originales soient perdues et que seuls des descripteurs univariés aient été consignés, auquel cas la taille médiane des grains est probablement le paramètre le plus souvent rapporté.

Les données bathymétriques sont généralement disponibles auprès des bureaux hydrographiques nationaux, et les sondages originaux sont habituellement accessibles (moyennant paiement). La *résolution* des données brutes varie selon la complexité du fond marin. Si des données sont requises pour un vaste territoire, il peut être nécessaire de communiquer avec plusieurs bureaux hydrographiques, et la compilation des données devient alors très complexe si celles-ci se présentent sous différents formats, sont référencées par rapport à des ellipsoïdes et des niveaux de référence différents. Parmi les données bathymétriques compilées disponibles (moyennant paiement), mentionnons la GEBCO ([G](#)eneral [B](#)athymetric [C](#)hart of the [O](#)ceans – Carte bathymétrique générale des océans) du *British Oceanographic Data Centre* (Centre britannique de données océanographiques) et [DigBath250](#), jeu de données bathymétriques *vectorielles* des eaux du Royaume-Uni et des eaux européennes adjacentes, produit par la Commission géologique britannique (sondages originaux compilés au 1/250 000).

Les données sur l'énergie hydrodynamique (*tensions de cisaillement*, courants de fond) sont surtout disponibles auprès d'organismes actifs dans le domaine des *modèles* hydrodynamiques et des *modèles* de transport de sédiments, tels que le [laboratoire océanographique Proudman](#). Certains organismes privés ou universités qui travaillent dans ce domaine peuvent également avoir des données disponibles. (voir le [Répertoire européen des organisations maritimes](#) dans le site Web [Sea-Search](#)).

2.2.1.3 - Qualité des données

La qualité des données existantes peut constituer une difficulté majeure, car jusqu'à récemment on a souvent négligé de consigner des *métadonnées*. On prend souvent pour acquis que les données antérieures sont correctes, alors que l'on n'a aucun moyen de savoir si elles ont été acquises, traitées ou interprétées de manière adéquate. Les *métadonnées* sont des « données à propos de données ». Elles indiquent entre autres comment les données ont été acquises et traitées, et sont donc essentielles pour le contrôle de la qualité des jeux de données existants.

Il est important d'évaluer la qualité des données existantes avant de les utiliser dans un programme de *cartographie*, car cela a des conséquences directes sur la *fiabilité* des *cartes* obtenues. La qualité des données doit atteindre au moins le niveau stipulé dans le rapport sur la portée du programme. Par exemple, si la *précision spatiale* des données est de ± 50 m, ces données pourront servir à la réalisation de *cartes à échelle globale* ou *intermédiaire*, mais non de *cartes à échelle fine*.

Il existe des normes de qualité reconnues pour certains types de données. Les données bathymétriques sont couvertes par les normes de l'Organisation hydrographique internationale (OHI) relatives aux levés hydrographiques (ordres « Spécial », « 1 », « 2 » et « 3 » de l'OHI), qui portent sur la *précision* de la position et de la profondeur ainsi que sur la densité des données. Dans un article sur les normes internationales en matière de levés hydrographiques (fichier [IHO survey standards.pdf](#)), Mills (1998) résume de manière abordable et très instructive le concept de *confiance* et les sources d'*erreur*. Nous traduisons ici ce passage, car les notions qu'il aborde sont utiles pour toute réflexion sur la qualité des données.

« Il faut aborder brièvement les *erreurs* de mesure afin de comprendre la signification du niveau de *confiance* de 95 % prescrit pour l'*exactitude* des positions et des profondeurs dans les nouvelles normes. Une *erreur* est la différence entre une valeur mesurée et la

valeur réelle. Elle est soit due à une bévue, soit systématique, ou encore aléatoire. Les bévues sont généralement des *erreurs* importantes dues à l'inattention ou au manque de compétence de l'observateur. Les *erreurs* systématiques obéissent à des règles physiques qui permettent de les prévoir. Les *erreurs* aléatoires sont généralement de petites *erreurs* dues aux limites des appareils et des processus de mesure ; leur valeur peut être aussi bien positive que négative et est régie par les lois de la *probabilité*. Il faut éliminer les bévues par la mise sur pied de procédures adéquates de vérification ; on suppose qu'elles sont absentes dans les données de levés hydrographiques de qualité. Les *erreurs* systématiques sont mesurées ou modélisées à l'aide de techniques d'étalonnage, et doivent être supprimées des données des levés avant leur évaluation au regard des normes de l'OHI. Les *erreurs* aléatoires résultent de l'impossibilité de mesurer parfaitement une quantité quelconque ou de produire un *modèle* parfait des *erreurs* systématiques. »

Il existe des normes de qualité pour de nombreux types de données, et il est normal que les professionnels, les chercheurs et les opérateurs connaissent les normes pertinentes dans leur domaine quant à l'acquisition, au traitement, à l'analyse et à l'enregistrement des données. **Il est donc conseillé de faire évaluer par une « personne compétente » la qualité des données disponibles.**

Il arrive parfois qu'aucune norme spécifique n'existe. C'est le cas par exemple dans le domaine de l'identification des taxons en biologie. L'évaluation de la qualité des données doit donc reposer sur d'autres critères, comme ceux de l'utilisation par un laboratoire d'un système reconnu d'assurance qualité, par exemple le [NMBACQ](#) (*National Marine Biological Analytical Quality Control scheme* – système national analytique d'assurance qualité en biologie marine) du Royaume-Uni, ou par un expert reconnu par ses pairs.

Comme les données cartographiées appartiennent à la catégorie générale de l'« *information* géographique », il faut également connaître l'existence de l'Organisation internationale de normalisation (ISO), et plus précisément de son Comité technique 211 (ISO/CT 211), qui se consacre à l'élaboration et à la mise en œuvre de normes relatives à l'*information* géographique et à la géomatique. Les normes de l'ISO sont connues par leur numéro, et la série ISO 19100 porte sur l'*information* géographique. La récente norme ISO19115, qui concerne les *métadonnées* géographiques, est assez obscure pour les non-experts. Heureusement, cette norme a souvent été interprétée par des organismes nationaux, qui l'ont présentée sous une forme simplifiée et plus conviviale pour les personnes qui doivent l'appliquer.

2.2.1.4 - Compatibilité des données

Un autre facteur à prendre en considération est celui de la compatibilité entre jeux de données existants. Une recherche de données permet souvent de trouver plusieurs sources de données de types semblables, mais il se peut que les *métadonnées* révèlent que ces jeux de données ne sont pas compatibles, car les données n'ont pas été acquises de la même manière d'une étude à l'autre. C'est ce qu'illustre l'exemple fictif suivant.

Exemple : Deux études A et B ont consisté à effectuer des sondages acoustiques à balayage latéral dans deux zones adjacentes. Les *métadonnées* montrent que ces deux études ont fait appel à des appareils différents, que les données sur la position n'ont pas été déterminées de la même manière, et que le traitement a été effectué à l'aide de logiciels différents. Même si les résultats des deux études sont valables, l'étude A a donné une image d'une *résolution* et d'une *précision spatiale* meilleures que l'étude B. Par conséquent, les interprétations initiales des données de ces deux études ne seront probablement pas entièrement compatibles, car l'étude A montre des structures à *échelle fine*, ce qui n'est pas le cas de l'étude B.

Dans une telle situation, une première possibilité consiste à harmoniser les interprétations ; pour ce faire, on interprète à nouveau les données à haute *résolution* en utilisant uniquement les catégories de structure identifiées dans les données à faible *résolution* (l'inverse est impossible). Il peut être souhaitable de traiter à nouveau les données à haute *résolution* avec le logiciel utilisé à l'origine pour les données à faible *résolution*. Si le programme de *cartographie* exige des données à haute *résolution*, une autre possibilité est de refaire des levés de la zone B à l'aide du système à haute *résolution* employé pour la zone A.

Métadonnées	Étude A	Étude B
Marque et <i>modèle</i>	Benthos SIS 1624	Edgetech 4200 FS1500
Fréquence (kHz)	400	120
Vitesse de remorquage (nœuds)	3	6
Altitude au-dessus du fond (m)	6	15
Position déduite par	Suivi acoustique	Calcul de l'écart
Logiciel de traitement	Caris	ISIS

Métadonnées relatives à deux sondages acoustiques à balayage latéral (études fictives), illustrant la possible incompatibilité des données

Il faut évaluer avec soin la compatibilité de jeux de données semblables avant de les combiner ou de les soumettre à une forme d'*interprétation* commune. Même si, d'après les *métadonnées*, les deux jeux de données semblent compatibles, il faut examiner attentivement les données elles-mêmes afin de détecter des différences qui pourraient ne pas apparaître dans les *métadonnées*. Dans le cas de la faune en particulier, des incohérences taxinomiques peuvent devoir être résolues avant que l'on regroupe les données. L'évolution de la taxinomie et la *précision* avec laquelle les taxons sont identifiés constituent deux causes fréquentes d'incohérence.

Dans ce cas, il est généralement conseillé de rechercher des manières d'harmoniser des jeux de données en apparence incompatibles, car cela est probablement moins coûteux que de repartir à zéro et d'acquérir de nouvelles données. L'harmonisation requiert certaines transformations ou manipulations des données afin qu'elles respectent une norme commune. Il ne faut pas oublier que les données doivent être adaptées à leur finalité, en l'occurrence la *cartographie* des *habitats*, et que certaines normes, par exemple les normes de l'OHI en matière de levés hydrographiques, se situent parfois bien au-delà de vos besoins.

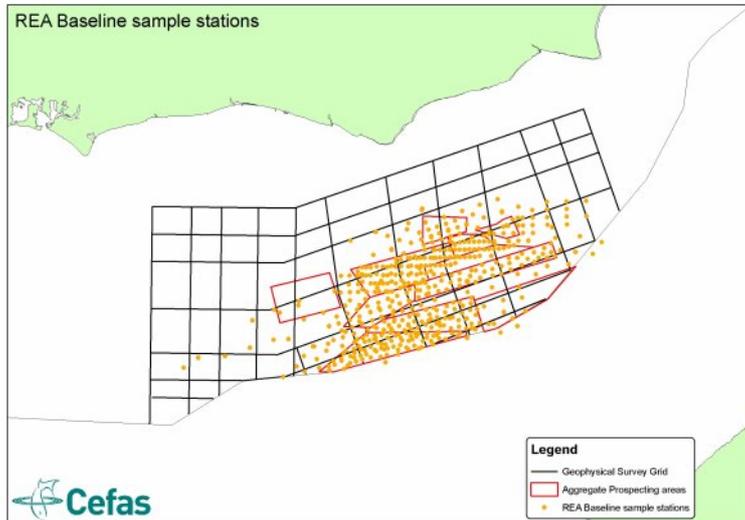
2.2.1.5 - Degré de couverture des données

L'avènement de *systèmes d'information géographique (SIG)* a grandement amélioré notre capacité à évaluer rapidement la couverture spatiale des nombreux jeux de données nécessaires pour réaliser une *carte d'habitats* benthiques. Dans le cadre d'une étude au bureau ou d'une *analyse de l'existant*, il est conseillé d'élaborer un *SIG* capable de montrer l'emplacement et l'étendue des données existantes. Cela met en lumière les lacunes, tant sur le plan de l'étendue géographique que sur celui de la densité de couverture.

Le simple tracé des limites des levés existants risque de donner une fausse impression du *degré de couverture* et de la densité des données. Il est donc conseillé de représenter la position des échantillonnages et des fauchées, qui sont susceptibles de mettre en évidence les zones où la densité des données est médiocre.

L'exemple qui suit est extrait de la phase de planification d'un programme de *cartographie* des *habitats* en Manche orientale (James *et al.*, 2007), qui portait sur un territoire d'environ 5000 km². L'un des objectifs principaux de ce programme consistait à situer

dans un contexte spatial plus vaste une évaluation environnementale régionale de zones potentielles d'extraction de granulats marins. La figure montre la grille de levés prévue, en relation avec les lieux d'échantillonnage (points jaunes) effectués dans le cadre de l'évaluation environnementale et avec les zones potentielles d'exploitation de granulats marins (*polygones rouges*). Il apparaît clairement que, dans le nouveau projet, les efforts de levé devraient se situer à l'extérieur de la partie centrale du territoire.



Graphique fourni par un SIG lors d'une *analyse de l'existant* pour un programme de cartographie dans la Manche orientale

D'autre part, comme l'espace de travail du SIG s'avérera précieux pour les étapes ultérieures du processus de planification portant sur les stratégies des levés et les plans de campagne, il devrait faire partie du rapport sur l'*analyse de l'existant*.

2.2.1.6 - Limites relatives aux données

Au cours de l'*analyse de l'existant*, il est important de reconnaître et de mettre en évidence les limites potentielles des données et des interprétations existantes, afin d'assurer une utilisation appropriée de ces ressources. Il est souvent tentant d'accepter des interprétations qui semblent fournir l'*information* voulue en négligeant d'évaluer comment ces interprétations ont été déduites et la nature des études sur lesquelles elles reposent.

Un exemple en est un programme en cours dans la Manche centrale visant à cartographier l'emplacement et l'étendue des *habitats* de type « récifs rocheux » de l'Annexe I, qui comprennent les affleurements rocheux et les récifs de blocs ou de gros cailloutis. Dans l'une des zones de levés ciblées, la *carte* des sédiments benthiques indiquait la présence de petits affleurements rocheux éparpillés près d'une zone étendue de graviers. Un sondage multifaisceaux couvrant en totalité une partie de cette zone (voir la figure ci-après) a révélé que celle-ci était beaucoup plus complexe et variée que prévu, avec de grands affleurements rocheux témoignant de vestiges de bassins versants.

Un réexamen de la *carte* des sédiments benthiques a montré que les points d'échantillonnage originaux se situaient en grande partie à l'extérieur de la zone couverte par les levés acoustiques. Cela illustre le danger d'utiliser une *interprétation* indépendamment des données dont elle est issue, y compris l'*information* sur le contexte temporel. Des *cartes* géologiques et des *cartes* du Quaternaire peuvent également s'avérer précieuses, car elles indiquent souvent jusqu'à quel point la roche sous-jacente est proche de la surface du fond marin.

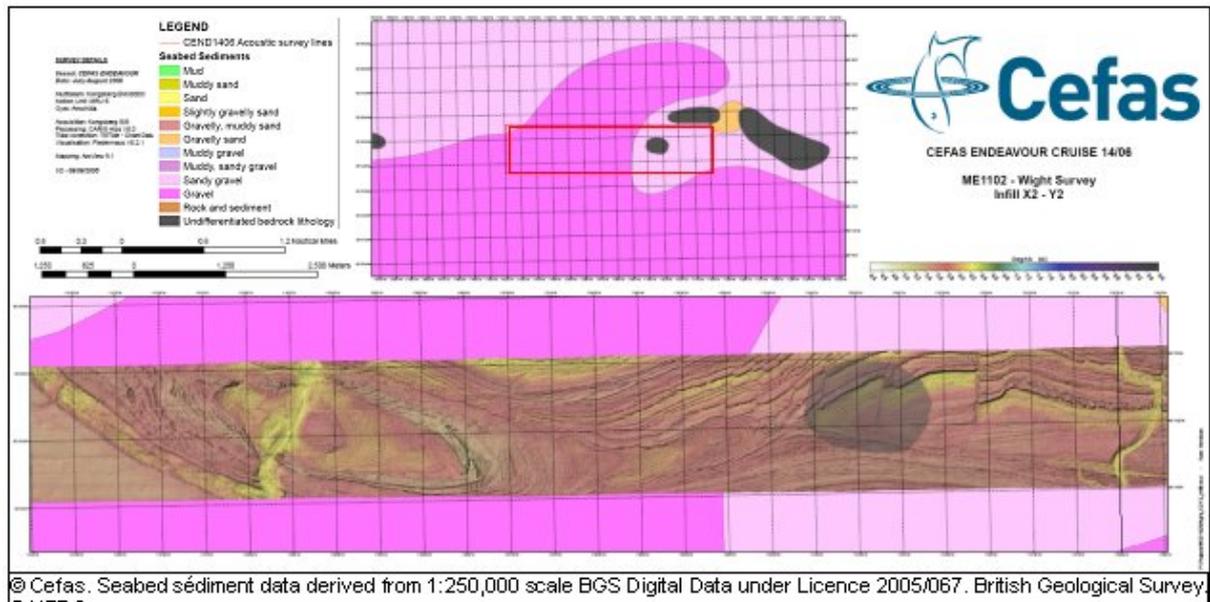
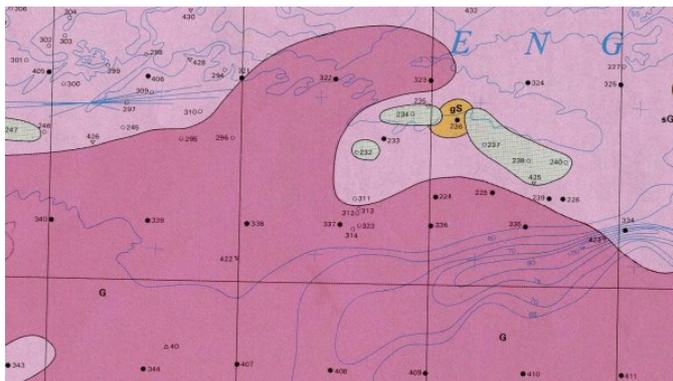


Image d'un sondage multifaisceaux effectué dans la Manche, superposée à une carte des sédiments benthiques (partie du bas). L'image du haut montre la partie qui a fait l'objet du sondage multifaisceaux (rectangle rouge) par rapport à la zone plus vaste couverte par la carte des sédiments.



Partie d'une carte au 1/250 000 de la Commission géologique britannique montrant la position des points d'échantillonnage qui ont servi à tracer les frontières entre les types de sédiment benthique

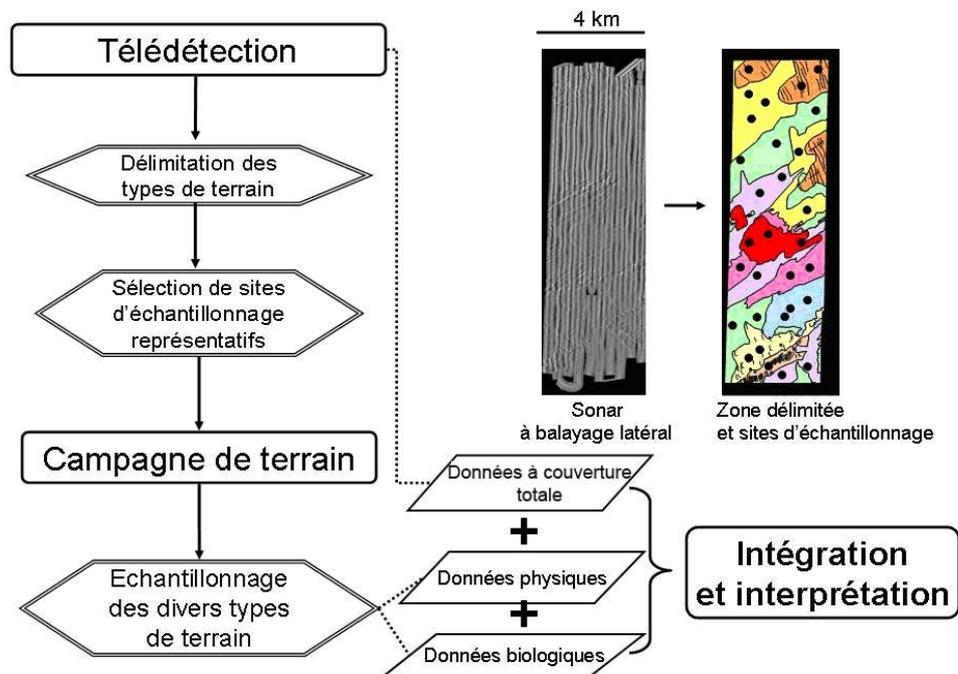
La principale leçon à tirer de cet exemple est d'examiner attentivement les données et interprétations existantes, afin de bien comprendre leurs limites si l'on compte les utiliser pour un programme de *cartographie*.

2.3 - Définition des levés à effectuer

Si l'*analyse de l'existant* montre le besoin d'acquérir des données par de nouveaux levés, la prochaine étape du processus de planification consiste à établir un cahier des charges des levés en question. Il faut pour cela avoir certaines connaissances sur les différentes stratégies de réalisation des levés et sur les outils d'échantillonnage disponibles.

D'une manière générale, la réalisation de levés fait intervenir la télédétection et des techniques d'échantillonnage direct. Les moyens de télédétection assurent une couverture d'une zone d'un littoral ou du fond de la mer, mais employés seuls ils ne permettent habituellement pas de détecter des *habitats*. Ils permettent plutôt de subdiviser le territoire couvert en un certain nombre de zones représentant différents types de terrain. Les techniques d'échantillonnage direct fournissent les données physiques et biologiques relatives à un certain nombre de points. Ces données sont nécessaires à l'identification et à la *classification* des *habitats*. Il est possible de produire des *cartes d'habitats* seulement par échantillonnage direct, mais cela exige un programme intense d'échantillonnage pour obtenir la couverture spatiale nécessaire. Au lieu de cela, il est

plus efficace et rentable d'utiliser une combinaison des deux techniques, en ciblant l'échantillonnage direct sur différents types de terrain. On obtient ainsi une couverture totale et des données de terrain stratifiées que l'on peut ensuite intégrer et interpréter pour produire une *carte*. L'équipe du projet MESH recommande le recours à la stratégie de base suivante : télédétection, puis campagne de terrain dirigée en vue d'un échantillonnage représentatif du territoire à cartographier.

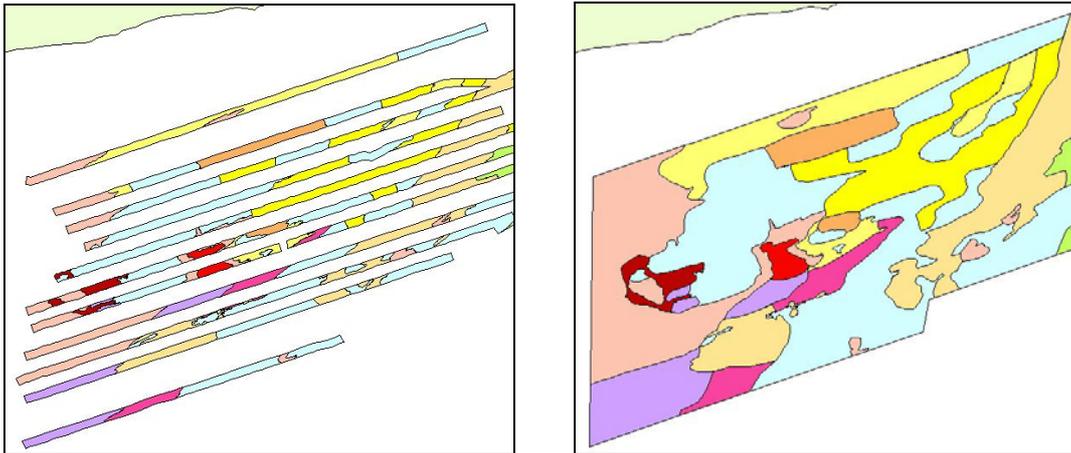


Stratégie de base de la réalisation de levés. Les données acquises par télédétection et par échantillonnage direct sur le terrain alimenteront la phase d'intégration et d'interprétation du processus de cartographie.

La télédétection et les campagnes de terrain font appel à une gamme de technologies, d'instruments et de dispositifs, dont certains fournissent plusieurs types différents de données (ou d'échantillons) alors que d'autres n'en donnent qu'un. Les techniques de télédétection optique (p. ex. imagerie satellitaire, photographie aérienne et *lidar*) sont efficaces sur le littoral et dans les eaux claires peu profondes. Les levés à bord de navires utilisent un ensemble de techniques acoustiques pour produire des images du fond. Les systèmes à haute fréquence comme les sondeurs multifaisceaux et le sonar à balayage latéral donnent des plans-images de la surface du fond, alors que les systèmes à basse fréquence (p. ex. les profileurs du sous-sol du fond) pénètrent le fond et donnent des profils des *couches* de sédiments et des strates rocheuses. Les campagnes de terrain menées sur le littoral favorisent l'observation directe, alors que celles menées à bord de navires reposent plutôt sur des prélèvements à la benne, des chaluts et l'observation à distance (caméras vidéo et appareils photographiques). La méthode de levé dépend de la combinaison d'outils et de techniques choisie (ou disponible). Nous résumons les capacités et les limites de diverses catégories de techniques de télédétection et de travail de terrain. L'outil interactif de définition de la portée du programme permet à l'utilisateur de voir le degré d'adéquation de ces techniques sous différentes conditions du milieu. Le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? » suggère des lignes directrices concernant l'exploitation des divers outils d'échantillonnage.

Cette étape du processus de planification devrait porter sur la stratégie de réalisation des levés, en tant que plan d'action général visant à répondre aux besoins. Il faut définir le type et la quantité de télédétection nécessaires. Grâce à leur rapidité, les techniques

aériennes permettent habituellement de couvrir entièrement le littoral et les zones intertidales de petit fond. Par contre, les levés à partir de navires sont souvent limités par des considérations de temps et de coûts, de sorte qu'il faut choisir entre une couverture totale d'une petite zone ou une couverture partielle d'un plus grand territoire. Une couverture inférieure à 100 % se traduit automatiquement par l'incapacité à réaliser des *cartes* à haute *résolution*, mais on peut produire des *cartes* à *résolution* plus faible avec divers degrés de *fiabilité*, à l'aide de techniques d'*interpolation* ou de levés à couverture partielle. Une stratégie de levés « imbriqués » combine une couverture partielle d'un grand territoire et une couverture plus détaillée de certaines zones présentant un intérêt particulier.



Exemple de levé à couverture partielle (à gauche) et de *carte* produite par *interpolation* (à droite). Le territoire faisant l'objet du levé a une largeur d'environ 20 km.

La stratégie de la campagne de terrain dépend de la finalité de la *carte* et du niveau de *fiabilité* requis. On a le choix de prélever un ou plusieurs échantillons de chaque zone distincte vue par télédétection, ou seulement de chaque type de terrain. On peut également avoir besoin de stratifier davantage l'échantillonnage pour tenir compte de facteurs écologiques, par exemple le cycle d'immersion et d'émersion des estrans ou la profondeur et le gradient de turbidité en eau profonde.

Le résultat de cette étape du processus de planification devrait être un cahier des charges des levés décrivant en détail les objectifs des levés et donnant les grandes lignes des stratégies et de l'ordonnancement du travail. Le cahier des charges doit être suffisamment détaillé pour permettre à ceux qui proposent les levés d'en faire une estimation des coûts en vue de solliciter un financement ou de lancer des appels d'offres. Le plan de campagne détaillé des levés fait généralement l'objet d'un accord à un stade ultérieur et peut contenir des éléments assujettis aux résultats des premières phases des travaux. Une fois le financement assuré et un accord sur la portée du travail conclu, il est courant de revoir en détail la campagne de télédétection et la campagne de terrain pour s'assurer que la conception des levés répond de manière optimale aux objectifs du programme.

2.3.1 - Stratégie de base de la réalisation de levés

La télédétection et l'échantillonnage sur le terrain procurent tous deux de l'*information* pertinente pour la *cartographie* des *habitats*. On peut en principe recourir à l'un ou à l'autre, ou à une combinaison des deux. L'équipe du projet MESH recommande de recourir à une combinaison des deux, et dans un ordre déterminé : la télédétection d'abord, suivie d'une campagne de terrain. Pour vous aider à comprendre pourquoi nous recommandons cette stratégie de base, ainsi que les conséquences pour votre programme de *cartographie* si vous devez adopter une approche différente, nous passons en revue les quatre options possibles.

Télé-détection seule – Cette stratégie donne une bonne couverture spatiale qui permet de segmenter le territoire en divers « types de terrain », mais il faut un travail d'*interprétation* ou de terrain pour identifier à quoi correspond chaque type. Certaines techniques de télé-détection fournissent des images interprétables dans lesquelles des types de terrain sont directement identifiables à partir de la « signature » caractéristique du substrat ou de la structure (p. ex. herbier de phanérogames marines dans le cas de la photographie aérienne, ou rides de sable dans le cas du sonar à balayage latéral), mais d'autres résultats peuvent représenter un mélange de types d'*habitat*, car le capteur est incapable de distinguer différents substrats, par exemple le sable et la vase. Les données de télé-détection sont généralement dépourvues d'*information* sur la composante biologique des *habitats* et limitent de ce fait les détails que l'on peut inclure dans la description et la *classification* des *habitats*. Employée seule, la télé-détection est probablement l'option la moins coûteuse, au prix toutefois d'une *information* réduite dans le rendu cartographique.

Campagne de terrain seule – Cette stratégie fournit de l'*information* sur les composantes physique et biologique des *habitats*, mais le seul recours à des techniques d'échantillonnage sur le terrain n'est généralement pas suffisant pour délimiter avec *exactitude* les frontières des *habitats*. La campagne de terrain n'est pas conçue à partir de connaissances préalables des caractéristiques du fond (types de sédiment et *figures sédimentaires*), et doit donc être menée sur la base d'une grille ou d'une stratification des profondeurs. L'échantillonnage se fait généralement à une très *petite échelle* (p. ex. prélèvements à la benne sur 0,1 m², vidéo sur des sections de 200 m de long), de sorte que l'échantillonnage doit être intense pour que toutes les zones soient couvertes de manière adéquate et égale. Le coût de programmes d'échantillonnage aussi intenses est généralement prohibitif (sauf pour de très petites zones).

Télé-détection suivie d'une campagne de terrain – Il s'agit de l'approche optimale des levés pour la *cartographie* des *habitats*. La télé-détection permet de segmenter le territoire en types de terrain, dont chacun peut ensuite être ciblé afin que l'échantillonnage réalisé sur le terrain soit représentatif. Le tableau complet des *habitats* se déduit par la suite en associant les données de télé-détection et celles de la campagne de terrain, par analyse *empirique*, *interprétation* directe ou modélisation (voir le chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? »). La combinaison dans cet ordre des deux types de levés s'avère l'option la moins coûteuse pour obtenir des *cartes* donnant de l'*information* physique et biologique sur les *habitats*.

Campagne de terrain suivie de télé-détection – Cette technique est plus efficace que le recours à une seule des deux méthodes, mais l'incapacité d'orienter la campagne de terrain vers des structures connues du fond ou vers différents types de terrain empêche de profiter pleinement des synergies potentielles entre les deux types de techniques. L'intensité de l'échantillonnage doit demeurer élevée pour assurer une couverture égale de toutes les zones. Cette stratégie peut donc s'avérer l'option la plus coûteuse.

Recommandation

L'équipe du projet MESH recommande fortement le recours à la troisième des approches ci-dessus, à savoir la télé-détection suivie d'une campagne de terrain, qui a fait ses preuves comme méthode la plus efficace et la plus rentable de production de *cartes d'habitats* ayant un niveau acceptable de *fiabilité* et d'*exactitude*.

Après avoir choisi une stratégie de base de la réalisation de levés, il faut examiner la gamme d'outils et techniques d'échantillonnage (voir sous-section 2.3.2) disponibles et choisir ceux qui sont les plus à même de fournir les données et l'*information* à acquérir d'après les résultats de l'*analyse de l'existant*.

2.3.2 - Outils et techniques d'échantillonnage

Les opérateurs de terrain ont à leur disposition une variété de technologies d'échantillonnage de divers aspects de l'environnement. Les outils de télédétection, qui comprennent les technologies optiques, le radar, le sonar et les technologies sismographiques, sont complétés par des techniques de prélèvement telles que le prélèvement à la benne et le carottage, et par des techniques d'observation comme la vidéo et la photographie. Chaque technologie comporte divers outils conçus pour fonctionner dans certaines conditions ou à des fins légèrement différentes (p. ex. caméras fixées sur un traîneau ou sur un bâti vertical, et véhicules téléguidés munis de caméras vidéo). Pour rédiger le cahier des charges des levés, il faut avoir une certaine connaissance de la gamme d'outils disponibles et des données qu'ils peuvent fournir, et savoir dans quelle mesure ils sont adaptés à une utilisation dans les conditions de levé prévisibles.

Dans cette sous-section, nous passons brièvement en revue divers outils et techniques, afin de comparer leurs possibilités et leurs limites. Cela vous aidera à choisir un ensemble de techniques appropriées qui seront énumérées dans le cahier des charges des levés. Une version agrandie des trois fiches récapitulatives, ci-après, est accessible dans le dossier des documents (fichier [Technique selection v2.ppt](#)). Une description plus détaillée de chaque technique est donnée dans la recension MESH des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, contenue dans le fichier [MESH Standards & Protocols 2nd Edition 26-2-07.pdf](#).

2.3.2.1 Techniques de télédétection

Les techniques de télédétection les plus souvent employées pour la *cartographie* des *habitats* marins se répartissent en deux catégories :

- les techniques aériennes (satellites ou aéroportées) pour les estrans et les zones de petit fond (profondeur maximale de 10 m en eau claire) ;
- les techniques acoustiques pour les zones de petit fond et de plus grand fond du domaine subtidal. On peut les utiliser pour les estrans à marée haute, mais cela n'est pas habituel, car les risques de dommages sont plus élevés.

Techniques aériennes

Pour les estrans et les zones de petit fond, on peut cartographier la répartition spatiale des faciès benthiques (c'est-à-dire des différents types de terrain) à partir d'images satellitaires et de campagnes aériennes. D'autre part, le relief peut être déterminé à l'aide d'un *lidar* (instrument laser fixé sur un avion) ou par stéréophotographie aérienne.

Techniques acoustiques

Les techniques acoustiques peuvent donner de l'*information* sur les caractéristiques superficielles et subsuperficielles du fond marin. Pour la *cartographie* des *habitats* marins, ce sont habituellement la surface et les 50 premiers centimètres du fond qui sont les plus intéressants, car c'est là où vivent la majorité des espèces. Les sonars à balayage latéral, multifaisceaux et à interféromètre captent le long du fond des fauchées que l'on assemble pour construire des images à haute *résolution* sur lesquelles il est possible de reconnaître certains sédiments et *figures sédimentaires* directement cartographiables. Les échosondeurs monofaisceau captent une série de points le long du fond et, par l'*intermédiaire* d'un système acoustique de *classification* automatique des natures de fonds (SACLAF), peuvent construire des images *matricielles* à faible *résolution* qui subdivisent le territoire levé en divers types de terrain. Certaines techniques sont meilleures pour cartographier la répartition spatiale des faciès, alors que d'autres conviennent mieux à la *cartographie* du relief. D'autres encore permettent de faire les

deux. Les appareils à basse fréquence sont conçus pour sonder le fond sous la surface afin de montrer l'épaisseur des diverses *couches* de sédiments.

Les techniques sismographiques de télédétection sont considérées comme un cas particulier en *cartographie des habitats marins*. On les emploie souvent en géologie pour montrer des profils dans la croûte terrestre, et elles sont utiles pour la *cartographie des habitats* lorsqu'elles enregistrent des structures à la surface ou près de la surface du fond. Leur *résolution* est bien moindre que celle des moyens acoustiques, mais l'*information* qu'elles procurent peut fournir des indications supplémentaires permettant d'interpréter la nature du fond marin, notamment dans de vastes territoires ou dans les zones de grand fond du plateau continental, où les techniques acoustiques ne sont pas toujours vraiment utiles.

2.3.2.2 Techniques de terrain

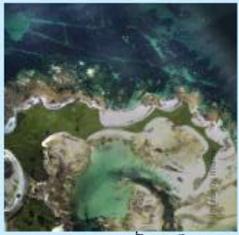
Les techniques de terrain se répartissent généralement en deux catégories : les techniques d'observation et les techniques de prélèvement. Les levés du littoral et des zones de petit fond tendent à reposer en grande partie sur l'observation humaine, même si des prélèvements sont nécessaires pour obtenir des données quantitatives. En eau profonde, on peut fixer des caméras sur différents dispositifs pour observer le fond, mais l'échantillonnage repose en grande partie sur des appareils qui prélèvent des échantillons des sédiments, de l'*endofaune* et de l'*épifaune*. Ces échantillons sont ensuite traités et analysés pour fournir la plupart des données physiques et biologiques nécessaires à la *classification des habitats*. Les dispositifs de prélèvement ne sont généralement efficaces que sur des sédiments non consolidés, de sorte que dans les zones rocheuses on se fie davantage aux moyens vidéo et photographiques.

What type of optical remote sensing do I need for my survey?

To map intertidal and shallow water facies



Aerial photography
Analog films in either natural colour (as in example) or IRC (infra-red colour), standard scale 1/25000, pixel size up to 0.25 metre obtained by digitization



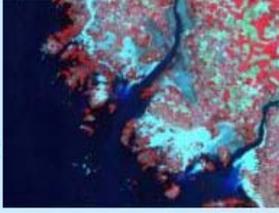
What can I do with these data?
 - Very local scale (provides a good 'ground layer')
 - Guiding field work
 - Delineating or main facies (e.g. for sensitivity mapping)
 What information lies there?
 - Intertidal facies (some nuances in sediment)
 - Shallow clear water facies with strong isobath (e.g. seagrass beds)
 Limitations of data
 - Limited penetration in water
 - Subject to glint, no stacking dimout

Airborne digital imagery
Multispectral images (several bands, usually visible and infrared) with pixel size in the metric range.



What can I do with these data?
 - Resource inventory
 - Change detection (provided data calibration effective)
 What information lies there?
 - Intertidal facies, but also shallow clear water facies with strong isobath (e.g. seagrass beds)
 - Some ability to identify sediment type (depending on band set)
 - Good identification of vegetative cover on various units
 Limitations of data
 - Limited penetration in water
 - Cost
 - Registration and mosaicking tricky

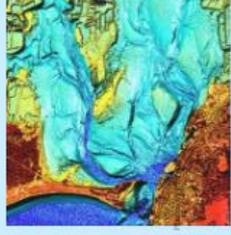
High resolution satellite imagery
Multispectral images (several bands, usually 3 visible and one infrared) with pixel size in the metric range.



What can I do with these data?
 - Resource inventory
 - Change detection (with data calibration)
 What information lies there?
 - Intertidal facies, but also shallow clear water facies with strong isobath (e.g. seagrass beds)
 - Good identification of vegetative cover
 Limitations of data
 - Limited penetration in water
 - Limited number of clear low tide acquisition windows (low reactivity)

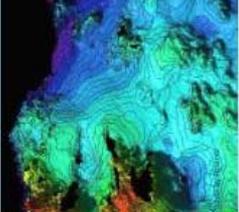
To map intertidal and shallow water relief

Topographic Lidar
Tidal DEMs (Digital Elevation Models) obtained from laser light return time. Dot spacing: metric, vertical accuracy 0.15 m, horizontal accuracy 1 metre.



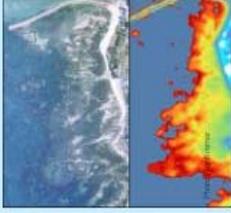
What can I do with these data?
 - Realistic description of relief
 - Guiding intertidal field work
 - Resource inventory (along with metadata)
 What information lies there?
 - Highly detailed elevation data
 - Slopes, slopes
 - Computation of erosion lines
 Limitations of data
 - Really LWS sub-window survey

Hydrographic Lidar
Seabed DEMs (Digital Elevation Models) obtained from laser light return transit time. Dot spacing: 2-5 m, vertical accuracy 0.25 m, horizontal accuracy 3-5 m.



What can I do with these data?
 - Very good description of bottom relief
 - A guide to subtidal field work
 What information lies there?
 - Highly detailed elevation data
 - Slopes, slopes
 - Potential identification of main seabed types (backscatter signature)
 Limitations of data
 - Limited by water clarity (30m or so)
 - Really LWS survey window

Aerial stereo-photography
Tidal DEMs obtained from stereo pairs of aerial photographs. Grid spacing 2 to 5 metres, vertical accuracy 0.6 to 1 metre (with 1/25000 photos)



What can I do with these data?
 - A coarse description of relief
 - A preliminary inventory of main coastal units
 What information lies there?
 - Moderately detailed elevation data
 - Coarse isobaths and slopes
 Limitations of data
 - Low tide survey needed
 - Use for under water mapping even more limited.

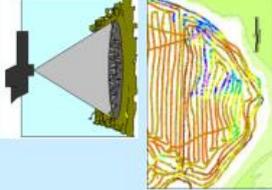
Resolution and dot density in the metric range

What type of acoustic remote sensing do I need for my survey?

To map subtidal facies

Single beam Acoustic Ground Discrimination Systems (AGDS)

Resolution largely depends on track spacing but considered coarse. Point data usually interpolated to give a raster image of pixel size between 5 and 100m



What can I do with these data?

- Resource inventory
- Complementary to swath

What information lies there?

- Measures roughness and hardness of the seabed as well as depth
- Can be interpreted with ground truthing
- High resolution swath sounding in all acoustic directions between sediment types

Limitations of data

- Coverage is not complete and interpolation can introduce errors
- Resolution is coarse
- Measurements are specific to each instrument and every survey should be interpreted independently

Side Scan Sonar

Acoustic seabed images as single line records or mosaics. Resolution and coverage frequency depth dependent: <0.2 - >1.0 m. Commonly not georeferenced therefore lower resolution for horizontal position: >10 m.



What can I do with these data?

- Delineate sediment types, bedforms and rock
- Detect temporal change in bedforms
- Relatively wide seabed coverage

What information lies there?

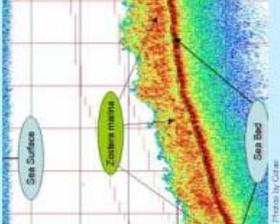
- Identify sediment types using backscatter
- Create and slope orientation of bedforms
- Identify positive and negative sea bed features
- Identify impacts e.g. trawling scars

Limitations of data

- Towed fish system, low positional accuracy, no starboard system can track both in position
- Difference between across track and along track resolution
- Generally not practical in water depths <5 -10 m

Single Beam Echosounders

Echo-integration of acoustic profiles of the seabed. Deployed from light vessels in suitable weather conditions. Metric along track resolution, vertical resolution 5 cm.



What can I do with these data?

- Ground truth swath technique surveys
- Fill gaps in swath data

What information lies there?

- Identify bottom type, e.g. bars seabed, deep seagrass
- Estimate bed biomas
- Measure depth profiles

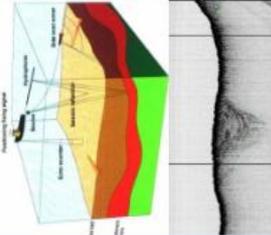
Limitations of data

- Limited daily coverage
- Interpretation of vegetation seaward

To map subtidal facies (cont')

Sub Bottom Acoustic Profiling

Acoustically acquired continuous profiles of the shallow subsurface. Vertical resolution in decimetre range, lateral resolution in metre-range.



What can I do with these data?

- Link the occurrence of particular seabed sediment to geological units in the shallow sub-surface

What information lies there?

- Distribution of consecutive layers (only if you have a suitable bathymetry)
- Measure of vertical variability for predicting temporal seabed-sediment change in case of erosion.

Limitations of data

- Only top layer is relevant to habitat mapping

To map subtidal relief

Multibeam Echo Sounders

Seabed DEMs (Digital Elevation Models) obtained from multibeam echo sounder. Resolution in the order of 2 to 5 metres horizontal, 0.05m vertical. Co-acquired backscatter, indication of seabed roughness and hardness often taken as proxy to habitat.



What can I do with these data?

- Extremely detailed seabed relief; contour, slope, aspect, rugosity, shaded relief; hydrographic charting; Benthic terrain modelling; seabed roughness proxy to habitat quality
- Can be ground truthing using grab or video dredge

What information lies there?

- Very accurate bathymetry
- Shaded relief models; backscatter
- 1/2 grey scale

Limitations of data

- System must be operated by a specialist per sonnel
- Data must be correctly collected accounting for sound velocity through water column, ship roll, pitch, yaw and tidal correction
- System must be chosen according to range of water depths for deployment

Interferometric Sonar

Seabed DEMs (Digital Elevation Models) and sidescan sonar quality imagery. Resolution in the order of 2 to 5 metres horizontal, 0.05m vertical. Swath width to 7 times water depth.

What can I do with these data?

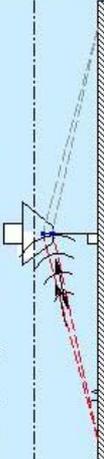
- Seafloor relief; contours, slope, aspect, rugosity, shaded relief; Hydrographic charting; Benthic Terrain Modelling
- Sidescan sonar grey scale seafloor images

What information lies there?

- Bathymetry; shaded relief models; grey scale seafloor imagery

Limitations of data

- System must be operated by a specialist per sonnel. Sound velocity through water column, ship roll, pitch, yaw and tidal correction must be made.
- Generally more applicable in water shallower than 50m.



What type of ground truthing technique do I need for my survey?

Observation Tools

Diver surveys

Direct observation by SCUBA diving or snorkeling to survey sub-tidal environments, gathering samples, data and/or images



Photo: Peter B. JARAC

What can I do with these data?

- Ground-truth features detected by acoustic surveys?
- Physical characteristics of sediment type and associated epifaunal communities?
- Temporal trend monitoring

What information lies there?

- Species inventories
- Quantitative relative abundance data
- Substrate, sediment descriptors
- Habitat characteristics

Limitations

- Unusable for turbid environments
- Limited depth penetration
- May require special qualifications and medical back-up



Video Techniques

Towed video sledge, drop-camera & ROV transects, giving video and photographic images of the seabed, georeferenced to +/- 1 m horizontal accuracy.




Photo: by Colver

What can I do with these data?

- Ground-truth features detected by acoustic surveys?
- Physical characteristics of sediment type and associated epifaunal communities?
- Temporal trend monitoring

What information lies there?

- Species inventories
- Quantitative relative abundance data
- Substrate, sediment descriptors
- Habitat characteristics
- Assessment of bioturbation

Limitations

- Unusable for turbid & high energy
- Limited depth penetration can be costly
- Limited spatial data
- Data quality may vary to allow sample



Sediment Profile Imagery

Profile images of soft sediments at a series of points along a transect, georeferenced to +/- 1 m horizontal accuracy.




Photo: by Colver

What can I do with these data?

- Ground-truth features detected by acoustic surveys?
- Physical characteristics of sediment type and associated epifaunal communities relating to sort
- Temporal trend monitoring
- Depth of oxygenated sediment
- Particle size & stratification

What information lies there?

- Species inventories
- Pre-sieve or benthos
- Depth of oxygenated sediment
- Particle size & stratification

Limitations

- Limited footprint (~0.05 sq m)
- Limited spatial data
- Use only on soft sediments



Sampling Tools

Grab sampling

Collecting samples of seabed sediments and in-fauna. Several different designs




Photo: Peter B. JARAC

What can I do with these data?

- Characterise the different sediment types detected by acoustic surveys?
- Characterise the infaunal communities associated with different sediment types?

What information lies there?

- Species inventories
- Species abundance & biomass data
- Indices of community richness
- Physical nature of the sediments
- Detailed particle size analysis

Limitations

- Limited footprint (~0.1 sq m)
- Can not sample harder sediments (boulders, rocks)



Trawls and Dredges

Collecting samples of epi-fauna from soft or unconsolidated sediments




Photo: by Colver

What can I do with these data?

- Characterise the epifaunal communities associated with mud, sand & gravel
- Characterise the infaunal communities associated with different sediment types?

What information lies there?

- Species inventories
- Species abundance & biomass data
- Indices of community richness, diversity etc

Limitations

- May integrate samples from several different depths
- Not suitable for hard ground (boulders, rocks)



Corers

Collecting samples of soft sediments. Several different designs




Photo: by Colver

What can I do with these data?

- Characterise physical properties of sediment
- Characterise the infaunal communities associated with sediments

What information lies there?

- Species inventories
- Species abundance & biomass data
- Indices of community richness, diversity etc
- Detailed particle size analysis

Limitations

- Limited footprint (~0.1 sq m)
- Most designs can only be used on soft sediments



2.3.2.3 Variété d'outils et de techniques

Les techniques de télédétection, d'observation et de prélèvement se subdivisent en une variété d'outils conçus et mis au point pour des applications précises ou pour procurer un rendement optimal dans des conditions données. Le tableau ci-après mentionne certains des outils les plus utilisés en *cartographie* des *habitats* marins. Une description plus détaillée de ces outils figure [dans la recension MESH des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, contenue dans le fichier: MESH Standards & Protocols 2nd Edition 26-2-07.pdf](#). Pour chaque technique, ce fichier donne une description des principes généraux de fonctionnement, et énumère les différents systèmes disponibles et leurs applications. Lors de la planification d'une campagne de levés ou de la rédaction d'un cahier des charges, il faut savoir que des systèmes variés existent, et consulter un spécialiste susceptible de vous recommander les outils les plus appropriés en fonction des besoins.

Variété d'outils pour diverses techniques	
Technique	Variations
Télédétection aérienne	
Photographie aérienne	Photographie oblique ou ortho-rectifiée
Imagerie numérique aéroportée	Panchromatique, multi- ou hyperspectrale
Imagerie satellitaire	Panchromatique, multi- ou hyperspectrale
<i>Lidar</i>	Topographique, hydrographique
Techniques acoustiques	
Sondeur multifaisceaux	Gamme de fréquences, <i>modèles</i> optimisés pour diverses fourchettes de profondeur
Sondeur monofaisceau	Gamme de fréquences, fréquence simple ou double
Sonar à balayage latéral	Analogique ou numérique, gamme de fréquences, fréquence simple ou double, modulation de fréquence (compresseur d'impulsions)
Sonar à interféromètre	Gamme de fréquences, fréquence simple ou double
Système acoustique de <i>classification</i> automatique des natures de fonds	Analyse de la force du signal ou de la forme de l'onde
Profileur du sous-sol du fond	Fréquence simple ou modulation de fréquence (compresseur d'impulsions), étinceleur et boomer
Techniques de prélèvement ou d'échantillonnage	
Prélèvements à la benne	Hamon, Day, Smith-McIntyre, Van Veen, Shipek,
Carottage	Carottier-boîte, Nioz, Vibrocore, carottage multiple
Chaluts	Agassiz, chalut à perche, chalut à panneau
Dragage	Drague à huîtres, drague à coquilles St-Jacques, <i>Naturalist</i> , Rallier du Batty, drague à roches, drague à ancre
Vidéo et photographie	Caméras remorquées ou fixées sur un bâti vertical, véhicules téléguidés

2.3.2.4 Adéquation des techniques

Le choix des techniques de levé à employer doit dépendre non seulement de leurs capacités de captage ou d'échantillonnage, mais aussi de leur adaptation aux conditions de levé prévues. Même les techniques d'échantillonnage les plus éprouvées ont leurs limites techniques et logistiques. Les prélèvements à la benne sont inefficaces sur des substrats rocheux, les techniques optiques sont affectées par la turbidité de l'eau, les scaphandriers ne travaillent normalement pas à plus de 30 m de profondeur. Par conséquent, selon les circonstances, ce ne sont pas les mêmes combinaisons d'outils de télédétection et d'échantillonnage qui sont appropriées. L'outil interactif de définition de la portée du programme présenté au paragraphe 2.1.1.1 « Définition de la portée du programme » comporte une partie qui vous permet de vérifier l'adéquation de ces techniques sous différentes conditions du milieu. L'utilisation de cette partie de l'outil de définition de la portée du programme est expliquée en détail au paragraphe 2.3.2.2 « Adéquation des outils de levé ».

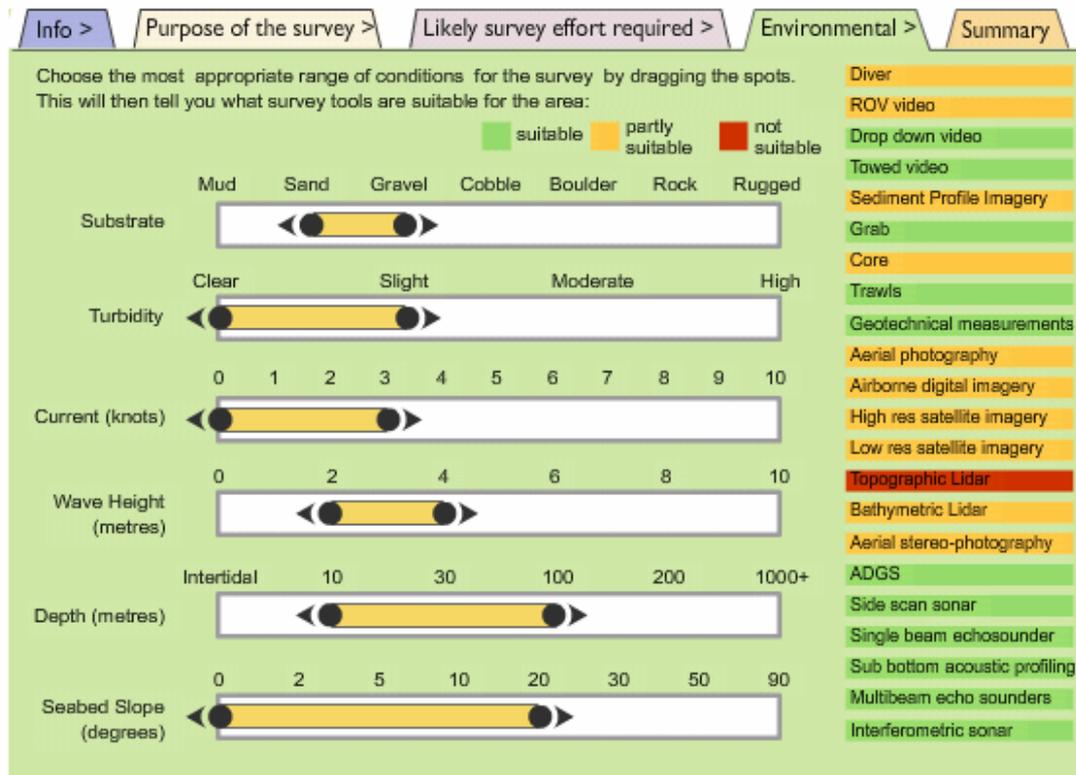
Voici enfin les éléments à considérer dans le choix final d'un ensemble d'outils de télédétection et d'échantillonnage sur le terrain pour effectuer des levés dans le cadre d'un programme de *cartographie des habitats* :

- les capacités et les limites des divers outils et techniques ;
- la combinaison optimale d'outils nécessaire pour fournir l'*information* requise ;
- l'adéquation des outils aux conditions prévues des levés.

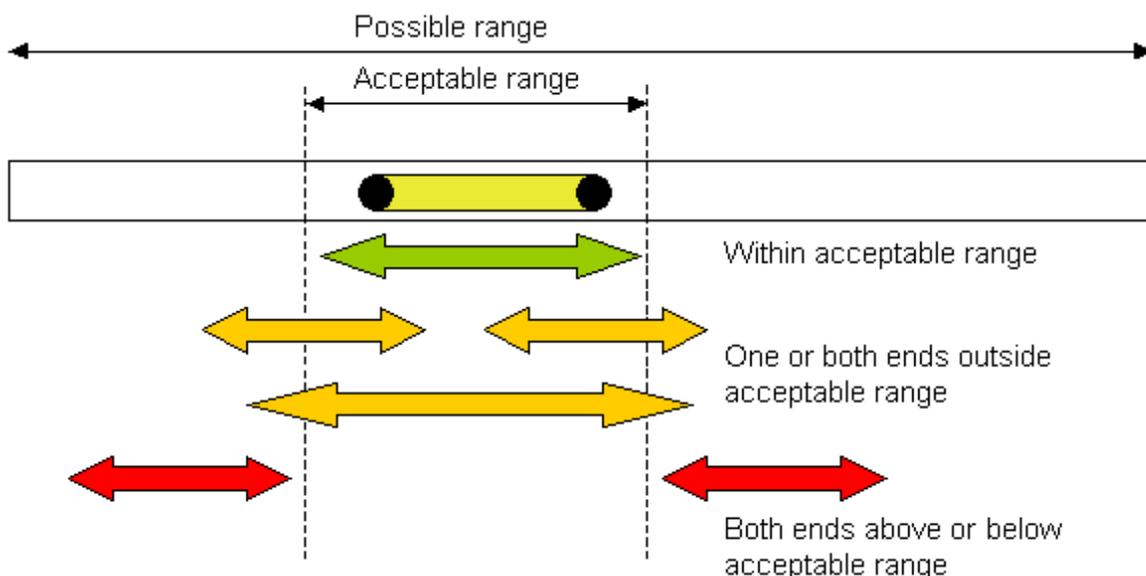
Les deux premiers éléments ont été abordés précédemment, et l'on s'intéresse ici au troisième. Les conditions des levés concernent la nature du territoire et les conditions du milieu aux sites des opérations de levé. À chaque outil correspondent des conditions précises de fonctionnement, et ces conditions sont plus critiques pour certains outils que pour d'autres.

Dans le cas par exemple des techniques de vidéo sous-marine, chacune a des limites critiques qui déterminent laquelle employer. Les véhicules téléguidés ont une capacité limitée à se mouvoir à l'encontre de courants même modérés, de sorte que l'on peut préférer des caméras remorquées ou fixées sur un bâti vertical pour bénéficier d'une « fenêtre opérationnelle » plus grande dans les eaux soumises à la marée. Les caméras remorquées sur des traîneaux ne sont pas appropriées pour des terrains rugueux ou rocheux, et l'on préférera dans ce cas utiliser des véhicules téléguidés ou des caméras fixées sur un bâti vertical. Parmi toutes ces techniques, les caméras fixées sur un bâti vertical sont les plus difficiles à utiliser dans des conditions de houle modérée, car les mouvements du navire les font monter et descendre par rapport au fond, ce qui rend difficile le maintien d'une altitude optimale. La turbidité de l'eau affecte tous les outils vidéo. Il faut donc éviter les périodes de turbidité accrue de l'eau, par exemple les éclosions (« blooms ») annuelles de phytoplancton et les pointes quotidiennes des courants de marée.

Ces commentaires montrent que de nombreux facteurs doivent être pris en considération pour le choix d'outils d'échantillonnage. Si vous revenez à l'outil de définition de la portée du programme (voir le document [Scoping Tool.swf](#)), vous verrez que les conditions des levés sont traitées sous l'onglet **Environmental**, comme le montre la figure ci-après.



Des techniques d'échantillonnage sont énumérées à droite, et la partie centrale sert à indiquer quelles pourraient être les conditions des levés. Chaque technique reçoit une cote, représentée par une couleur, qui indique jusqu'à quel point elle est adéquate dans les conditions indiquées. Si l'on déplace les témoins dans les barres pour représenter des conditions différentes, l'outil change les couleurs dans la partie droite en fonction de l'adéquation de chaque technique aux nouvelles conditions indiquées. Une technique est affichée comme partiellement adéquate (« *partly suitable* ») si au moins l'une des bornes supérieure et inférieure de l'une des conditions est en dehors de la fourchette acceptable. Une technique est affichée comme inadéquate (« *not suitable* ») si les deux bornes supérieure et inférieure de l'une des conditions sont à l'extérieur et du même côté de la fourchette acceptable (voir ci-après).

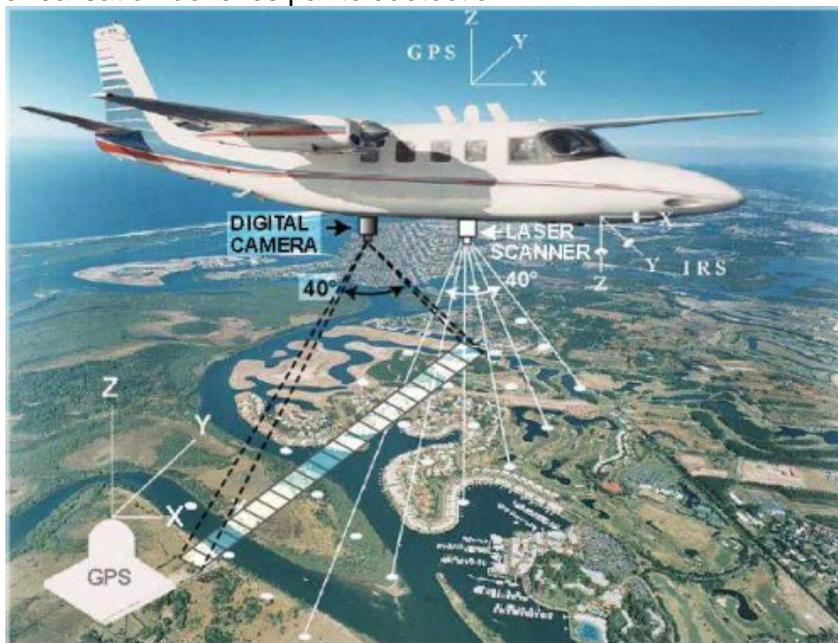


Dans cette partie de l'application interactive, il faut surtout faire attention aux techniques affichées comme inadéquates (en rouge). Il est normal que des techniques soient jugées adéquates (en vert) ou partiellement adéquates (en jaune). Évidemment, certains facteurs n'ont aucun effet sur l'adéquation de certaines techniques (par exemple, la turbidité de l'eau n'a aucun effet sur l'adéquation des prélèvements à la benne).

2.3.3 - Stratégie de réalisation de levés par télédétection

Les principales questions de stratégie à considérer pour les levés par télédétection concernent les outils à utiliser et la couverture totale ou partielle du territoire.

Comme on l'a mentionné à la sous-section 2.3.2 : « Outils et techniques d'échantillonnage », les types de données et d'information obtenus varient selon les instruments de télédétection, de sorte qu'il faut choisir ces derniers en fonction des besoins d'information mis en lumière par l'analyse de l'existant. À ce stade de la planification, on indique habituellement quelle technique (ou combinaison de techniques) de télédétection sera employée, car cela a des conséquences importantes sur la stratégie de réalisation de levés par télédétection.



Levé à l'aide d'une combinaison de *lidar* et d'imagerie numérique aérienne
© Terra Imaging

Dans le cas de la photographie aérienne ou satellitaire, la stratégie implicite est de rechercher une couverture totale puisque la *largeur de fauchée* de ces techniques est généralement supérieure à la largeur du littoral exposé. Dans le cas des *lidars* topographique et hydrographique, la stratégie implicite est également celle d'une couverture totale, car l'objectif visé est d'élaborer un *modèle numérique de terrain (MNT)* montrant la topographie de la zone de levé. Le levé est effectué par une série de fauchées parallèles, et toute zone non couverte se traduirait par des lacunes dans le *modèle*. La *largeur de fauchée* du *lidar* est réglable jusqu'à un certain point, une fauchée plus large couvrant plus de terrain à une *résolution* moindre.

Les levés de zones de petit fond mettent à contribution une combinaison de techniques de télédétection aériennes et acoustiques, et les questions de stratégie ont trait à la moins grande efficacité des techniques aériennes lorsque la profondeur ou la turbidité de l'eau augmentent. Les techniques acoustiques ne sont pas affectées par la turbidité de l'eau, de sorte que l'on peut s'en servir pour compléter les levés, à condition que la profondeur de l'eau soit suffisante (sinon il est difficile d'y recourir en pratique). Ces questions sont abordées plus en détail au paragraphe 2.3.3.1 « Télédétection en zone de petit fond » à l'aide de deux études de cas. Pour réaliser un *MNT*, il faut choisir des techniques aériennes et acoustiques qui donnent la position en trois dimensions (X, Y, Z). Il faut aussi

s'assurer que les techniques employées utilisent le même système géodésique (p. ex. latitude, longitude, WGS84) et que les deux jeux de données sont calés sur un même niveau de référence (de profondeur nulle) avant leur fusion.

La question du *degré de couverture* (totale ou partielle) a énormément d'importance dans le cas des levés acoustiques, qui s'effectuent eux aussi par un ensemble de fauchées parallèles afin d'obtenir une couverture totale du territoire. L'image ci-après résultant d'un sondage multifaisceaux d'une partie de la Manche centrale illustre ce point. On peut cartographier les détails de la partie supérieure, où la couverture est totale, mais dans la partie inférieure, où la couverture est partielle, seules les grandes structures qui s'étendent au-delà des zones non couvertes sont cartographiables. Ce sont des questions de temps et de coûts qui incitent à faire une couverture partielle plutôt que totale.

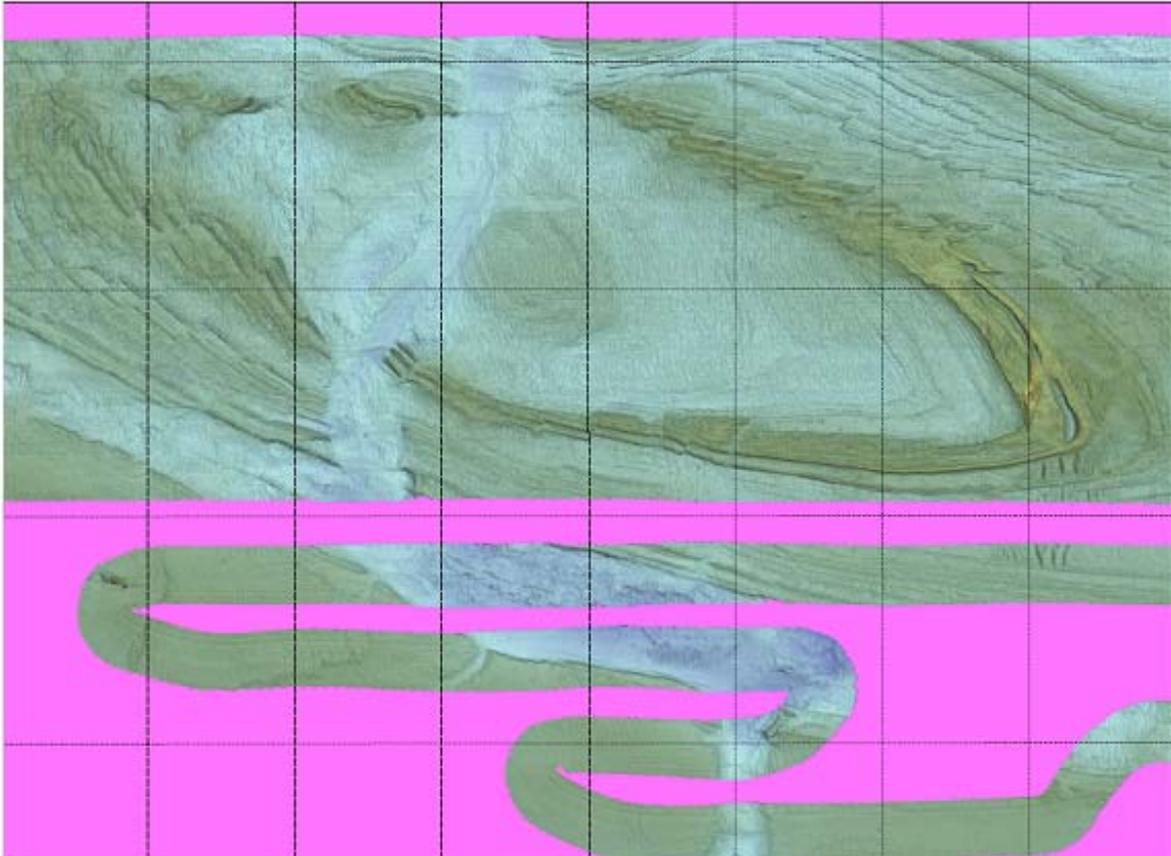
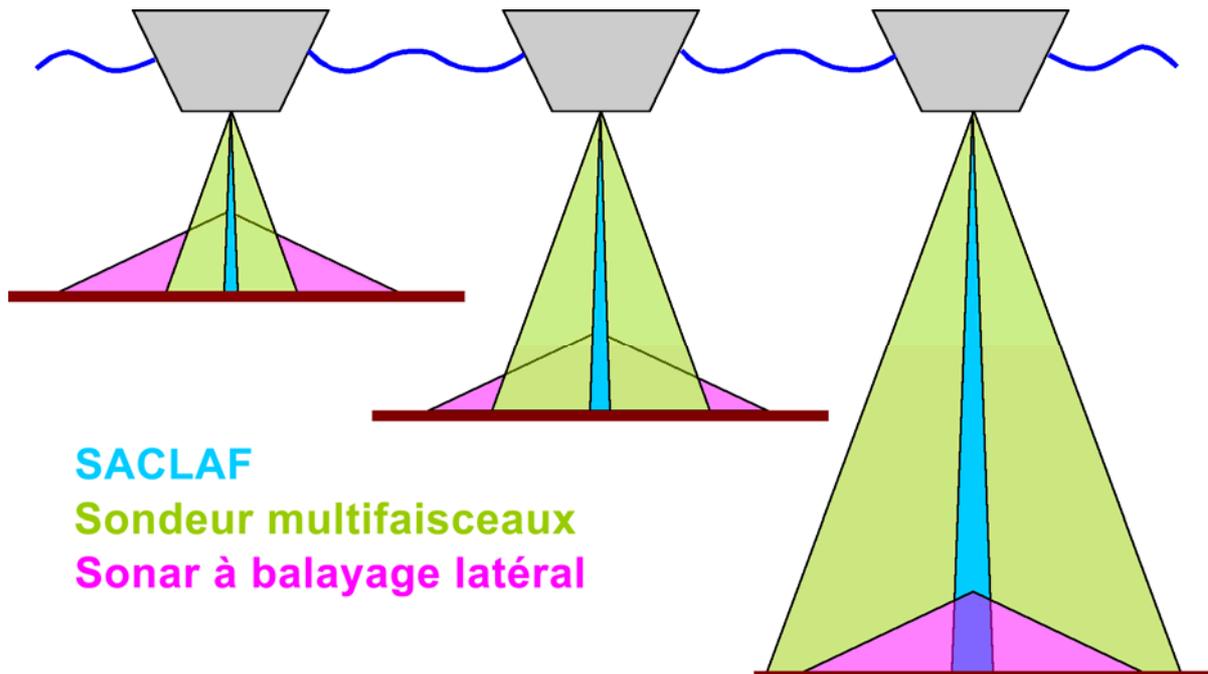


Image de la Manche centrale produite par sondage multifaisceaux, qui montre une couverture totale et partielle d'une zone d'affleurements rocheux faillés coupée par une paléovallée orientée dans la direction nord-sud. Les lignes de la grille correspondent à des intervalles de 0,5 degré (~0,5 mille marin).

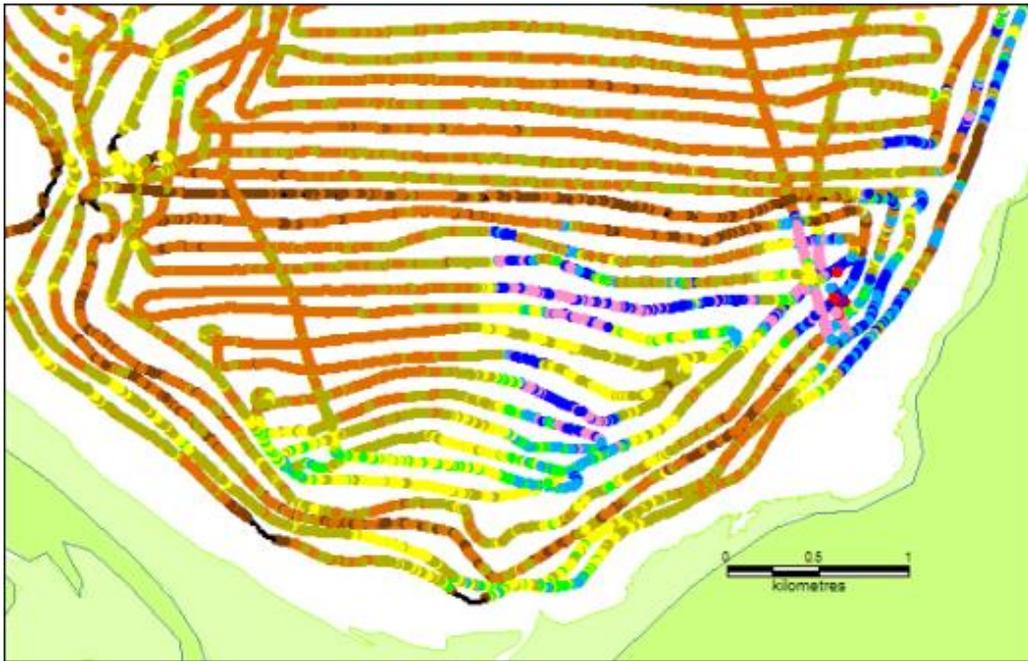
Une couverture totale est obligatoire pour produire des *cartes à échelle fine*, et c'est la plus valable dans les zones fortement hétérogènes. Elle peut ne pas être nécessaire pour cartographier des structures à une échelle plus globale ou dans les zones où le substrat est très homogène (p. ex. une grande plaine sableuse). Dans ces derniers cas, on arrive à obtenir une couverture « quasi-totale » à partir d'une couverture partielle en interpolant à l'œil entre les fauchées comme on l'a vue plus haut. Il n'est pas rare d'interpoler sur plus de deux fois la *largeur de fauchée* (couverture d'environ 33 %). Des levés partiels de grands territoires (des milliers de kilomètres carrés) sont réalisables selon une stratégie de « corridors », qui consiste en une couverture totale de corridors d'une largeur de 1 km espacés de 5 à 10 km. Il s'agit d'un type de levés imbriqués, qui permet de reconnaître des structures à *échelle fine* ou *intermédiaire* dans les corridors et à cartographier les structures à *échelle globale* sur tout le territoire. Pour plus de détails à ce sujet, voir paragraphe 2.3.3.2 « Levés acoustiques à couverture partielle ».

Il faut savoir que, dans le cas de capteurs de coque, par exemple les sondeurs multifaisceaux et les *SACLAF*, la *largeur de fauchée* augmente avec la profondeur de l'eau, alors que dans le cas de systèmes remorqués maintenus à une altitude constante au-dessus du fond, la *largeur de fauchée* est constante (voir l'illustration). Par conséquent, les systèmes remorqués donnent une couverture plus grande dans les zones de petit fond, et les systèmes de coque dans les eaux plus profondes. Cela peut avoir des effets sur le choix du système acoustique et sur la rentabilité des levés. Si les conditions le permettent, il est conseillé de faire fonctionner simultanément plusieurs systèmes acoustiques, qui fournissent des types de données complémentaires. Il faut attendre l'étape d'optimisation de la télédétection pour déterminer l'espacement entre les fauchées, mais le cahier des charges des levés doit indiquer le type de capteur acoustique à utiliser ainsi que le caractère total ou partiel de la couverture voulue.



Effet d'une augmentation de la profondeur de l'eau sur la *largeur de fauchée* de systèmes acoustiques de coque (sondeur multifaisceaux et *SACLAF*) et remorqués (sonar à balayage latéral)

On peut considérer que les systèmes acoustiques de *classification* automatique des natures de fonds (*SACLAF*) fournissent une suite d'échantillons ponctuels le long de la fauchée. En fonctionnement normal à une profondeur modérée (moins de 30 m), on arrive à une *limite de résolution* spatiale de 25 m. Si l'on effectue plusieurs fauchées dans une zone de levés, cela permet de percevoir un motif de types de terrain (voir l'illustration). On applique des techniques d'*interpolation* (par ordinateur) pour obtenir une image *matricielle* à couverture « pseudo-totale » qui permet de segmenter la zone de levés. Dans le cas de levés par *SACLAF*, l'espacement entre les fauchées constitue la principale question de stratégie à considérer, puisque l'*interpolation* entre les fauchées devient de moins en moins fiable à mesure que l'espacement entre fauchées augmente. Un espacement de 50 m est considéré comme un minimum habituel, et un espacement de plus de 500 m n'est pas recommandé (Foster-Smith, 2007). De nos jours, on tend à favoriser l'emploi de systèmes acoustiques à fauchée continue, à cause de leur plus grand *pouvoir de résolution*, mais on utilise souvent un *SACLAF* comme système secondaire, car il peut aider à interpréter les images des fauchées.

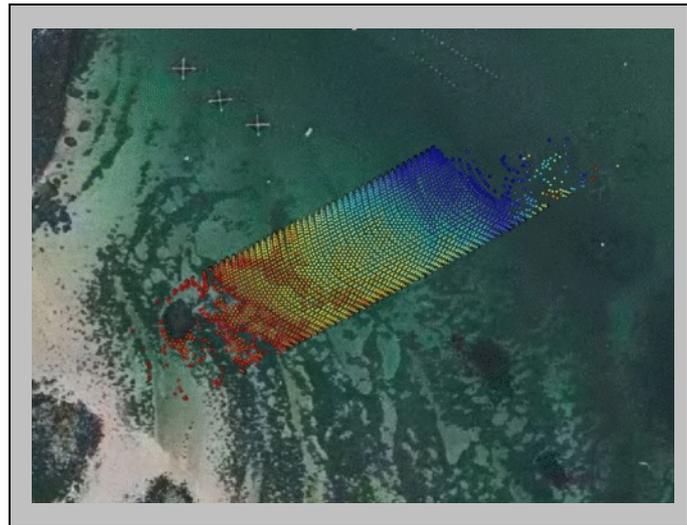


Exemple de résultat d'un levé par SACLAF. Les différentes couleurs correspondent à divers types de terrain.

En résumé, pour la *cartographie* des *habitats* marins, les levés à couverture totale sont fortement souhaitables, car ils permettent une segmentation du territoire en fonction de structures à *échelle fine*, *intermédiaire* et *globale*. Ils sont également les plus fiables pour des travaux de *cartographie* directe. Il est toujours possible de généraliser les détails afin d'obtenir des *cartes* à *échelle globale* de grands territoires. Les levés à couverture partielle peuvent pour leur part répondre aux besoins de programmes de *cartographie* à *échelle intermédiaire* ou *globale*, tout en permettant des économies substantielles.

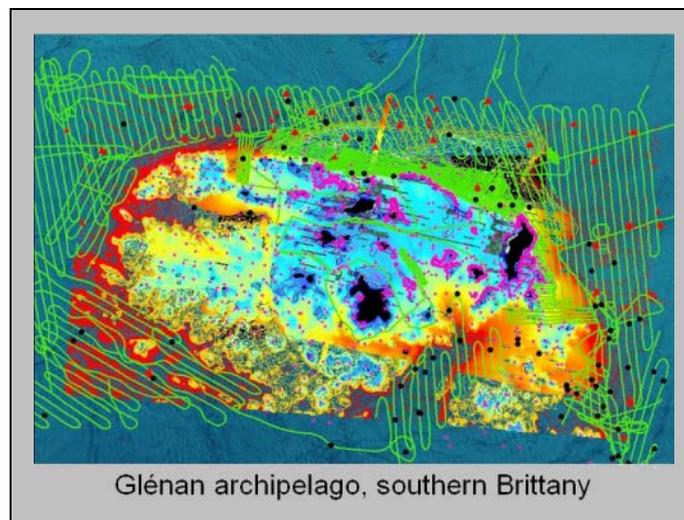
2.3.3.1 - Télédétection en zone de petit fond

À mesure que l'on s'éloigne du littoral en direction de la haute mer, la télédétection optique perd rapidement de son efficacité, jusqu'à devenir complètement « aveugle » à une profondeur de 10 à 20 m (selon la turbidité de l'eau). Par conséquent, une simple couverture totale ne garantit pas l'acquisition de données pour toute une zone ; à certains endroits, les conditions du milieu (profondeur et turbidité de l'eau) limitent l'efficacité des moyens optiques de télédétection. Ces lacunes dans les données peuvent être comblées par des levés acoustiques en zone de petit fond. Par contre, les moyens acoustiques ont une capacité limitée au voisinage d'un littoral rocheux complexe, et le coût de ces levés par unité d'aire est élevé en raison de l'étroitesse des fauchées des systèmes acoustiques en eau peu profonde.



Les techniques de télédétection optique perdent de leur efficacité à mesure que la profondeur de l'eau augmente. Noter la détérioration des données bathymétriques d'un *lidar* (points de couleur) en eau profonde.

Même une couverture totale d'une zone de petit fond par deux techniques (p. ex. levés bathymétriques et imagerie) donne généralement une mosaïque de sous-zones où aucune, une ou les deux techniques se sont avérées efficaces. Les lacunes restantes doivent être comblées par des techniques d'*interpolation*, accompagnées le cas échéant d'une campagne de terrain plus importante qu'ailleurs. À cet égard, il vaut la peine de visionner le diaporama de l'[étude de cas de l'archipel de Glénan](#) (voir le fichier [Glenan survey strategy.ppt](#)) et de considérer la mosaïque des couvertures par la variété des techniques de télédétection.



Une autre étude de cas du programme français *Rebent* est présentée dans le document [Mapping shallow coastal habitats.pdf](#). Elle montre l'application et l'utilité de techniques acoustiques pour la *cartographie* des *habitats* benthiques en zone littorale de petit fond.

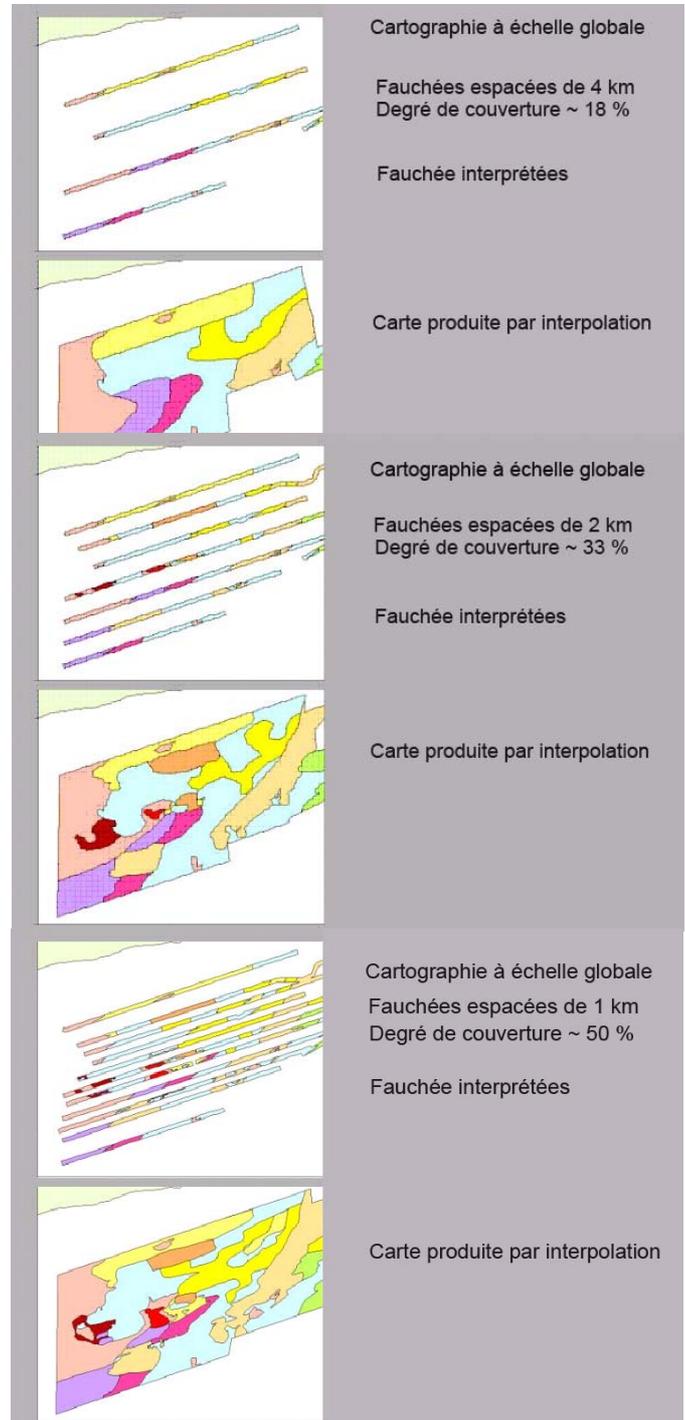
2.3.3.2 - Levés acoustiques à couverture partielle

La suite de figures ci-contre illustre comment le niveau de détail du rendu cartographique augmente avec le *degré de couverture*. Un levé à *échelle globale* a été effectué à l'aide d'un sonar à balayage latéral, avec des fauchées de plus en plus rapprochées. (Coggan, 2006). Chaque fauchée a été interprétée séparément, et les couleurs représentent différentes *classes* de sédiments et de *figures sédimentaires* (p. ex. rides de sable, rubans graveleux, etc.). Une *carte* à couverture quasi-totale a ensuite été produite par *interpolation* (à l'œil) entre les fauchées interprétées.

Avec l'augmentation du *degré de couverture*, l'*interpolation* était guidée davantage par un contenu en *information* et moins par des suppositions, réduisant d'autant l'*incertitude* associée à la *carte* finale. La *carte* produite à partir de fauchées espacées de 4 km (pour un *degré de couverture* d'environ 18 %) avait laissé de côté certaines *figures sédimentaires* importantes qui sont apparues sur la *carte* produite à partir de fauchées espacées de 2 km et de 1 km (*degré de couverture* d'environ 33 % et 50 % respectivement).

Il y a eu moins de différence entre les *cartes* produites avec des espacements de 2 et de 1 km entre les fauchées qu'entre les *cartes* produites avec des espacements de 4 et de 2 km. La *carte* « à 1 km » contenait plus de petits détails que celle « à 2 km », mais les deux *cartes* étaient en général très semblables. Cela indique que la plupart des variations à *échelle globale* dans ce territoire ont été saisies avec un *degré de couverture* se situant entre 30 et 50 %. Il faut noter que, dans un autre territoire, un *degré de couverture* différent pourrait être nécessaire pour obtenir le même niveau d'*exactitude*.

On a effectué un levé à couverture totale (100 %) sur une bande centrale du même territoire, mais l'amélioration de cette partie de la *carte* a été minimale, car l'*interpolation* était devenue très exacte sur la *carte* « à 1 km ». Comme une couverture totale coûte deux fois plus cher qu'une couverture à 50 %, le gain minimal ne semble pas justifier le coût supplémentaire de tels levés à *échelle globale*. Le diaporama PowerPoint [Remote sensing coverage.pps](#) aide à visualiser les différences entre ces *cartes*.

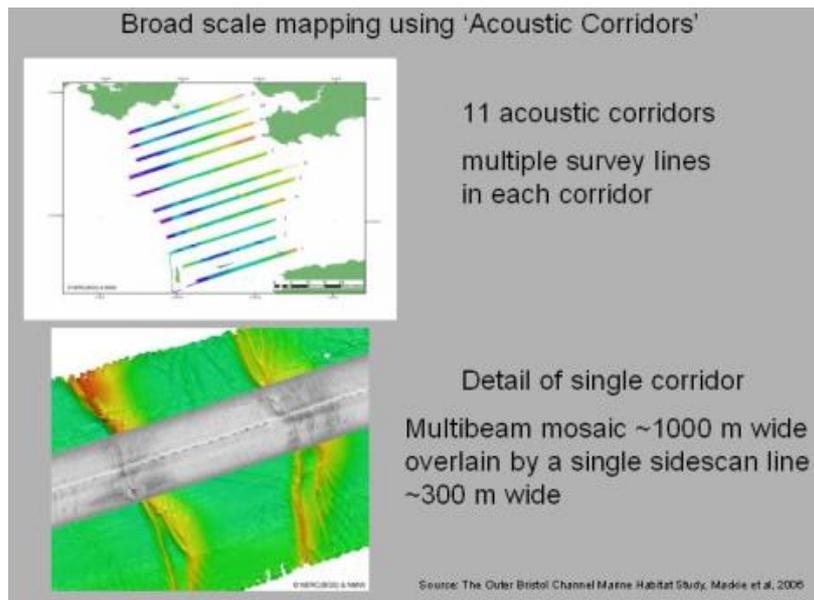


Lorsque l'on fait le levé de zones moins étendues, il n'y a généralement pas d'obstacle financier à la réalisation de levés acoustiques à couverture totale, car les coûts totaux en cause sont en principe beaucoup plus abordables que dans le cas de grands territoires (quelques milliers d'euros contre des centaines de milliers ou des millions). En outre, le besoin d'un niveau plus élevé de détail, de *fiabilité* et d'*exactitude* est en général plus grand dans le cas de levés à *échelle fine* de sites précis, et une couverture totale est alors recommandée.

Des compromis sont inévitables entre d'une part une couverture réduite et donc une *fiabilité* moindre de la *carte*, et d'autre part le besoin de doser l'utilisation de ressources (budget, temps et personnel) pour obtenir des levés et donc une *carte* d'une certaine qualité. Il n'y a pas de réponse *empirique* à la question : « Quel *degré de couverture* faut-il pour obtenir une *carte* du niveau de *fiabilité* voulu ? », car cela dépend en grande partie de la façon dont on atteint un *degré de couverture* donné et du degré d'*hétérogénéité* du territoire à cartographier. Il est évident que la *fiabilité* d'une *carte* produite avec un *degré de couverture* de 30 % sera supérieure pour une zone homogène de sable fin que pour une zone hétérogène de substrats mixtes et d'affleurements rocheux.

L'important est de savoir reconnaître le point où la *fiabilité* des résultats des levés devient inférieure au seuil acceptable défini dans le rapport sur la portée du programme. Inévitablement, les bailleurs de fonds exerceront des pressions ou feront eux-mêmes l'objet de pressions pour réduire les coûts en diminuant le *degré de couverture*, ou pour augmenter la rentabilité apparente des levés en répartissant des ressources fixes sur un territoire plus grand. Il est donc important de faire cette comparaison avec les seuils définis dans le rapport sur la portée du programme, afin d'éviter des situations de fausses économies et de sous-financement.

Dans le cas d'un programme de *cartographie à échelle globale* (grand territoire avec *résolution* et *exactitude* limitées), le *degré de couverture* est probablement limité (par les coûts) à moins de 50 %. Les levés acoustiques doivent donc viser à détecter les changements de faciès à *échelle globale* (type de sédiment et *figures sédimentaires*), car ce genre d'*information* est pertinent à l'échelle visée. Comme l'échelle des *figures sédimentaires* est généralement plus globale que la *largeur de fauchée* d'un sonar à balayage latéral ou multifaisceaux, des fauchées isolées sont rarement efficaces pour identifier et cartographier de telles structures. Deux études récentes (Mackie *et al.*, 2006 et James *et al.*, 2007) ont montré qu'une approche de « corridors » peut constituer une stratégie efficace de levés acoustiques. Cette approche consiste à faire plusieurs fauchées contiguës afin d'obtenir une couverture totale sur un corridor de 1 km de largeur, ce qui permet de beaucoup mieux apprécier la nature des *figures sédimentaires*. On obtient une *interprétation* d'un grand territoire en faisant des levés de plusieurs corridors.



L'exemple illustré ici est celui de la partie ouest du chenal de Bristol (Mackie *et al.*, 2006), où chaque corridor a été levé à l'aide d'un ensemble de trois systèmes géophysiques : un sondeur multifaisceaux, un sonar à balayage latéral et un profileur à réflexion (boomer remorqué à la surface). La mosaïque de 1 km de largeur donnée par le sondeur multifaisceaux a permis d'identifier de manière fiable les grandes et petites *figures sédimentaires*, alors que le sonar à balayage latéral et le profilage sismique ont fourni plus d'*information* sur la nature des substrats.

Dans tous les cas où l'on ne dispose d'aucun levé acoustique antérieur, il est fortement conseillé de procéder à un bref levé « pilote » du territoire. Une grille rudimentaire de fauchées peut donner une *information* précieuse sur l'*hétérogénéité* du fond, qui permettra de prendre des décisions éclairées quant au *degré de couverture* nécessaire pour les levés par télédétection.

2.3.4 - Stratégie d'une campagne de terrain

À ce stade du processus de planification, la principale question à considérer concernant la campagne de terrain est celle de la stratégie générale d'échantillonnage, qui doit viser un équilibre entre coûts et efficacité. Trop peu d'échantillons limitent fortement les possibilités d'analyse et la capacité de *classification* des *habitats*, alors que trop d'échantillons prennent beaucoup de temps et d'argent à traiter. Comme la stratégie d'échantillonnage a des effets sur la *fiabilité* des *cartes* résultantes, il faut viser un échantillonnage représentatif adapté à la finalité précise du programme de *cartographie*.

Ce point est illustré par le schéma ci-après, qui représente quatre stratégies théoriques d'échantillonnage. Les *polygones* de couleur représentent la segmentation du territoire en types de terrain obtenue par télédétection. La première stratégie consiste à échantillonner chaque type de terrain une seule fois, ce qui permet de faire des comparaisons entre les types de terrain, mais oblige à supposer que chacun des types de terrain est homogène. La deuxième stratégie consiste à obtenir un seul échantillon de chaque zone du territoire segmenté, afin de faire des comparaisons rudimentaires entre des segments de même type aussi bien que de types différents. La troisième stratégie consiste à avoir plusieurs *stations d'échantillonnage* dans un seul segment de chaque type de terrain, ce qui permet de tester l'*homogénéité* de ce segment, mais oblige à supposer que ce segment est représentatif de tous les segments de ce type. La quatrième stratégie consiste à avoir plusieurs *stations d'échantillonnage* de chacun des segments de tous les types de terrain. Cela permet une analyse complète des variations des segments de même type et de types différents.

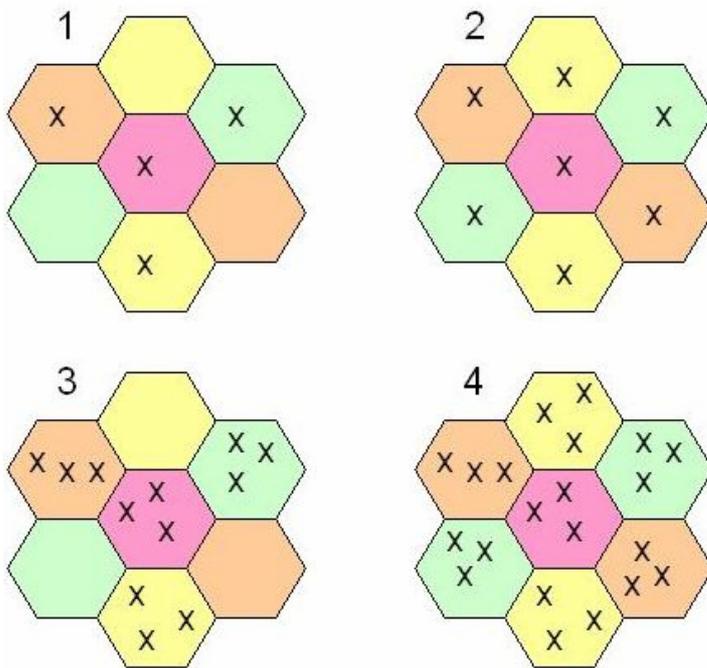


Schéma de quatre stratégies d'échantillonnage

La première stratégie constitue le minimum pour un échantillonnage sur le terrain. Si un type de terrain n'est pas échantillonné, il est impossible de lui affecter une *classe d'habitat*. La quatrième stratégie serait hautement souhaitable, mais dans la plupart des cas elle n'est pas réalisable en raison du grand nombre de segments à échantillonner et du grand nombre de types de terrain. Elle peut s'appliquer à une étude de suivi propre à un site, où ce niveau de détail est nécessaire, ou à une zone comportant peu de types de terrain, d'où un nombre raisonnable d'échantillons. Dans la pratique, les stratégies d'échantillonnage ne sont pas souvent conformes aux *modèles* théoriques présentés ici, et dans bien des cas la solution pratique se situe quelque part entre les stratégies 2 et 3, avec un échantillonnage de tous les types de terrain et un certain nombre de réplicats représentatifs de chaque type.

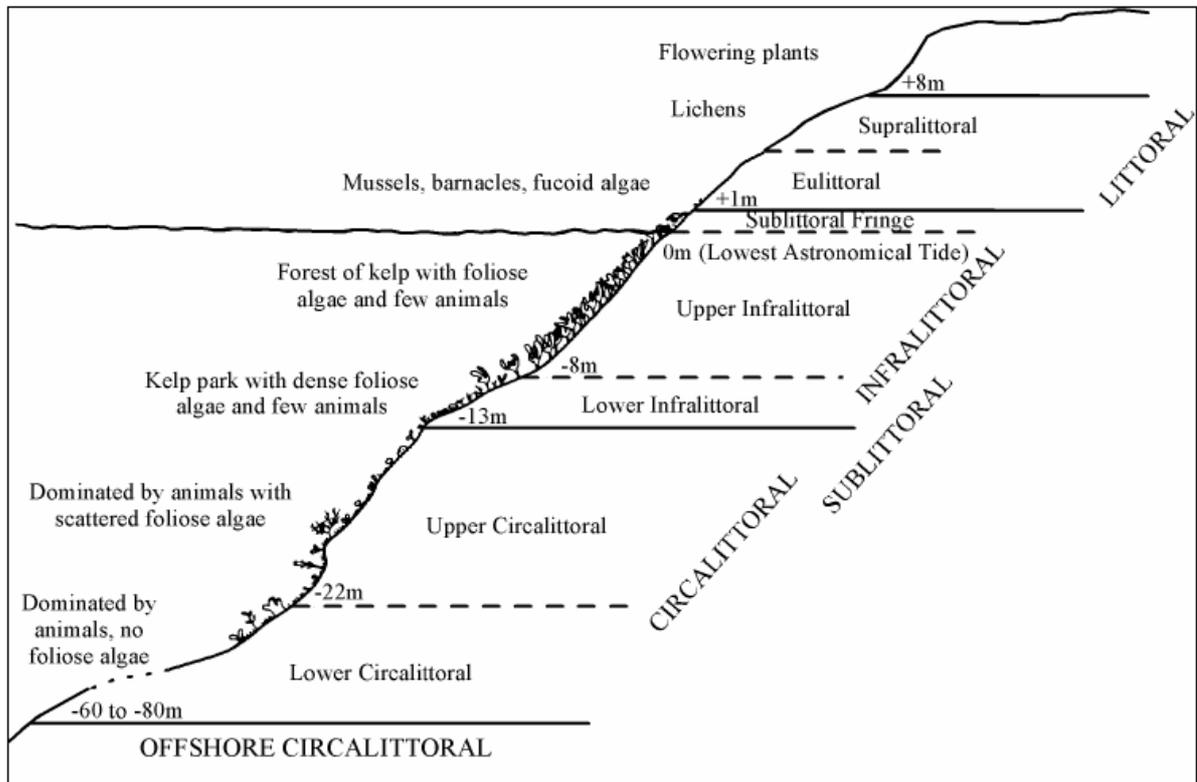
Il faut aussi songer au besoin d'échantillons de validation. Ce sont des échantillons recueillis dans le cours normal de la campagne de terrain, mais qui ne sont pas utilisés pour produire une *carte*. Ils sont plutôt mis de côté et servent à tester la *classification* et la *précision spatiale* de la *carte* une fois que celle-ci est produite. Les échantillons de validation doivent faire partie intégrante de tout programme qui repose en grande partie sur la modélisation, car de tels tests formels d'*exactitude* jouent un rôle important dans l'évaluation de la *fiabilité* du rendu cartographique. On a rarement recours à des échantillons de validation dans les programmes de *cartographie* directe où l'affectation de *classes d'habitat* aux types de terrain est fondée sur l'observation plutôt que sur une analyse *empirique* ou sur la modélisation.

La stratégie de la campagne de terrain doit également tenir compte de la nécessité de stratifier l'échantillonnage en fonction des gradients des variables environnementales dont l'influence sur les caractéristiques des *habitats* est connue. Le tableau ci-après montre quatre de ces variables et des stratifications suggérées. En général une variable exerce l'influence principale, par exemple la salinité dans un estuaire, l'exposition aux vagues sur un littoral ou la profondeur en domaine subtidal. Parfois, une variable secondaire a une influence dans certaines parties du territoire levé, comme les courants de marée dans un étroit bras de mer. La stratification de plusieurs variables peut donner une matrice énorme rendant l'échantillonnage impossible en pratique. Il est donc préférable de mettre l'accent

sur les variables dont les valeurs dans le territoire levé ont le plus d'influence sur le type d'*habitat*.

Stratification de variables environnementales			
Profondeur sous le niveau des basses eaux (mètres)	Exposition aux vagues (catégorie)	Salinité (parties/1000)	Courant de marée maximal (nœuds) [m/s]
0–10	Extrêmement abrité	Faible (< 18)	Très faible ([négligeable])
10–30	Très abrité	Réduite (18–30)	Faible (< 1) [< 0,5]
30–50	Abrité	Normale (30–35)	Modéré (1–3) [0,5–1,5]
50–100	Modérément abrité	Variable (18↔35)	Fort (3–6) [1,5–3]
100–200	Exposé		Très fort (> 6) [> 3]
200–500	Très exposé		
500–1000	Extrêmement exposé		
> 1000			

Lorsque le territoire à lever comprend un certain nombre d'étages ou zones biologiques reconnues (littorale, infralittorale, circalittorale, comme dans le schéma ci-après extrait de Connor *et al.*, 2004), il faut accorder la priorité à l'échantillonnage de chacune de ces zones avant de considérer toute stratification supplémentaire selon des variables environnementales. Ces zones biologiques sont le reflet d'une stratification verticale des conditions du milieu dans l'environnement marin et de l'influence fondamentale que ces conditions ont eue sur la nature des *habitats*.



Zonage biologique d'*habitats* marins, extrait de la *typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande*, version 04.05 (Connor *et al.*, 2004)

Enfin, il n'est généralement pas approprié de spécifier à ce stade de la planification les outils ou techniques d'échantillonnage sur le terrain à utiliser, parce que ce choix dépendra du résultat des levés par télédétection. Par contre, selon les besoins d'*information*, la stratégie peut indiquer que l'échantillonnage sera limité à une famille particulière de techniques ou devra en exclure certaines autres. Par exemple, si les levés visent la *cartographie* d'un *habitat* particulièrement rare ou fragile, il sera important de spécifier dans la stratégie de la campagne de terrain qu'aucune technique destructive d'échantillonnage ne devra être employée et que toute *information* devra être acquise exclusivement par observation.

2.3.5 - Cahier des charges des levés

Le cahier des charges des levés doit comprendre :

- les types de données et de *métadonnées* nécessaires ;
- les normes relatives à la qualité des données ;
- le *degré de couverture* et la densité des données ;
- la part relative de la télédétection et de la campagne de terrain ;
- la quantité de données requise (en tenant compte de la « réserve » pour la validation) ;
- les stratégies possibles de réalisation des levés (complets, imbriqués).

Les levés d'*habitats* sont susceptibles de consommer beaucoup de ressources (temps, budget, équipement et personnel). Il est donc important d'optimiser la stratégie de réalisation et le plan de campagne des levés afin d'utiliser les ressources disponibles avec le maximum d'efficacité. Le programme des levés définit les types de données à acquérir, et il faut pour cela faire appel à diverses techniques de levé et d'échantillonnage. Souvent, les étapes du travail doivent être accomplies dans un ordre logique déterminé. Il

est courant de faire d'abord une campagne de télédétection pour tracer une ébauche de carte physique, qui permet d'orienter le choix des sites de la campagne de terrain.

La **stratégie de réalisation** des levés porte sur des facteurs tels que :

- les techniques d'échantillonnage (à distance et sur le terrain) à utiliser ;
- l'ordre logique des étapes du travail (télédétection, puis campagne de terrain) ;
- le plan de campagne des levés (fondés sur une grille, stratifiés, stratifiés de manière aléatoire, imbriqués) ;
- le *degré de couverture* de la campagne de télédétection ;
- la stratégie d'échantillonnage sur le terrain, notamment la combinaison de techniques à utiliser et le nombre de réplicats.

Après avoir déterminé les données manquantes à acquérir, on peut établir le cahier des charges du programme de levés. Ces levés se subdiviseront probablement de façon naturelle en deux phases, la première faisant surtout appel à la télédétection, et la seconde à une campagne de terrain. Les paramètres de la campagne de terrain dépendront souvent des résultats de la campagne de télédétection. Le cahier des charges du programme de levés doit mentionner les normes pertinentes et les protocoles à utiliser pour l'acquisition et le traitement des données.

Programme de levés — Zone X de la Manche	
Phase 1 Télédétection	Faire de nouveaux levés acoustiques de la zone X : – bathymétrie à couverture totale par sondeur multifaisceaux, conformément à la norme « Ordre 1 » de l'OHI ; – acquisition simultanée de données par sondeur multifaisceaux et sonar à balayage latéral (combinés le cas échéant avec un profilage sismique) ; – <i>interprétation</i> des données sonar pour délimiter les zones acoustiquement distinctes et caractériser les faciès et les <i>figures sédimentaires</i> auxquelles elles correspondent.
Phase 2 Échantillonnage sur le terrain	Faire un échantillonnage orienté sur le terrain pour chaque zone acoustiquement distincte identifiée au cours de la phase 1, en suivant les normes et protocoles des lignes directrices opérationnelles recommandées de MESH. Stratifier l'échantillonnage selon 2 paramètres : 1) deux strates de profondeur : de 10 à 20 m et plus de 20 m ; 2) zones acoustiquement distinctes. Pour chaque profondeur, échantillonner des substrats représentatifs afin de déterminer : la nature physique du sédiment (lithologie, granulométrie – <i>classification</i> de Folk) ; la netteté des frontières entre zones acoustiquement distinctes ; la <i>variabilité</i> des substrats au sein de chaque zone acoustiquement distincte ; la composition spécifique de l' <i>endofaune</i> dans les sédiments non consolidés (analyse quantitative, abondance et biomasse) ; la composition spécifique de l' <i>épifaune</i> sur les sédiments non consolidés (analyse semi-quantitative, abondance et biomasse pour les formes errantes, abondance relative et biomasse pour les formes non errantes) ; la composition spécifique de la faune fixée sur les sédiments consolidés (analyse semi-quantitative, abondance relative) l'association entre la faune fixée et le type de substrat (observation vidéo) ; la nature des organismes qui donnent une structure à l' <i>habitat</i> (p. ex. récifs biogènes).

Exemple fictif de programme de levés au large des côtes de la Manche

Programme de levés — Zone Y de la côte de Bretagne	
Phase 1 Télédétection	<p>a) Effectuer par <i>lidar</i> un levé à couverture totale des zones de petit fond et intertidale du site, jusqu'à une profondeur de 15 à 20 m. Faire une couverture totale des mêmes zones par photographie aérienne ou imagerie satellitaire (utiliser l'imagerie satellitaire si la <i>résolution</i> et le calendrier sont adaptés).</p> <p>b) Faire (manuellement ou par <i>classification</i> non supervisée) une <i>interprétation</i> préliminaire des images obtenues, à l'aide d'isocontours de <i>lidar</i>, pour élaborer la stratégie d'échantillonnage sur le terrain.</p>
Phase 2 Échantillonnage sur le terrain	<p>Effectuer un échantillonnage sur le terrain (au sol, + plongeur + vaisseau léger muni d'une benne et d'un sondeur monofaisceau), avec les deux objectifs suivants :</p> <p>a) faire des cheminements pour vérifier les transitions douteuses ; b) faire un échantillonnage stratifié d'un certain nombre de stations.</p> <p>Suivre les normes et protocoles des lignes directrices opérationnelles recommandées de MESH. Une partie des données servira à l'<i>interprétation</i>, l'autre au contrôle de qualité.</p> <p>À chaque station, échantillonner des substrats représentatifs afin de déterminer :</p> <ul style="list-style-type: none"> la nature physique du sédiment (granulométrie –<i>classification</i> de Folk, à la main ou par de petits prélèvements si possible) ; la netteté des frontières entre zones distinctes d'après les images (observations visuelles) ; la composition de l'<i>endofaune</i> dans les sédiments non consolidés (espèces, analyse semi-quantitative) ; la composition de la faune et de la flore fixées sur les sédiments consolidés (espèces, analyse semi-quantitative)

Exemple fictif de programme de levés pour des zones intertidales et de petit fond de la côte de Bretagne

2.4 - Optimisation de la télédétection

Plusieurs plans de campagne ont pu être envisagés au cours de l'élaboration du cahier des charges des levés, mais l'optimisation du plan de campagne ne peut commencer sérieusement qu'après un accord sur les objectifs et la stratégie des levés. Le but recherché est une utilisation optimale des ressources disponibles afin de maximiser l'efficacité et la rentabilité des levés. Il faut évidemment être au courant du résultat des étapes précédentes de la planification du programme, notamment le rapport sur l'*analyse de l'existant*.

Dans le cas des levés par télédétection, l'emploi simultané de plusieurs instruments différents optimise l'utilisation de l'avion ou du navire en éliminant le besoin de répéter les mêmes trajets pour chaque instrument. Par contre, comme les conditions optimales de fonctionnement (p. ex. vitesse, altitude, profondeur) ne sont pas les mêmes pour tous les instruments, il faut veiller à concevoir le plan de campagne de manière à favoriser l'instrument le « plus important » (ou principal) tout en permettant aux autres instruments de fournir des données de qualité acceptable. Le cahier des charges des levés déterminera probablement l'instrument principal.

Les levés par télédétection à couverture totale sont généralement effectués en une suite de fauchées parallèles qui construisent une mosaïque du sol ou du fond de la mer. L'espacement entre les fauchées dépend de la *largeur de fauchée* (largeur de terrain couverte par l'instrument), qui dépend à son tour du type d'instrument et de l'altitude au-dessus du sol ou du fond. Certains instruments autorisent un réglage de la *largeur de fauchée*, une fauchée plus étroite donnant généralement une meilleure *résolution*. L'espacement optimal pour obtenir une couverture totale dépend donc des

caractéristiques de l'instrument principal et du territoire levé. Dans le cas des instruments de coque, la *largeur de fauchée* augmente avec la profondeur du fond, de sorte que l'espacement entre les fauchées doit être plus petit en zone de petit fond que pour des eaux plus profondes. Ce n'est pas le cas pour des instruments remorqués (ou en vol) à une altitude fixe au-dessus du fond de la mer. Il peut en outre y avoir une orientation optimale des fauchées, par exemple perpendiculaire à la direction d'une pente importante afin de maintenir une largeur constante pour une fauchée donnée.

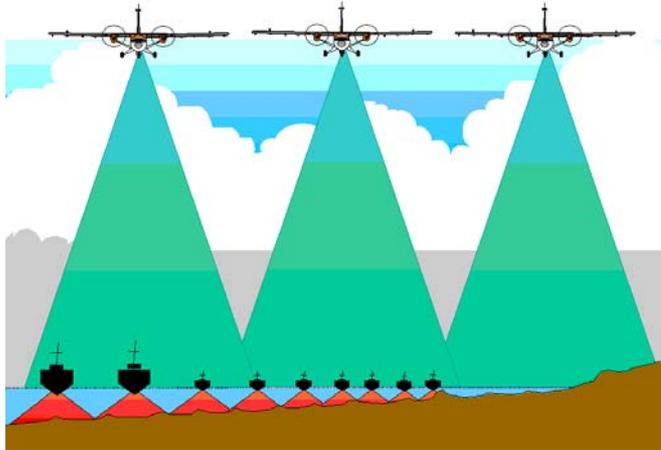


Illustration de la *largeur de fauchée* et de l'espacement entre fauchées pour un *lidar* aéroporté et des sondeurs multifaisceaux fixés sur des navires (image gracieuseté de Optech Incorporated)

Les levés de zones de petit fond peuvent faire appel à un mélange de techniques optiques (aéroportées) et acoustiques (sur navire), afin de minimiser les limites dues aux difficultés de pénétration dans l'eau (techniques optiques) et de navigation en eau peu profonde. Des eaux troubles et peu profondes sont susceptibles de poser des problèmes à la fois aux techniques optiques et acoustiques.

Alors que la stratégie des levés indique les techniques générales de télédétection à employer, le plan de campagne optimal détermine la combinaison précise d'instruments et la meilleure façon de les utiliser. Il faut faire particulièrement attention aux méthodes de *géoréférencement* des données, qui ont un effet sur l'*exactitude* et la *précision spatiales* du rendu cartographique. Le choix de l'espacement optimal entre fauchées pour des levés à couverture partielle peut être guidé par quelques fauchées pilotes, formant généralement une grille, qui permettent d'évaluer le degré d'*hétérogénéité* ou d'*homogénéité* du territoire à lever.

Tout levé par télédétection a avantage à être complété par une campagne de terrain qui confère une signification aux données de télédétection. Beaucoup de techniques de télédétection produisent des suites de nombres qui n'ont pas de signification en soi. Les échantillons de validation obtenus sur le terrain permettent de segmenter ces valeurs et de leur faire correspondre différents types de terrain (*classification supervisée*). En l'absence de tels échantillons, les données peuvent être segmentées en blocs de manière artificielle ou par l'identification de groupes « naturels » (*classification non supervisée*). La campagne de levés peut être conçue de manière à faire fonctionner les instruments de télédétection sur des types de terrain connus (sites d'« apprentissage » ou d'« étalonnage ») afin d'identifier leur « signature » caractéristique. La segmentation des données est importante, car elle constitue le fondement de la subdivision du territoire en régions qui feront l'objet de campagnes de terrain plus poussées. Lorsqu'une technique de télédétection (p. ex. la photographie aérienne ou le sonar à balayage latéral) produit une image interprétable du littoral ou du fond de la mer, il est possible de délimiter les régions directement, de manière visuelle.

Cette étape de la planification doit résulter en une ébauche de plan de campagne de télédétection, dont la faisabilité opérationnelle sera vérifiée par les opérateurs (examen des plans de vol et de navigation, dangers de navigation, etc.).

2.4.1 - Ensembles d'instruments de télédétection

En général, chaque type d'instrument de télédétection fournit un type particulier de données. Il faut donc plusieurs instruments pour acquérir les données nécessaires à la réalisation de *cartes d'habitats*. Deux des facteurs les plus importants dans la détermination de la nature des *habitats* sont l'élévation (altitude au-dessus ou profondeur au-dessous du niveau de la mer) et la nature du substrat. En effet, ces facteurs déterminent les conditions environnementales dans lesquelles tout organisme marin ou *biocénose* marine doit vivre. Par conséquent, dans les programmes de *cartographie des habitats*, les instruments qui donnent de l'*information* sur la topographie et le type de terrain sont à privilégier par rapport à ceux qui donnent d'autres types de données telles que la température de surface de l'eau, l'irradiance, la concentration de chlorophylle A, ainsi que les profils de courants et de température. Ces autres types de données ne sont pas pour autant sans intérêt ; cela dépend en grande partie de la nature du territoire à lever.

Les premiers instruments de télédétection choisis sont donc généralement ceux qui fournissent l'*information* de base sur la topographie et le type de terrain. Dans le cas des estrans, on utilise souvent le *lidar* pour déterminer la topographie des lieux, et la photographie pour distinguer les types de terrain. Dans le domaine subtidal, on choisit souvent un sondeur multifaisceaux pour obtenir les données bathymétriques, et le sonar à balayage latéral pour distinguer les types de terrain. La popularité de ces combinaisons reflète leur capacité à fournir un *modèle numérique de terrain (MNT)*, c'est-à-dire une représentation en trois dimensions de la topographie du littoral ou du fond de la mer, segmenté en zones qui correspondent à différents types de terrain. Ce ne sont toutefois pas les seules combinaisons qui permettent d'obtenir ce résultat, et elles ne sont pas adaptées à tous les besoins en matière de levés.

Le choix de deux systèmes de télédétection qui fournissent le même genre d'*information* entraîne une redondance que certains peuvent estimer inutile, mais que d'autres considèrent comme une police d'assurance contre des *erreurs* ou un mauvais fonctionnement. Dans certains cas, par exemple l'imagerie satellitaire et la photographie aérienne, on choisit deux instruments qui produisent exactement le même type de résultat (une photographie), mais dont le contenu en *information* demeure complémentaire si les deux instruments ont une couverture ou une *résolution* différente qui rendent possible une stratégie de levés imbriqués.

Lorsque l'on choisit plusieurs instruments qui doivent fonctionner simultanément à partir du même avion ou navire, il est important de s'assurer qu'il n'y aura aucune interférence entre eux ou avec les autres appareils de bord (p. ex. radio et systèmes de navigation). Les interférences risquent d'introduire des *erreurs* systématiques ou des artefacts qui masqueront la réalité et gêneront le traitement ou l'*interprétation* des données de télédétection.

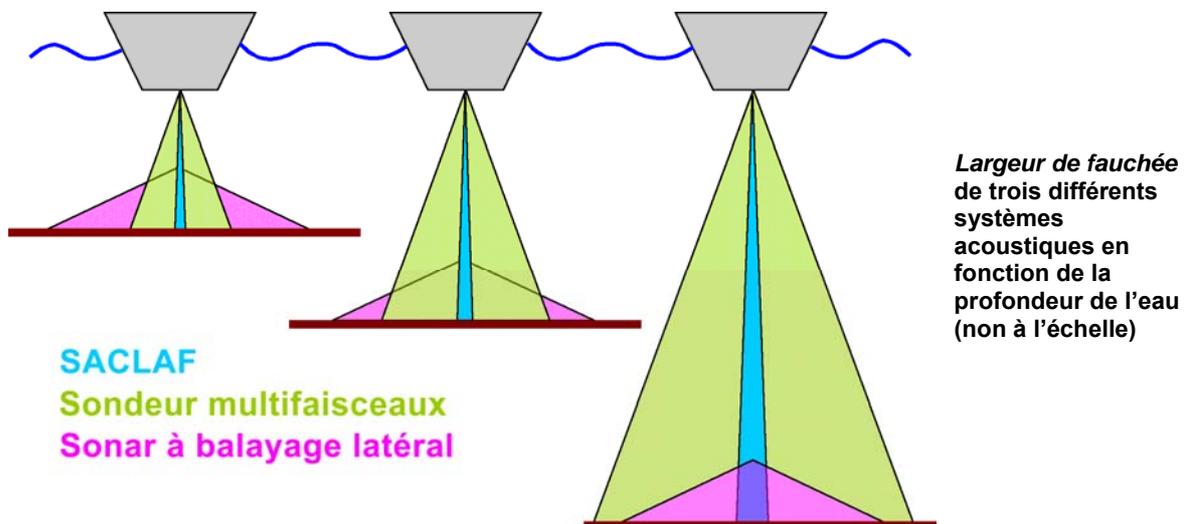
Dans certains cas, le principal aspect de l'optimisation des levés par télédétection consiste à trouver le moyen d'utiliser une technique de manière optimale dans les circonstances propres des levés à effectuer. Cela est particulièrement vrai lorsque l'on utilise des techniques « standard » aux limites de leur application. À titre d'exemple, le poisson d'un sonar à balayage latéral est normalement remorqué à l'arrière du navire, mais dans une zone de petit fond, il peut être fixé sur un mât et installé sur le côté, à la proue ou à la poupe du navire. La position choisie risque d'avoir des effets importants sur le fonctionnement du système et la qualité des données acquises, comme le montre l'étude de cas des levés par sonar à balayage latéral dans les zones de petit fond de la mer des Wadden, au nord des Pays-Bas (voir le fichier [Sidescan pole Wadden Sea.pdf](#)).

Pour plus de renseignements sur les variantes et les capacités des instruments de télédétection, voir les chapitres pertinents de la [recension MESH des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques](#) (Coggan et al., 2007).

2.4.1.1 - Ensembles de techniques acoustiques

Si l'on dispose d'un navire adéquatement équipé, il est tout à fait possible d'acquérir des données en utilisant simultanément un sondeur multifaisceaux, un sonar à balayage latéral, le profilage sismique et un système acoustique de *classification* automatique des natures de fonds (SACLAF). Chacun de ces systèmes peut fonctionner dans une fourchette de conditions (vitesse du navire, état de la mer, profondeur de l'eau), mais les conditions optimales de fonctionnement diffèrent d'un système à l'autre. Par conséquent, lorsque l'on utilise plusieurs systèmes en même temps, il faut optimiser les conditions pour le système jugé le plus important et accepter que les données produites par les autres systèmes ne soient pas optimales.

Le choix du système acoustique principal a des conséquences importantes sur l'espacement entre les fauchées. Cela est dû au fait que la *largeur de fauchée* des systèmes acoustiques est déterminée par l'angle du faisceau et l'altitude du capteur par rapport au fond. En pratique, la *largeur de fauchée* des systèmes de coque (p. ex. sondeurs monofaisceau ou multifaisceaux) augmente avec la profondeur, alors que celle des systèmes remorqués (p. ex. sonars à balayage latéral et à interféromètre) est plus ou moins constante, du fait que l'objet est normalement remorqué à une altitude fixe au-dessus du fond.



Ainsi, si le sondeur multifaisceaux est la principale technique retenue, l'espacement entre fauchées doit être beaucoup plus petit en zone de petit fond qu'en zone de grand fond, et il faudra donc beaucoup plus de temps pour couvrir un même territoire. Cela ne s'applique pas aux systèmes remorqués, dont l'espacement entre fauchées et le rythme de couverture sont indépendants de la profondeur de l'eau. Voici des *largeurs de fauchée* typiques de trois techniques acoustiques.

Largeurs de fauchée typiques de divers systèmes acoustiques, en fonction de la profondeur de l'eau					
Technique	10 m	50 m	100 m	500 m	1000 m
SACLAF Angle du faisceau $\sim 10^\circ$	2 m	9 m	18 m	88 m	176 m
Sondeur multifaisceaux <i>Largeur de fauchée</i> ~ 7 fois la profondeur de l'eau	70 m	350 m	700 m	3500 m	7000 m
Sonar à balayage latéral <i>Largeur de fauchée</i> de 400 m à une altitude de 6 m	400 m	400 m	400 m	400 m	400 m

Dans le choix d'un ensemble de techniques acoustiques, le *SACLAF* est considéré comme un deuxième ou un troisième choix, car sa *largeur de fauchée* est de beaucoup inférieure à celle d'un sondeur multifaisceaux ou d'un sonar à balayage latéral. L'*information* fournie par le *SACLAF* complète les données des autres systèmes et contribue à interpréter la rétrodiffusion du sondeur multifaisceaux et du sonar à balayage latéral.

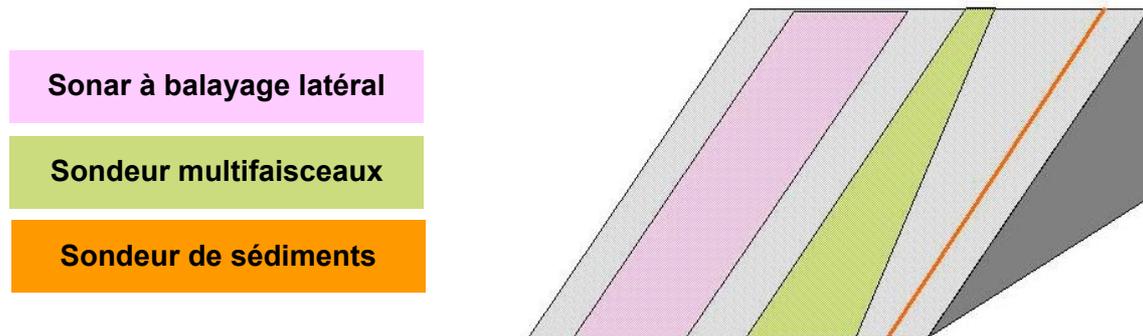
L'espacement entre fauchées dépend donc habituellement du choix du sondeur multifaisceaux ou du sonar à balayage latéral comme technique principale. Pour obtenir une couverture à 100 %, on fixe généralement cet espacement de manière à ce que les fauchées successives se chevauchent, puisque la qualité des données sur les bords des fauchées peut ne pas être optimale. D'après le tableau ci-dessus, pour un levé à l'aide d'un sondeur multifaisceaux et d'un sonar à balayage latéral effectué dans une zone où la profondeur de l'eau est de 50 m, il faudrait un espacement entre fauchées de 300 à 325 m pour obtenir une couverture complète avec les deux systèmes. Une profondeur moindre tendrait à favoriser le sonar à balayage latéral comme technique principale, en raison de sa plus grande *largeur de fauchée*. Par contre, à de plus grandes profondeurs, le sondeur multifaisceaux a une plus grande *largeur de fauchée*, ce qui en fait un meilleur candidat comme technique principale. S'il faut obtenir une couverture complète avec les deux systèmes à une profondeur où leurs *largeurs de fauchée* sont assez différentes, il faut alors effectuer le levé en deux temps : faire un premier passage en utilisant les deux techniques simultanément, puis un second passage avec le système dont la fauchée est la plus étroite pour combler les vides de ce système lors du premier passage. Pour plus de détails techniques sur le sujet, voir le document du CIEM intitulé *Co-operative Research Report on Acoustic Seabed Classification of Marine Physical and Biological Landscapes* (Anderson *et al.*, à paraître), notamment le chapitre de Simmonds sur la conception d'une campagne de levés acoustiques pour la *classification* du fond marin.

Dans le cas de projets pluridisciplinaires tels que la *cartographie des habitats*, il devient courant d'inclure le profilage sismique dans l'ensemble des techniques « acoustiques » employées pour les levés, car les profils verticaux des sédiments ou des substrats aident à interpréter la morphologie du fond de la mer. Le choix de la technique de profilage sismique dépend de la stratigraphie probable. Les systèmes à haute fréquence comme le boomer ont la meilleure *résolution* (quelques dizaines de centimètres), mais leur pénétration est limitée et s'arrête au soubassement acoustique constitué par l'assise rocheuse, des matériaux glaciaires ou même un sable dense. Les systèmes à basse fréquence comme l'étingueur ou le canon à air ont une meilleure pénétration mais une *résolution* limitée (environ 1 m). Leur pouvoir de pénétration permet, mieux que le soubassement acoustique déterminé par un boomer, de connaître le type d'assise rocheuse.

Les appareils de profilage sismique sont généralement remorqués près du navire, à la surface ou près de la surface de l'eau. En eau profonde, on peut considérer l'emploi d'un boomer remorqué en profondeur, afin d'obtenir des données à haute *résolution* sur le fond. Il existe des systèmes qui combinent le sonar à balayage latéral et le profilage sismique.

Sur le plan pratique, l'emploi simultané de systèmes de profilage sismique et de sonar à balayage latéral rentabilise au maximum l'utilisation du navire, car les deux systèmes fonctionnent à des vitesses de croisière semblables (alors que l'emploi simultané d'un sonar à balayage latéral et d'un sondeur multifaisceaux risque de limiter la vitesse du navire). Cela permet d'intégrer les données sur l'épaisseur de la structure du fond et sur sa géométrie (p. ex. épaisseur de rides de sable). Il est important de consigner avec *précision* la position de l'appareil remorqué pour que les données soient bien géoréférencées et puissent être comparées avec l'*information* fournie par des appareils de coque comme un sondeur multifaisceaux et un *SACLAF*.

Dans certaines circonstances, le choix de la technique acoustique a une influence sur l'orientation des fauchées. Si la zone à lever est en pente, des fauchées parallèles à la direction de la pente auront une largeur variable dans le cas de systèmes de coque, mais non dans le cas de systèmes remorqués. Si la pente devient forte, la longueur de câble de systèmes remorqués tels que le sonar à balayage latéral devra être réglée plus souvent pour maintenir l'instrument à une altitude constante au-dessus du fond. De tels réglages répétés ne sont pas souhaitables, car ils risquent d'introduire des discontinuités et de réduire l'utilité de l'enregistrement du sonar. Il est donc habituel d'optimiser les levés en prenant des fauchées perpendiculaires à la direction de la pente, ce qui simplifie à la fois la planification des fauchées et l'exécution des levés, tout en diminuant le risque de contact entre les appareils remorqués et le fond.

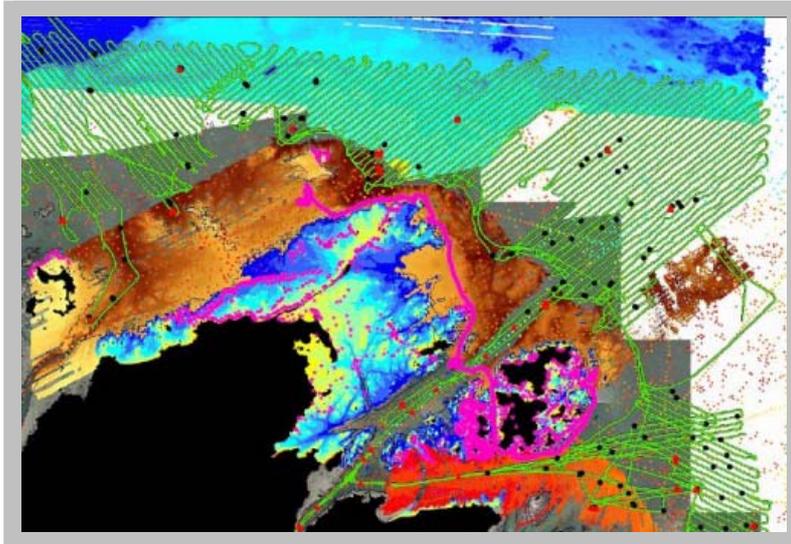


Largueur de fauchée d'un sonar à balayage latéral, d'un sondeur multifaisceaux et d'un profileur du sous-sol du fond qui se déplacent dans la direction d'une pente du fond.

Il est à noter que les exigences de la *cartographie des habitats* sont relativement moindres en matière de levés acoustiques que celles des levés hydrographiques et bathymétriques visant la production de *cartes de navigation* ou le traitement d'autres questions liées à la sauvegarde de la vie humaine en mer (en abrégé SOLAS pour **Safety Of Life At Sea**). Ces derniers levés exigent un *degré de couverture* beaucoup plus élevé (200 %, ou couverture double) et doivent être conformes aux normes strictes fixées par des organisations telles que l'Organisation hydrographique internationale (OHI) (voir Mills, 1998, dans le document [IHO survey standards.pdf](#), et le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? »). Ces normes vont généralement au-delà des exigences de la *cartographie des habitats*, mais il est de plus en plus courant d'adopter l'une d'entre elles ou à tout le moins de tenter de s'en approcher, car cela garantit dans une certaine mesure la qualité des données et élimine le besoin de recommencer le levé d'un territoire à d'autres fins.

2.4.1.2 - Ensembles de techniques aéroportées

Comme dans le cas des techniques acoustiques, on peut rassembler plusieurs techniques aéroportées pour en faire un ensemble d'outils efficace. Pour s'en rendre compte, le mieux est d'examiner une étude de cas comme celle du site du Trégor sur le littoral nord de la Bretagne. Ce levé a fait appel à un ensemble de quatre techniques aéroportées, à savoir l'imagerie satellitaire, la photographie aérienne, le *lidar* topographique et le *lidar* hydrographique (bathymétrique) pour cartographier des zones intertidales et des zones subtidales de petit fond. Ces techniques ont ensuite été complétées par des levés acoustiques des zones de petit fond. Le document [Tregor survey strategy.ppt](#), montre comment les *couches* de données s'assemblent et illustre comment le plan de campagne des levés a optimisé l'utilisation de chacune des techniques de manière à cibler les zones où elle est la plus efficace.



Construction de *couches* de données à partir de levés par télédétection du site de Trégor, en Bretagne

Comme dans le cas des levés acoustiques, les questions de *largeur de fauchée* et d'empreinte au sol des instruments utilisés pour un levé aéroporté ont des effets sur l'espacement des fauchées, mais dans le cas des levés aéroportés, on contrôle généralement mieux l'altitude choisie.

Comme les différents instruments n'ont pas tous la même capacité à détecter les structures et les *habitats* benthiques, le recours à un ensemble de techniques entraîne le besoin d'un étalonnage commun de leurs résultats. Cette question a fait l'objet d'un atelier du projet MESH sur l'« interétalonnage », qui a montré que la mise en correspondance des résultats de différentes techniques peut servir à valider des interprétations et mettre en évidence des artefacts d'une technique donnée. L'*interprétation* combinée des données acquises à l'aide d'un certain nombre de techniques de télédétection permet de réaliser des synergies. L'atelier cité plus haut a porté principalement sur des techniques employées dans le cas d'herbiers de zostères (*Zostera marina*). Voir le fichier [Intercalibration Workshop Report.pdf](#).

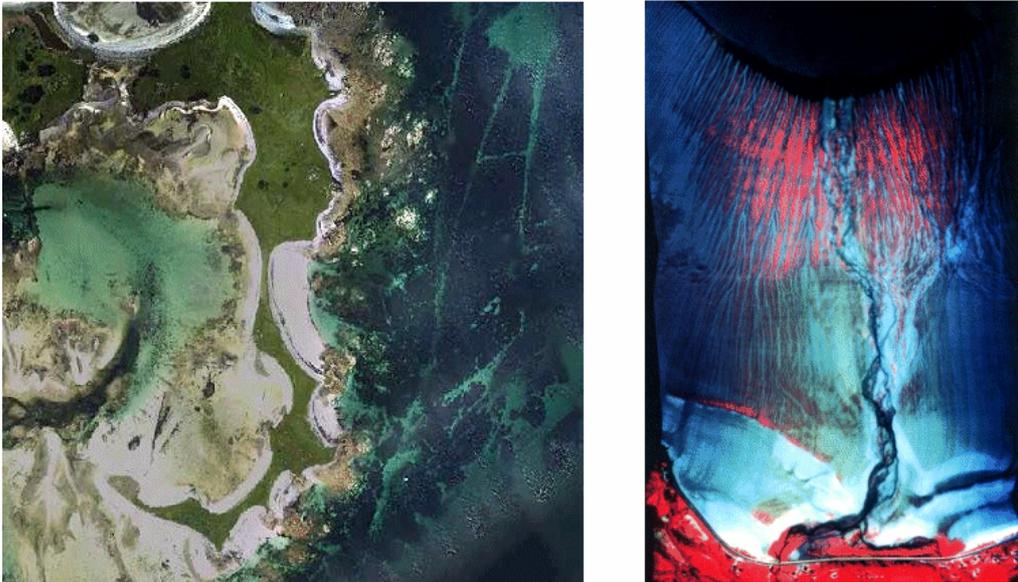
2.4.2 - Validation sur le terrain

Dans le cas des techniques de télédétection qui servent principalement à segmenter le territoire à lever en différents types de terrain (p. ex. la photographie aérienne, le sonar à balayage latéral et le SACLAF), il est bon de recueillir certains échantillons de *validation sur le terrain* pour alimenter le processus de segmentation et valider les types de terrain identifiés par télédétection. Les échantillons de *validation sur le terrain* sont typiquement des photographies du fond (en particulier pour les substrats durs) ou de véritables échantillons des sédiments de surface prélevés à l'aide d'une bêche, d'une benne Shipek ou d'un autre instrument qui ne creuse pas profondément. Les sédiments plus profonds ne sont pas nécessaires puisqu'ils ne sont (généralement) pas pénétrés par les capteurs optiques ou acoustiques. Le processus de *validation sur le terrain* est distinct de la campagne de terrain post-segmentation, qui est plus intensive et vise l'échantillonnage de la composante biologique des divers types de terrain (y compris les *couches* sous-superficielles des substrats meubles).

La *validation sur le terrain* est généralement utilisée après coup pour aider à l'identification du type de terrain correspondant à une « signature » particulière dans les données de télédétection. Une autre possibilité consiste à faire fonctionner l'instrument de télédétection sur un ensemble de types de terrain connus, afin de voir quelle est la signature de chacun. C'est ce que l'on appelle souvent l'« étalonnage ».

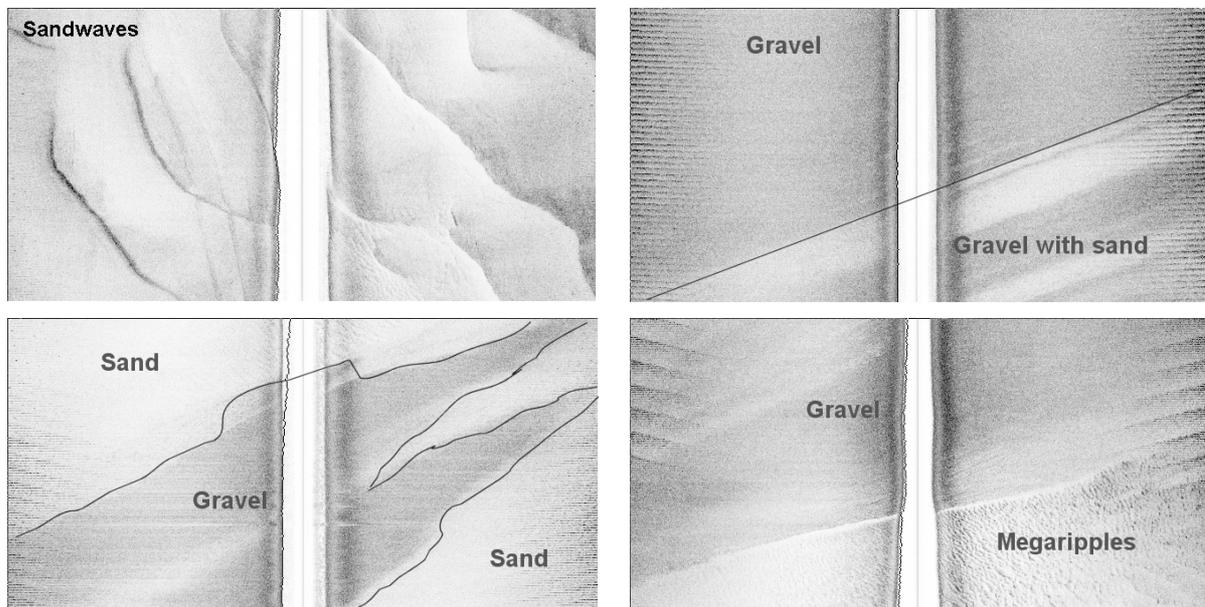
Les levés par photographie aérienne dans le spectre de la lumière visible ne requièrent généralement que peu ou pas de *validation sur le terrain*, du fait que l'imagerie dans la

lumière visible nous est familière de par nos propres observations. Par contre, toute technique hyperspectrale (p. ex. la photographie dans l'infrarouge) donnera probablement des images allant au-delà de notre expérience quotidienne et exigeront une *validation sur le terrain* facilitant l'*interprétation* des images.



Comparaison de photographies aériennes dans le spectre de la lumière visible (à gauche, Ile d'Er, Côtes d'Armor) et dans l'infrarouge (dépôts d'algues vertes à Saint-Michel-en-Grève, Côtes d'Armor).

De la même manière, les faciès acoustiques débordent habituellement notre expérience quotidienne et requièrent une *validation sur le terrain* jusqu'à ce que nous ayons l'expérience voulue pour les interpréter directement. L'échantillonnage de *validation sur le terrain* devrait cibler des zones acoustiquement distinctes afin d'aider à déterminer les types de terrain qu'elles représentent.



Images d'un sonar à balayage latéral illustrant des zones acoustiquement distinctes qui correspondent à divers types de terrain

Contrairement aux images d'un sonar à balayage latéral, les données d'un système acoustique de *classification* automatique des natures de fonds (SACLAF – typiquement RoxAnn ou QTC) sont difficiles à interpréter directement, même pour des opérateurs expérimentés. Les SACLAF distinguent les substrats en fonction de leurs propriétés de réflectance acoustique, et les données qu'ils produisent peuvent être très variables d'une journée à l'autre, ou même au cours d'une seule journée, selon un grand nombre de facteurs tels que la vitesse du navire, l'état de la marée, les conditions météorologiques, la turbidité de l'eau et la profondeur. Certains types de terrain donnent même des résultats variables selon la direction du navire par rapport au fond (Foster-Smith, 2007).

Plusieurs méthodes permettent de normaliser les données afin de supprimer ces variations : (a) comparer des fauchées parallèles adjacentes ; (b) faire quelques passages perpendiculaires à la direction de la majorité des fauchées ; (c) faire au début et à la fin de chaque journée de levé quelques passages sur une zone connue comportant certains types de terrain bien définis (« *sites d'apprentissage* ») ; (d) faire quelques fauchées qui se recouvrent d'une journée à l'autre. Cependant, même après ce genre de normalisation, il faut des échantillons de *validation sur le terrain* pour permettre la segmentation après coup des données en types de terrain significatifs (*classification supervisée* ; voir Foster-Smith, 2007).

Comme dans toute campagne d'échantillonnage, il est plus important d'obtenir des échantillons représentatifs plutôt qu'exhaustifs. Idéalement, il faudrait obtenir trois échantillons de chaque type de terrain, mais Foster-Smith (2007) en recommande cinq dans le cas des SACLAF :

« Il devrait y avoir au moins 5 échantillons pour chacun des principaux *habitats*. Même si un opérateur de terrain a le sentiment qu'un type donné de terrain peut être prédit avec beaucoup de *confiance*, (p. ex., une forêt de Laminaires sur un fond dur en eau peu profonde), il faut quand même échantillonner ces *habitats* un nombre minimal de fois, sous peine de compromettre les analyses ultérieures. »

2.5 - Optimisation de la campagne de terrain

Le rôle de la campagne de terrain est d'échantillonner les composantes physique et biologique d'un type de terrain, en vue de sa caractérisation en tant qu'*habitat*. Lorsque l'on utilise une *typologie* existante (*classification* descendante), il est important de noter les paramètres pertinents de cette *typologie*, afin de pouvoir faire la correspondance entre les échantillons ou les observations et la définition de l'*habitat* approprié. Si une *typologie* existante est non disponible ou non nécessaire, il faut noter un ensemble de paramètres physiques et biologiques de manière constante sur tout le territoire levé, afin de permettre la détermination des *classes d'habitat*, généralement à l'aide d'une analyse statistique (*classification* ascendante).

L'optimisation de la campagne de terrain consiste à choisir les bonnes méthodes d'échantillonnage et à orienter leur mise en œuvre afin d'obtenir des échantillons représentatifs de l'ensemble des types de terrain présents sur le territoire à lever. Le choix des *sites d'échantillonnage* est guidé par les connaissances acquises lors des levés par télédétection. Une campagne de terrain ainsi « orientée », utilise les ressources d'une manière plus efficace qu'un simple choix au hasard des *sites d'échantillonnage*.

Des observateurs humains entraînés sont de puissants « outils » d'une campagne de terrain, en raison de leur capacité à reconnaître et à classer visuellement les *habitats*. Lorsqu'ils ont accès au territoire à lever, par exemple sur un littoral ou en plongée, ils peuvent l'explorer de manière intelligente, en prenant constamment des « échantillons visuels », et en orientant les efforts de prélèvement là où ils sont les plus nécessaires. Leurs compétences peuvent aussi être exploitées utilement en eau profonde, par

l'utilisation de caméras vidéo ou d'appareils photographiques et le pilotage de véhicules téléguidés.

En eau profonde, la connaissance de ce qu'il y a en réalité au fond de la mer repose sur l'utilisation d'une variété de dispositifs de prélèvement. Ce sont généralement des bennes et des carottiers pour les sédiments et l'*endofaune*, des chaluts et des dragues pour l'*épifaune*. Les observateurs humains ont aussi leur place grâce à l'utilisation d'appareils photographiques et de caméras fixés sur un traîneau remorqué ou de caméras fixées sur un bâti vertical, ou encore de véhicules téléguidés, mais cela ne permet de voir que l'*épifaune* et la surface des substrats. Il faut une combinaison de ces méthodes de prélèvement et d'observation pour obtenir toute l'*information* nécessaire à la *classification* des *habitats*.

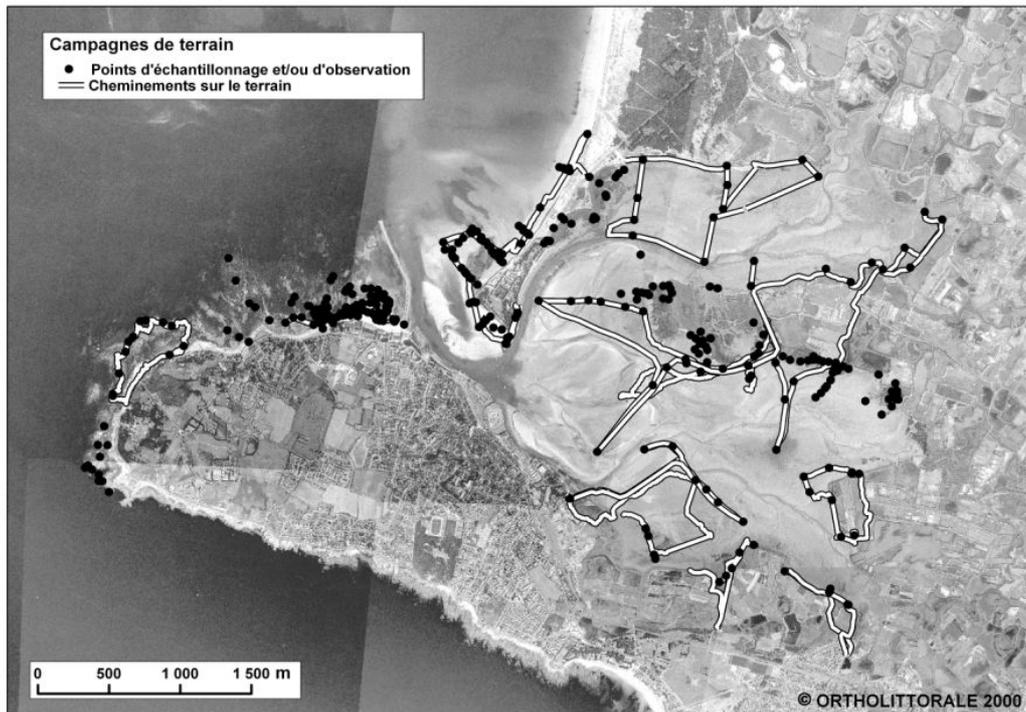


Quelques méthodes de prélèvement sur le terrain

Que les levés sur le terrain soient effectués à bord d'un navire ou sur le littoral, il faut utiliser l'*information* obtenue par télédétection pour choisir les sites de prélèvement (lieux définis de manière générale), mais la méthode de détermination des stations de prélèvement (points définis de manière précise) est variable.

Dans le cas de levés effectués à bord d'un navire, une bonne méthode consiste à planifier une série de stations et à spécifier les appareils à utiliser pour chacune, afin de tracer un trajet optimal du navire et d'arriver à chaque station en étant prêt à utiliser l'appareil. Le choix des stations de prélèvement cible des structures précises révélées par la télédétection ou désigne un lieu quelconque d'un type donné de terrain.

Les mêmes principes sont applicables aux prélèvements sur le littoral ou en plongée : on indique à une personne où aller pour prélever un échantillon ; mais on peut faire mieux en laissant à l'observateur une certaine latitude pour raffiner les prélèvements en fonction de son évaluation visuelle du site. L'observateur décide alors des types et du nombre d'échantillons à prélever, ainsi que du lieu précis des prélèvements. Dans le cas particulier d'une *classification* descendante, il peut décider qu'il n'y a pas besoin de faire de prélèvement si un *habitat* est clairement identifiable par observation directe.



Stations et profils d'échantillonnage d'une campagne de terrain en Bretagne

Il est important que les prélèvements soient représentatifs plutôt qu'exhaustifs, car il est facile de se surcharger d'échantillons qu'il est ensuite long et coûteux de traiter, d'analyser et d'interpréter. Pour que les échantillons soient représentatifs, il faut faire appel aux techniques appropriées d'échantillonnage sur chaque type de terrain, mais une stratification supplémentaire peut également être nécessaire pour couvrir les zones écologiques (p. ex. selon la profondeur, la salinité et la turbidité) dont on sait qu'elles ont une influence sur la répartition des espèces.

Il faut fixer des exigences minimales d'échantillonnage, en fonction du degré d'*exactitude* et de *fiabilité* de la *classification* requis dans les *cartes* finales. Un échantillon unique de chaque type de terrain suppose que ce dernier est homogène, alors que des répliqués permettent une certaine évaluation de la *variabilité* entre les strates (type de terrain + zone écologique) d'échantillonnage et au sein de ces strates. Le nombre de répliqués est déterminé par une règle *empirique*, par l'avis d'experts ou par une évaluation formelle liée à l'*hétérogénéité* ou à l'*homogénéité* du terrain perçue par un instrument de télédétection (« *modèle* d'allocation optimale »).

Dans bien des cas, il faudra mettre en réserve une fraction des échantillons prélevés sur le terrain afin de tester l'*exactitude* des *cartes* produites. Il faut tenir compte de ces échantillons de validation dans le cahier des charges de la campagne de terrain.

L'optimisation de la campagne de terrain est souvent un processus itératif qui doit conserver une certaine souplesse. Une ébauche du plan de campagne peut être remise aux opérateurs de terrain pour qu'ils en vérifient la faisabilité opérationnelle (accès aux sites, dangers de navigation, santé et sécurité au travail, etc.). Par contre, les détails du plan de campagne dépendent souvent des résultats de la télédétection et des conditions qui prévalent sur le terrain au moment de l'échantillonnage.

2.5.1 - Exigences relatives à une campagne de terrain

Le rôle d'une campagne de terrain est double. Premièrement, elle doit donner l'*information* biologique et physique nécessaire pour déterminer ou identifier une *classe* d'*habitat*. En général, les programmes de *cartographie* « directe » utilisent des échantillons pour affecter une *classe* d'*habitat* aux types de terrain ou aux *polygones* où

les échantillons ont été prélevés. La campagne de terrain ne devrait pas avoir une grande influence sur la segmentation du territoire à lever ; son rôle se limite à déterminer les *classes d'habitat* dans des territoires qui ont déjà été cartographiés par *interprétation* directe d'images de télédétection (photographies aériennes ou mosaïques de faciès acoustiques). Vue ainsi, la *cartographie* directe ressemble à de la « peinture à numéros », où l'on affecte un *attribut* (une couleur) à une zone prédéfinie. Par contre, dans la *cartographie* « modélisée », la segmentation initiale du territoire à lever ne fait qu'orienter la campagne de terrain. Une fois les échantillons recueillis, la segmentation initiale est abandonnée, et l'on procède à une analyse intégrée des données biologiques et physiques ainsi que des données sur la couverture (données de télédétection ou résultant d'un *modèle* spatial) pour produire une *carte* où les *habitats* sont classifiés. Ainsi, les données de terrain ont une influence non seulement sur la *classification*, mais aussi sur la délimitation des *habitats*. Le chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? », fournit des explications plus détaillées sur ces deux approches de la *cartographie*, mais les deux exigent des données fondamentales sur la nature physique des substrats et sur leurs *biocénoses*. Voir à ce sujet les paragraphes 2.5.1.1 « Données physiques » et 2.5.1.2 « Données biologiques » du présent chapitre.

En second lieu, une campagne de terrain donne l'occasion de vérifier la validité, la nature et l'emplacement des frontières supposées entre les types de terrain, les segments ou les *habitats* déterminés auparavant, ce qui requiert une forme d'échantillonnage par l'observation. Pour des *cartes vectorielles* aussi bien que maillées, il faut vérifier que les frontières tracées correspondent sur le terrain à de réels changements d'*habitat* et non à des artefacts des données de télédétection ou à des *erreurs d'interprétation*. Un ciel partiellement nuageux risque de produire des ombres différentes sur des photographies aériennes, tout comme les changements de pente sur les images produites par un sonar à balayage latéral. Mais dans un cas comme dans l'autre, cela ne correspond à aucun changement réel de type d'*habitat* sur le terrain. Le seul fait de constituer des mosaïques d'images peut introduire de fausses frontières d'ombre (voir les orthophotographies de la figure précédente). Lorsqu'une image montre une gradation d'un type de terrain à un autre, l'observation sur le terrain contribue à déterminer la position exacte et le type de frontière (nette ou progressive) entre différents *habitats*.

Effort d'échantillonnage

L'ampleur de la campagne de terrain requise dépend de plusieurs facteurs, dont l'*hétérogénéité* du territoire étudié ainsi que les exigences du programme quant au degré de *fiabilité* des *cartes* et au niveau de détail de *classification* des *habitats*.

Évidemment, un territoire hétérogène comportant plusieurs types de terrain demande davantage d'échantillonnage qu'un territoire homogène où les types de terrain sont peu nombreux. De plus, si un type de terrain est lui-même hétérogène (c'est-à-dire un substrat mixte), il faut davantage d'échantillons pour déterminer la gamme des *habitats* qu'il contient (voir plus loin la notion d'« analyse d'allocation optimale »).

Le degré de *fiabilité* d'une *carte* tend à augmenter avec le nombre d'échantillons, qui abaisse le degré d'*incertitude* quant à l'*exactitude* de la *classification*. L'affectation d'une *classe d'habitat* sur la foi d'un seul échantillon est moins sûre que si l'on dispose par exemple de cinq échantillons qui ont tous les mêmes caractéristiques. Par conséquent, il faut une densité d'échantillonnage plus grande dans les programmes qui exigent des *cartes* d'un haut degré de *fiabilité*. Quatre stratégies d'échantillonnage théoriques ont été présentées à la sous-section 2.3.4 « Stratégie d'une campagne de terrain » et le chapitre 5 « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? » aborde plus en détail l'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte*.

Il est dans la nature des *typologies* hiérarchiques de faire appel à différents types d'*information* à différents *niveaux typologiques*. Par conséquent, plus la *classification* doit être précise, plus il faut d'*information* (voir plus haut le tableau du paragraphe 2.1.1.1

d'exemples des niveaux 3, 4 et 5 de la typologie EUNIS). Certains niveaux de la hiérarchie ne requièrent que des données physiques, alors que d'autres nécessitent des données physiques et biologiques, ce qui peut entraîner des exigences d'échantillonnage supplémentaires. Par contre, si un niveau exige à peine plus de détails que le niveau précédent (p. ex. identification de l'espèce plutôt que de la famille des organismes), cette exigence peut être satisfaite par une analyse plus poussée des échantillons disponibles.

Une *biocénose* comprend à la fois l'*endofaune* et l'*épifaune* (en plus de la flore), et il faut donc échantillonner les deux pour obtenir une description complète de l'*habitat*. Un prélèvement ou appareil unique est rarement adéquat pour l'échantillonnage des deux types de faune. Il est donc normal de les échantillonner séparément avec des appareils et des protocoles spécialement adaptés (voir le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? »).

Campagne de terrain orientée

Les techniques de terrain peuvent différer grandement entre les domaines intertidal et subtidal. L'observation humaine directe est une technique de terrain particulièrement efficace et très souvent employée en zone intertidale, où les *sites d'échantillonnage* sont facilement accessibles. Chaque observateur recueille effectivement un grand nombre d'« échantillons » visuels sur une vaste gamme d'échelles spatiales. Il a la capacité d'évaluer très rapidement le littoral par rapport à la *carte* issue de la télédétection (p. ex. une photographie aérienne) et d'orienter l'effort (*ad hoc*) d'échantillonnage vers les zones où il est le plus nécessaire. Un simple levé à pied peut suffire à compléter sur le terrain les données de télédétection. Dans les zones subtidales de petit fond, des plongeurs arrivent à faire des observations directes aussi efficaces, mais les zones qu'ils couvrent sont limitées par la mobilité et la visibilité sous l'eau.



Exemples de diverses techniques de campagne de terrain. De gauche à droite : levé à pied, plongée en eau peu profonde, levé vidéo, prélèvement à la benne. (Crédits photo : 1 et 2 – JNCC, 3 et 4 – Cefas)

Pour les zones de plus grand fond du domaine subtidal (en général au large du littoral), la campagne de terrain repose souvent entièrement sur l'utilisation d'une variété de dispositifs d'échantillonnage à distance tels que bennes, chaluts, caméras vidéo et appareils photographiques, dont le choix est abordé à la sous-section 2.5.2 « Choix d'un ensemble d'outils ». Comme l'effort d'échantillonnage ne peut pas être orienté *ad hoc* par des observations directes, il faut déterminer la densité d'échantillonnage d'après des règles *a priori*. Ces règles sont abordées plus en détail à la sous-section 2.5.3 « Conception d'une campagne de terrain ».

Nombre d'échantillons

La campagne de terrain constitue une étape cruciale de la *classification* des *habitats*. Elle doit donc être efficace sans être excessive. Le risque d'être surchargé d'échantillons tient à la fois au nombre d'échantillons et aux modalités d'analyse. Comme l'acquisition d'échantillons est souvent la partie la plus coûteuse d'une campagne de terrain, il semble

normal de s'assurer que l'on tire le maximum de chaque échantillon en le traitant d'une manière approfondie. Il est toujours possible de regrouper des données détaillées pour produire une *carte à échelle globale*, mais l'inverse est impossible : on ne peut pas déduire des détails à partir de données superficielles. À long terme, il est plus rentable d'acquérir des données une seule fois et de les utiliser à plusieurs reprises, plutôt que de devoir répéter l'échantillonnage pour répondre à différents besoins.

Le choix stratégique d'un ensemble de techniques d'échantillonnage peut réduire l'effort total exigé par une campagne de terrain, étant donné que plusieurs techniques fournissent des données à la fois physiques et biologiques. Par exemple, un prélèvement à la benne est susceptible de donner de l'*information* tant sur la nature des sédiments que sur la composition de la *biocénose*. Dans la conception d'une campagne de terrain, il est important de considérer la complémentarité à la fois des sites et des techniques d'échantillonnage. Pour plus de détails à ce sujet, voir les sous-sections 2.5.2 « Choix d'un ensemble d'outils » et 2.5.3 « Conception d'une campagne de terrain ».

Descripteurs des conditions environnementales importantes pour la détermination des classes d'habitat des zones littorale, infralittorale et circalittorale		
Salinité (parties/1000)	Courant de marée (nœuds) [m/s]	Exposition aux vagues (catégorie)
Faible (< 18)	Très faible ([négligeable])	Extrêmement abrité
Réduite (18–30)	Faible (< 1) [< 0,5]	Très abrité
Normale (30–35)	Modéré (1–3) [0,5–1,5]	Abrité
Variable (18↔35)	Fort (3–6) [1,5–3]	Modérément abrité
	Très fort (> 6) [> 3]	Exposé
		Très exposé
		Extrêmement exposé

Données connexes

Une campagne de terrain constitue également une occasion d'acquérir des données ou de l'*information* (observations) environnementales servant de descripteurs des *classes d'habitat*, telles que la salinité, les courants de marée et l'exposition aux vagues (voir le tableau ci-dessus). Des mesures précises des variables (p. ex. le courant de marée) ne sont généralement pas nécessaires, et les bornes des catégories mentionnées dans le tableau (p. ex. « fortes marées » pour un courant de marée de 1,5 à 3,0 m/s) sont données à titre indicatif et non définitif.

2.5.1.1 - Données physiques

La campagne de terrain doit viser à fournir de l'*information* sur les propriétés géophysiques du substrat benthique, qui ont une forte influence sur les types d'organismes qu'il est capable d'héberger. Il est sage de déterminer avec *précision* le genre d'*information* physique que les échantillons de la campagne de terrain doivent donner, car cela permet de savoir si une analyse sommaire suffit ou s'il faut une analyse détaillée (beaucoup plus longue et coûteuse).

Dans le cas de sédiments, une analyse granulométrique peut être requise pour déterminer la répartition de la taille des grains. En plus de donner le type des grains (vase, sable, gravier, etc.), cette analyse indique jusqu'à quel point les sédiments sont uniformes ou mixtes (p. ex. gravier sableux, sable vaseux, sable graveleux). Une analyse des caractéristiques physiques et chimiques des sédiments (p. ex. compacité, *tensions de cisaillement*, porosité, contenu en oxygène selon la profondeur, etc.) peut également être souhaitable. La proportion de matériaux biogènes (p. ex. fragments de coquille) peut aussi influencer l'adéquation d'un substrat comme *habitat* pour un organisme particulier. Des comptes rendus d'analyses granulométriques et géophysiques sont donnés dans la recension MESH des normes et protocoles pour la *cartographie des habitats* benthiques, contenue dans le fichier [MESH Standards & Protocols 2nd Edition 26-2-07.pdf](#) (Coggan *et al.*, 2007). Il est à noter que les analyses détaillées de sédiments sont longues et coûteuses, et qu'elles donnent parfois beaucoup plus d'*information* que certaines *typologies des habitats* n'en requièrent.



Détermination de la répartition de la taille des grains d'un échantillon de sédiment (à gauche) par des techniques de tamisage à sec (au centre) et humide (à droite) (photos gracieuseté du Cefas)

Dans le cas des substrats durs (rocher, blocs, gros cailloutis), une *interprétation* lithologique peut être utile, car divers types de roche ont des propriétés physiques différentes (p. ex. dureté, friabilité) qui ont une influence sur les types d'organismes qui les colonisent (p. ex. les organismes fouisseurs préfèrent des roches plus tendres).

Pour certaines *typologies*, une description générale suffit si elle comporte une indication du type principal de substrat et de sédiment (p. ex. cailloutis, gravier sableux, sable vaseux, etc.). Il existe plusieurs *typologies* des sédiments. Le tableau ci-après compare les trois *typologies* les plus souvent employées pour les programmes européens de *cartographie des habitats* : les *typologies* Folk, Wentworth et MNCR. La *typologie* EUNIS utilise la terminologie de la *typologie* MNCR, mais à certains niveaux elle recourt à des termes vagues tels que « mixte » ou « grossier », faciles à affecter à une structure par simple observation visuelle.

Typologie des sédiments : MNCR, Wentworth et Folk					
Valeur de Phi	mm	Catégorie			
		MNCR	Wentworth	Folk	
— 8	256	Bloc	Bloc	Gravier	
— 6	64	Gros cailloutis	Gros cailloutis		
— 4	16	Petit cailloutis	Petit cailloutis		
— 2	4	Gravier			
— 1	2	Grossier	Gravier		
— 0.5	1.41		Très grossier		
0	1	Moyen	Grossier	Sable	
0.5	0.71		Moyen		Sable
1	0.5		Fin		Sable
1.5	0.35	Fin			
2	0.25				
2.5	0.17				
3	0.125				
3.5	0.088				
4	0.0625				
		Vase	Silt	Vase	

2.5.1.2 - Données biologiques

L'*information* biologique recherchée dans la campagne de terrain dépend en grande partie de la portée du programme de *cartographie*. Certains programmes ne demandent qu'une description sommaire des *habitats* et n'exigent aucune *information* biologique. D'autres se contenteront d'une description générale des biotes à l'aide de catégories des formes de vie telles que « prairie de Laminaires » ou « herbier de *Zostera* » que l'on peut déterminer par simple observation. D'autres exigeront une analyse quantitative complète visant l'identification des *habitats* à un niveau détaillé d'une *typologie* (p. ex. niveaux 5 et 6 de la *typologie* EUNIS), ou encore une analyse statistique solide afin de distinguer des *biocénoses* selon leur composition. Le niveau de détail requis doit être déterminé à partir du rapport sur la portée du projet (voir sous-section 2.1.2) et du cahier des charges des levés (voir sous-section 2.3.5).

Aux fins de la *cartographie* des *habitats*, l'*information* biologique se limite à la macrofaune et à la macroflore. La macroflore se limite à la zone photique et est généralement fixée à un substrat. La macrofaune est présente à toutes les profondeurs. Elle comprend l'*endofaune* (vivant dans le substrat) et l'*épifaune* (vivant sur le substrat) ; elle est sessile ou mobile. Cela a des conséquences sur le cahier des charges de la campagne de terrain, car il n'y a pas de méthode unique permettant d'échantillonner de manière efficace tous ces éléments fauniques. Certains se prêtent mieux que d'autres à l'échantillonnage (ou au recensement), avec pour résultat que les *typologies* existantes peuvent favoriser l'*endofaune* dans une partie et l'*épifaune* dans une autre. Il faut donc une bonne connaissance pratique des *typologies* existantes pour que la campagne sur le terrain fournisse l'*information* biologique voulue.

Lorsque le programme de *cartographie* commande des prélèvements (par opposition à une simple observation), l'objectif visé est de décrire la composition de la *biocénose* par la liste et l'abondance relative des espèces présentes, qui peuvent être établies par des moyens quantitatifs ou semi-quantitatifs. Des mesures quantitatives sont données par l'abondance (nombre d'individus de chaque espèce) ou la biomasse (poids total des individus de chaque espèce). Il est souvent bon de noter les deux, afin de ne pas laisser de côté les organismes coloniaux ou incrustés, indénombrables du fait qu'ils n'existent pas en tant qu'« individus ». L'abondance et la biomasse des organismes sont les quantités les plus souvent mesurées lorsque l'on fait des prélèvements, par exemple à la benne ou au chalut. Par convention, on exprime l'abondance en nombre par unité d'aire, même dans le cas de prélèvements à la benne ou de carottages susceptibles de donner chaque fois des volumes de sédiments différents.

Des mesures semi-quantitatives consistent à noter la présence de chaque espèce sur une échelle d'abondance relative comme l'échelle « SACFOR » (voir le tableau suivant) mise au point pour les études du programme MNCR (*Marine Nature Conservation Review* – Examen de la conservation de la nature en milieu marin) sur les *habitats* marins (voir la page <http://www.jncc.gov.uk/page-2684> pour de plus amples détails sur son utilisation).

De telles échelles conviennent surtout lorsque l'on observe les *biocénoses* sur place, par exemple sur le littoral, en plongée ou avec des photographies et vidéos sous-marines. Elles sont particulièrement utiles dans les *habitats* où la faune et la flore caractéristiques sont fixées au substrat (p. ex. un affleurement rocheux) et ne se prêtent pas à des mesures quantitatives de l'abondance et de la biomasse. On évalue alors l'abondance relative des espèces selon leur densité ou leur pourcentage de couverture d'une certaine surface (p. ex. 1 m²).

Échelle « SACFOR » d'abondance relative des espèces	
Code	Signification
S	Surabondante
A	Abondante
C	Commune
F	Fréquente
O	Occasionnelle
R	Rare



2.5.2 - Choix d'un ensemble d'outils

Certains programmes de *cartographie* requièrent une *information* qui va au-delà de l'observation directe, parce que le territoire n'est pas complètement accessible (p. ex. *habitats* sublittoraux) ou que certaines données quantitatives sont nécessaires pour fournir une *information* détaillée sur la composition de la *biocénose* et la nature des sédiments. La campagne de terrain doit alors recourir à des dispositifs (outils) de prélèvement d'échantillons à analyser. Comme aucun outil ne permet d'échantillonner de manière efficace tous les types de substrat et de biote, il faut choisir un ensemble d'outils.

Le tableau ci-après énumère les types et variantes d'outils les plus souvent utilisés pour l'échantillonnage du fond de la mer, déjà abordés à la sous-section 2.3.2 « Outils et techniques d'échantillonnage ».

Techniques et outils d'échantillonnage du fond de la mer	
Technique	Variations
Prélèvements à la benne	Hamon, Day, Smith-McIntyre, Van Veen, Shipek,
Carottage	Carottier-boîte, Nioz, Vibrocore, carottage multiple
Chalutage	Agassiz, chalut à perche, chalut à panneau
Dragage	Drague à huîtres, drague à coquilles St-Jacques, <i>Naturalist</i> , Rallier du Batty, drague à roches, drague à ancre
Vidéo et photographie	Caméras remorquées ou fixées sur un bâti vertical, véhicules téléguidés, imagerie des profils sédimentaires (IPS)

L'importance du choix de techniques adaptées aux conditions de levé prévues (p. ex. profondeur, état de la mer, type de substrat, turbidité, etc.) a également été abordée plus tôt, au paragraphe 2.3.2.2 « Adéquation des outils de levé ». Après avoir déterminé qu'une technique est adéquate, il faut ensuite réfléchir aux outils ou variantes de cette technique qui seront les plus utiles. Les variantes tendent à se multiplier parce qu'un outil unique n'est pas toujours adapté dans toutes les circonstances. À titre d'exemple, les bennes à double godet de Day, Smith-McIntyre et Van Veen ont tendance à ne pas bien fonctionner pour des substrats grossiers, car des pierres se coincent entre les mâchoires et les empêchent de se fermer et de retenir l'échantillon prélevé. La benne Hamon est plus efficace dans les substrats grossiers puisqu'elle comporte un seul godet qui fonctionne comme une cuillère plutôt que comme des mâchoires. Une description plus détaillée des outils disponibles ainsi que de leurs possibilités et limites est donnée dans la

recension MESH des normes et protocoles pour la *cartographie* des *habitats* benthiques, contenue dans le fichier [MESH Standards & Protocols 2nd Edition 26-2-07.pdf](#) (Coggan *et al.*, 2007).

Le choix des outils doit également correspondre aux capacités du navire à partir duquel on les utilise. Évidemment, le navire doit permettre de déployer et de récupérer l'instrument en toute sécurité, mais il faut aussi prendre en considération le pilotage du navire pendant l'utilisation de l'instrument. Souvent, une caméra exige que le navire avance et maintienne son cap à une vitesse très réduite (~ 0,5 nœud). Un véhicule téléguidé de grande taille peut avoir besoin de câbles de treuillage et d'une alimentation électrique propres.

Dans la plupart des cas où l'échantillonnage se fait à partir d'un navire, il faut recourir à au moins deux techniques de prélèvement de la faune à chaque station, une pour l'*endofaune* (p. ex. benne ou carottage) et une pour l'*épifaune* (p. ex. chalut ou drague). Dans les *habitats* du domaine subtidal, des techniques visuelles (plongeur ou caméra) peuvent également être nécessaires pour échantillonner des organismes, notamment incrustés ou fixés, qui ne se prêtent pas à d'autres techniques de prélèvement. Dans les zones intertidales, l'échantillonnage visuel direct est généralement suffisant pour déterminer la macrofaune et la macroflore, mais il faut prélever des échantillons de sédiments pour déterminer l'*endofaune*. Dans certains cas, on prélève des échantillons quantitatifs de l'*épifaune* intertidale si celle-ci n'est pas facile à étudier sur place.



Échantillonnage biologique d'une vasière intertidale (à gauche) par des moyens visuels pour l'*épifaune* et par carottage à la main pour l'*endofaune* (à droite). En eau profonde, on peut avoir besoin de techniques visuelles pour échantillonner la faune fixée ou incrustée (au centre), et de bennes ou de carottiers pour l'*endofaune*. (Photos : Alterra, Cefas, JNCC)

Le besoin d'échantillonner une gamme de substrats, de la vase jusqu'au rocher, à la recherche d'organismes sessiles ou mobiles vivant sur ou dans les sédiments peut donner l'impression qu'il faut une quantité considérable d'outils de prélèvement et une campagne de terrain exhaustive. Cela ne devrait pas être le cas. Il est évident que certaines techniques d'échantillonnage sont capables de fournir de l'*information* pertinente sur les aspects physique et biologique des *habitats*. À titre d'exemple, des prélèvements à la benne donnent des échantillons qui permettent de décrire le type de sédiment et l'*endofaune*, et la vidéo sous-marine procure de l'*information* sur les sédiments de surface et l'*épifaune*. La campagne de terrain peut être optimisée par le choix judicieux de quelques outils donnant plusieurs types d'*information*, comme on l'explique ci-après dans Techniques complémentaires d'échantillonnage sur le terrain.

Techniques complémentaires d'échantillonnage sur le terrain

On a plusieurs fois fait allusion au choix de techniques d'échantillonnage complémentaires comme moyen d'optimiser une campagne sur le terrain. Cela suppose d'examiner les possibilités des diverses techniques au regard du type d'*information* ou d'échantillons que la campagne de terrain doit fournir. Cette partie du *Guide MESH* vise à vous orienter quant aux questions à se poser plutôt qu'à donner « la réponse ». Comme chaque campagne de terrain est menée dans des circonstances qui lui sont propres, il ne

serait pas approprié de faire ici des recommandations autrement qu'en termes très généraux.

Le tableau suivant donne une évaluation d'un certain nombre de techniques d'échantillonnage selon les types d'*information* recherchés dans une campagne de terrain. Les cases sont colorées en vert dans le cas des techniques pertinentes pour un type d'*information*, et en rose sinon. Les cases en vert contiennent une cote qui indique l'efficacité relative de la technique :

3 = totalement efficace (ou quantitative)

2 = modérément efficace (ou semi-quantitative)

1 = partiellement efficace (ou qualitative)

Il s'agit de choisir un ensemble de méthodes qui donnent au total l'échantillonnage le plus efficace. Pour cela, on additionne les cotes d'une même ligne, l'objectif étant d'atteindre une cote totale de 3 (totalement efficace) sans trop la dépasser. L'exemple qui suit se rapporte à un échantillonnage en domaine subtidal sur un fond de sédiments mixtes (N.B. : On suppose ici que les plongeurs ne font que des observations visuelles, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas munis d'autres appareils d'échantillonnage).

Types d'information à obtenir	Techniques générales d'échantillonnage						
	Prélèvement à la benne	Carottage	Imagerie des profils sédimentaires	Chalutage	Plongée	Vidéo	Photographie
Description des <i>figures sédimentaires</i>					2	2	
Description des substrats	3	3	3		2	2	2
Analyse granulométrique	3	3	2				
Mesures géotechniques		3	1				
Examen du profil sédimentaire		3	3		1		
Détection des frontières entre <i>habitats</i>					3	3	
Échantillonnage de l' <i>épifaune</i>				2	1	1	1
Échantillonnage de l' <i>endofaune</i>	3	3			1		

Pour échantillonner à la fois l'*endofaune* et l'*épifaune*, il faut une combinaison de prélèvements à la benne ou de carottage, et de chaluts avec une technique d'observation (plongeur, caméra vidéo ou appareil photographique). Ni les chaluts, ni les techniques d'observation ne sont totalement efficaces pour l'échantillonnage de l'*épifaune*, mais une combinaison des deux serait très bonne. Combinés aux prélèvements à la benne, ils constituent un ensemble bien adapté à l'échantillonnage de sédiments grossiers, où le carottage est moins efficace. Pour des sédiments plus meubles, il serait préférable de

remplacer le prélèvement à la benne par l'utilisation d'un gros carottier, par exemple un carottier-boîte ou un carottier NIOZ.

Il n'y a pas beaucoup à gagner à utiliser à la fois le carottage et l'imagerie des profils sédimentaires (IPS), puisque toute l'*information* fournie par l'ISP peut être obtenue par carottage, parfois de manière plus efficace. Par contre, si le carottage n'est pas possible, l'ISP combiné à des prélèvements à la benne est un substitut raisonnable.

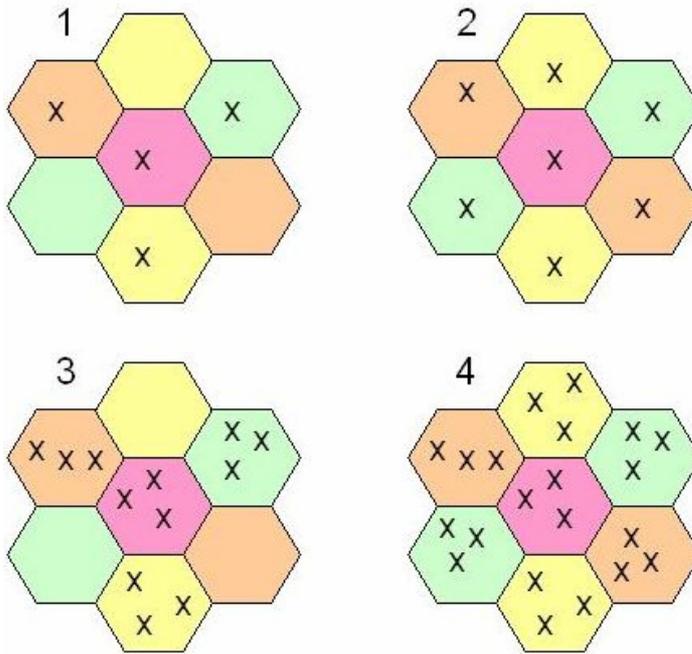
Évidemment, certaines techniques sont impraticables selon les conditions, par exemple les caméras vidéo en eau trouble, le prélèvement à la benne ou le carottage dans des substrats rocheux, etc. Certains outils peuvent être plus efficaces que d'autres, mais coûter beaucoup plus cher (p. ex. un véhicule téléguidé par rapport à une caméra fixée sur un bâti vertical). Le choix d'un ensemble d'outils d'échantillonnage doit donc évidemment reposer sur une connaissance des circonstances des levés et des conditions dans lesquelles ces instruments seront utilisés. Il est toutefois vrai que plus les techniques choisies sont complémentaires, plus les levés seront efficaces.

2.5.3 - Conception d'une campagne de terrain

Les éléments à considérer dans la conception d'une campagne de terrain ne sont pas les mêmes en zone intertidale et en domaine subtidal. Cela tient en grande partie au fait que les estrans sont facilement accessibles et permettent une approche adaptative des levés, où les décisions précises concernant le lieu et la nature de l'échantillonnage peuvent être prises sur le terrain. Dans le cas d'une campagne de terrain à bord d'un navire, on a beaucoup moins de souplesse puisqu'il faut amener le navire à un endroit prédéterminé pour recueillir un ou plusieurs échantillons en se servant d'un ensemble d'outils choisis à l'avance. Cela est illustré plus abondamment aux paragraphes 2.5.3.1 « Campagne de terrain en zone intertidale » et 2.5.3.2 « Campagne de terrain en domaine subtidal », plus loin dans ce chapitre, mais ici nous mettons l'accent sur des considérations plus générales applicables à la fois aux campagnes de terrain en zone intertidale et en domaine subtidal.

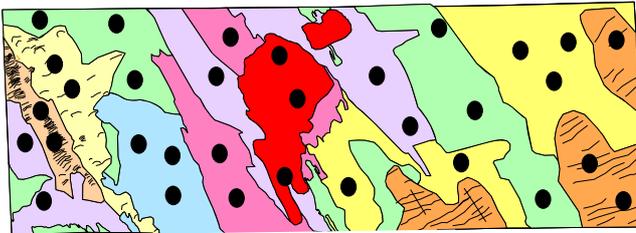
Échantillonnage représentatif

Comme on l'a déjà mentionné, l'échantillonnage doit être représentatif plutôt qu'exhaustif. Il doit donc être conçu de manière à ce que tous les types de terrain soient couverts et qu'un nombre comparable d'échantillons soient obtenus pour chaque type de terrain. Ce dernier point est particulièrement important lorsque les échantillons font ultérieurement l'objet d'une forme quelconque d'analyse statistique (p. ex. analyse des groupes ou *classification supervisée* des données de télédétection), afin de minimiser les effets des biais d'échantillonnage. Dans la sous-section 2.3.4 « Stratégie d'une campagne de terrain », on a vu quatre stratégies donnant un échantillonnage équilibré. On a aussi mentionné le besoin de stratifier l'échantillonnage en fonction des gradients des variables environnementales importantes (p. ex. profondeur, salinité, vitesse du courant, exposition aux vagues) ainsi que des zones biologiques reconnues (littorale, infralittorale, circalittorale, etc.).



Exemples de quatre stratégies de campagne de terrain donnant un échantillonnage équilibré potentiellement représentatif de chaque type de terrain.

La stratégie choisie dépend de la portée et de la finalité du programme de *cartographie*. La première convient pour une *carte à échelle globale* donnant une *information* sommaire, et la quatrième pour une *carte à échelle fine* utilisée à des fins de *surveillance*. Si le financement le permet, on peut adopter une stratégie semblable à la quatrième (nombreux échantillons de chaque zone) pour une *carte à échelle globale* qui exige un degré de certitude plus élevé que ce que donne l'option 1 (peu d'échantillons de chaque type de terrain). La stratégie est aussi fonction de la segmentation du territoire résultant des levés par télédétection, qui dictent les grandes lignes du plan de campagne de terrain, comme le montre la figure ci-après.



Exemple de stratégie d'échantillonnage appliquée à un territoire segmenté

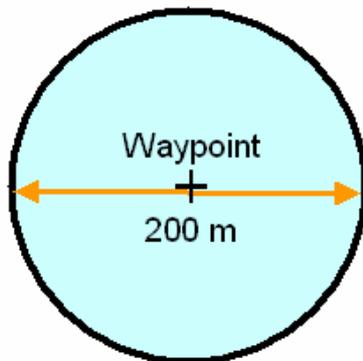
L'effort d'échantillonnage vise à cibler les divers types de terrain d'une manière (relativement) équitable. Chaque point du schéma représente un *site d'échantillonnage*, qui définit de manière générale l'endroit où l'échantillonnage aura lieu. Dans chaque type de terrain, les *sites d'échantillonnage* sont répartis de façon aléatoire ou désordonnée, afin de minimiser les effets d'autocorrélation spatiale : les échantillons prélevés à proximité les uns des autres sont plus susceptibles d'être semblables que ceux prélevés à une plus grande distance (autrement dit, la similarité des échantillons est en relation inverse de la distance entre les *sites d'échantillonnage*). Lorsque la télédétection donne certains détails à l'intérieur d'un *polygone* cartographié, comme de grandes ondulations dans une zone de dunes hydrauliques, on peut vouloir placer des points d'échantillonnage de manière à cibler des parties précises de cette structure, par exemple les crêtes ou les creux des vagues.

Sites et stations d'échantillonnage

Il est facile de comprendre la différence entre un site et une *station d'échantillonnage* si l'on considère qu'un site est un lieu général où l'on compte prélever un échantillon, alors qu'une station est le lieu où le prélèvement est réellement effectué. Un *site d'échantillonnage* est donc un lieu proposé, et une station un lieu d'échantillonnage effectif. La distinction est importante parce que, une fois arrivé sur un *site d'échantillonnage*, on peut se rendre compte que le lieu désigné ne convient pas, et ce pour diverses raisons : il est occupé par une autre personne (ou un autre navire), ou il y a un petit bout de terrain dur là où l'on comptait faire un prélèvement à la benne. Dans un cas comme dans l'autre, il faut s'éloigner de l'endroit prévu pour prélever l'échantillon voulu. Si elles sont différentes, il est important de noter la position réelle plutôt que la position prévue de l'échantillonnage, en particulier s'il faut être capable de revenir ultérieurement au même endroit afin de faire un suivi.

En zone intertidale, les *sites d'échantillonnage* peuvent être spécifiés sous forme d'une liste de structures à échantillonner, par exemple une plage ou un affleurement rocheux, et il incombe aux opérateurs de terrain de faire une reconnaissance du site afin de décider des meilleurs lieux d'échantillonnage. Une autre possibilité consiste à spécifier dans le plan de campagne les positions précises d'échantillonnage, par exemple un cheminement dans un marais maritime.

En domaine subtidal, il est normal de prévoir des *stations d'échantillonnage* à des points précis où le navire doit aller, mais il est irréaliste d'espérer que le navire s'arrête ou maintienne sa position exactement aux endroits prévus. En pratique, on considère une position prévue comme le centre d'un cercle dans lequel l'échantillon doit être prélevé. Une *station d'échantillonnage* est donc définie par un point et par un cercle centré autour de ce point



Station d'échantillonnage définie par un point et un cercle de 200 m de diamètre autour de ce point

Cette façon de faire est très commode pour les levés en mer, puisque le navire n'a qu'à demeurer à l'intérieur du cercle pendant l'échantillonnage et qu'il peut remorquer un chalut et des traîneaux munis de caméras à l'intérieur du cercle dans la direction qui convient le mieux étant donné les conditions de marée et de vent. Le diamètre du cercle est ajustable en fonction de la *précision spatiale* voulue. Dans le cas de navires peu sophistiqués, la position prise en note de la *station d'échantillonnage* peut être celle du point central du site, qualifiée par une mesure de *précision spatiale* (p. ex. ± 100 m pour un cercle de 200 m de diamètre). Dans le cas de navires et de levés plus perfectionnés, un GPS permet d'enregistrer la position précise de la *station d'échantillonnage* à l'intérieur du site. Dans le cas de prélèvements en un point précis (p. ex. à la benne ou par carottage), la position doit être enregistrée au moment où l'appareil touche le fond. Dans le cas d'un échantillonnage linéaire (p. ex. au chalut ou à l'aide d'une caméra remorquée), on peut enregistrer la position au début et à la fin de la prise de l'échantillon, ou encore l'enregistrer automatiquement à intervalles rapprochés (p. ex. toutes les 30 secondes) pendant la durée de l'opération. Il faut se rappeler que la position enregistrée est celle de l'antenne du GPS. Si l'instrument d'échantillonnage est à une distance notable (> 5 m) de

l'antenne, il faut tenir compte de ce décalage par rapport à la position enregistrée. Il y a aussi un intérêt scientifique à savoir que des échantillons de l'*endofaune*, de l'*épifaune* et des substrats viennent tous d'une aire bien définie et qu'ils peuvent être considérés comme représentatifs d'un même *habitat* (à condition évidemment de supposer ou de démontrer que l'*habitat* est uniforme dans tout le cercle en question).

Réplicats

L'une des tâches les plus difficiles de la conception d'une campagne de terrain est de déterminer le nombre de réplicats nécessaires pour obtenir une couverture représentative d'un type de terrain. Si la stratégie de base des levés a établi qu'il y aurait une *station d'échantillonnage* par segment (*polygone* cartographié), la seule question porte sur la meilleure combinaison d'outils à employer dans la limite des budgets disponibles. Par contre, s'il est prévu de prélever plusieurs échantillons, la répartition optimale de l'échantillonnage risque d'être complexe à établir, étant donné le grand nombre de variables à prendre en considération.

Premièrement, il faut tenir compte de la variété des types de terrain à échantillonner et de l'ensemble d'outils choisis (voir plus haut). Deuxièmement, il faut considérer l'*information* que ces outils doivent fournir (voir également plus haut). Troisièmement, il faut tenir compte de ce qui est faisable en pratique dans les limites des ressources disponibles (temps, budget, équipement, personnel). Un certain nombre de règles *empiriques* simples constituent un point de départ utile pour l'élaboration d'un plan de campagne plus complexe.

La première règle a trait au nombre minimal d'échantillons requis. L'utilisation de réplicats à l'intérieur d'un *polygone* ou type de terrain vise à tester l'*hypothèse* selon laquelle la zone en question est homogène. Un seul échantillon suppose une telle *homogénéité* et ne permet pas de la tester. Deux échantillons pourraient en théorie fournir une réponse « oui » ou « non », mais en pratique jamais deux échantillons d'un *habitat* benthique ne sont identiques (avec exactement le même type de sédiment et la même composition de la *biocénose*), de sorte que deux échantillons sont peu utiles en pratique, sauf si l'on fait appel à l'avis d'experts, auquel cas cela revient à tester les deux échantillons par rapport aux nombreux « échantillons virtuels » qui constituent l'expérience de l'expert. Il faut disposer d'au moins trois échantillons réels pour évaluer formellement le degré d'*hétérogénéité* ou d'*homogénéité* d'un type de terrain, à l'aide d'indices univariés de dispersion (moyenne, variance, dissymétrie, etc.) décrivant la *variabilité* des échantillons. De telles statistiques sont rarement citées dans le contexte de la *cartographie* des *habitats*, mais elles constituent le fondement de notre avis subjectif. Il est toutefois probable qu'on les utilisera de plus en plus souvent pour indiquer le degré de *fiabilité* d'une *carte*.

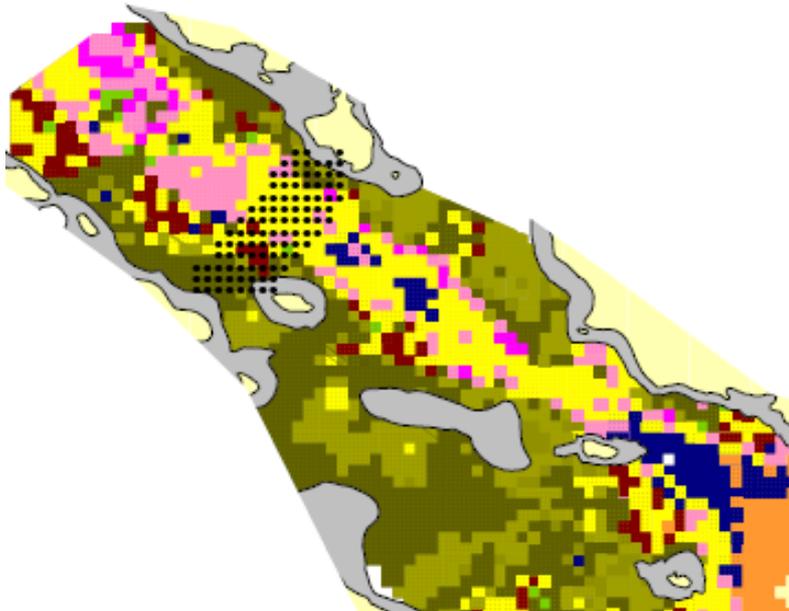
La première règle *empirique* est donc qu'il faut au moins trois échantillons partout où le cahier des charges des levés indique qu'il faut des réplicats.

La seconde règle a trait au besoin de maintenir le caractère représentatif des échantillons avec l'augmentation de la taille d'un segment « homogène ». Plus un segment est grand, plus la *probabilité* de différences dans l'*habitat* est grande. Le nombre d'échantillons prélevés devrait donc augmenter proportionnellement à la taille du segment. Chacun peut ici fixer sa propre règle *empirique* selon les besoins perçus et les circonstances des levés. L'exemple donné dans le tableau ci-dessous a été utilisé pour des levés à échelle *intermédiaire* de substrats de sable et de gravier au large des côtes en Manche et en mer du Nord. À partir d'un minimum de trois échantillons dans toute zone « homogène » d'au plus 1 km², on augmente de 1 le nombre d'échantillons pour chaque km² supplémentaire (voir le paragraphe 2.5.3.2 « Campagne de terrain en domaine subtidal »).

Règle empirique d'échantillonnage de zones homogènes pour des levés d'habitats benthiques en mer	
Aire de la zone	Nombre d'échantillons
< 1 km ²	3
De 1 à 2 km ²	4
De 2 à 3 km ²	5
De 3 à 4 km ²	6
De 4 à 5 km ²	7
Etc.	Etc.

Ces règles de base aident à fixer le nombre minimal de *sites d'échantillonnage*, mais il est évident qu'elles ne s'appliquent pas à toutes les situations. Il faut les modifier dans le cas d'une zone très hétérogène, par exemple un littoral étroit, ou d'un type de terrain qui s'étend très loin au large des côtes.

Un autre scénario est celui où la télédétection a donné une segmentation complexe du territoire, ce qui est typique des *cartes maillées* produites à l'aide d'un *SACLAF* (voir le schéma ci-après). Dans ce cas, l'échantillonnage de chaque « *polygone* » est impraticable, et la campagne de terrain vise plutôt à faire un échantillonnage représentatif de chaque type de terrain. Foster-Smith (2007) recommande d'obtenir au moins cinq échantillons de chaque type de terrain.



Exemple de segmentation *matricielle* d'un territoire par un *SACLAF*. Chaque couleur représente un type de terrain différent.

Des méthodes statistiques peuvent aider à déterminer de manière plus objective le nombre d'échantillons requis pour caractériser un type de terrain, et une technique appelée Analyse d'allocation optimale (AAO) a été étudiée dans le cadre du projet MESH. Les concepts sous-jacents sont en principe simples :

- plus un type de terrain est hétérogène, plus il faut d'échantillons pour le caractériser ;
- pour que l'échantillonnage demeure représentatif, le nombre de répliqués doit augmenter avec l'aire de la zone à échantillonner ;
- plus le nombre d'échantillons est grand, plus la *variabilité* est établie avec une bonne *précision* statistique.

Le nombre d'échantillons requis dépend donc de l'*hétérogénéité* du type de terrain, de son aire et de la *précision* statistique voulue. Il est possible d'évaluer l'*hétérogénéité* à l'aide d'un certain nombre de techniques modernes de télédétection qui produisent des données numériques. À titre d'exemple, un sonar à balayage latéral produit des images formées de *pixels* dont chacun a une teinte de gris. L'*hétérogénéité* à l'intérieur d'une partie de l'image correspondant à un type de terrain peut être décrite mathématiquement à l'aide de fonctions statistiques de base (moyenne, variance, etc.). La *variabilité* donnée par la télédétection est un *intermédiaire* qui représente l'*hétérogénéité* d'un *habitat*, et l'analyse d'allocation optimale utilise cette mesure statistique pour calculer le nombre n d'échantillons nécessaire pour représenter la zone de manière adéquate et de rendre compte de $V\%$ de sa *variabilité*. Une simple opération algébrique permet de calculer $V\%$ à partir d'un nombre n d'échantillons fixé à l'avance à cause de contraintes (budgétaires par exemple). L'application de l'analyse d'allocation optimale à la *cartographie* des *habitats* en est à ses tout débuts, mais elle a des implications évidentes pour la conception (et les coûts) des campagnes de terrain. Le document [OAA worked example v1.doc](#) donne des explications plus complètes ainsi qu'une étude de cas pilote. L'un des grands avantages d'une *typologie* hiérarchique des *habitats* est qu'il est toujours possible d'affecter une *classe d'habitat* à une zone. Par exemple, si tous les échantillons d'une zone montrent que le type de terrain est « sable fin », on lui affecte la *classe* « sable fin ». Si certains échantillons montrent que le type de terrain est « sable fin » et que les autres montrent qu'il est de type « sable grossier », on peut affecter à la zone la *classe* moins précise mais néanmoins exacte de « sable ».

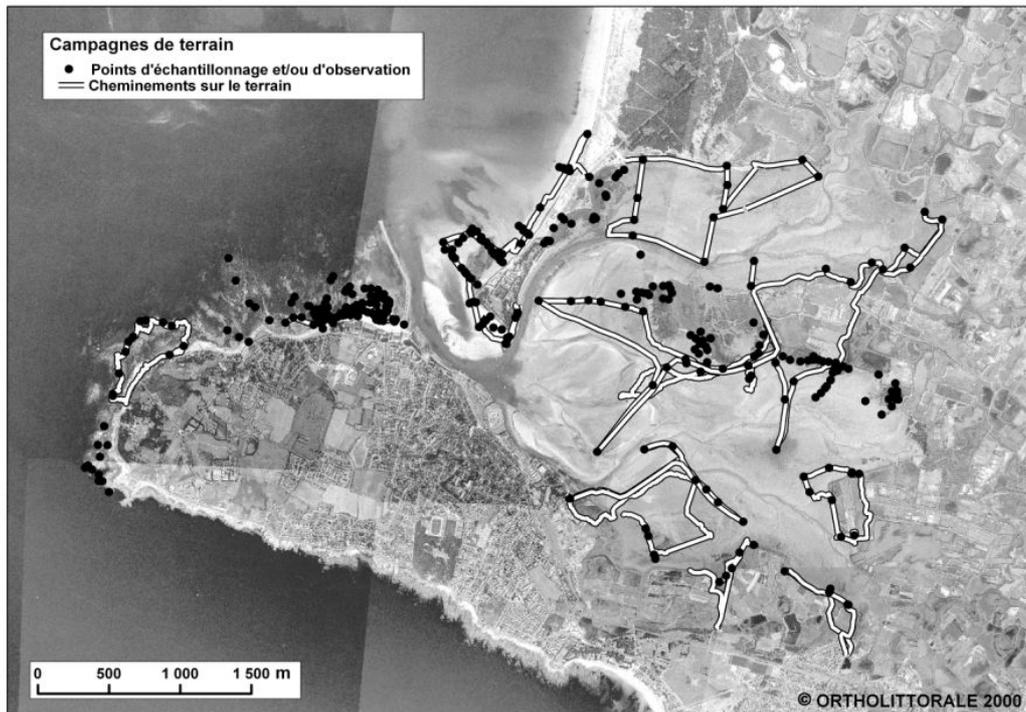
2.5.3.1 - Campagne de terrain en zone intertidale

En zone intertidale, la campagne de terrain a deux objectifs : la validation des données de télédétection et l'échantillonnage sur le terrain.

La validation est nécessaire pour vérifier l'*exactitude* horizontale et verticale du *modèle numérique de terrain (MNT)* en faisant, par cinématique en temps réel à l'aide d'un GPS différentiel, des levés de sites de référence ou d'objets remarquables choisis sur des orthophotographies aériennes. Cela peut se faire à un moment quelconque du cycle de marée, car les points de référence sont généralement placés dans la partie supérieure des estrans ou en terrain sec. L'étude de cas [Validating the digital terrain model.doc](#) présente la marche à suivre.

On fait une première *interprétation* des données de télédétection (images satellitaires, photographies aériennes, *lidar*, etc.) par *classification* non supervisée ou contourage manuel pour identifier les différents faciès et leurs frontières, et les représenter sur une ébauche de *carte* physique. Les frontières peuvent être tranchées ou sous forme de transitions graduelles d'un type de faciès à un autre.

On planifie ensuite l'échantillonnage sur le terrain de manière à cibler différents faciès et frontières, en définissant un ensemble de cheminements et de lieux d'échantillonnage. La campagne sur le terrain se fait surtout par observation directe pour noter la nature des substrats et la *biocénose* qu'ils hébergent. Il faut faire un échantillonnage quantitatif de certains sites choisis représentant des types distincts de faciès, afin d'obtenir une *information* détaillée sur la composition des *biocénoses* et la nature des sédiments (par analyse granulométrique).



Points d'échantillonnage et cheminements sur le terrain indiqués sur une orthophotographie d'un site d'étude au Croisic, en Bretagne

Si l'on analyse les données de télédétection à l'aide de techniques automatisées d'*interprétation* et de *classification*, il faut veiller à échantillonner avec soin les endroits qui serviront de « sites d'apprentissage » de la *classification supervisée*. Il faut un nombre suffisant d'échantillons et d'observations pour que les données acquises puissent être divisées en deux parties : l'une pour faire l'*interprétation* (c'est-à-dire définir les « signatures » à employer pour la *classification supervisée*) et l'autre pour valider cette *interprétation* par la suite.

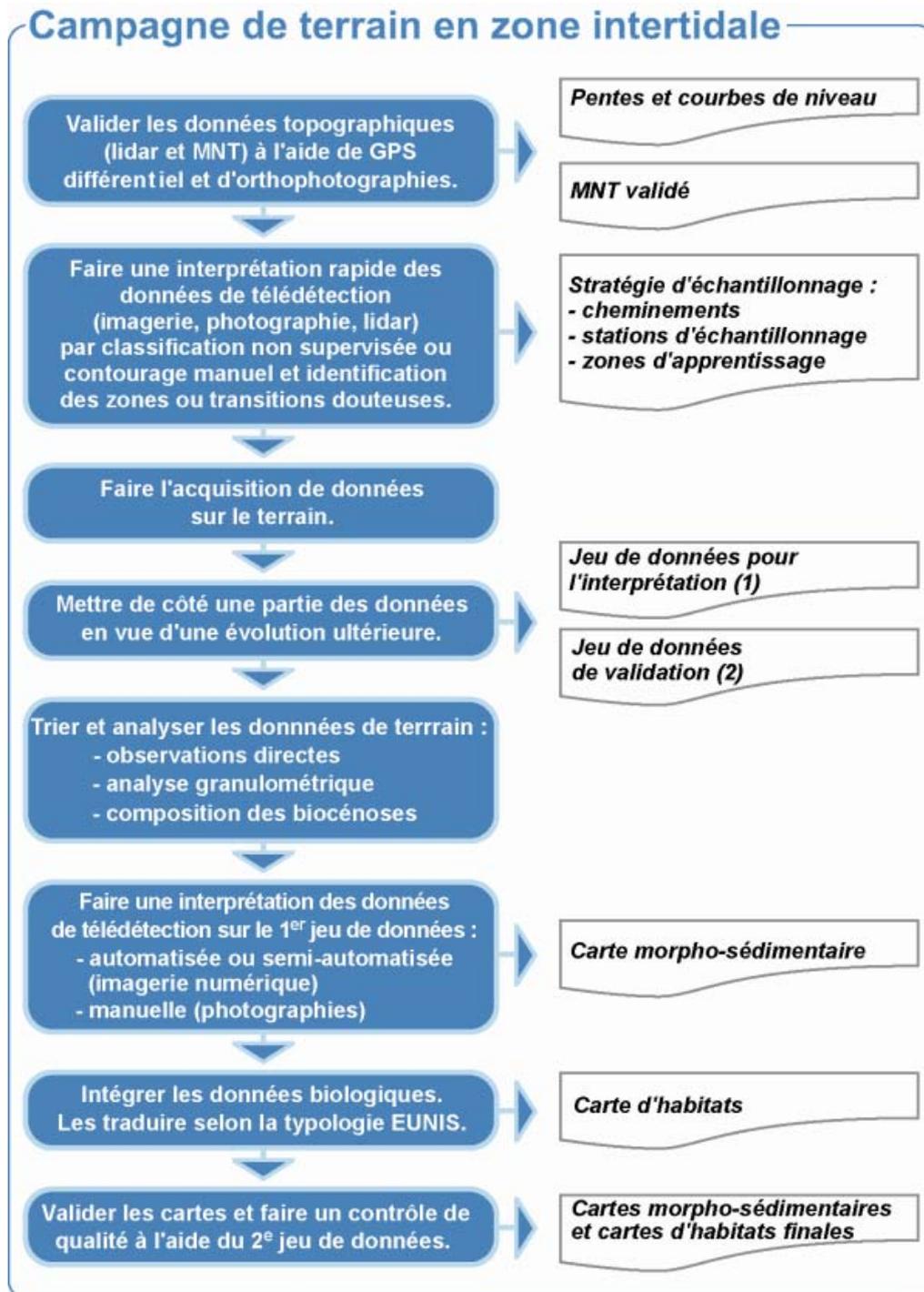
Contrairement à une campagne en domaine subtidal, le travail de terrain en zone intertidale peut être beaucoup plus souple et s'adapter aux circonstances. Comme le terrain est facilement visible, il est possible de prendre des décisions et moduler le plan d'échantillonnage *pendant le levé* de telle sorte que les sites d'échantillonnage soient situés aux endroits les plus représentatifs. On peut également faire un échantillonnage *ad hoc*, par exemple en traversant une zone de changement graduel d'un type de sédiment à un autre que l'on a reconnue sur place alors qu'elle n'était pas apparente dans les données de télédétection.

L'organigramme qui suit propose une séquence probablement optimale des opérations d'une campagne de terrain en zone intertidale. L'étude de cas [Optimising intertidal zone field work.doc](#) fournit des détails supplémentaires.

Cet exemple illustre le fait que l'*information* acquise grâce à la campagne de terrain sert à faire une *interprétation* plus fine des données de télédétection afin de produire une *carte* morpho-sédimentaire. Si les données de télédétection comprennent des images numériques, on peut avoir recours à des techniques automatisées ou semi-automatisées de *classification*. Si l'on ne dispose que de photographies, l'*interprétation* se fonde sur l'avis d'experts. Les connaissances acquises grâce à la campagne de terrain servent à raffiner la *carte* et permettent d'identifier et de délimiter les *habitats* sur les plans physique et biologique selon la *typologie* utilisée (p. ex. EUNIS). La *carte* finale est ensuite validée à l'aide des données de validation.

Dans les zones de petit fond, la stratégie d'une campagne de terrain est semblable, à ceci près que l'échantillonnage et les observations sont plus difficiles à faire. Il arrive souvent

que l'on utilise d'autres techniques de télédétection, telles que le sondeur monofaisceau, pour confirmer la présence de Laminaires, d'autres algues ou d'herbiers de phanérogames aux endroits les plus profonds et pour confirmer la nature du fond. Des plongeurs sont en mesure de faire des observations supplémentaires et l'on peut prélever à la benne des échantillons de sédiments.

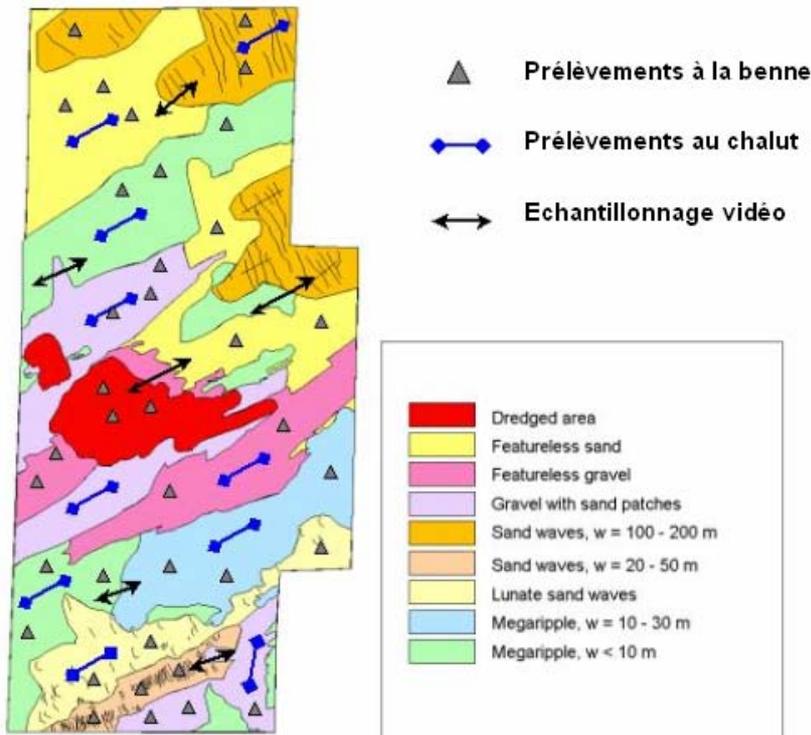


2.5.3.2 - Campagne de terrain en domaine subtidal

En domaine subtidal, la campagne de terrain vise à échantillonner les types de terrain et les structures reconnues par télédétection. Cela suppose donc que l'on alloue suffisamment de temps entre la campagne de télédétection et la campagne de terrain pour le traitement et l'interprétation des données de télédétection et la planification de la campagne de terrain. L'optimisation de la campagne de terrain comprend le choix de

techniques et de *sites d'échantillonnage* appropriés, et le temps que l'on passe à ce stade permet d'éviter des efforts inutiles consacrés à prélever des échantillons inadéquats à l'aide des mauvais instruments sur des sites non représentatifs.

Une bonne méthode consiste à faire appel à une série de techniques complémentaires qui, ensemble, donnent de l'*information* sur la nature des sédiments, de même que sur l'*endofaune* et l'*épifaune* qui leur sont associées. Dans le plan fictif ci-après, les différents faciès font l'objet de prélèvements à la benne pour échantillonner les sédiments et l'*endofaune*, et de prélèvements au chalut pour échantillonner l'*épifaune*. On utilise une caméra vidéo remorquée pour cibler et confirmer les frontières apparentes entre faciès.



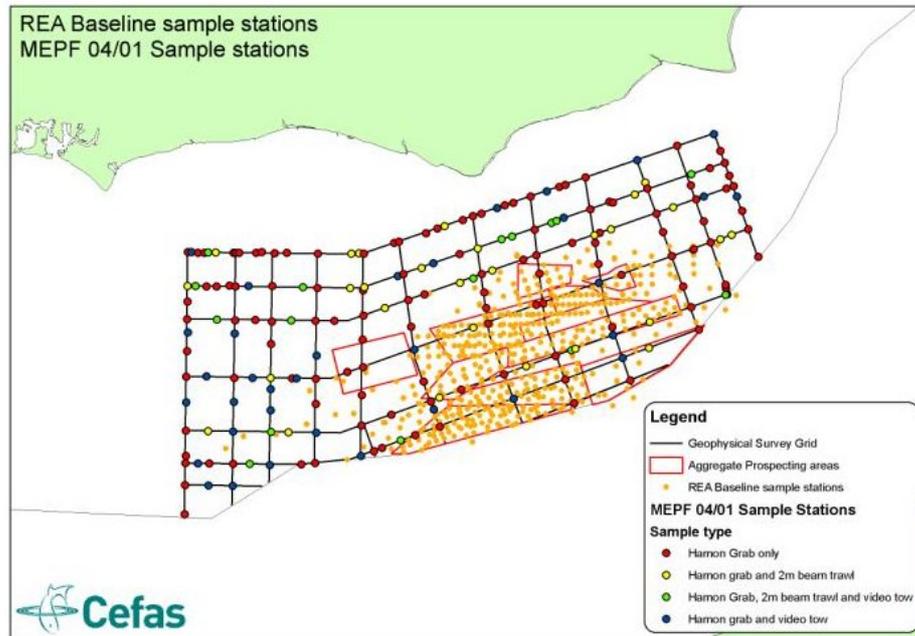
Plan de campagne de terrain possible établi sur une ébauche de *carte physique* résultant de levés effectués à l'aide d'un sonar à balayage latéral. Le territoire couvert mesure environ 4 km × 10 km.

Dans le cas de substrats durs (gros cailloutis, blocs et rocher) le nombre de techniques d'échantillonnage efficaces est beaucoup plus réduit. On peut réussir à faire des prélèvements avec des dragues puissantes, mais le matériau biologique obtenu est alors généralement très endommagé. On préfère plutôt recourir à des techniques d'observation, à l'aide de caméras vidéo et d'appareils photographiques.

Il faut choisir les *sites d'échantillonnage* de manière à obtenir une bonne couverture spatiale de tout le territoire étudié, avec un certain nombre de réplicats au sein des divers types de terrain identifiés par télédétection. Il est souvent impossible d'échantillonner chaque occurrence de chaque type de terrain, mais il faut au minimum échantillonner au moins une fois chaque type de terrain, car l'absence d'échantillon limite sérieusement la possibilité d'affecter une *classe d'habitat* à un type de terrain. Un échantillonnage stratifié peut être nécessaire là où il y a une stratification manifeste du milieu, par exemple des différences importantes de profondeur ou de salinité, afin de disposer d'échantillons pour chaque strate environnementale.

Dans le cas d'un grand territoire (à l'échelon régional), il est impossible en pratique de réaliser un échantillonnage aussi dense que pour une zone ou un site, où la télédétection acoustique se fait avec une couverture totale. Souvent, dans les programmes de *cartographie* régionaux ou à *échelle globale*, la couverture acoustique n'est que partielle. La campagne de terrain se limite donc aux zones couvertes, là encore pour cibler les structures identifiées par télédétection. Dans ce cas aussi, il faut utiliser un ensemble de techniques d'échantillonnage, mais dans la pratique il faut exclure pour des raisons de

coût l'utilisation de toutes les techniques à chaque *station d'échantillonnage*. Il faut donc prendre des décisions pragmatiques sur la ou les techniques à employer à chaque station. Cela exige une planification en soi et l'examen attentif des données acoustiques disponibles, afin de choisir les bons instruments pour chaque station potentielle d'échantillonnage. La figure ci-après illustre la campagne de terrain effectuée pour un levé géophysique à l'échelon régional dans le cadre du programme de *cartographie des habitats marins de la Manche orientale* (James *et al.*, 2007).

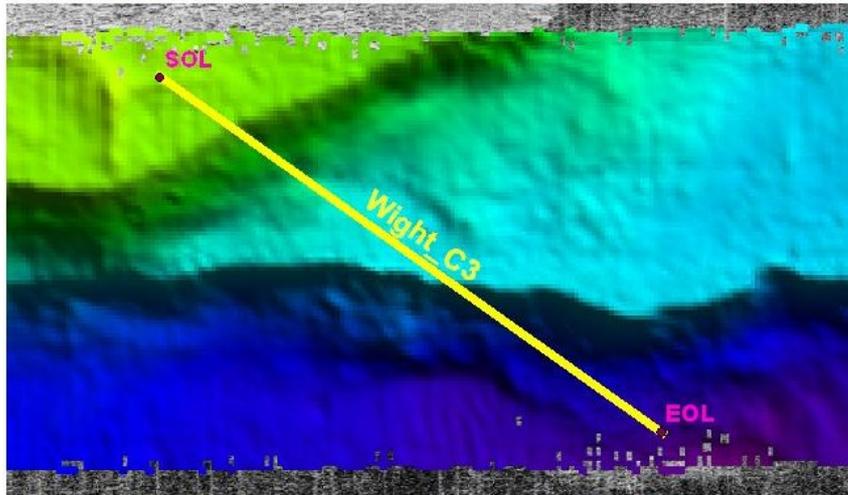


Campagne de terrain dans le cadre du programme de cartographie des habitats marins de la Manche orientale

Ground-truthing: E. English Channel Marine Habitat Map

Après avoir défini les exigences de la campagne de terrain (densité, techniques et *stations d'échantillonnage*), il faut s'attarder à la logistique de la campagne, afin d'exploiter au mieux le temps de navigation disponible. Le plan de campagne détaillé doit faire l'objet de discussions avec le capitaine du navire pour détecter les éventuelles difficultés d'échantillonnage (couloirs de navigation, ou dangers dus à la présence d'engins de pêche fixes ou à la configuration du fond).

Si l'on compte faire appel à des techniques vidéo (en particulier des véhicules téléguidés), certains sites doivent être échantillonnés au moment d'une étale, afin d'éviter les moments de fort courant ou de turbidité élevée. Dans le cas d'un cheminement de caméra vidéo, il peut y avoir une direction préférentielle de parcours, par exemple tirer un traîneau dans le sens de la pente montante, contre la marée, ou d'un terrain lisse vers un terrain accidenté pour mettre fin au parcours lorsque les conditions de terrain deviennent trop difficiles (plutôt que de déposer la caméra en terrain accidenté et de devoir abandonner le remorquage). En outre, il est souvent préférable de guider une caméra fixée sur un bâti vertical du haut vers le bas d'un rocher abrupt plutôt que dans le sens inverse. Cela réduit le risque que le cadre de la caméra se coince contre le rocher.



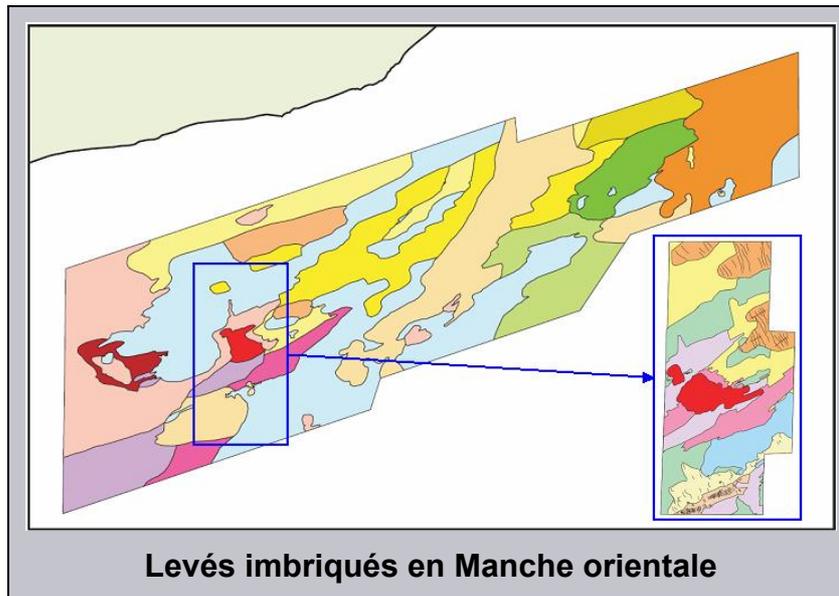
Planification du cheminement d'une caméra vidéo fixée sur un bâti vertical au-dessus d'une structure en forte pente détectée par un sondeur multifaisceaux (les zones en vert sont moins profondes que celles en bleu). En commençant au sommet de la structure (SOL) et en terminant à la base (EOL), on s'assure que la caméra ne traînera pas contre le rocher (image gracieuseté du Cefas).

On peut également réaliser des gains en répartissant le temps du navire entre diverses activités, par exemple les prélèvements à la benne et au chalut le jour, et l'échantillonnage vidéo ou photographique la nuit. Le fait de ne pas changer constamment d'instrument fait gagner beaucoup de temps. D'autre part, une telle répartition permet d'utiliser au mieux le temps du personnel. En effet, il faut généralement une équipe plus nombreuse pour prélever et trier des échantillons à la benne ou au chalut que pour faire fonctionner l'équipement vidéo. Si l'on alterne constamment entre les deux activités, plusieurs personnes risquent de rester à ne rien faire pendant les prises de vue.



La planification d'une campagne de terrain comprend l'évaluation du nombre de personnes requises et l'organisation du programme d'échantillonnage de manière à faire le meilleur usage possible de leur temps. Ici, l'équipage du RV Cefas Endeavour travaille au tri et au traitement d'un échantillon prélevé au chalut (photos gracieuseté du Cefas).

Le fichier [EEC Aggregates Case Study1.pdf](#) et le diaporama PowerPoint [EEC nested survey.pps](#) décrivent une étude de cas de levés imbriqués autour d'une concession d'extraction dans la Manche orientale.



2.6 - Exécution des levés

Le résultat du processus de planification répond de manière claire aux questions suivantes :

- que veut-on cartographier ? (finalité du programme, dans le rapport sur la portée du programme) ;
- pourquoi veut-on cartographier cela ? (objectifs du programme, dans le rapport sur la portée du programme) ;
- où a-t-on besoin de nouvelles données ? (*analyse de l'existant*) ;
- quelles campagnes de terrain sont nécessaires pour acquérir ces données ? (programme de levés, stratégie et cahier des charges des levés, choix des outils).

Cette *information* permet de préparer le travail de terrain, et notamment de dresser la liste de l'équipement nécessaire, sans oublier des pièces et appareils de rechange en nombre suffisant pour faire face aux éventuelles pannes.

Pour assurer la qualité des données acquises, la manipulation des appareils sur le terrain doit respecter des procédures reconnues. Il existe de nombreux protocoles et normes de levés, qui diffèrent toutefois selon l'objectif précis des levés et qui peuvent aller au-delà ou en deçà des exigences de la *cartographie des habitats*. C'est pourquoi au chapitre suivant, intitulé « Comment se fait l'acquisition des données ? », nous établissons un ensemble de lignes directrices recommandées pour chacune des techniques de levé dans le contexte d'un programme de *cartographie des habitats*.

2.7 - Remerciements

Nous tenons à remercier David Long (BGS) de sa contribution à certaines parties de ce chapitre, de même que les personnes suivantes pour leurs précieux commentaires sur les ébauches de ce chapitre : Jon DAVIES et David CONNOR (JNCC), Bob FOSTER-SMITH (ENVISION Ltd), David LONG (BGS) et Vera van LANKER (UGENT).

2.8 - Références

- Bulat, J. (2005). Some considerations on the interpretation of seabed images based on commercial 3D seismic in the Faroe-Shetland Channel, rapport de recherche Basin n° 17, pp. 21-42.
- Bulat, J., et Long, D. (2006). *Use of 3D Seismic data as a substitute for high-resolution seismic surveys for site investigation*, rapport de recherche HSE n° 459, Health and Safety Executive, Royaume-Uni.
- Coggan, R.A. (2006). « Developing a strategy for seabed mapping at different spatial scales », dans Cefas 2006, *Monitoring the Quality of the Marine Environment, 2003 – 2004*, rapport n° 58 de la série scientifique de suivi de l'environnement aquatique, ISSN 0142-2499, pp. 13-34.
- Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., et Piel, S. (éd.) (2007). *Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping*, document du projet MESH.
- Connor, D. W., Allen, J. A., Golding, N., Howell, K. L., Lieberknecht, L. M., Northen, K. O., et Reker, J. B. (2004). *The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 04.05*, Peterborough, JNCC, ISBN 1 861 07561 8 (version Internet).
- Foster-Smith, R.L. (2007). « Acoustic Ground Discrimination Interpreted With Ground Truthing », dans Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., et Piel, S. (éd.) *Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping*, document du projet MESH.
- James, J.W.C., Coggan, R.A., Blyth-Skyrme, V.J., Morando, A., Birchenough, S.N.R, Bee, E., Limpenny, D.L., Verling, E., Vanstaen, K., Pearce, B., Johnston, C.M., Rocks, K.F., Philpott, S.L., et Rees, H.L., (2007). *Eastern English Channel Marine Habitat Map (EECMHM)*, rapport technique n° 139 de la série scientifique, Lowestoft, Cefas.
- Mackie, A.S.Y., James, J.W.C., Rees, E.I.S., Darbyshire, T., Philpott, S.L., Mortimer, K. Jenkins, G.O., et Morando, A., (2006). *The Outer Bristol Channel Marine Habitat Study*, Rapport BIOMOR n° 4, ISBN 0-7200-0569-8, Cardiff, Amgueddfa Cymru – Musée national du Pays de Galles, 500 p.
- Mills, G.B. (1998). « International hydrographic survey standards », dans *International Hydrographic Review*, vol 75, n° 2, pp. 79-85.
- Passchier, S. (2007). « Particle Size Analysis (granulometry) of Sediment Samples », dans Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F. et Piel, S. (éd.) (2007), *Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping*, document du projet MESH.
- Simmonds, J. (à paraître). « Survey design for acoustic seabed classification », dans Anderson, J., Holliday, V., Kloser, R., Reid, D., et Simrad, Y., *Acoustic Seabed Classification of Marine Physical and Biological Landscapes*, rapport de recherche en collaboration no ?? du CIEM, Conseil international pour l'exploration de la mer, Danemark.

Liens vers des documents

Rapport sur la portée du programme :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Scoping_Report_pro-forma.pdf

Animation Flash^{MD} : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1931>

Scoping Report : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1722>

Scoping Report_Demo1 :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Scoping_Report_Demo1_Eastern_Channel_habitats.pdf

Scoping Report_Demo2 :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Scoping_Report_Demo2_Central_Channel_Annex_I_Habitats.pdf

Scoping Report_Demo3 :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Scoping_Report_Demo3_Brittany_oil_spill_sensitivity.pdf

Scoping Report_Demo4 :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Scoping_Report_Demo4_Brittany_coast_baseline_monitoring.pdf

L'exemple d'un sommaire d'*analyse de l'existant* :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Gap_analysis_pro_forma.pdf

L'étude de cas sur l'archipel de Glénan :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Case_Study_Glenan_Archipelago.pdf

Guide de la *typologie* EUNIS :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1%20EUNIS_Habitat_Classification_Revised_2004.pdf

MNCR 04 05 introduction.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_MNCR_04.05_introduction.pdf

Catalogue des métadonnées de MESH : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1934>

WebGIS de MESH : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1934>

Technique selection v2.ppt : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1725>,

Mapping shallow coastal *habitats*.pdf.:

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Mapping_shallow_coastal_habitats.pdf.

Remote sensing coverage.pps :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM2_Remote_sensing_coverage.pdf

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_Mapping_shallow_coastal_habitats.pdf

Sidescan pole_Wadden Sea.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Case_Study_Sidescan_Sonar.pdf

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_IHO_survey_standards.pdf

MESH_Standards_&_Protocols_2nd Edition_26-2-07.pdf :

<http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1442>

OAA worked example v1.doc :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM2_OAA_worked_example.pdf

Validating the digital terrain model.doc :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM2_Validating_the_digital_terrain_model.pdf

Optimising intertidal zone field work.doc :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM2_Optimising_intertidal_zone_field_work.pdf

EEC Aggregates Case Study1.pdf :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM2_Case_Study_EEC_Aggregates.pdf

EEC nested survey.pps : http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM2_EEC_nested_survey.pdf

Liens vers des sites Web

Portail OceanNET : <http://www.oceannet.org/>

British Oceanographic Data Centre : <http://www.bodc.ac.uk/>

United Kingdom Hydrographic Office : <http://www.ukho.gov.uk/>

Data Archive for Seabed Species and *Habitats* : <http://www.dassh.ac.uk/>

Sea-Search : <http://www.sea-search.net/>

British Geological Survey : <http://www.bgs.ac.uk/data/home.HTML>

Cefas : <http://www.cefas.co.uk/data.htm>

IFREMER : http://www.ifremer.fr/sismer/index_UK.htm

CIEM : http://www.ices.dk/datacentre/data_intro.asp

Global Change Master Directory to Earth Science and services :

<http://gcmd.nasa.gov/KeywordSearch/Keywords.do?Portal=GCMD&KeywordPath=Parameters%7COCEANS&MetadataType=0&homepg>

Commission océanographique intergouvernementale : <http://ioc.unesco.org/>

Échange international des données et de l'information océanographiques :

<http://www.iode.org/>

Gestion de données océanographiques :

http://www.iode.org/index.php?option=com_oe&task=viewGroupRecord&groupID=59&Itemid=42

Gestion de l'information maritime :

http://www.iode.org/index.php?option=com_oe&task=viewGroupRecord&groupID=60&Itemid=43

Cartes des sédiments marins : <http://www.bgs.ac.uk/products/digitalmaps/home.HTML>

GEneral Bathymetric Chart of the Oceans :

http://www.bodc.ac.uk/products/bodc_products/gebco/

DigBath250 : <http://www.bgs.ac.uk/products/digbath250/>

Laboratoire océanographique Proudman : <http://www.pol.ac.uk/>

Répertoire européen des organisations maritimes : <http://www.sea-search.net/edmo/welcome.htm>

<http://www.sea-search.net/edmo/welcome.htm>

Métadonnées : <http://en.wikipedia.org/wiki/Metadata>

IHO survey standards.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM2_IHO_survey_standards.pdf

NMBACQ : <http://www.nmbaqcs.org/>

<http://www.jncc.gov.uk/page-2684>

3 - Comment se fait l'acquisition des données ?

Jonathan WHITE et Fiona FITZPATRICK

Ce chapitre explique comment l'acquisition des données doit se faire conformément à un ensemble de méthodes normalisées, afin qu'elles puissent être comparées à d'autres données, et acquises à divers moments et par différents opérateurs. Il contient des conseils pratiques sur l'acquisition et l'enregistrement des données (section sur les lignes directrices opérationnelles), sur l'utilisation conjointe de plusieurs techniques et sur le traitement des données selon des normes adéquates en vue de leur analyse et de leur *interprétation*. Après avoir choisi les méthodes de levé et établi les besoins d'échantillonnage, il faut effectuer le travail de terrain dans les meilleures conditions possibles, en tenant compte des contraintes de temps et de coût ainsi que des ressources disponibles.

Après avoir défini le territoire à cartographier (à l'aide de l'outil de définition de la portée du programme présenté au chapitre 2 « Que veut-on cartographier ? »), la prochaine étape est celle du choix des outils de levé nécessaires. De nombreux outils sont disponibles pour la *cartographie* des *habitats* benthiques : techniques acoustiques (échosondeurs), techniques de prélèvement (bennes, carottiers, dragues et chaluts), imagerie du fond (photographie et vidéo) et télédétection (satellites et photographie aérienne). Plusieurs de ces techniques sont souvent utilisées de manière combinée, par exemple : échosondage et prélèvement à la benne ; télédétection et parcours à pied d'une plage ou d'un estran ; caméra vidéo remorquée et photographies à haute *résolution* afin d'identifier les animaux, les plantes et la nature du fond.

Ce chapitre vise à expliquer en détail et d'une manière accessible pourquoi et comment on utilise différentes techniques (dont les principes sont exposés au chapitre 2 « Que veut-on cartographier ? ») pour la *cartographie* des *habitats* marins, quelles sont leurs exigences d'exploitation et comment les données sont enregistrées. De plus, ce chapitre aborde les fondements du traitement et de l'épuration grâce auxquels les données seront prêtes à être analysées et interprétées (voir le chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? »).

La description des techniques est accompagnée d'études de cas de levés réels, qui montrent des exemples d'utilisation des techniques, les types de levé auxquels elles peuvent servir ainsi que les résultats que l'on peut en attendre.

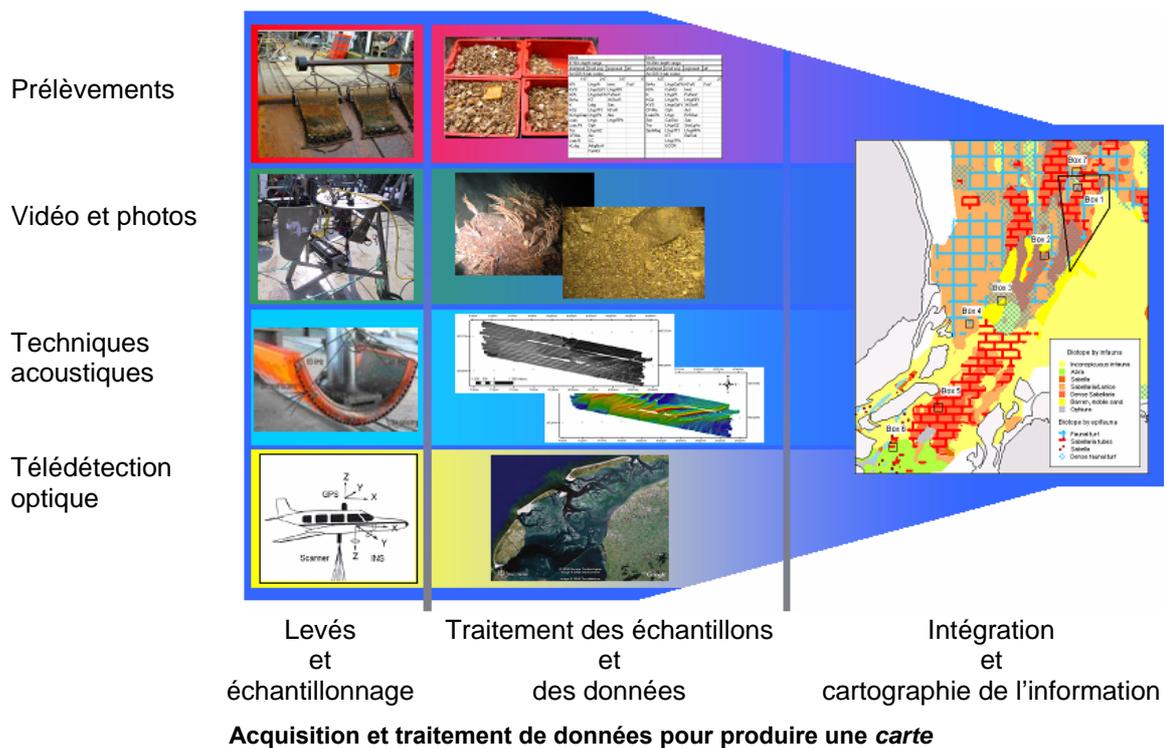
Dans ce chapitre, on regroupe les techniques qui se ressemblent par leur fonctionnement et par les modalités d'acquisition des données. L'exploitation de ces techniques est décrite en détail à la section sur les lignes directrices opérationnelles, pour les quatre groupes suivants de techniques : télédétection optique et acoustique, prélèvement et analyse de sédiments, photographie et vidéo sous-marines. Ce chapitre contient des renseignements pratiques sur l'utilisation conjointe de certaines techniques, ainsi que des détails sur les *métadonnées* qu'il faut enregistrer. Enfin, on y présente, là encore pour chaque groupe de techniques, les méthodes d'épuration et de traitement des données. Les exemples des études de cas montrent comment les techniques de levé ont été employées et comment les données acquises ont été analysées pour la *cartographie* des *habitats*.

La section 3.3 « Lignes directrices opérationnelles pour la cartographie des habitats » résume de manière indépendante les modalités d'exploitation de chaque technique. De la même manière, les études de cas constituent des rapports indépendants qui présentent de manière succincte comment des techniques ont été utilisées dans des applications concrètes de *cartographie* des *habitats*.

3.1 - Pourquoi acquérir des données de cartographie d'une manière normalisée ?

La méthode d'acquisition des données joue un rôle crucial pour l'extraction et l'interprétation de l'information qu'elles contiennent et pour leur représentation sur des *cartes*. Le terme « données » englobe de nombreuses formes d'information : on pense souvent à des nombres, mais ce peuvent être des descriptions, des photographies, des bandes vidéo, des images et même des échantillons physiques. Afin d'assurer que les données soient d'une qualité suffisante pour pouvoir être affichées ou imprimées d'une manière qui permette de les comprendre, de les interpréter et de les comparer avec d'autres types d'information, l'échantillonnage et les prélèvements doivent être effectués conformément à des procédures normalisées (ou lignes directrices opérationnelles).

Dans le cas de la cartographie des *habitats*, cela signifie généralement de présenter l'information sur une *carte* en la situant dans l'espace et dans le temps afin que l'on puisse la comparer avec une information d'une autre époque. Nous disposons pour cela d'une variété de techniques de levé et d'échantillonnage. Certaines sont simples à exploiter, d'autres très complexes. Cependant, c'est la manière dont on utilise ces techniques qui fait en sorte que les données résultantes sont utiles. Si cette utilisation est normalisée, on peut alors comparer les données avec confiance. Ce chapitre aborde l'utilisation des techniques de levé et d'échantillonnage.



Si une technique n'est pas utilisée de manière appropriée, elle risque de donner une information inadéquate par rapport au but visé. C'est pourquoi il faut utiliser chaque technique d'une façon prédéterminée et appropriée. Même un outil très simple comme une petite drague utilisée par-dessus bord en eau peu profonde pour recueillir des échantillons du fond peut s'avérer un puissant instrument de levé d'*habitats* benthiques si on l'utilise de manière structurée – conformément à un ensemble de règles prédéfinies.

3.2 - Compétences techniques requises pour faire des levés

Une gamme aussi vaste de techniques exige des cartographes une compréhension de nombreuses facettes de la technologie marine, des techniques de levé et des sciences. Des connaissances en biologie et géologie marines sont essentielles : taxinomie, composition des diverses *biocénoses*, matériaux benthiques, ainsi qu'une idée de l'étendue prévisible des *habitats*. Il faut aussi être familiarisé avec les opérations en mer, par exemple le fonctionnement d'une grosse benne et la manière de la déployer par-dessus bord. Il faut aussi une certaine connaissance des techniques de télédétection couramment employées en *cartographie des habitats*. À titre d'exemple, il faut une compréhension minimale de la physique des échosondeurs pour juger des détails des images acoustiques qu'ils donnent.



Opérations sur le pont –
Utilisation d'un carottier-boîte

Ce chapitre expose les connaissances requises pour l'acquisition des données. Celles-ci doivent être accompagnées de registres précis sur les lieux et méthodes d'acquisition – les *métadonnées*. Ensuite, l'analyse des données exige des connaissances approfondies dans les domaines de l'épuration et du contrôle de qualité, de l'intégration des données et des applications d'analyse statistique.

Plusieurs aspects de l'acquisition et du traitement des données sont propres à chaque technique, alors que d'autres sont communs à certains groupes de techniques. Comme il y a une grande variété des techniques, il est raisonnable de donner autant que possible et en détail (sans submerger le lecteur), l'*information* nécessaire pour que chaque technique puisse être utilisée avec succès en vue de la réalisation de *cartes d'habitats*.

3.3 - Lignes directrices opérationnelles pour la cartographie des habitats

La plupart des techniques utilisées en *cartographie des habitats* ont été conçues pour d'autres genres de levé, dont la plupart ont des directives normalisées bien établies afin de fournir des données de qualité répondant aux objectifs visés. Dès le début du projet MESH, l'équipe a fait une recension des normes et protocoles existants pour la *cartographie des habitats* benthiques (Coggan *et al.*, 2007), contenue dans le document [MESH Standards & Protocols 2nd Edition 26-2-07.pdf](#). Cela a permis de se rendre compte que divers organismes et institutions utilisaient le même équipement de manière légèrement différente. Ces différences viennent en grande partie du fait que les utilisateurs ont adapté à la *cartographie des habitats* des techniques d'abord mises au point à d'autres fins. C'est pour cela que l'équipe du projet MESH a jugé nécessaire d'élaborer des lignes directrices opérationnelles afin de décrire la meilleure utilisation de chaque technique dans un contexte de *cartographie des habitats* marins. Lorsque cela est

pertinent, ces lignes directrices font référence à des directives normalisées, à des normes ISO et à d'autres documents semblables, et contiennent des liens vers ces documents.

Les lignes directrices opérationnelles n'ont aucun caractère obligatoire, car la variété des conditions, des situations et des milieux dans lesquels les techniques de levé sont utilisées exigent une adaptation à des besoins particuliers. Elles résultent d'une expérience pratique de l'utilisation de techniques précises pour la *cartographie des habitats* marins et assurent que les données nécessaires acquises pour la *cartographie des habitats* sont d'une qualité adéquate et sont compatibles avec des données semblables d'autres levés. Il est important d'avoir une certaine constance dans l'exploitation d'une technique. De plus, comme un grand nombre de ces techniques peuvent servir à d'autres fins que la *cartographie des habitats*, il est important d'indiquer comment elles doivent (ou ne doivent pas) être utilisées dans des programmes de *cartographie des habitats*.

Voici les lignes directrices opérationnelles que l'on peut télécharger à partir du site Web du *Guide MESH* (format PDF, taille en Ko) :

Nom du fichier	Taille
3D Seismic imagery ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_3D_seismic_imagery_ROG.pdf	109
AGDS ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_ADGS_ROG.pdf	115
Aerialphotography ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Aerialphotography_ROG.pdf	455
Airborne Digital Imagery ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Airborne_digital_imagery_ROG.pdf	220
Box Coring ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Box_Coring_ROG.pdf	147
LIDAR ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_LIDAR_ROG.pdf	1302
Satellite Imagery ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Satellite_Imagery_ROG.pdf	221
Sidescan Sonar ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sidescan_Sonar_ROG.pdf	372
Single beam echo sounder ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Single_beam_echo_sounder_ROG.pdf	560
Sediment Profile Imagery (SPI) ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sediment_Profile_Imagery_(SPI)_ROG.pdf	8031
Sub bottom Profiling (Chirp) ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sub_bottom_Profiling_(Chirp)_ROG.pdf	212
Swath Bathymetry ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Swath_Bathymetry_ROG.pdf	429
Trawls and Dredges ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Trawls_and_Dredges_ROG.pdf	525
Video ROG http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Video_ROG.pdf	850

3.3.1 - Structure des lignes directrices opérationnelles et points à considérer

Les lignes directrices opérationnelles visent à décrire les modalités d'utilisation d'une technique pour la *cartographie* des *habitats*, et à signaler les problèmes qui pourraient survenir afin que des plans d'intervention appropriés soient mis au point. De plus, lorsqu'ils ne sont pas mentionnés dans les lignes directrices opérationnelles, il faut considérer s'il y a lieu les points suivants avant d'utiliser une technique :

- vérifications préalables à l'installation : alimentation électrique et espace nécessaires, exigences relatives à l'embarquement de l'équipement (vérification du poids, modes de transport, systèmes de déploiement) ;
- température de service (s'il y a lieu) ;
- protocoles de mobilisation et exigences d'entreposage à bord ;
- protocoles de test et de vérification, notamment en ce qui a trait à l'étalonnage (temps et matériel spécialisé requis pour l'étalonnage) ;
- utilisation optimale de l'équipement ;
- procédures de contrôle de qualité (manière détaillée de s'assurer que les données sont fiables et procureront les résultats voulus), énoncé de ce qu'il faut vérifier et à quelle fréquence ;
- recommandations relatives au stockage et aux sauvegardes (p. ex. réfrigération ou congélation des échantillons, nombre de copies de sauvegarde des données) ;
- espace de stockage nécessaire pour les données (p. ex. les données d'un sonar à balayage latéral occupent environ quatre fois plus d'espace que celles d'un profileur du sous-sol du fond, et trois jours de sondage multi-faisceau produisent de l'ordre d'un téra-octet de données) ;
- *information* de journalisation recommandée ; cette *information* doit également être enregistrée dans les *métadonnées*, mais on devrait aussi pouvoir noter des situations particulières sous forme de commentaires libres (p. ex. « bande sur bâbord de 3 degrés apparue pendant la journée, ce qui affecte les échosondeurs – faire un suivi », « câble de treuil changé ; vérifier le positionnement du cadre, qui pourrait affecter l'angle de remorquage de l'instrument dans l'eau ou de contact avec le fond ») ;
- protocoles de démobilisation : préparation de l'équipement pour l'entreposage (p. ex. décharge de composantes électriques, enlèvement des batteries, rinçage à l'eau claire) ;
- formation spécifique du personnel à l'utilisation de certaines techniques (p. ex. pilotage de véhicules téléguidés, installation de l'équipement d'imagerie des profils sédimentaires, traitement d'échantillons prélevés à la benne ou au chalut) ;
- mesures de sécurité : transport de substances dangereuses (p. ex. formol), conformité aux règlements nationaux relatifs à la santé et à la sécurité au travail, évaluation des risques.

3.3.2 - Techniques de télédétection

Les techniques de télédétection constituent des méthodes de levé très avancées. L'utilisation d'images aériennes et satellitaires pleinement géoréférencées, dans le spectre visible ou non visible, est courante dans le domaine de la *cartographie* des *habitats* benthiques. Ces techniques sont généralement appropriées dans les zones intertidales et les petits fonds où l'eau est suffisamment claire. Le rayonnement

électromagnétique est facilement absorbé par l'eau, et sa pénétration dépend de la clarté de l'eau (en général jusqu'à 10 m dans une eau claire).

Qu'elles soient aériennes ou satellitaires, ces techniques dépendent d'une exploitation spécialisée. Les lignes directrices opérationnelles décrivent en détail les sources de données et les instruments disponibles, les moyens techniques mis en œuvre et la manière de les utiliser. En général, elles ne s'attardent pas aux détails du déploiement des moyens techniques, qui tendent à déborder de la sphère de compétence des organismes de *cartographie des habitats*. Dans le cas des techniques aériennes et du *lidar*, des levés de territoires précis sont confiés en sous-traitance. Pour ce qui est de l'imagerie satellitaire, les données sont acquises auprès d'organismes compétents qui exploitent les systèmes et se chargent des aspects techniques.

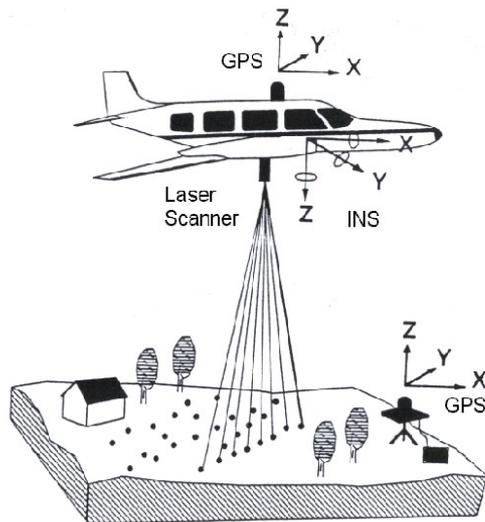


Illustration du fonctionnement d'un *lidar*

3.3.2.1 - Photographie aérienne

La forme la plus simple de télédétection est la photographie aérienne, qui consiste à prendre des photographies géoréférencées à partir d'un avion ou d'un hélicoptère. La photographie aérienne permet d'acquérir beaucoup de données en peu de temps, avec un taux de couverture de 100 %. Cette technique est utile pour la *cartographie* des zones intertidales et des zones de petit fond où l'eau est claire et laisse voir les structures du fond.



Orthophotographie aérienne des Abers, dans le nord de la Bretagne. On voit l'embouchure de la ria, avec des herbiers de *Zostera*, d'aspect moucheté, et un certain nombre de hauts-fonds et d'îlots rocheux entourés d'une épaisse couche de Fucales.

Liens vers des documents

[Aerialphotography ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant la photographie aérienne

3.3.2.2 - Imagerie numérique aéroportée

Les dispositifs électro-optiques comprennent des capteurs multispectraux et hyperspectraux à haute *résolution* fonctionnant dans certaines parties du spectre électromagnétique, généralement dans le visible et le proche infrarouge (de 400 à 900 nm). Ces dispositifs exploitent les propriétés d'absorption de certaines algues et plantes vertes, ainsi que de pénétration dans la colonne d'eau. Leur avantage par rapport à la photographie aérienne vient de ce que les diverses longueurs d'onde permettent d'obtenir des données fiables sur les types de végétation et de couverture du substrat. Comme ils sont fixés sur un avion ou un hélicoptère, les dispositifs électro-optiques peuvent eux aussi couvrir un grand territoire en peu de temps.

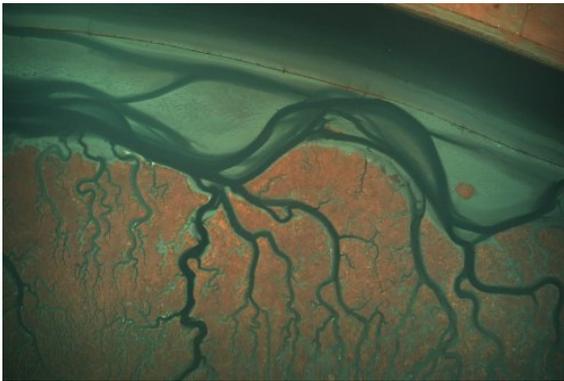


Image infrarouge de la configuration de drainage d'un estuaire, prise à l'aide d'une caméra héliportée.

Liens vers des documents

[Airborne Digital Imagery ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant l'imagerie numérique aéroportée

3.3.2.3 - Imagerie satellitaire

Les capteurs satellitaires couvrent très rapidement de grandes étendues. Comme ils fonctionnent dans diverses parties du spectre électromagnétique, ils ne sont utiles qu'à une faible profondeur. À cause de leur mode d'exploitation, les satellites sont rarement contrôlés par des organismes de *cartographie* des *habitats* marins. Ces organismes font des demandes de données auprès d'exploitants de satellites ou de fournisseurs d'*information*, et n'ont pas vraiment de contrôle sur le moment où les données sont captées, à cause des contraintes liées aux temps de passage et à la couverture nuageuse. Par contre, la couverture peut être de bonne qualité, et les images disponibles gratuitement, comme dans le cas de *Google Earth*.

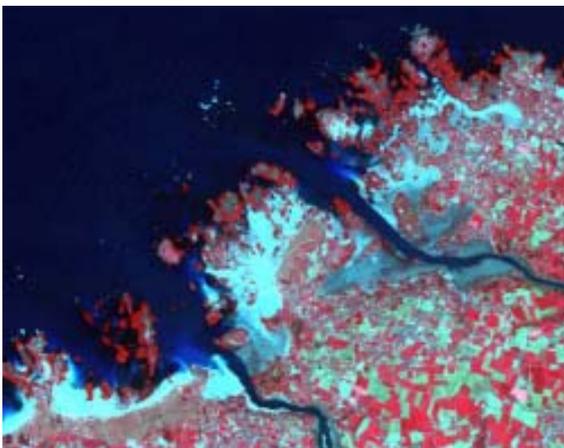


Image Spot des abords des Abers, nord-Finistère, par basse mer de vive-eau.

Liens vers des documents

[Satellite Imagery ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant l'imagerie satellitaire

3.3.2.4 - Lidar

Le *lidar* (de l'anglais **L**ight **D**etecting **A**nd **R**anging) permet de faire en peu de temps un levé bathymétrique des *habitats* en zone intertidale et subtidale de petit fond, et est particulièrement efficace dans le cas d'un littoral complexe. Des lasers aéroportés déterminent la différence de distance entre la surface et le fond de l'eau, à partir de la position et de l'altitude exactes de l'avion. Même s'il s'agit principalement d'une technique de topographie, des travaux récents ont montré que l'analyse du signal de retour donne, un peu comme la rétrodiffusion d'un échosondeur, des résultats intéressants sur la rugosité et la dureté du fond, qui peuvent servir d'*intermédiaires* représentant la structure et les *habitats* benthiques.

Liens vers des documents

[LIDAR ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant le *lidar*

[Mapping Substrata Using LIDAR](#) : étude de cas sur la *cartographie* de substrats à l'aide d'un *lidar*

3.3.3 - Techniques acoustiques

Les techniques acoustiques consistent en des appareils qui émettent dans la colonne d'eau de l'énergie sonore sous forme d'une suite continue d'impulsions et qui détectent l'écho qui revient. Les différences dans la force de l'écho servent à déterminer la morphologie des structures ainsi que les caractéristiques et propriétés physiques du fond de la mer. La profondeur est calculée à partir de la vitesse du son dans l'eau et du temps que met l'écho à revenir. Ces valeurs peuvent être mesurées avec une très grande *précision* de sorte que, combinées à des systèmes précis de positionnement et de captage du mouvement, elles permettent de produire des *cartes* très précises du fond de la mer. De la même manière, à partir de la vitesse du son dans une entité stratigraphique, par exemple des sédiments de surface, on peut déterminer l'épaisseur de l'entité en question.

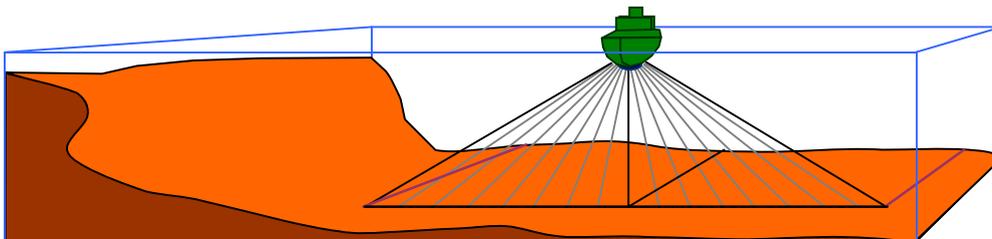


Schéma du mode de fonctionnement des techniques de balayage acoustique

Parmi les systèmes acoustiques, on distingue les échosondeurs monofaisceau, les systèmes acoustiques de *classification* automatique des natures de fonds (*SACLAF*), les échosondeurs multifaisceaux, les sonars à interféromètre, les sonars à balayage latéral et les profileurs du sous-sol du fond.

3.3.3.1 - Échosondeurs monofaisceau

Les échosondeurs monofaisceau utilisent un seul transducteur émetteur-récepteur émettant une série d'impulsions sous forme d'ondes sonores, qui insonifie une petite surface sous le navire. Le temps écoulé entre l'émission d'une impulsion et le retour de l'écho correspondant sert à calculer la profondeur de l'eau sous le navire.

Liens vers des documents

[Single beam echo sounder ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant les échosondeurs monofaisceau.

3.3.3.2 - Échosondeurs monofaisceau et SACLAF

Le signal reçu d'un échosondeur monofaisceau peut servir à déduire et à classifier les *habitats* benthiques. Cela fonctionne de différentes manières selon les systèmes – voir les manuels d'instructions. À titre d'exemple (et en résumé) *RoxAnn*^{MC} et *ECHOplus* utilisent l'écart entre le premier retour d'un signal et un second retour, plus faible, dû à la réflexion à la surface de la mer, pour décrire des caractéristiques du fond. Le *modèle* de répartition des points d'un graphique de l'écho 2 (E2) en fonction de l'écho 1 (E1), combiné à des levés sur le terrain, permet de classifier la nature du fond. D'autres logiciels, par exemple le système *Impact*^{MC} de *Quester Tangents*, n'utilisent que le premier écho.

Liens vers des documents

[AGDS ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant les SACLAF

[Optimal track spacing for AGDS](#) : étude de cas sur l'espacement optimal des passages pour les SACLAF

[Case Study Sidescan Sonar](#) : étude de cas sur la détection et l'identification optimales des structures biogènes à l'aide d'un sonar à balayage latéral

3.3.3.3 - Échosondeurs multifaisceaux et sonars à interféromètre

Ces deux types de systèmes acoustiques à balayage font appel à des applications légèrement différentes de la technologie des ondes sonores. Les échosondeurs multifaisceaux fonctionnent essentiellement comme les échosondeurs monofaisceau, mais comportent un grand nombre de transducteurs émetteurs-récepteurs placés de manière à émettre un éventail d'impulsions sonores de chaque côté du navire. La largeur de la fauchée résultante est souvent de sept fois la profondeur de l'eau. La force des signaux qui reviennent produit une image de rétrodiffusion, qui donne une indication de la dureté et de la rugosité du fond.

À l'heure actuelle, les échosondeurs multifaisceaux sont beaucoup employés pour des levés hydrographiques destinés à la production de *cartes marines*. Ils constituent également un outil important pour la *cartographie* des *habitats*, en raison de la couverture qu'ils permettent d'obtenir et de leur contribution à la détermination des caractéristiques du fond. Pour plus de détails sur les analyses de rétrodiffusion, voir le rapport de l'atelier MESH des 30 et 31 mars 2006 sur la rétrodiffusion ([Backscatter Workshop 30-31 March report](#)).

Les sonars à interféromètre émettent de l'énergie à partir d'un seul point, mais détectent le signal de retour en deux points situés l'un au-dessus de l'autre. Ces appareils mesurent continuellement la « différence de phase » du signal de retour entre ces deux points (voir la [recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#)). De cette manière, les sonars à interféromètre ont une *largeur de fauchée* qui peut atteindre 15 fois la profondeur de l'eau. Les sonars à interféromètre sont généralement fixés sur la coque ou montés sur un mât au-dessus d'un côté du navire. La différence de phase du signal de retour entre les deux points de mesure sert à calculer et à cartographier la profondeur. La force du signal de retour permet de produire des images semblables à celle d'un sonar à balayage latéral (voir le paragraphe 3.3.3.4 « Sonar à balayage latéral ») mais la *résolution* est meilleure que celle des images de rétrodiffusion comparables produites par les sondeurs multifaisceaux. Malgré l'avantage que représente cette combinaison de mesures bathymétriques et d'imagerie à haute *résolution*, les sonars à interféromètre ne sont pas beaucoup utilisés, pour des raisons de complexité de traitement. Ils donnent toutefois des résultats prometteurs et leur utilisation est en croissance.

Liens vers des documents

[Backscatter Workshop 30-31 March report](#) : atelier des 30 et 31 mars 2006 sur la rétrodiffusion

[Swath Bathymetry ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant les sondeurs multifaisceaux et les sonars à interféromètre

Étude de cas – Banc Hemptons Turbot

[Survey Data Analysis Investigation for Hemptons Turbot Bank](#) : étude de cas sur l'analyse des données du banc Hemptons Turbot

3.3.3.4 - Sonar à balayage latéral

Le sonar à balayage latéral se présente généralement sous forme d'un « poisson » remorqué dans l'eau derrière un navire auquel il est relié par un câble. Ce poisson émet un faisceau d'énergie qui balaie le fond perpendiculairement à la course du navire. Comme l'appareil est remorqué à une certaine profondeur, il se trouve plus près du fond, ce qui permet d'obtenir des données plus détaillées tout en réduisant les interférences dues au navire lui-même. En eau profonde, il est nécessaire de déterminer avec *précision* la position du poisson remorqué, à l'aide d'un système à base ultra courte.

Liens vers des documents

[Sidescan Sonar ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant le sonar à balayage latéral

Étude de cas sur le sonar à balayage latéral

[Case Study Sidescan Sonar](#) : étude de cas sur le sonar à balayage latéral

La technologie des échosondeurs est encore en pleine évolution, de même que le décodage des signaux de retour et l'analyse des *cartes* résultantes. Ce sont des outils extrêmement précieux pour la *cartographie* des *habitats*, car ils offrent une couverture totale et produisent des *cartes* donnant la profondeur de l'eau et les structures du fond, dont on peut déduire des caractéristiques de rugosité et de dureté. L'*information* présentée ici est fondée sur les connaissances et l'expérience actuelles, mais ce domaine est en constante évolution. Comme le domaine de l'hydrographie semble dicter les règles d'utilisation des échosondeurs et sonars de différents types, les normes acceptables pour les levés hydrographiques peuvent constituer un bon début. Mills (1998) en donne une description simple, et [la recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#) donne plus de détails (Coggan *et al.* 2007).

[Sidescan Sonar exploration of Littoral Oysters and Mussels](#) : étude de cas sur l'étude des huîtres et des moules par sonar à balayage latéral

3.3.3.5 - Profileurs du sous-sol du fond

Il existe une vaste gamme de profileurs du sous-sol du fond qui, comme leur nom l'indique, sont conçus pour voir les structures géologiques et de sédimentation sous le fond de la mer. Ces appareils se sont beaucoup développés sous l'impulsion du secteur des hydrocarbures, pour la *cartographie* des réserves de pétrole et de gaz situées sous le fond de la mer. Selon la longueur d'onde et l'amplitude des ondes sonores émises, on les subdivise en « étinceleurs », « compresseurs d'impulsions », « émetteurs acoustiques », « boomers » et « canons à air ».

Les profileurs du sous-sol du fond peuvent être remorqués derrière un navire, ou encore fixés sur la coque ou sur un mât. Ils permettent de voir en ligne droite dans le sous-sol du fond, un peu comme un couteau que l'on enfonce dans un gâteau à étages. En remorquant derrière un navire une suite d'émetteurs sonores et d'hydrophones récepteurs, on peut produire des *cartes* en trois dimensions. Cette approche, qui s'avère extrêmement coûteuse, est plutôt réservée au secteur des hydrocarbures. Pour la *cartographie* des *habitats*, seule l'*information* sur les sédiments superficiels (en général jusqu'à une profondeur ne dépassant pas 50 cm) est nécessaire, sauf si les sédiments sont très mobiles ou si l'on veut s'attarder à l'évolution historique du fond. À titre d'exemple, on peut vouloir connaître à quelle profondeur se situe l'interface entre des rides de sable et la *couche* basale plus stable d'argile, de vase ou de roche, afin d'avoir une indication de la fréquence (en général de l'ordre de plusieurs mois ou années) à

laquelle cette *couche* basale est exposée, ce qui entraîne un changement de matériau au fond de la mer et donc à un changement d'*habitat*.

Liens vers des documents

[Sub bottom Profiling \(Chirp\) ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant le profilage du sous-sol du fond (compresseur d'impulsions)

3.3.3.6 - Imagerie sismique 3D

Liens vers des documents

[3D Seismic imagery ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant l'imagerie sismique 3D

3.3.4 - Techniques de prélèvement

Les techniques de prélèvement sont essentielles dans les programmes de *cartographie* des *habitats*, car elles fournissent les données de terrain sur la composition réelle du fond. On les utilise souvent en conjonction avec des techniques de télédétection optique ou acoustique, auquel cas elles permettent de fonder la *classification* des *habitats*. Cependant, un échantillonnage suffisamment dense du territoire à lever suffit pour définir les *habitats* et établir leur répartition. Des prélèvements ponctuels à intervalles réguliers constituent le fondement des programmes de *surveillance* qui visent à connaître les impacts de l'activité humaine et l'évolution de la composition du fond.

Les prélèvements fournissent en général deux catégories d'*information* : un échantillon du matériau benthique – échantillon physique –, dont on analyse la structure du point de vue géologique, et un échantillon des organismes qui vivent sur ou dans le fond de la mer – échantillon biologique –, que l'on peut identifier et compter pour connaître le détail de la *biocénose* présente en un lieu précis. En principe, les échantillons biologiques et physiques devraient résulter de prélèvements distincts, mais certains groupes ont l'habitude de prendre une partie d'un échantillon pour en faire une analyse géologique. Il ne faut pas procéder de cette manière, car il est alors impossible d'obtenir des données quantitatives, tant pour l'échantillon biologique que pour l'échantillon physique. Pour que les prélèvements biologiques donnent une *information* quantifiable, il faut absolument plusieurs réplicats, et donc prélever un plus grand nombre d'échantillons.



Photographie d'un échantillon prélevé à la benne d'un substrat de cailloutis (noter la règle qui donne une indication de l'échelle)

Plusieurs dispositifs sont communément employés pour les prélèvements dans le fond de la mer. Chacun est conçu pour fournir un certain type d'échantillon d'un type donné de terrain. Les bennes et les carottiers sont souvent utilisés pour prélever des échantillons tant physiques que biologiques dans des sédiments meubles, non consolidés, alors que les chaluts et les dragues ne donnent que des échantillons biologiques.

Les bennes souvent utilisées sont les bennes Shipek, Hamon, Van Veen et Day. Plusieurs types de carottiers peuvent également servir à faire des prélèvements. Chacun

a ses avantages et ses inconvénients selon le matériau benthique, le type d'échantillon requis et son volume. La taille de l'instrument de prélèvement détermine celle du navire sur lequel il sera déployé (ou vice versa) et le nombre de personnes qu'il faut pour le manipuler. Pour faire une analyse granulométrique représentative, il faut un plus gros volume de sédiments graveleux que de vase.

Un critère important de choix du dispositif de prélèvement est le type d'échantillon voulu : échantillon physique, *endofaune* (animaux qui vivent enfouis dans le substrat) ou *épifaune* (animaux qui vivent sur le substrat). Une connaissance préalable ou une intuition du matériau benthique est également un critère. **Les chaluts et les dragues sont à éviter sur des habitats fragiles qui pourraient être gravement endommagés.**

Le prélèvement à la benne donne des échantillons du fond qui sont perturbés. Pour prélever un échantillon non perturbé, il faut utiliser un dispositif de carottage. Les carottes donnent de l'*information* sur la variation du matériau sous le niveau du fond et à propos de la profondeur de l'activité biologique. Parmi les dispositifs de carottage, mentionnons les carottiers-boîtes, les méga-carottiers, les carottiers à gravité et les vibro-carottiers. La profondeur de pénétration dépend du type d'équipement et de la nature du matériau benthique.

3.3.4.1 - Prélèvement à la benne

La [recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#) passe en revue tous les outils de prélèvement à la benne communément utilisés, ainsi que la façon de s'en servir. En raison de leur utilisation dans plusieurs contextes, il est difficile de définir des lignes directrices opérationnelles universelles. Il vaut mieux donc consulter cette recension, dans laquelle on aborde les aspects suivants :

- les types de sédiment à prélever ;
- le temps et les ressources disponibles pour le prélèvement et le traitement des échantillons ;
- les méthodes employées au cours de levés précédents, de la même zone ou de zones voisines, que l'on souhaite intégrer ;
- l'utilisation prévue des données acquises.



Les prélèvements à la benne peuvent donner des échantillons quantitatifs de la faune benthique.

Liens vers des documents

[Case Study Outer Bristol Channel](#) : étude de cas sur les *habitats* marins de la partie ouest du chenal de Bristol

[Macrofaunal assemblages and their sedimentary habitats: Working toward a better understanding](#) : étude de cas sur les assemblages macrofauniques et leurs *habitats* sédimentaires

3.3.4.2 - Carottiers-boîtes

Liens vers des documents

[Box Coring ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant les carottiers-boîtes

3.3.4.3 - Chaluts et dragues

Liens vers des documents

[Trawls and Dredges ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant les chaluts et les dragues

3.3.4.4 - Échantillonnage en zone intertidale

Le levé de zones intertidales – souvent des plages et des estuaires – se fait généralement à pied. L'opérateur de terrain est muni d'un GPS mobile, d'un carnet de notes, ou encore d'une base de données numérique et de clés de référence enregistrées dans un appareil portable. L'opérateur marche généralement suivant un cheminement prédéfini, en prenant note des types de sédiment et des espèces observées. Il peut prélever des échantillons et prendre des photos à des fins d'évaluation subjective ou objective. [L'étude de cas sur l'archipel de Gléan](#) illustre l'intégration de méthodes de levé en zone intertidale. Le levé à pied constitue souvent la composante de terrain qui complète le levé effectué par télédétection (voir sous-section 3.3.2 « Techniques de télédétection »).



Plage de cailloutis et de gravier (en baie de Galway, en Irlande) à marée basse, typique d'une zone intertidale qui se prête à un levé à pied

3.3.4.5 - Échantillonnage par des plongeurs en domaine subtidal

Les levés en plongée avec un scaphandre autonome se font de nombreuses manières, généralement à des profondeurs comprises entre 5 et 30 m. À plus de 30 m de profondeur, il devient nécessaire de respecter des paliers de décompression, ce qui accroît les exigences des opérations de plongée en matière de santé et sécurité. Quelle que soit la profondeur, toute obligation de décompression de 20 minutes ou plus exige la présence d'une chambre de décompression sur place. Dans les eaux du Royaume-Uni et de l'Irlande, les plongeurs doivent détenir un certificat de qualification en plongée émis par la *UK Health and Safety Executive* (HSE) ou un niveau avancé de qualification en plongée récréative pour la plongée scientifique, par exemple le certificat de qualification avancée du *British Sub-Aqua Club* (BS-AC), équivalent du [CMAS Three Star Diver](#).

Les levés en plongée peuvent se faire de plusieurs façons, par exemple des décomptes quantitatifs par quadrat d'espèces cibles à intervalles réguliers le long d'un cheminement, ou en notant de manière qualitative la présence d'espèces le long d'un cheminement, et

en suivant la frontière entre deux *habitats* – par exemple le plongeur longe le bord d'un herbier de zostères (*Zostera*) en entraînant une bouée de surface qui indique au navire la position voulue. Les plongeurs peuvent prélever des carottes de sédiments, dresser des listes détaillées d'espèces et faire des photographies et bandes vidéos qualitatives et quantitatives.



Gros plan d'une anémone photographiée par un plongeur

Étant donné la vaste gamme d'applications de la plongée en scaphandre autonome pour la *cartographie* des *habitats*, ainsi que les différentes réglementations qui régissent cette activité à des fins scientifiques et commerciales, aucune méthode précise n'est recommandée. [La recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#) (Coggan *et al.*, 2007) contient des descriptions de levés, le [site Web de la HSE](#) décrit les qualifications et la formation nécessaires, et la [page Web de la U.S. National Oceanic and Atmospheric Administrations sur la plongée](#) donne des conseils supplémentaires.

3.3.5 - Traitement des échantillons et mesures géotechniques

L'analyse géologique des sédiments révèle beaucoup de choses sur la nature du fond de la mer. Une simple description peut suffire à faire correspondre un échantillon à une *classe* d'une *typologie* comme celle d'EUNIS (p. ex. « sable vaseux circalittoral » ou « sédiments mixtes circalittoraux »). On obtient une description plus détaillée en analysant la taille et la proportion relative des grains d'un échantillon, la forme de ces grains, la compacité du sédiment, la grandeur des espaces entre grains, sans oublier évidemment le type de matériau – métamorphique, sédimentaire, biogène –, son origine et son âge. Toutes ces données révèlent non seulement l'histoire d'une zone du fond marin, mais aussi les liens entre différentes zones. Pour plus d'*information* voir le [site Web de la Société géologique de Londres](#).

Mesures géotechniques

Les normes et protocoles des diverses mesures et observations géotechniques sont clairement définis dans la partie de la [recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#) (Coggan *et al.*, 2007) qui porte sur les mesures géotechniques. Il est fortement conseillé de suivre le plus possible les lignes directrices définies et publiées par les organismes nationaux de normalisation, par exemple [British Standards Online](#), l'[Organisation internationale de normalisation](#) (ISO) ou l'[American Society for Testing and Materials](#). Leurs normes et protocoles d'exploitation peuvent être achetés en ligne et téléchargés. Il est conseillé d'évaluer ces lignes directrices afin de déterminer celles qui sont les mieux adaptées à un programme de *cartographie* donné.

Pour plus de détails sur les normes géotechniques reconnues, voir le site Web cité ci-dessous.

Liens vers des documents

[Reference to Geotechnical Measurements and Standards](#) : normes et mesures géotechniques

3.3.6 - Techniques d'imagerie sous-marine

Les techniques d'imagerie sous-marine comprennent la photographie et la vidéo sous-marines. Les appareils photographiques et caméras vidéo peuvent être montés sur un bâti vertical, un traîneau ou un véhicule téléguidé. Ces techniques font maintenant partie intégrante des levés benthiques et des programmes de *cartographie des habitats*, en particulier pour les campagnes de terrain complétant des levés acoustiques. Les traîneaux sont remorqués à l'arrière d'un navire et les caméras sur bâti vertical immergées sur le côté du navire pendant que celui-ci dérive ou avance très lentement (à moins de 1 nœud). Les véhicules téléguidés sont mis à l'eau sur le côté du navire pendant que celui-ci est à l'ancre ou reste à une position fixe à l'aide d'un système dynamique de navigation et de positionnement. De nombreux documents ont été publiés à propos de l'utilisation d'appareils photographiques et de caméras vidéo pour la *cartographie des habitats*. Voir à ce sujet la [recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#) (Coggan *et al.*, 2007), [le rapport du groupe de travail sur la vidéo](#) (White *et al.*, 2007) et le fichier [Video ROG](#) des lignes directrices opérationnelles concernant la vidéo.



Photographie numérique prise à partir d'un véhicule téléguidé *Sea Tiger*.

Liens vers des documents

[Video ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant la vidéo

[Video Working Group Report](#) : rapport du groupe de travail sur la vidéo

3.4 - Utilisation d'une combinaison de techniques

La plupart des levés destinés à la *cartographie des habitats* font appel à une combinaison de plusieurs techniques qui fournissent des données complémentaires sur un même territoire. Ces techniques sont utilisables simultanément, comme le profilage du sous-sol du fond et l'échosondage acoustique, ou l'une après l'autre comme le prélèvement à la benne et le remorquage d'une caméra vidéo. D'autres techniques complémentaires peuvent être employées à des moments très espacés dans le temps, par exemple la photographie aérienne d'un littoral et le levé à pied de ce même littoral.

Les besoins qui justifient le recours à une combinaison de techniques sont de nature variée : obtenir des données qui mesurent différentes variables d'une même zone, afin de mieux distinguer les *habitats* et d'obtenir de meilleures *cartes* ; compléter par une campagne de terrain les données de télédétection ; obtenir des données ciblées et détaillées sur une petite zone du territoire levé, afin d'étudier des aspects ou des activités spécifiques, ou de permettre une extrapolation à d'autres zones. À titre d'exemple de ce

dernier cas, on peut étudier les variations de répartition sur divers échelons, avec des réplicats à l'échelon local (dizaines de mètres) et régional (milliers de mètres). D'autre part, une combinaison de techniques peut résulter d'une collaboration entre divers groupes, p. ex. utiliser un magnétomètre en même temps que des échosondeurs pour obtenir des données géophysiques dans le cadre d'une campagne conjointe d'études géologiques et de *cartographie des habitats*.

Il faut prendre en considération les interférences possibles entre techniques de levé. Des interférences directes entre les ondes sonores émises par deux systèmes acoustiques peuvent créer du bruit ou des vides dans les données. D'autres interférences sont dues à une mauvaise utilisation d'un instrument, qui fait en sorte par exemple que les ondes sonores rebondissent sur la coque du navire ou sur un autre appareil remorqué. En règle générale, il faut éviter l'utilisation simultanée d'appareils qui fonctionnent à des fréquences voisines, à moins de disposer de systèmes de déclenchement indépendants.

Dans la planification des levés, il faut aussi tenir compte des sources d'interférence indirecte et des incompatibilités entre techniques. Ces incompatibilités sont souvent d'ordre logistique. Évidemment, certaines techniques ne sont pas utilisables en même temps : on ne peut pas faire des prélèvements à la benne ou remorquer un poisson de sonar à balayage latéral pendant que l'on utilise une caméra fixée sur un traîneau. Sur le plan logistique, les prélèvements à la benne en eau profonde risquent de ralentir considérablement un levé acoustique, notamment lorsqu'une campagne à forte composante hydrographique exige un grand nombre de prélèvements, et cela entraîne des coûts considérables en temps ou en diminution du *degré de couverture*.

3.4.1 - Capteurs aéroportés

Un capteur aéroporté est rarement utilisé seul, principalement pour des raisons financières. Le coût horaire d'un avion ou d'un hélicoptère est élevé par rapport au coût de location d'un capteur, et il est donc préférable de profiter au maximum de chaque vol. Les photographies aériennes géoréférencées (dans la partie visible du spectre électromagnétique) sont précieuses pour l'*interprétation*, l'analyse et la localisation des opérations de terrain, et complètent donc presque toujours l'utilisation d'autres appareils.

Les techniques aéroportées sont généralement accompagnées de campagnes de terrain qui visent à compléter les données de télédétection. Ces campagnes de terrain prennent souvent la forme de levés à pied ou dans une petite embarcation des zones intertidales et de petit fond. Elles permettent de noter la répartition des matériaux (sédiments), de la faune et de la flore, de prendre des photographies et de rapporter en laboratoire des sédiments et des échantillons biologiques à des fins de traitement et d'identification. Il vaut la peine de mentionner les récents développements du *lidar*, notamment le traitement de l'amplitude du signal de retour après pénétration de la colonne d'eau et réflexion sur le fond qui, un peu comme la rétrodiffusion d'un échosondeur multifaisceaux, peut donner des résultats intéressants sur la rugosité et la dureté du fond.

Les lignes directrices opérationnelles concernant l'[imagerie numérique aéroportée](#), le *lidar* et la [photographie aérienne](#) présentent les principales techniques aéroportées d'acquisition de données électro-optiques qui permettent de caractériser à une *échelle fine* les zones intertidales et de petit fond. Ces lignes directrices abordent également des considérations de planification.

Liens vers des documents

[Aerialphotography ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant la photographie aérienne

[Airborne Digital Imagery ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant l'imagerie numérique aéroportée

[Satellite Imagery ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant l'imagerie satellitaire

3.4.2 - Techniques acoustiques

En pratique, les techniques acoustiques sont rarement utilisées seules pour la *cartographie* des *habitats*, car une campagne de terrain est essentielle pour étalonner les signaux de retour. Il y a toutefois des exceptions : les levés bathymétriques servant à la création d'un *modèle numérique de terrain (MNT)*, lui-même utilisé par des outils mathématiques et de *SIG* tels que le [Benthic Terrain Modeller](#), qui permet d'obtenir une *classification* de terrains à partir d'indices de position bathymétrique ; les données de rétrodiffusion d'un échosondeur, grâce auxquelles on obtient une *classification* « non supervisée » du fond ; le sonar à balayage latéral, que l'on peut utiliser pour délimiter des zones ayant des caractéristiques différentes (voir le chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? »). Dans la pratique récente des levés pour la *cartographie* des *habitats*, on tend à optimiser les systèmes acoustiques en utilisant davantage les données de rétrodiffusion, et il est très rare que l'on emploie une technique acoustique sans la compléter par une campagne de terrain ou indépendamment de tout autre dispositif de sondage.

La campagne de terrain constitue une partie cruciale des levés destinés à la *cartographie* des *habitats* lorsque l'on utilise des systèmes acoustiques. Elle peut prendre la forme de prélèvements au chalut ou à la drague, mais on a recours le plus souvent à des prélèvements à la benne, à des caméras remorquées, à des appareils photographiques ou caméras sur bâti vertical, ou à une combinaison de techniques d'imagerie et de prélèvements à la benne. Les données ainsi acquises témoignent de la composition du fond et permettent d'établir la signature acoustique de la bathymétrie et des types de terrain.

L'emploi de plusieurs techniques acoustiques est également répandu. On utilise souvent un sondeur monofaisceau en parallèle avec un échosondeur multifaisceaux ou un sonar à interféromètre. Un sonar à balayage latéral est souvent remorqué derrière un navire qui enregistre les données d'un sondeur multifaisceaux ; on peut ainsi superposer l'imagerie du sonar à balayage latéral au *MNT* obtenu par sondage multifaisceaux. L'utilisation de plusieurs techniques en parallèle permet de faire des corrélations entre les données des divers instruments. Par exemple, les profondeurs données par un échosondeur monofaisceau peuvent confirmer les mesures enregistrées par un sondeur multifaisceaux. Les données d'un sondeur monofaisceau peuvent être traitées par un *SACLAF*, ce qui produit une *information intermédiaire* sur la nature du fond ; celle-ci peut servir de données complémentaires ou être mise en corrélation avec la *classification* résultant de la rétrodiffusion d'un sondeur multifaisceaux.

L'utilisation simultanée de plus d'un système acoustique peut poser des problèmes. En plus de l'interférence physique évidente due au remorquage de plusieurs instruments, les interférences acoustiques constituent un point important à prendre en considération. Dans certaines situations, les impulsions sonores émises par des systèmes remorqués ou de coque risquent de causer des interférences qui nuisent aux uns ou aux autres. Cela dépend de la fréquence de fonctionnement des systèmes, de la position relative des émetteurs-récepteurs et de la profondeur de l'eau. Dans certains cas, il peut être nécessaire d'éteindre l'un des instruments ou de régler les fréquences des signaux afin d'obtenir des données libres de tout bruit. De telles incompatibilités peuvent être évitées par un choix judicieux des fréquences de fonctionnement et de la position des appareils.

Liens vers des documents

[Complimentary Acoustic Survey Techniques](#) : étude de cas sur l'utilisation de techniques complémentaires pour la *cartographie* des *habitats*

[Appropriate use of multi-beam vs AGDS](#) : étude de cas sur l'utilisation appropriée de sondeurs multifaisceaux et de *SACLAF*

[IceBergPlough Report](#) : étude de cas sur le levé d'*habitats* benthiques dans une zone portant des traces d'icebergs au large du littoral nord-ouest de l'Irlande

[Case Study Greencastle Coding Bank](#) : étude de cas sur l'analyse des données de rétrodiffusion de sondage multifaisceaux et des données de terrain en rapport avec les prises de poissons benthiques

3.4.3 - Autres combinaisons courantes de techniques

En plus de combiner des techniques acoustiques et de télédétection à une campagne de terrain, on a souvent recours à de nombreuses autres combinaisons de techniques. Les combinaisons les plus fréquentes sont brièvement abordées au début de ce chapitre. Voici quelques détails supplémentaires et d'autres exemples de telles combinaisons :

- appareil photographique et caméra vidéo – Cette combinaison donne des images de meilleure *résolution*, utiles pour l'identification de la faune et de la flore (voir la sous-section 3.3.6 « Techniques d'imagerie sous-marine ») ;
- appareil photographique ou caméra vidéo montés sur une benne ou sur un carottier-boîte – Cette combinaison permet d'obtenir des échantillons accompagnés d'images qui les situent dans le contexte de la structure et des matériaux environnants ;
- appareil photographique ou caméra vidéo montés sur l'avant d'un chalut ou d'une drague – Cette combinaison permet elle aussi d'obtenir des échantillons accompagnés d'images qui les situent dans leur contexte. Elle est rarement utilisée à cause de la relative fragilité des caméras et des nombreux impacts des chaluts et des dragues sur le fond ;
- levé à pied avec prise de notes, d'échantillons et de photographies ;
- levé en plongée des zones de petit fond avec prise de photographies et de bandes vidéo, combiné avec un véhicule téléguidé muni d'un appareil photographique ou d'une caméra vidéo pour les zones plus profondes.

3.5 - Organisation des données et métadonnées requises

Les levés effectués pour la *cartographie des habitats* produisent de très grandes quantités de données, qu'il faut organiser et gérer avec soin. De plus, les levés sont effectués à l'aide de multiples techniques et par de nombreuses personnes, ce qui rend encore plus complexe le suivi des données acquises (quelles données, pourquoi, par qui, comment, où, quand ?) et des liens entre elles. Une fois les levés terminés, il se peut que les données soient transmises à d'autres personnes ou organismes pour être traitées, analysées et conservées. Il est important que les renseignements essentiels soient enregistrés d'une manière structurée au moment des levés, de sorte que, malgré le passage du temps et la transmission à des tiers, leur traitement et leur *interprétation* ne soient pas compromis par des lacunes concernant les détails des levés. Il ne suffit pas de se fier à la mémoire des opérateurs de terrain pour savoir comment chaque donnée a été acquise !

Il y a trois aspects principaux à prendre en considération :

- **comment les données des levés doivent-elles être organisées ?** Il faut gérer les multiples techniques, personnes, lieux, dates et échantillons afin de bien documenter les liens entre toutes ces facettes des données acquises. Ce n'est pas très utile de photographier les échantillons prélevés si par la suite on ne se rappelle plus quelle photographie correspond à quel échantillon ;
- **quelle information doit être enregistrée ?** Les *métadonnées* enregistrées doivent indiquer aux futurs utilisateurs des données comment elles ont été acquises, où, quand, par qui et selon quelles normes, et comment elles ont été traitées. Ce sont ces renseignements cruciaux sur la provenance des données qui permettent aux utilisateurs de savoir à quelles fins elles sont adéquates (ou, plus important encore, à

quelles fins elles ne sont pas adéquates). Il faut tenir compte de l'utilisation possible des données au-delà du programme en cours, par exemple dans des archives nationales et internationales. Les données d'un sondeur multifaisceaux ont-elles été acquises conformément aux normes hydrographiques internationales afin de pouvoir servir à la réalisation de *cartes marines* ? Est-il possible d'intégrer des données sur les prélèvements à la benne sans connaître le calibre du tamis utilisé ?

- **comment les données doivent-elles être conservées ?** Il faut enregistrer les données sur un support approprié et les étiqueter correctement, afin d'assurer qu'elles soient aisément utilisables dans l'avenir, qu'elles ne se détériorent pas avec le temps et qu'elles puissent être facilement intégrées à des données semblables provenant d'autres sources. Des données mal étiquetées (dont on ne sait pas où et quand elles ont été acquises) sont des données coûteuses qui n'auront que peu ou pas de valeur dans l'avenir.

3.5.1 - Organisation des données des levés

L'organisation et la gestion d'un levé sont des éléments vitaux de son succès. Une bonne gestion des différentes techniques de levé et des données correspondantes est donc essentielle pour que le levé résulte en un ensemble de jeux de données bien documentés. L'acquisition des données constitue une partie coûteuse et difficile à répéter du processus de *cartographie*, et une documentation médiocre peut rendre ces données inutiles.

Le responsable des levés (responsable scientifique ou chef d'équipe) doit non seulement veiller à ce qu'il y ait à la fin des levés un ensemble de jeux de données bien documentés, mais aussi à ce que les relations entre ces jeux de données soient connues. Voici les questions clés auxquelles il faut pouvoir répondre :

- combien d'échantillons ont été recueillis ?
- quelles techniques ont été employées à chaque station ?
- a-t-on pris une photographie de chaque échantillon prélevé ?
- quel système de numérotation ou d'étiquetage a-t-on utilisé pour indiquer la provenance des données ?

L'organisation générale des données des levés peut se faire de plusieurs manières. Souvent, chaque organisme ou groupe met au point ses propres méthodes, adaptées aux types de levé qu'il effectue, aux milieux dans lesquels il travaille et à ses modalités de gestion interne des données (p. ex. systèmes institutionnels de gestion des données). Même si chaque levé est dans une certaine mesure différent des autres et que chaque technique a ses particularités d'exploitation, il y a de nombreux points communs en ce qui concerne les données elles-mêmes et les processus d'acquisition de ces données.

Le processus qui comprend l'organisation d'un levé, l'arrivée sur le site, le déploiement des instruments et techniques employés, le prélèvement des échantillons et la compilation des jeux de données comporte beaucoup de points communs d'un levé et d'une technique à l'autre. Une structure commune est présentée à la sous-section 3.5.2 « Un modèle MESH d'organisation des données de levés ».

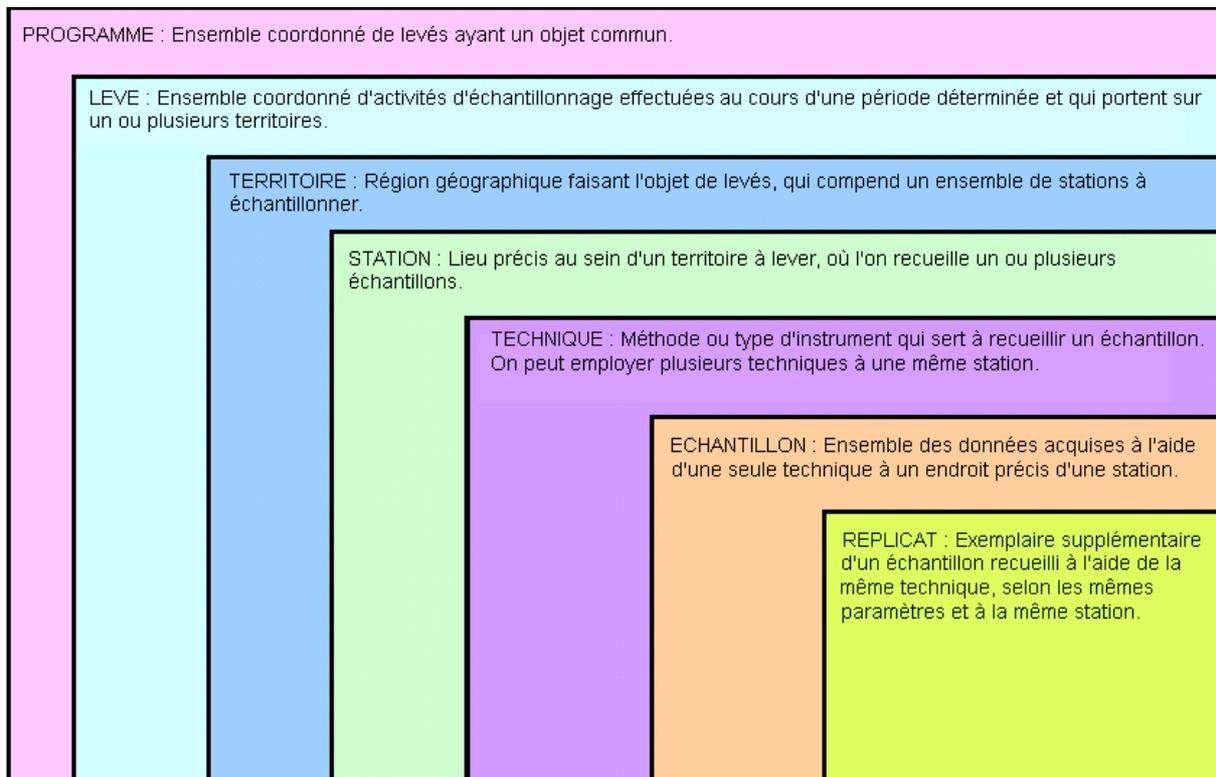
Les *métadonnées*, c'est-à-dire les renseignements sur la nature des données acquises, où, quand, comment, par qui et pourquoi, ont également beaucoup de points communs d'une technique et d'un levé à l'autre. La sous-section 3.5.3 « Les métadonnées : une information vitale à propos des données » décrit les règles d'enregistrement de *métadonnées* mises en avant par le projet MESH.

3.5.2 - Un modèle MESH d'organisation des données de levés

De manière générale, les levés suivent un *modèle* semblable : il s'agit de lever, au cours d'une ou plusieurs périodes déterminées, un territoire géographique défini, que l'on peut subdiviser pour des raisons de commodité en zones plus petites. À chaque activité d'échantillonnage correspond une hiérarchie reconnue de données et de *métadonnées* (*information* ou données à propos des données), illustrée dans la figure ci-après, qui rend l'organisation des données facile à comprendre. L'*information* relative aux cinq premiers niveaux de la hiérarchie (de « Programme » à « Technique ») est liée à la planification des levés et est donc connue avant l'échantillonnage proprement dit.

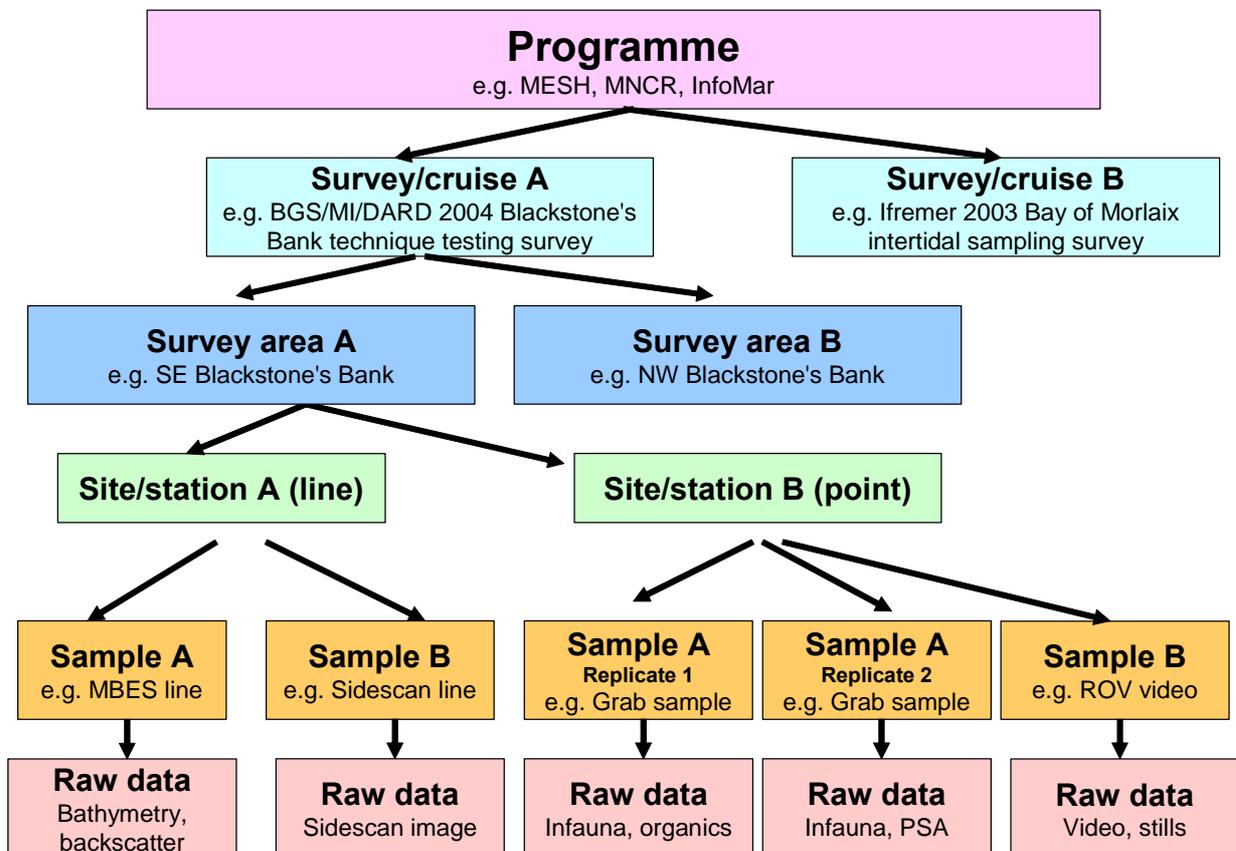
Les levés consistent à atteindre les sites du territoire défini et à déployer un certain nombre de techniques, parfois à plusieurs reprises, pour obtenir des données ou des échantillons. Certaines techniques produisent plusieurs types de données (p. ex. le sondage multifaisceaux produit des données de rétrodiffusion et des données bathymétriques ; les prélèvements peuvent donner des échantillons biologiques et physiques).

Ce concept général a servi à élaborer une structure ou *modèle* commun aux levés effectués pour la *cartographie* des *habitats* et à la documentation qui doit accompagner les données acquises. Ce *modèle* est largement applicable à tous les types de levés et de programmes de *surveillance* de l'environnement marin, ainsi qu'à tous les types de techniques. Le tableau ci-dessous énumère les termes clés (et certains autres termes possibles) des différents niveaux de ce *modèle* et leur description. Ces niveaux aident à organiser l'acquisition et l'étiquetage systématiques des données et *métadonnées* pour toutes les techniques employées et tous les échantillons recueillis dans le cadre d'un programme.



Structure hiérarchique de l'organisation de données d'échantillonnage

Terme	Autre terme	Description
Programme	Projet	Ensemble coordonné de levés ayant une finalité commune et qui peut se poursuivre sur plusieurs années.
Levé	Campagne	Ensemble coordonné d'activités d'échantillonnage qui fait ou non partie d'un programme. Ces activités sont effectuées par des opérateurs de terrain au cours d'une période déterminée (le plus souvent continue), habituellement dans un territoire donné et dans un but général unique.
Territoire	Zone	Région géographique faisant l'objet de levés, où se situent les <i>stations d'échantillonnage</i> et les cheminements effectués.
Station	Site	Lieu au sein d'un territoire à lever où l'on recueille un ou plusieurs échantillons (en faisant appel à une ou plusieurs techniques) ou images.
Technique	Méthode	Détails sur l'appareil utilisé pour recueillir les données ou échantillons. (Noter que ce niveau de <i>métadonnées</i> ne se rapporte pas au lieu de l'échantillonnage et n'est donc pas nécessairement lié à l'organisation des données des levés.)
Échantillon	Enregistrement	Ensemble des données acquises à l'aide d'une seule technique à un endroit précis d'une station.
Réplicat		Exemplaire supplémentaire d'un échantillon recueilli à l'aide de la même technique, selon les mêmes paramètres et à la même station.

Termes employés dans le *modèle* MESH d'organisation de levés

Modèle MESH d'organisation des données de levés

3.5.3 - Les métadonnées : une information vitale à propos des données

Au cours de la compilation du site du *SIG webGIS* de MESH, il s'est avéré que, dans de nombreux rapports antérieurs, il y avait de l'*information* absente ou inexacte. Par conséquent, les données étaient inutilisables ou d'une utilité limitée, en dépit du fait que le travail avait probablement été effectué par des personnes expérimentées en *cartographie* des *habitats* marins et selon des méthodes normalisées. L'enregistrement de *métadonnées* (données à propos des données) est devenu indispensable pour rendre pleinement utilisable toute donnée d'un levé, qu'elle soit numérique ou analogique. Cela est d'autant plus vrai maintenant avec le volume accru de données, la diffusion et l'affichage de données par Internet et l'existence d'archives en ligne.

Les *métadonnées* décrivent la source, le contenu et la qualité des données. C'est par l'évaluation des *métadonnées* qu'un utilisateur arrive à déterminer si des données répondent aux besoins d'une application. À un niveau très élémentaire, les *métadonnées* comprennent de l'*information* spatiale et non spatiale, par exemple qui a recueilli les données, qui les diffuse, où, quand, comment et pourquoi elles ont été acquises. Des avertissements concernant l'utilisation des données peuvent également faire partie des *métadonnées*.

L'enregistrement de *métadonnées* pour chaque jeu de données est probablement l'aspect le plus négligé des levés. Pourtant, cette *information* prend de plus en plus d'importance avec le temps, car des détails essentiels sur les circonstances de l'acquisition des données s'effacent de la mémoire des intervenants. Il peut donc être difficile d'interpréter ultérieurement les données en l'absence d'*information* essentielle à propos de ces données. Cette *information* joue également un rôle important dans l'évaluation de la qualité d'ensemble de toute *carte* résultant d'un levé (voir le chapitre 5 « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? »). Il est en outre important que cette *information* accompagne les données lorsqu'elles sont archivées, transmises à des tiers, ou intégrées à d'autres ensembles ou bases de données (institutionnelles, nationales et internationales).

L'enregistrement de *métadonnées* selon des modalités constantes facilite grandement les échanges de données. Avec la croissance des bases de données, les données doivent se présenter sous des formats communs et être accompagnées de *métadonnées* normalisées. Une méthode sûre consiste à faire en sorte que les *métadonnées* soient conformes à la norme ISO 19115. La plupart des *métadonnées* spatiales et temporelles récentes dans le domaine marin respectent cette norme.

Les *métadonnées* relatives aux levés ont les fonctions suivantes :

- décrire le jeu de données (nature des données, qui les a recueillies, pourquoi, où, quand et comment), afin qu'elles puissent être correctement interprétées au cours du processus de réalisation d'une *carte d'habitats* (réduire les risques de mauvaise *interprétation*) ;
- fournir de l'*information* qui peut servir à évaluer la qualité des données et des produits interprétés qui en résultent, par exemple des *cartes d'habitats* (voir le chapitre 5 « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? ») ;
- fournir l'*information* sommaire destinée aux catalogues de *métadonnées de base*, qui permettront à d'autres personnes de trouver les données (voir le chapitre 6 « Que peut-on faire avec une carte ? ») ;
- faciliter l'archivage des données selon les règles de l'art, la diffusion des données à des tiers ainsi que leur versement dans d'autres bases de données, en décrivant la provenance des données afin que d'autres puissent les réutiliser de manière appropriée.

Au vu du *modèle* décrit à la sous-section 3.5.2 « Un modèle MESH d'organisation des données de levés », une certaine information (métadonnées) peut être rattachée à chaque niveau du *modèle*. L'*information* est plus générale aux niveaux supérieurs du *modèle* (programme, levé) et devient plus spécifique à une technique particulière et à un jeu de données aux niveaux inférieurs (échantillon, réplikat).

3.5.4 - Normes recommandées en matière de métadonnées de levés

Un ensemble normalisé de *métadonnées* a été élaboré pour les programmes de *cartographie des habitats*. Cette norme définit des zones de *métadonnées* pour les niveaux « Programme », « Levé », « Territoire », « Station », « Échantillon » et « Réplikat » du *modèle* (voir le lien [Metadata Fields](#)). Cette norme a été élaborée à partir du *modèle* présenté à la sous-section 3.5.2 « Un modèle MESH d'organisation des données de levés », en comparant les zones de *métadonnées* et bases de données semblables, l'*information* fournie par la [recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques, 2^e édition](#) (Coggan *et al.*, 2007) et les lignes directrices opérationnelles de MESH pour la cartographie des habitats (voir section 3.3).

Ensemble, les zones de cette norme procurent une documentation des *métadonnées* suffisante pour :

- énumérer les *métadonnées de base* pour le catalogue des *métadonnées* de MESH et d'autres portails de *métadonnées* ;
- fournir les *métadonnées* relatives à l'origine et à la qualité de chaque jeu de données, de sorte que les utilisateurs puissent en comprendre les éventuelles limites ;
- fournir les *métadonnées* permettant d'évaluer la *fiabilité* des *cartes d'habitats* qui seront produites ;
- accompagner le versement des données dans des archives nationales.

Les zones de *métadonnées* relatives à chaque technique, de même que les zones relatives au traitement et à la conservation des données, sont énumérées dans un classeur (voir le lien [Video Metadata](#)). Ce classeur contient pour chaque zone des détails supplémentaires sur :

- le format (texte, nombre, liste de termes) ;
- le caractère obligatoire ou facultatif de la zone ;
- la liste des termes autorisés ;
- des exemples de données ;
- les zones analogues dans d'autres bases de données.

Lorsque l'on voit la liste des zones de *métadonnées* (voir le lien [Metadata Fields](#)), les zones supplémentaires de *métadonnées* requises pour chaque technique, le traitement et la conservation des données, il peut sembler de prime abord que l'enregistrement de *métadonnées* constitue une tâche complexe et lourde. En pratique, plusieurs zones sont facultatives et ne sont pas pertinentes dans tous les cas, et l'emploi de listes de termes réduit considérablement l'effort d'enregistrement des *métadonnées* pendant les levés.

L'équipe du projet MESH travaille à la mise au point d'une application de base de données pour l'enregistrement de ces *métadonnées*, qui constituera un module de saisie complet à utiliser au cours des levés et des traitements qui s'ensuivent. La présentation en cascade des données, des niveaux supérieurs jusqu'aux niveaux inférieurs, et l'automatisation de la saisie de certaines zones devraient rendre la base de données relativement rapide et facile à utiliser.

3.6 - Épuration et traitement initial des données

Toutes les techniques de levé et d'échantillonnage exigent une *surveillance* en cours d'exploitation, afin d'assurer leur bon fonctionnement ainsi que la *fiabilité* des données ou échantillons obtenus. Pour ce faire, on peut notamment consigner les *métadonnées* appropriées, qui agissent dans bien des cas comme une liste de vérification permettant de s'assurer que les données sont correctement enregistrées. Après l'acquisition des données, il faut effectuer certaines opérations de traitement, d'épuration et de stockage afin que les données soient prêtes pour la phase d'analyse (voir le chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? »). Ce traitement initial consiste à vérifier que les données sont correctes, c'est-à-dire qu'elles reflètent réellement les variables qu'elles visent à décrire, au bon endroit et au bon moment. À la fin de cette étape, on devrait disposer d'un jeu de données « brutes » épurées, prêtes à archiver ou à transmettre à la prochaine phase d'analyse, en vue de la réalisation d'une *carte d'habitats* ou de toute autre utilisation pour laquelle les données sont pertinentes.

3.6.1 - Épuration des données

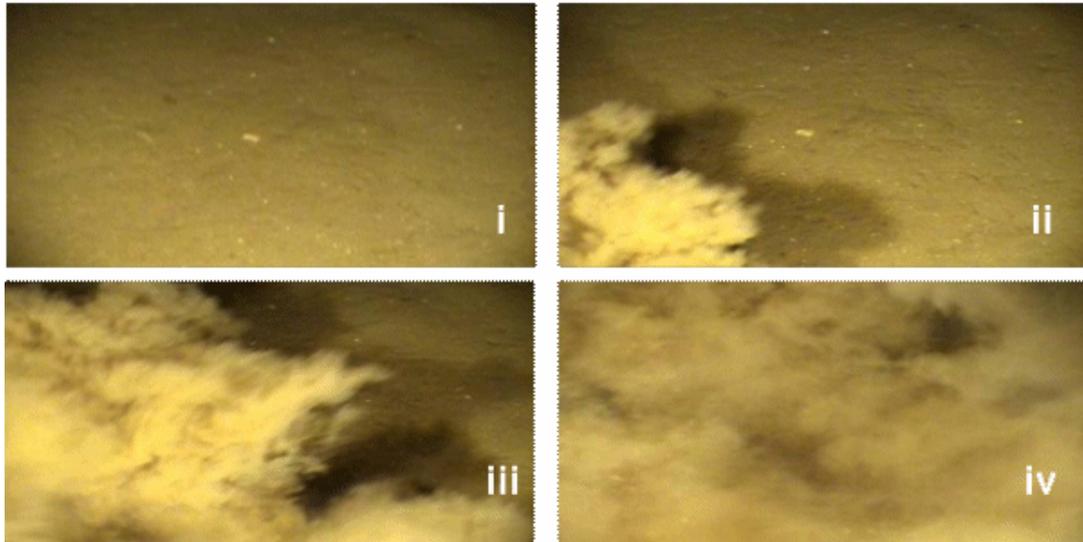
L'épuration des données consiste principalement à en éliminer les *erreurs* ou « aberrations ». Par exemple, dans le cas des données acoustiques d'un sondage multifaisceaux, des échos naturels dus à la réflexion, à la réfraction et à d'autres sources de bruit se situent à l'extérieur des limites acceptables des résultats du sondage. Tout jeu de données comporte des aberrations. Dans certains cas, il faut les conserver ou les traiter de manière particulière. Par exemple, la présence d'espèces rares dans un jeu de données biologiques risque de compliquer les analyses multivariées ; il peut être nécessaire de ne pas en tenir compte pour certaines analyses, mais ce ne sont pas pour autant de « mauvaises » données, et il faut les conserver dans le jeu de données définitif.

Dans le cas de prélèvements à la benne, la position doit être enregistrée au moment où l'appareil touche le fond, puis vérifiée à nouveau. La position d'instruments remorqués peut être déterminée de deux manières :

- on peut la déterminer de manière précise à l'aide d'un dispositif de positionnement, par exemple un système à base ultra courte fixé sur le traîneau ou le bâti. Les données de positionnement ainsi obtenues peuvent être enregistrées directement dans l'appareil. Les positions et les images peuvent être ainsi enregistrées simultanément, ou encore reliées ultérieurement en utilisant le temps comme dénominateur commun ;
- on peut en faire une estimation en utilisant le théorème de Pythagore ou la formule de la chaînette qui tient compte de la courbure du câble de remorquage. Ces calculs sont généralement effectués après l'acquisition des données. Même s'ils peuvent donner une estimation raisonnable de la distance entre l'instrument et le navire, ils n'indiquent pas la position réelle, en raison des courants latéraux. Tout calcul de position postérieur à l'acquisition des données doit faire l'objet d'une vérification par un opérateur au regard de toute *information* de positionnement disponible. Dans le cas d'une bande vidéo, une telle *information* peut provenir des données de rétrodiffusion qui montrent les démarcations entre zones et que l'on peut comparer à la position de la caméra au moment où la bande vidéo montre un changement marqué de la composition du fond.

L'épuration des données peut prendre d'autres formes. Dans le cas des bandes vidéo, certaines parties du cheminement de la caméra peuvent ne pas être utilisables. Par exemple, le tout début d'une prise de vue ne doit pas être inclus dans l'analyse. La caméra est toujours mise en marche pendant qu'elle descend dans l'eau, afin que l'opérateur puisse savoir quand elle touche le fond. Une fois qu'elle a touché le fond, il faut prévoir une courte « période de stabilisation » pour permettre à la caméra de quitter l'endroit où, au moment de l'atterrissage, elle a perturbé le fond et déplacé des particules

qui ont pu obstruer son champ de vision. Il faut aussi exclure les moments où les sédiments sont perturbés par le bâti de la caméra. Ces séquences ne sont pas très utiles, car elles ne peuvent rien révéler mis à part la présence de sédiments non consolidés !



Suite d'images extraites d'une bande vidéo, qui montre une détérioration de la visibilité due aux sédiments fins déplacés par le cadre de la caméra. (L'intervalle entre deux images successives est d'environ 0,3 seconde)

3.6.2 - Corrections de position

Les corrections de position peuvent comprendre les transformations entre diverses projections géodésiques. La norme reconnue en *cartographie* est le système WGS84 (*World Geodetic System 1984*).

Les transformations de projection peuvent être automatisées, notamment dans le cadre d'un SIG. Si les données sont conservées dans un tableur, elles sont également modifiables à l'aide d'un logiciel de conversion contenu dans un micro-ordinateur ou hébergé dans un site Web.

Les corrections de position peuvent également comprendre la correction des *erreurs* humaines intervenues lors de l'enregistrement ou de la numérisation des positions de prélèvement d'échantillons. Certaines de ces *erreurs* sont évidentes, comme une position correspondant à un lieu sur la terre ferme ou une valeur manifestement trop grande ou trop petite. Ces *erreurs* sont souvent faciles à corriger par comparaison avec d'autres données, mais si elles sont nombreuses, les corrections risquent de prendre beaucoup de temps. Il ne faut pas oublier que les *erreurs* humaines sont inévitables lorsqu'un grand nombre de données sont écrites, saisies ou transposées à la main.

3.6.3 – Réduction de la marée

Les réductions de la marée sont nécessaires lorsque les mesures bathymétriques sont effectuées à l'aide d'un sondeur monofaisceau ou multifaisceaux, d'un sonar à interféromètre ou d'un *lidar*. Des normes internationales reconnues concernant les levés hydrographiques (voir le fichier [Swath Bathymetry ROG](#) à propos des lignes directrices opérationnelles concernant la bathymétrie par télédétection acoustique) dictent la *précision* requise de ces corrections, qui font intervenir un réseau de marégraphes ou de *modèles* prédictifs des marées.

Liens vers des documents

[Swath Bathymetry ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant la bathymétrie par télédétection acoustique

3.6.4 - Techniques acoustiques

Les principales tâches d'épuration et de traitement des données acoustiques après leur acquisition consistent à éliminer les aberrations (signaux erronés et parasites) et à appliquer les réductions de la marée. Par exemple, dans le cas des sondeurs multifaisceaux, les aberrations ou *erreurs* se manifestent sous forme de points situés au-dessus ou en dessous du principal groupe de points (qui correspond au fond) ; on peut donc les sélectionner et les supprimer. Pour faire les réductions de la marée, il faut appliquer les changements de marée estimatifs ou mesurés dans la zone des levés pour la période où ces levés ont été effectués. Les mesures sont effectuées à l'aide de marégraphes, alors que les données estimatives peuvent être déduites des données hydrographiques publiées sur les marées.

Dans le cas des techniques de levé acoustiques, en plus de l'étalonnage initial, il est crucial de maintenir les bons paramètres des instruments et d'insérer les corrections requises. Si cela n'est pas fait correctement au moment des levés, les corrections seront difficiles à faire par la suite (voir le fichier [Swath Bathymetry ROG](#)) à propos des lignes directrices opérationnelles concernant la bathymétrie par télédétection acoustique, de même que les guides d'instructions des fabricants). Il est essentiel de connaître avec *précision* la position du navire, et de mesurer à intervalles réguliers la vitesse du son dans la colonne d'eau ainsi que les mouvements du navire (pilonnement, roulis et tangage). Si ces paramètres font l'objet d'un suivi au moment de l'acquisition des données, l'épuration et le traitement en seront d'autant facilités par la suite.

En résumé, il est conseillé d'avoir à bord l'équipement nécessaire pour faire l'étalonnage des instruments et pour traiter les données et contrôler leur qualité sur-le-champ, alors qu'il est encore possible de refaire au besoin l'acquisition des données.

Étant donné le haut débit et le volume considérable de données, le filtrage automatisé est un préalable nécessaire au contrôle de qualité et à l'épuration des données. Les opérateurs à bord doivent définir certains paramètres d'acceptation et de rejet, afin d'assurer l'élimination des signaux erronés ou des artefacts. Ces opérations de filtrage et de suppression des pointes sont essentielles et reposent sur les compétences et l'expérience de l'opérateur de terrain, qui peut en faire varier les paramètres selon de nombreux facteurs extérieurs.

Il faut toutefois utiliser les filtres avec précaution, car certaines données exceptionnelles ou non caractéristiques pourraient être rejetées ou altérées. Autant que possible, l'opérateur de terrain doit enregistrer ces données dans le fichier brut tout en les marquant afin que l'on puisse les examiner plus tard et prendre une décision à leur sujet.

3.6.5 - Prélèvement d'échantillons

Le prélèvement d'échantillons ne produit pas de flots de données qu'il faut vérifier, épurer et traiter au fur et à mesure. Ces échantillons peuvent toutefois devoir faire l'objet de certains traitements élémentaires à bord avant que l'on puisse les analyser.

Il faut déterminer et noter correctement le lieu des prélèvements. Un traitement partiel est faisable sur-le-champ – p. ex. tamisage et mesures de conservation des échantillons biologiques. Les *métadonnées* d'acquisition comprennent généralement l'emplacement géographique précis de l'échantillon, la date et l'heure de prélèvement, la profondeur. C'est toujours une bonne chose de noter le plus tôt possible une description de l'échantillon. Il faudrait photographier de manière systématique tous les échantillons, sans oublier d'inclure leur numéro d'identification et une indication de l'échelle. Ces photos pourront s'avérer très utiles pour l'*interprétation* ultérieure des données et pour confirmer le prélèvement des échantillons en cas de mélange ou de perte.

Il faut appliquer des mesures appropriées d'assurance qualité et de contrôle de qualité à toutes les étapes du traitement des échantillons, de l'identification des espèces et du

décompte des spécimens. Les espèces réputées correctement identifiées mais présentes en très petit nombre – espèces rares – pourront être conservées ou non selon le type d'analyse à effectuer. Il faut évidemment éliminer les aberrations résultant d'une *erreur*, d'une mauvaise identification ou d'une contamination.

Il faut suivre des normes reconnues de taxinomie et de recensement. Mentionnons entre autres les protocoles du [NMBAQC](#) (système national de contrôle de qualité de l'analyse dans le domaine de la biologie marine) et les lignes directrices relatives au traitement d'échantillons du [SGQAE](#) (groupe de travail du CIEM sur l'assurance qualité des mesures biologiques dans l'Atlantique nord-est).

Assurance qualité de l'identification sur le terrain, à l'aide de collections de référence

En vertu des lignes directrices opérationnelles pour les prélèvements au chalut et à la drague, il faut autant que possible remettre au laboratoire la totalité des échantillons à des fins d'identification et de recensement. Cependant, les chaluts et les dragues peuvent donner des échantillons volumineux, qu'il n'est pas toujours possible de conserver en entier pour le laboratoire, à cause des possibilités limitées d'arrimage et de stockage à bord des navires. Il peut être alors plus approprié de traiter les échantillons à bord, par exemple à l'aide des systèmes de recensement semi-quantitatifs SACFOR ou DAFOR (voir le fichier [Applying SACFOR Report](#) – Curtis et Coggan, 2007 – à propos de l'utilisation de l'échelle SACFOR pour l'enregistrement de l'abondance relative des organismes coloniaux dans des échantillons prélevés au chalut).

Une collection de référence de chaque échantillon doit être conservée à des fins d'assurance qualité. Cette collection doit contenir au moins un spécimen de chaque taxon ou espèce (sauf si le spécimen est identifié sans équivoque – p. ex. *Asterias rubens*). Les collections de référence pourront être traitées à terre pour confirmer l'identification faite sur le terrain. Les espèces de certains taxons ne sont pas faciles à distinguer rapidement sur le terrain (p. ex. *Macropodia*, *Inachus*, *Ebalia*, *Galathea*, *Nucula*, *Abra*, crevettes pandalid, etc.).

Si le temps ne permet pas d'identifier ou de distinguer les espèces de tels taxons, on peut alors placer dans la collection de référence tous les spécimens (ou un sous-échantillon) de ces taxons afin qu'ils soient identifiés (et pesés) à terre. (Remarque : le terme *collection de référence* désigne ici une collection de spécimens triée sur place à des fins d'identification ultérieure au laboratoire. Le même terme désigne aussi un ensemble choisi de spécimens que l'on conserve en laboratoire pour confirmer l'identification d'échantillons, à des fins de contrôle de qualité, et aussi comme collection nationale ou régionale afin de s'assurer que l'identification des spécimens est cohérente à l'échelon national ou international).

Liens vers des documents

[Applying SACFOR report](#) : rapport sur l'utilisation de l'échelle SACFOR pour l'enregistrement de l'abondance relative des organismes coloniaux dans des échantillons prélevés au chalut

3.6.6 - Analyse de sédiments

Lorsque l'on prélève un échantillon physique, il faut le mettre dans un contenant et enregistrer les *métadonnées* de l'échantillon. Celles-ci comprennent généralement le type d'instrument, l'emplacement géographique précis de l'échantillon, la date et l'heure du prélèvement, la profondeur, le degré de récupération et le type de sédiment. Afin de réduire le risque d'*erreur* et donc le besoin de faire des corrections, c'est toujours une bonne chose de noter le plus tôt possible une description de l'échantillon. Les *métadonnées* doivent respecter une structure définie afin que les mêmes zones soient enregistrées pour tous les échantillons. La *typologie* employée doit être prise en considération dans les notes afin que celles-ci soient cohérentes d'un échantillon à l'autre.

Le fichier [Detailed explanation of seabed sediment classification](#) – Long, 2006 –, qui contient une étude de cas sur la *classification* de sédiments, résume la *typologie* de Folk modifiée par la *British Geological Survey* – Commission géologique britannique – afin de correspondre à la *typologie* EUNIS des *habitats*. Il faut aussi mesurer la couleur de l'échantillon le plus tôt possible après le prélèvement.

Comme dans le cas des échantillons biologiques, il faut photographier de manière systématique tous les échantillons, sans oublier d'inclure leur numéro d'identification et une indication de l'échelle. Le sous-échantillonnage et les tests à des fins géotechniques devraient être faits le plus tôt possible afin de perturber au minimum les sédiments et d'éviter qu'ils ne sèchent trop.

Sauf indication contraire, les échantillons géochimiques organiques doivent être congelés. Le traitement et l'épuration des données se font généralement au retour dans un laboratoire bien équipé.

Liens vers des documents

[Seabed sédiment classification](#) : étude de cas sur la *classification* de sédiments

3.6.7 - Techniques d'imagerie photographique et de vidéo sous-marines

Contrairement aux images acoustiques, les images photographiques et vidéo n'ont pas besoin d'être corrigées avant leur *interprétation*. Il peut être nécessaire de prévoir des règles d'*interprétation* d'images médiocres comme dans l'exemple de la sous-section 3.6.1 « Épuration des données » (s'il faut procéder à une évaluation quantitative et analyser des images prises à toutes les 30 secondes d'un cheminement de 20 minutes à des fins d'analyse biologique et géologique), où des images sont voilées par des sédiments non consolidés. À titre d'exemple de règle, on peut établir qu'une image dont au moins un quart est voilé par des sédiments déplacés ne pourra pas être analysée et qu'il faudra faire avancer le film jusqu'à la prochaine image acceptable, à partir de laquelle sera calculé le prochain intervalle de 30 secondes. Il peut être nécessaire de rendre les images plus nettes ou de les soumettre par lots à diverses fonctions d'un logiciel de traitement d'images. Le traitement à effectuer est propre à chaque jeu de données et peut comprendre une augmentation ou une diminution de la luminosité, du contraste, de la netteté ou de la saturation des couleurs afin de mieux voir les détails.

Les images photographiques et vidéo risquent d'être totalement inutiles du point de vue de la *cartographie* si elles ne sont pas correctement géoréférencées. Il est donc crucial de prendre des mesures adéquates pour noter l'emplacement géographique auquel correspond chaque image et fournir une estimation de la *précision spatiale*. Pour plus de détails sur le *géoréférencement* des images photographiques et vidéo, voir le fichier [Video ROG](#) des lignes directrices opérationnelles concernant la vidéo.

Il est important de s'assurer que les images soient conservées sur un support fiable qui ne deviendra pas obsolète avec les progrès de la technologie. D'autre part, si des images sont copiées sur un support moins susceptible de devenir périmé, il faut veiller à ce que leur qualité soit préservée au cours de la copie. Par exemple, certains formats numériques sont conçus pour comprimer l'*information*, généralement en faisant une moyenne des régions qui ont l'air semblables. Dans le cas d'une bande vidéo, cela risque souvent de supprimer des détails là où ils seraient le plus nécessaires.

Liens vers des documents

[Video ROG](#) : lignes directrices opérationnelles concernant la vidéo.

3.6.8 - Imagerie des profils sédimentaires (IPS)

Géoréférencement des images

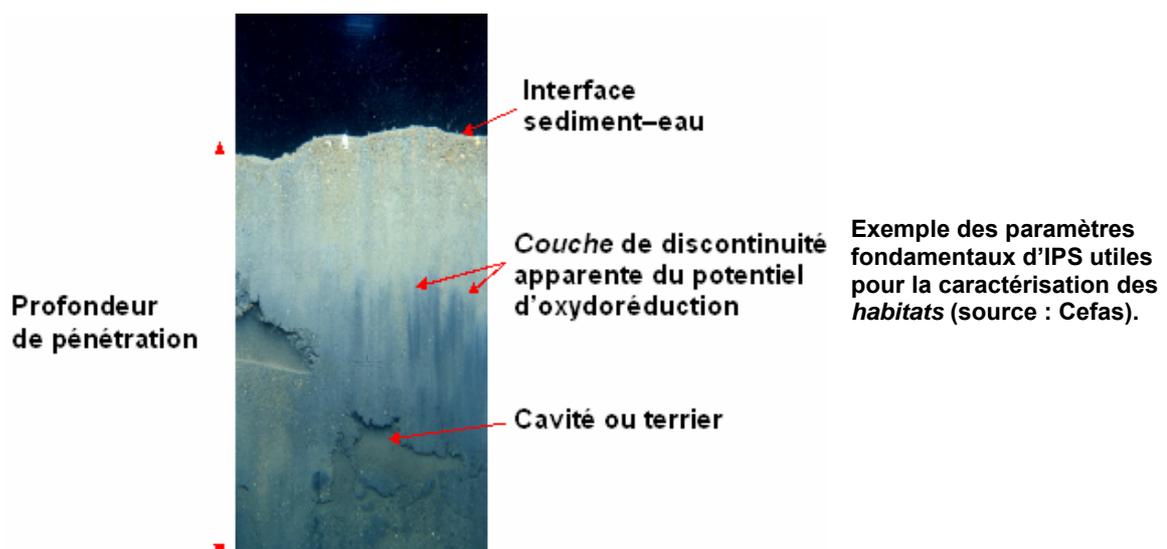
Il faut déterminer l'emplacement géographique précis auquel correspond chaque image. Les lignes directrices opérationnelles concernant l'IPS recommandent d'enregistrer la position du GPS différentiel chaque fois que l'appareil d'IPS touche le fond pour prendre une photographie. Ainsi, l'emplacement géographique correspondant à chaque image peut être déterminé en établissant la correspondance entre le journal de terrain (où l'on a noté le numéro de l'image) et le journal de bord.

Si l'horloge interne de la caméra est synchronisée avec celle du GPS, il est utile de vérifier l'horodatage de l'image (zones EXIF ou IPTC associées à chaque image numérique) avec l'horodatage des données de position.

Dans les gros navires de recherche, le fichier de journal de navigation peut contenir les coordonnées de plusieurs points autour du navire, par exemple les portiques arrière et latéraux. Ces coordonnées sont calculées à partir de la distance entre ces points et un point de référence commun, en tenant compte de l'orientation du navire. Il faut évidemment veiller à bien mesurer cette distance, c'est-à-dire à déterminer avec soin la position sur le navire où la caméra a été utilisée (p. ex. portique latéral). Dans les plus petits navires, ces distances ne sont pas nécessairement calculées, et le journal de navigation ne donne que la position de l'antenne du GPS différentiel. Il faut alors noter l'*erreur* ou la *précision spatiale* correspondante.

Analyse des images

Les images d'IPS permettent une analyse très détaillée donnant plus de 20 paramètres physiques, chimiques et biologiques pertinents pour les études de *surveillance* et d'évaluation. Pour plus de détails à ce sujet, voir la partie de la [recension des normes et protocoles pour la cartographie des habitats benthiques](#) qui porte sur l'IPS. Les notes ci-dessous concernent surtout l'*information* des images d'IPS qui est la plus pertinente pour la caractérisation des *habitats* dans un contexte de *cartographie des habitats*. La figure ci-après montre les principales caractéristiques d'une image d'IPS.

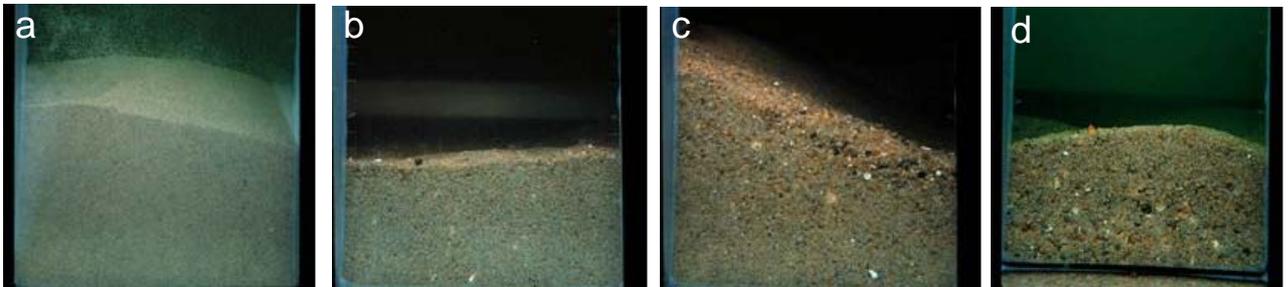


Une simple inspection visuelle des images d'IPS peut donner de l'*information* sur les éléments suivants :

- le type de sédiment (vase, sable, sable graveleux, etc.) ;
- le degré de stratification du profil sédimentaire, utile pour noter une *couche* de sédiment fin recouvrant un sédiment grossier ;

- la profondeur de pénétration (mesurable avec *précision*), qui indique le degré de fermeté du sédiment ;
- la rugosité de l'interface sédiment–eau, qui indique la présence de petites *figures sédimentaires* ou de perturbations superficielles ;
- la présence de terriers ou de vides, qui indique une bioturbation du sédiment ;
- la présence d'une *couche* de discontinuité apparente du potentiel d'oxydoréduction, c'est-à-dire une fine *couche* typique de sédiment où les processus d'oxydation sont remplacés de manière spectaculaire par des processus de réduction, ce qui produit un sédiment plus foncé ;
- la présence de vestiges de *couches* de discontinuité apparente du potentiel d'oxydoréduction ;
- l'identité des organismes éventuellement présents.

Au besoin, on peut faire une analyse granulométrique plus détaillée des sédiments. Dans le cas des vases, sables et graviers, on peut déterminer la taille des grains en comparant l'image de l'échantillon avec un ensemble d'images standard dont la taille moyenne des grains été déterminée en laboratoire (voir la figure ci-après).



Exemples d'images d'IPS standard utilisées pour une analyse granulométrique : a) sable fin, b) sable moyen et grossier, c) sable grossier et gravier, d) mélange de sable et de gravier relativement grossier (photos by R Diaz)

Dans le cas de matériaux plus grossiers, la taille des grains peut être déterminée à partir d'une image correctement étalonnée, à l'aide d'un logiciel d'analyse d'image. La répartition de la taille des grains peut être déterminée en mesurant tous les grains d'une partie représentative de l'image (voir la figure ci-après).



Image d'IPS agrandie d'un sédiment grossier, dont on a choisi une partie représentative (rectangle rouge) où l'on mesurera la taille de chaque grain afin de déterminer la répartition de la taille des grains (photo by R. Diaz).

Nom des fichiers électroniques d'image

Il est utile de changer le nom des fichiers électroniques d'images de sorte qu'il donne une certaine *information* codée sur l'échantillonnage illustré. Le nom doit comprendre un identificateur propre à la *station d'échantillonnage* et un code indiquant le réplicat illustré par l'image.

Liens vers des documents

[Sediment Profile Imagery](#) : exemple de fiche de journal d'IPS

3.7 - Conclusion

Pour produire de bonnes *cartes d'habitats* benthiques, il faut des données qui aient été acquises, traitées et analysées avec soin. Après avoir choisi les techniques de levé appropriées, il faut les utiliser correctement et enregistrer avec *précision* les données acquises. Les notions de *fiabilité* d'une *carte* et de *confiance* sont abordées au chapitre 5, « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? »

La gamme des techniques disponibles pour faire des levés d'*habitats* benthiques est incroyablement vaste et ne cesse de se développer. Le choix des techniques et des applications d'acquisition de données doit être guidé par l'*information* nécessaire pour produire les *cartes* finales. Les méthodes de conversion des données acquises en une *information* qui peut être cartographiée fait l'objet du prochain chapitre, Comment réalise-t-on une carte ? On y aborde l'*interprétation* des données de télédétection, la représentation des données ponctuelles et *vectorielles*, et s'il y a lieu leur extrapolation à l'ensemble du territoire représenté, ainsi que l'intégration de données acquises à l'aide de diverses techniques et analysées selon des méthodes différentes.

3.8 - Remerciements

Nous tenons à remercier David CONNOR, Jon DAVIES, Roger COGGAN, Dave LONG, Jacques POPULUS et Bob FOSTER-SMITH pour leurs commentaires sur les ébauches de ce chapitre. En plus du groupe INTERREG IIIB, les organismes suivants ont apporté leur soutien au cours du projet MESH et nous leur en sommes reconnaissants : INFOMAR, la Commission géologique d'Irlande et le Marine Institute.

Nous remercions les personnes et organismes suivants pour la formation et le matériel qu'ils nous ont procurés dans le domaine de l'IPS :

- Aqua-Fact International Services Ltd, Galway, Irlande;
- Robert DIAZ, PhD, Virginia Institute of Marine Science, Etats-Unis ;
- Joe GERMANO, PhD, Germano & Associates Inc, Etats-Unis.

Liens vers des documents

Recension des normes et protocoles pour la *cartographie* des *habitats* benthiques, 2^e édition : <http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1442>

Aerialphotography ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Aerialphotography_ROG.pdf

Airborne Digital Imagery ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Airborne_digital_imagery_ROG.pdf

Satellite Imagery ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Satellite_Imagery_ROG.pdf

LIDAR ROG : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_LIDAR_ROG.pdf

Mapping Substrata Using LIDAR :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Mapping_Substrata_using_LIDAR.pdf

Single beam echo sounder ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Single_beam_echo_sounder_ROG.pdf

Impact^{MC} de Quester Tangents :

http://www.questertangent.com/upload/docs/QTC_Impact_04_Hi.pdf

AGDS ROG : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_ADGS_ROG.pdf

Optimal track spacing for AGDS :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Optimal_track_spacing_for_AGDS.pdf

Case Study Sidescan Sonar :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Case_Study_Sidescan_Sonar.pdf

Backscatter_Workshop_30-31_March_report :

<http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1577>

Sidescan Sonar exploration of Littoral Oysters and Mussels :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sidescan-sonar_exploration_of_littoral_oysters_and_mussels.pdf

Backscatter_Workshop_30-31_March_report :

<http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1577>

Recension des normes et protocoles pour la *cartographie* des *habitats* benthiques, 2^e édition : <http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1442>

Swath Bathymetry ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Swath_Bathymetry_ROG.pdf

Survey Data Analysis Investigation for Hemptons Turbot Bank :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Survey_Data_Analysis_Investigation_for_Hempton_Turbot_Bank.pdf

Sidescan Sonar ROG : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sidescan_Sonar_ROG.pdf

Sub bottom Profiling (Chirp) ROG :

[http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sub_bottom_Profiling_\(Chirp\)_ROG.pdf](http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sub_bottom_Profiling_(Chirp)_ROG.pdf)

3D Seismic imagery ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_3D_seismic_imagery_ROG.pdf

Case Study Outer Bristol Channel :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Case_Study_Outer_Bristol_Channel.pdf

Box Coring ROG : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Box_Coring_ROG.pdf

Trawls and Dredges ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Trawls_and_Dredges_ROG.pdf

L'étude de cas sur l'archipel de Glénan :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Case_Study_Glenan_Archipelago.pdf

L'Organisation internationale de normalisation :

http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=19255

L'American Society for Testing and Materials : [http://www.astm.org/cgi-](http://www.astm.org/cgi-bin/SoftCart.exe/NEWSITE_JAVASCRIPT/DOMnewstandards.sHTML?L+mystore+qquf6791+1169734372)

[bin/SoftCart.exe/NEWSITE_JAVASCRIPT/DOMnewstandards.sHTML?L+mystore+qquf6791+1169734372](http://www.astm.org/cgi-bin/SoftCart.exe/NEWSITE_JAVASCRIPT/DOMnewstandards.sHTML?L+mystore+qquf6791+1169734372)

Reference to Geotechnical Measurements and Standards :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Reference_to_Geotechnical_Measurements_and_Standards.pdf

Le rapport du groupe de travail sur la vidéo :

<http://www.searchmesh.net/PDF/Video%20Working%20Group%20Report.pdf>

Video ROG : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Video_ROG.pdf

Imagerie numérique aéroportée :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Airborne_digital_imagery_ROG.pdf

Le *lidar* : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_LIDAR_ROG.pdf

La photographie aérienne :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Aerialphotography_ROG.pdf

Benthic Terrain Modeller : <http://www.csc.noaa.gov/products/btm/>

Complimentary Acoustic Survey Techniques :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Complementary_acoustic_survey_techniques.pdf

Appropriate use of multi-beam vs AGDS :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Appropriate_use_of_multi-beam_vs_AGDS.pdf

IceBergPlough Report :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_IceBergPlough_Report_II.pdf

Case Study Greencastle Coding Bank :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Case_study_Greencastle_Codling_Bank%20.pdf

Metadata Fields : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Metadata_fields.pdf

Video Metadata : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1626>

Swath Bathymetry ROG :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Swath_Bathymetry_ROG.pdf

Applying SACFOR report :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Applying_SACFOR_Report.pdf

Seabed sédiment *classification* :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Detailed_explanation_of_seabed_sediment_classification.pdf

Video ROG : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Video_ROG.pdf

La recension des normes et protocoles pour la *cartographie* des *habitats* benthiques :

<http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1442>

Sediment Profile Imagery :

[http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sediment_Profile_Imagery_\(SPI\)_ROG.pdf](http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Sediment_Profile_Imagery_(SPI)_ROG.pdf)

Liens vers des sites Web

CMAS Three Star Diver : <http://www.hse.gov.uk/diving/qualifications/sci.htm>

Site Web de la HSE : <http://www.hse.gov.uk/diving/index.htm>

Page Web de la U.S. National Oceanic and Atmospheric Administrations sur la plongée :
<http://www.dive.noaa.gov/>

Site Web de la Société géologique de Londres :

<http://www.geolsoc.org.uk/template.cfm?name=geohome>

British Standards Online : <http://www.bsonline.bsi-global.com/server/index.jsp>

<http://www.csc.noaa.gov/products/btm/>

NMBAQC : <http://www.nmbaqcs.org/>

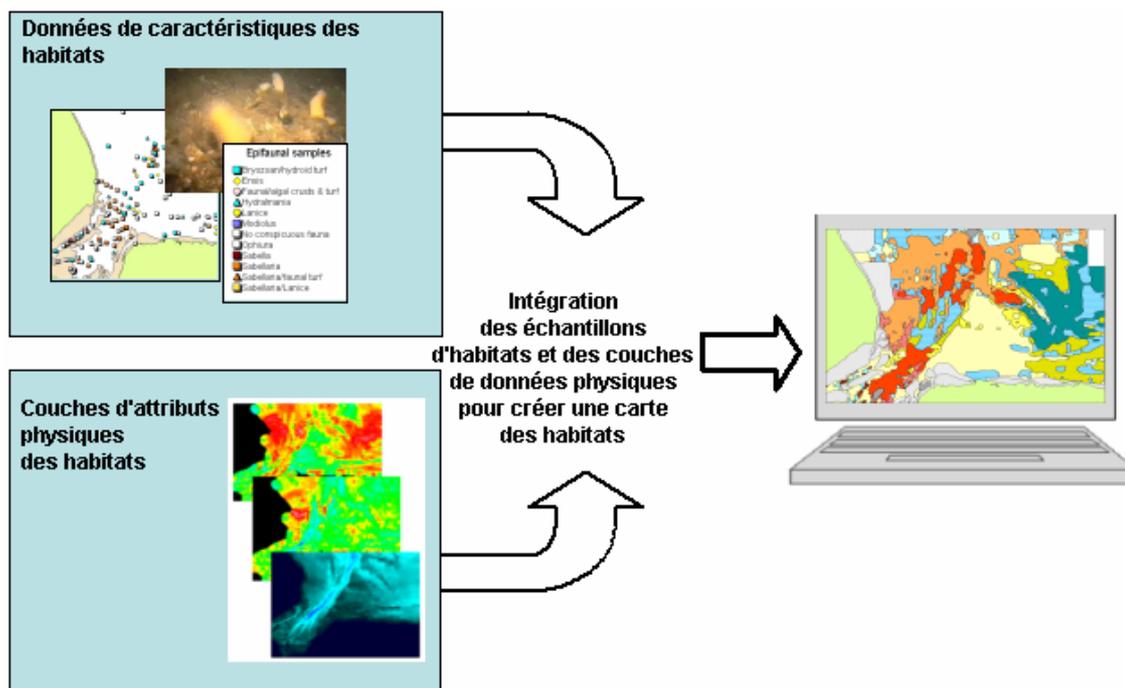
SGQAE : <http://www.ices.dk/iceswork/wgdetailacme.asp?wg=SGQAE>).

4 - Comment réalise-t-on une carte ?

Vera van LANCKER et Bob FOSTER-SMITH

Ce chapitre décrit comment les données sont transformées et intégrées pour produire une *carte d'habitats* biologiques adaptée à sa finalité. Il ne couvre pas la préparation des données suite à leur acquisition – voir à ce sujet le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? ». Il faut aussi noter que les données de *cartographie* peuvent elles-mêmes avoir fait l'objet d'un processus d'analyse et d'*interprétation* à partir des sources originales, en particulier dans le cas de *cartes d'habitats à échelle globale* sans apport de terrain.

Les principales étapes de la réalisation d'une *carte d'habitats* (telle que préconisée dans le *Guide MESH*) font intervenir des données biologiques et des données sur les *habitats* (résultant normalement d'un échantillonnage direct du fond) et des *couches* complètes de données sur les variables physiques des *habitats*, appelées dans toute la suite *couches physiques* (normalement obtenues par télédétection, déduites à partir d'échantillons ou prédites par des *modèles*). L'intégration des données et la modélisation des *habitats* sont nécessaires pour déduire les relations entre données biologiques et données physiques. Ces relations permettent de prédire la répartition des *habitats*.



Résumé du processus de cartographie des *habitats* benthiques

La production d'une *carte d'habitats* comporte quatre étapes principales :

1. optimisation de l'analyse des données biologiques de terrain ;
2. sélection et déduction des meilleurs intrants disponibles et des *couches* physiques les plus appropriées (cela comprend l'analyse des données de télédétection) ;
3. construction de la *carte* à l'aide des techniques les plus appropriées d'*interprétation* grâce à l'intégration des données et à la modélisation ;
4. conception et réalisation de la *carte* de telle sorte qu'elle soit adaptée à sa finalité.

Le succès du rendu cartographique risque d'être mitigé si l'une de ces étapes n'est pas bien réalisée !

Les sections qui suivent abordent les stratégies possibles de *cartographie*, puis présentent les diverses techniques que l'on peut employer au cours des étapes énumérées ci-dessus.

4.1 - Choix d'une stratégie de traitement cartographique

Il y a de nombreuses approches de la *cartographie* des *habitats*, mais une manière commode de les illustrer consiste à les représenter le long d'un spectre d'échelles plus ou moins globales ou fines. Ce spectre est présent dans plusieurs chapitres de ce *Guide MESH* et devrait maintenant être familier au lecteur. La comparaison entre *échelle globale* et *échelle fine* illustre bien les contrastes entre différentes approches. Les distinctions sont plus subtiles dans le cas d'une échelle *intermédiaire*.

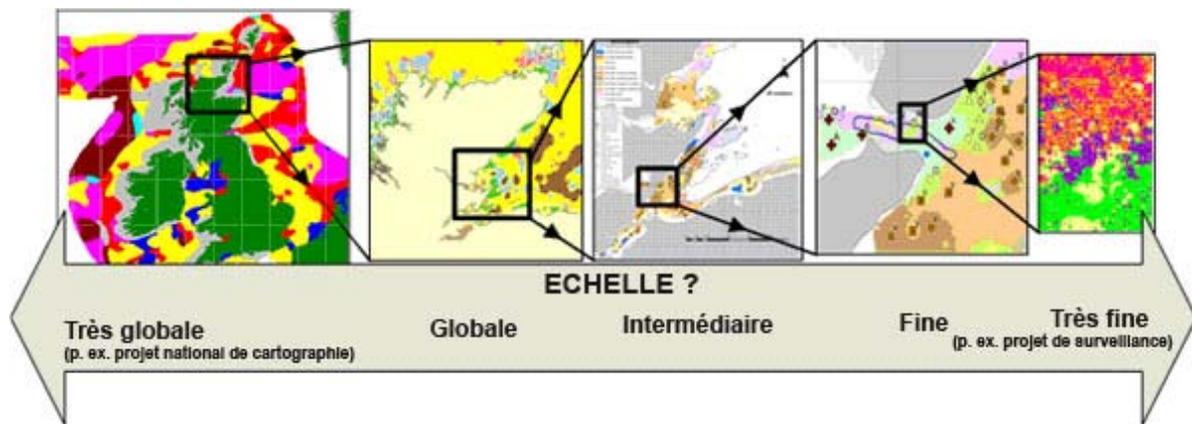


Illustration des types de *carte* dans le spectre des échelles plus ou moins globales ou fines

La *cartographie* des *habitats* benthiques fait nécessairement intervenir une forme ou une autre de modélisation. Dans ce contexte, on peut considérer comme un *modèle* toute représentation du fond de la mer à partir d'une étude systématique et d'une analyse des manifestations de la répartition des *habitats*. Il s'agit d'une définition intentionnellement vague, qui englobe aussi bien l'*interprétation* « à l'œil » par des experts que des *modèles* à base de règles ou des *modèles* statistiques résultant d'une analyse approfondie des données.

Les techniques décrites sous une rubrique sont toutefois applicables à d'autres situations. Par exemple, on peut adopter l'approche générale d'un *modèle* « à *échelle globale* » pour cartographier de petits territoires ou utiliser l'approche détaillée d'un *modèle* « à *échelle fine* » pour de très grands territoires (p. ex. les levés benthiques nationaux d'Irlande – [INFOMAR](#) – et de [Norvège](#)).

Cartographie des habitats à échelle globale pour de très grands territoires (p. ex. mers entières ou eaux nationales)

Le plus souvent, cette approche fait appel à des *couches cartographiques* des principaux paramètres physiques, que l'on combine pour obtenir une *prédiction* de la répartition d'une vaste gamme de types d'*habitat* définis (p. ex. les niveaux 3 et 4 de la *typologie* EUNIS). Les données utilisées proviennent de sources multiples (voir le chapitre 1 « Qu'est-ce que la cartographie des habitats ? », et les *SIG* conviennent très bien à ce genre de modélisation. Étant donné le degré d'*erreur* et d'*incertitude* des *couches* de données en entrée, les *cartes* obtenues sont nécessairement plutôt sommaires et générales.

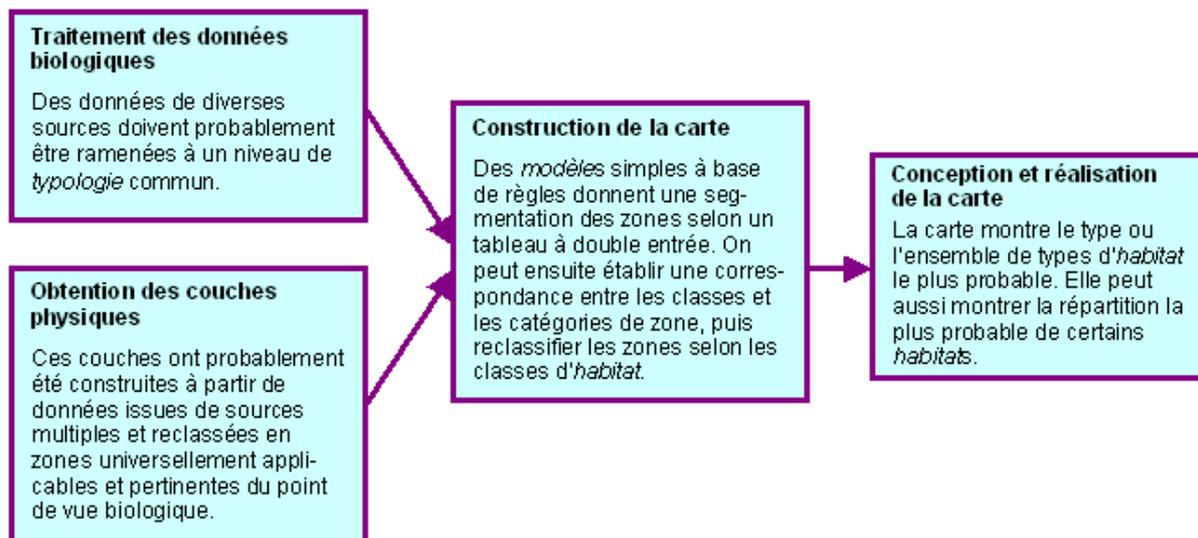


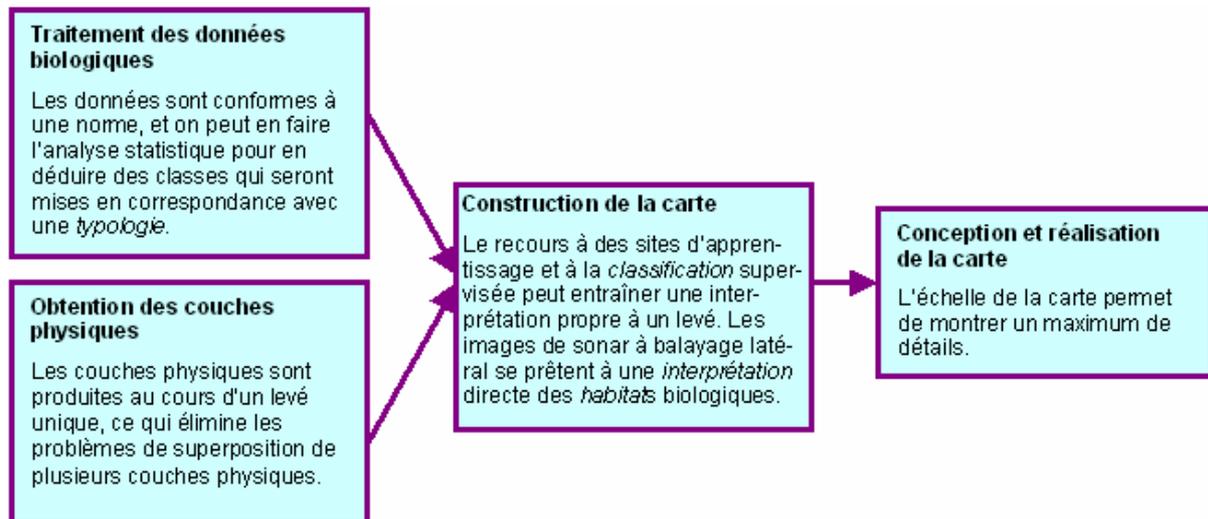
Schéma de l'approche de la cartographie à *échelle globale*

La modélisation se fonde sur l'application de règles générales qui reposent sur une *connaissance* de relations de cause à effet valables dans une vaste région géographique. Le territoire est subdivisé en catégories d'*habitat*, en fonction de combinaisons d'un nombre limité de zones pour chacune des principales variables structurantes du milieu (p. ex. profondeur, substrat et énergie hydrodynamique). L'opinion d'experts peut être requise pour reclassifier les paramètres physiques en un petit nombre de catégories biologiquement pertinentes, sans recourir à des méthodes statistiques sophistiquées pour justifier les bornes supérieure et inférieure des variables structurantes.

La méthode des « triplets » du projet MESH (décrite page 245) constitue un exemple de cas où les trois variables du niveau 3 de la *typologie* EUNIS (substrat, profondeur et *tensions de cisaillement*) sont combinées pour donner une idée générale de la répartition des *habitats* à l'*échelle globale*. L'approche des paysages marins est semblable, mais comprend une *couche* pour la pente, qui facilite la compréhension du rendu cartographique d'un point de vue physiographique.

Cartographie des habitats à échelle fine pour de petits territoires

À l'autre extrémité du spectre, un levé unique d'un petit territoire se fait généralement selon une approche *fondée sur les données*. Cette approche permet de prédire des *habitats* définis de façon plus précise (p. ex. niveaux 4 et 5 de la *typologie* EUNIS), et la campagne de terrain est généralement plus détaillée. En particulier, des « signatures » sont créées à partir des *couches* physiques (en général des valeurs de réflectance acoustique ou dans le spectre électro-magnétique) en utilisant les données de terrain comme *sites d'apprentissage*. L'*interprétation* des données de chaque levé est propre à ce levé, et l'on ne tente pas d'en déduire des règles transférables à d'autres levés. La *classification supervisée* d'images obtenues par télédétection constitue un exemple de cette stratégie, qui a été adoptée pour de nombreux levés. Un logiciel de *SIG* spécifique pour le traitement d'images est probablement nécessaire. Les images des sonars à balayage latéral permettent de distinguer un beaucoup plus petit ensemble d'*habitats* et peuvent être plus faciles à interpréter que dans le cas de grands territoires : leur *interprétation intermédiaire* pour produire des *cartes d'habitats* physiques peut être court-circuitée par l'*interprétation* directe des *habitats* biologiques.

Schéma de l'approche de la cartographie à *échelle fine*

Cartographie des habitats à échelle intermédiaire

C'est à propos des *cartes* à échelle *intermédiaire* qu'il est le plus difficile de donner des conseils. Les données proviennent probablement de nombreux levés effectués dans le cadre d'une campagne de grande envergure ou de plusieurs campagnes différentes. Certaines données peuvent être tirées directement des levés, alors que d'autres (par exemple sur les *tensions de cisaillement*) résultent de *modèles* mathématiques. Plusieurs stratégies sont possibles : (a) utilisation de techniques statistiques pour étudier les relations entre divers facteurs physiques et la *biocénose*, et de statistiques spatiales pour optimiser l'*interpolation*, surtout centrée sur des données ; (b) *modèles* à base de règles ou de connaissances. Des approches mixtes sont également possibles. L'approche statistique est plus facile à mettre en œuvre sur un seul type d'*habitat* (p. ex. bancs de moules) que sur toute la gamme des *habitats* présents dans un territoire. La seconde approche est semblable à celle que l'on adopte pour la *cartographie* à échelle très globale et est adaptée à la modélisation de la gamme des *habitats* présents. L'incorporation dans un tel *modèle* de statistiques centrées sur des données atténue la distinction entre les deux approches. Le recours accru à des *modèles* statistiques exige l'emploi de logiciels spécialisés de statistique et de mathématiques, et peut-être même de sous-programmes écrits spécialement pour l'occasion.

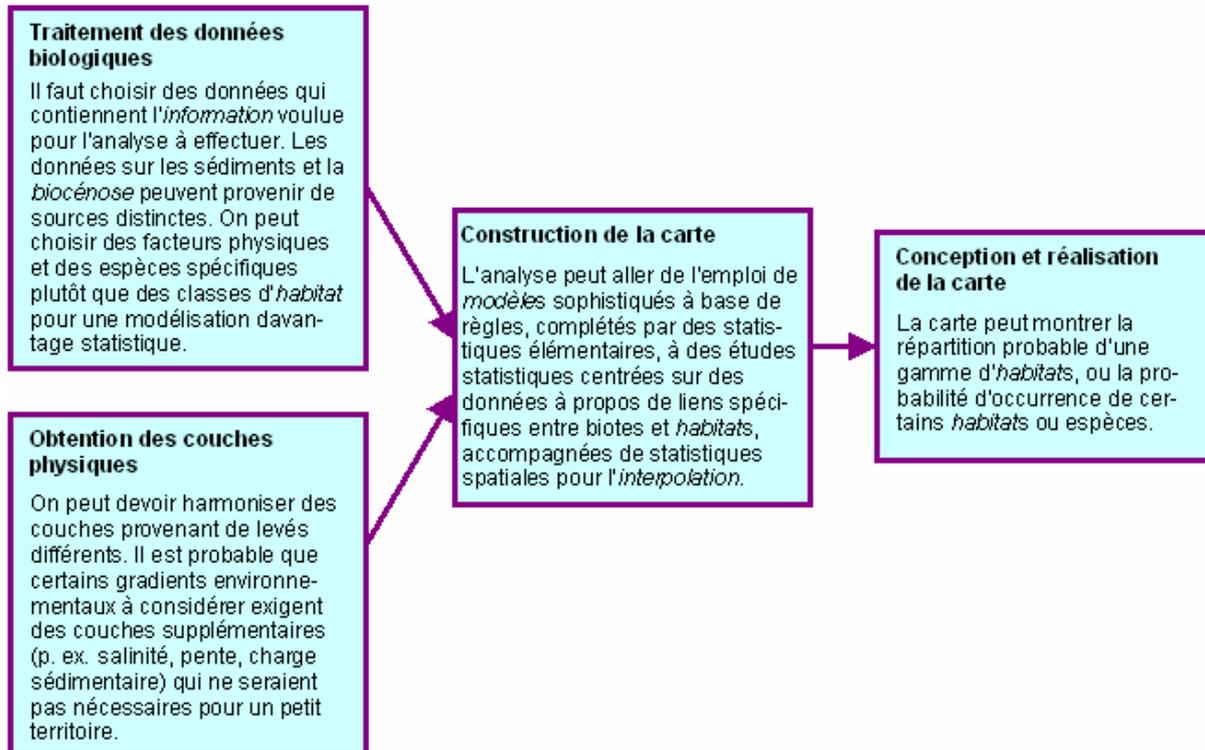
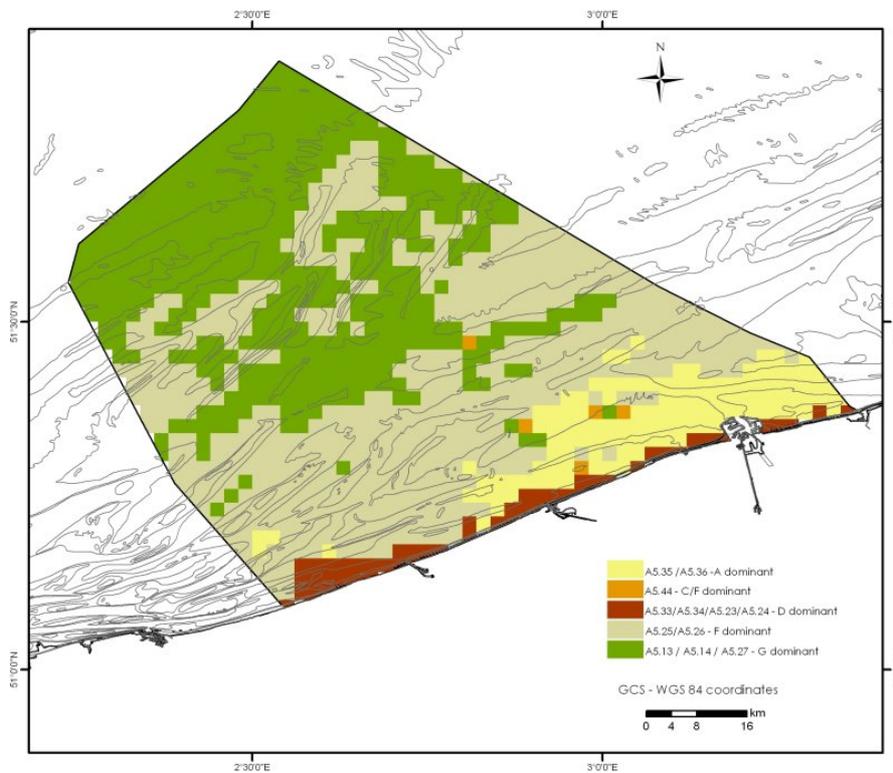
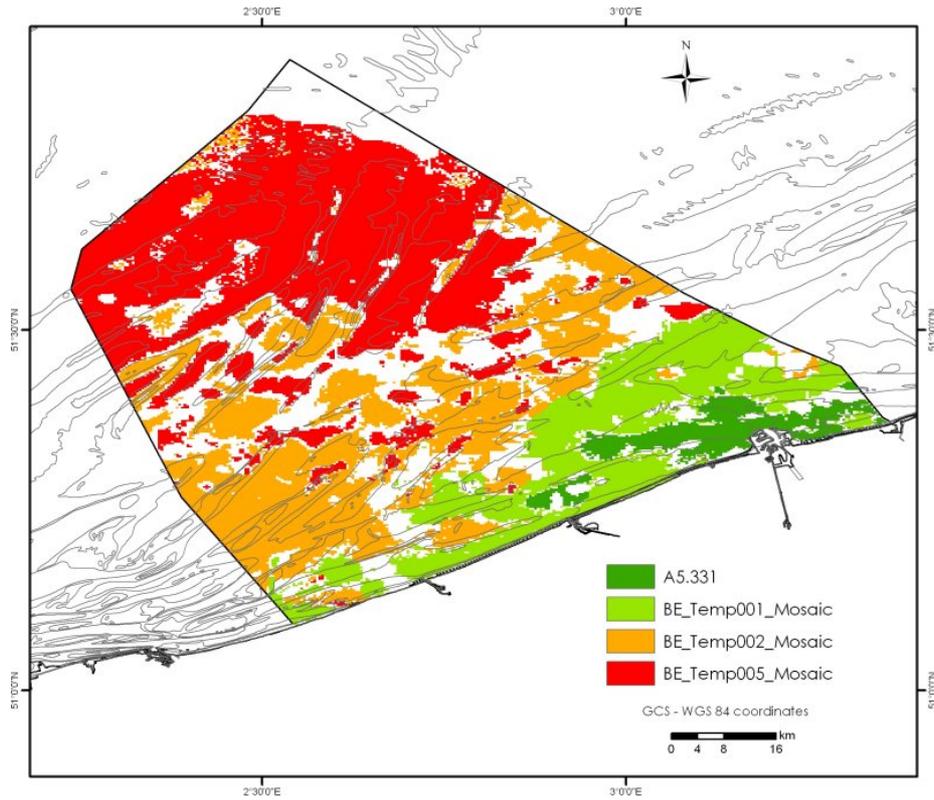


Schéma de l'approche de la cartographie à échelle *intermédiaire*

Les figures ci-dessous montrent un exemple de rendu cartographique à échelle *intermédiaire* et à échelle *globale*. Sur la première, on voit une *carte de probabilité* (*limite de résolution* de 250 m) des *biocénoses* macrobenthiques de la partie belge de la mer du Nord, d'après un *modèle* statistique centré sur les données. Sur la seconde, on voit un extrait pour le même territoire de la *carte* de triplets du projet MESH pour le niveau 3 de la *typologie* EUNIS (*limite de résolution* de 1 mille marin). Les différences sont surtout visibles dans la zone côtière où la présence d'une *biocénose* macrobenthique est totalement ignorée dans l'approche à *échelle globale*.



Exemple de rendu cartographique à échelle *intermédiaire* (en haut) et à échelle *globale* (en bas)

La modélisation dans la cartographie des habitats

On fait souvent la distinction entre *modèles empiriques* et *modèles déterministes*. Un *modèle empirique* se fonde sur une analyse statistique des données, et les résultats s'expriment sous forme de *probabilités*. Dans l'analyse des données, il n'est pas nécessaire de comprendre la relation de cause à effet entre une variable indépendante et une variable dépendante, à condition que la relation fonctionne assez bien pour prédire la répartition des valeurs. Ce type de *modèle* est dit centré sur des données.

Un *modèle déterministe* prédit la répartition des valeurs à partir d'une connaissance des relations de cause à effet. Ce type de *modèle* peut s'exprimer sous forme de formules mathématiques (p. ex. calcul de courants de fond) ou de règles (p. ex. luminosité minimale pouvant soutenir la croissance des algues). Un *modèle déterministe* est souvent dit à base de règles. Les connaissances d'experts constituent une version de la modélisation à base de règles, dans laquelle les « règles » prennent la forme de connaissances d'experts et peuvent ne pas s'exprimer de manière systématique. Si l'on applique des connaissances d'experts et l'observation directe pour tracer les frontières entre *habitats* (p. ex. *cartographie* d'un littoral à partir de photographies aériennes), on parle alors de cartographie directe.

Les *modèles mixtes* combinent des éléments d'un *modèle empirique* et d'un *modèle déterministe*.

De plus, si la modélisation fait appel à la manipulation de *cartes* et d'autres données contenues dans un *SIG*, on la qualifie alors de *modélisation cartographique*. La *cartographie des habitats* se fonde souvent sur des *modèles mixtes* à l'intérieur d'un *SIG*, où diverses données servent à prédire la répartition des milieux physiques susceptibles d'héberger une *biocénose* donnée. De tels *modèles* sont appelés *modèles d'adéquation des milieux physiques* (MAMP). Ces *modèles* sont ensuite traduits en *cartes d'habitats* sous l'*hypothèse* que les *habitats* correspondant à ces milieux physiques sont effectivement présents.

4.2 - Optimisation de l'analyse des données de terrain

La première étape de la production d'une *carte d'habitats* consiste à traiter, à analyser et à classifier les données biologiques afin qu'elles puissent être intégrées aux *couches* physiques pour produire au bout du compte une *carte d'habitats* biologiquement pertinente.

Les données de terrain constituent un élément vital du processus de *cartographie* en ce qui concerne les caractéristiques physiques et biologiques. Elles sont nécessaires pour valider les données de télédétection et pour affecter des types de terrain aux régions cartographiées (p. ex. affleurements rocheux, plages de sable). Il est toutefois important de déterminer les *classes d'habitat* qui seront cartographiées. Il faut faire, entre des *biocénoses* et les variables physiques correspondantes, des associations qui permettront de déduire la répartition des *habitats* là où des *couches* physiques seront disponibles (par échantillonnage ou modélisation).

Il y a deux approches fondamentales de la détermination des *classes d'habitat* sur une *carte* :

1. L'application directe d'une *typologie* existante (*classification descendante*) par l'observation sur place, en faisant appel au jugement d'experts pour faire la correspondance entre ce que l'on voit sur le terrain et les *classes* de la *typologie* ;
2. La détermination des *classes d'habitat* à partir des données de terrain, par une analyse des données permettant de faire des associations significatives entre des paramètres physiques et biologiques (*classification ascendante*).

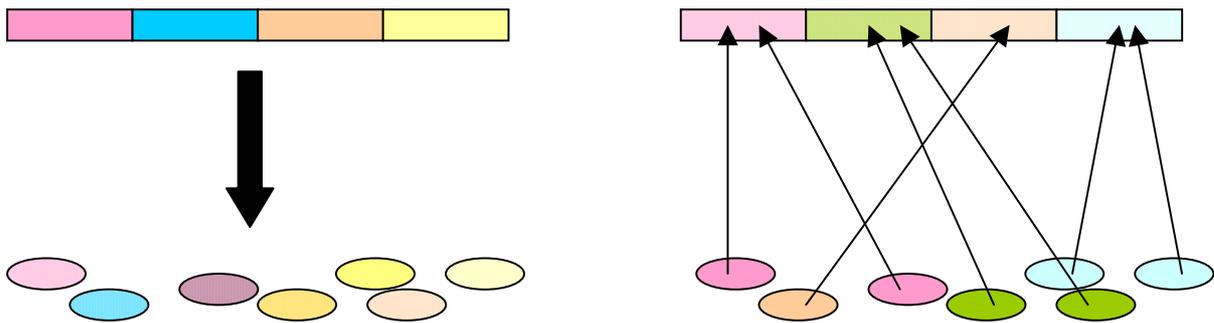


Schéma illustrant les approches descendante et ascendante de la détermination des *classes d'habitat*. Dans l'approche descendante (à gauche), la *typologie* existante (rectangles) est appliquée aux échantillons (cercles). Dans l'approche ascendante (à droite), les similarités entre échantillons servent à déterminer les *classes*.

Les deux approches exigent de l'utilisateur une connaissance approfondie de la *typologie* qu'il utilise et de sa structure, afin qu'il puisse l'appliquer correctement et avoir *confiance* en l'*exactitude* des *classes* ainsi déterminées.

En ce qui concerne l'identification des *habitats* à partir d'images vidéo, voir White *et al.*, 2007.

4.2.1 - Méthodes de classification des données

La qualité et la quantité des données acquises dépendent non seulement des limites des techniques employées, mais aussi des coûts ainsi que des compétences disponibles en matière d'enregistrement et de taxinomie. Quel que soit le format, il est probable que les données soient enregistrées dans un classeur qui énumère les espèces par site et les caractéristiques physiques par site. On suppose que les données enregistrées sous cette forme respectent une norme acceptable et ont fait l'objet d'un processus d'assurance qualité (p. ex. vérification de la taxinomie).

Le traitement ultérieur de ces données dépend de la finalité du programme de *cartographie* des *habitats*. Voici les options possibles :

- l'application d'une *typologie* existante. Trois méthodes sont communément employées pour attribuer une *classe d'habitat* à des données : (1) faire intervenir des experts pour choisir une *classe* uniquement parmi celles d'une *typologie* existante (p. ex. EUNIS) ; (2) analyser les données et leur affecter une *classe* d'une *typologie* existante, mais seulement si les données correspondent adéquatement à cette *classe* ; si les données sont sensiblement différentes des descriptions existantes, on peut créer de nouvelles *classes* pour les fins du levé local et proposer leur inclusion dans une version mise à jour de la *typologie* ; (3) si de plus toutes les données ont une composition sensiblement différente des descriptions existantes, analyser ces données et étendre la description générale ; dans une *typologie*, la plupart des *habitats* sont décrits d'une manière générale et les variations sont indiquées ; ces variations peuvent constituer le point de départ de la définition d'un niveau hiérarchique inférieur dans la *typologie* ;
- l'analyse multivariée pour définir des *classes d'habitat* propres à ce levé. Les données sont soumises à des techniques d'analyse statistique (en général multivariée) qui visent à les subdiviser en groupes naturels de données semblables. Ces groupes servent à définir des *classes* qui ont une signification principalement pour ce levé particulier. On s'attend toutefois à ce que les scientifiques entreprennent de lier leurs conclusions à d'autres levés semblables et que les *classes* définies de cette manière aient une validité plus étendue ;

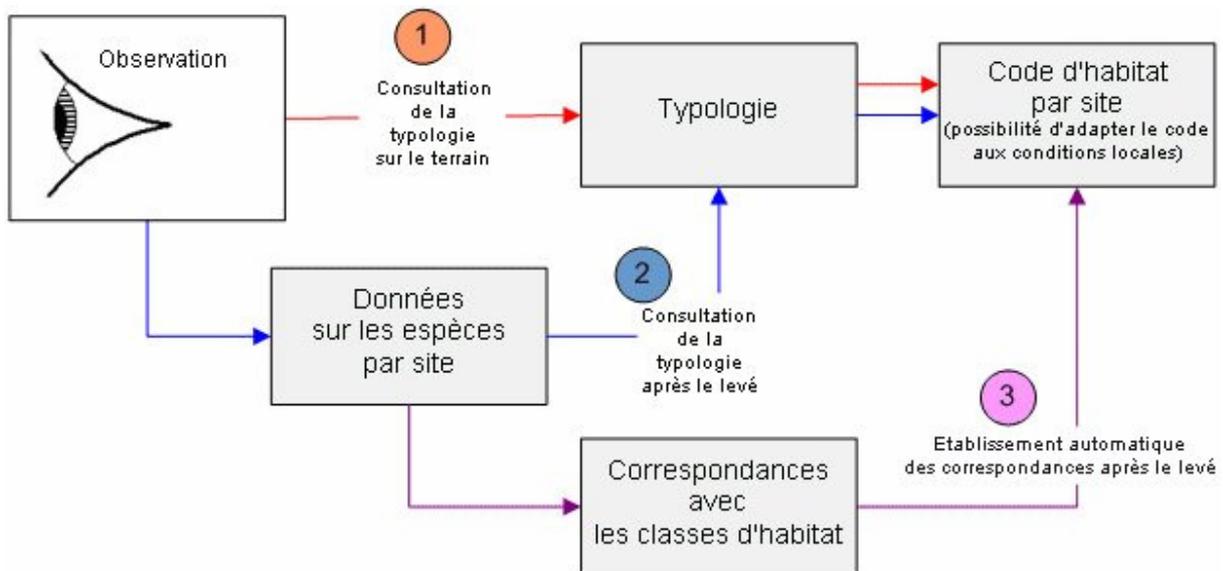
- la mesure de propriétés spécifiques des *habitats*. Elle permet d'attribuer à un lieu une *probabilité* qu'il héberge une espèce ou corresponde à une *classe d'habitat* donnée. Ces *probabilités* peuvent être cartographiées, à raison d'une *carte* par espèce ou par type d'*habitat*. Il en résulte donc une *carte* pour chaque *classe*, liée par exemple aux données sur plusieurs espèces (p. ex. nombre d'espèces et autres indices de diversité) ou sur une seule espèce (présence ou absence, abondance), à une caractéristique importante (p. ex. pourcentage de silt), ou à la *probabilité* de correspondre à une *classe d'habitat* donnée.

4.2.2 - Application d'une typologie existante

Voici une description des trois méthodes d'application d'une *typologie* existante mentionnées à la sous-section 4.2.1 « Méthodes de classification des données ».

Analyse par des experts

Pour un observateur expérimenté ayant une bonne connaissance de la *typologie*, ce peut être la manière la plus rapide de déterminer les *classes d'habitat*. En général, l'analyse par des experts sert à faire correspondre les observations faites sur le terrain avec les *classes d'habitat* prédéfinies. Là où les *habitats* sont accessibles, on utilise beaucoup les données de terrain visuelles (c'est-à-dire l'observation humaine directe) résultant par exemple de levés à pied d'un littoral ou de levés en plongée. Un exemple de cette méthode est celui d'un levé en zone intertidale mené par le *Countryside Council for Wales* (CCW) : des levés du littoral ont fourni des données de terrain pour des ébauches de *carte* obtenues à partir de photographies aériennes. Le document [CCW intertidal mapping.htm](#) résume la méthodologie et illustre le rendu cartographique.



Détermination des *classes d'habitat* à partir d'observations

Il faut noter qu'il y a des inconvénients à se fier uniquement aux données de terrain et aux *classes d'habitat* : cela ne permet pas de vérifier l'affectation des *classes d'habitat* au regard des données sur les espèces ou sur les caractéristiques des *habitats*. C'est une bonne chose de prendre des notes sur les espèces, les formes de vie et les caractéristiques des *habitats*, et de prendre des photos à des fins de référence.

Analyse des données au regard de descriptions de classes d'habitat

L'acquisition de données sur les espèces, les formes de vie et les caractéristiques des *habitats* permet de leur affecter des *classes* d'une manière plus rigoureuse et systématique après le levé. Dans une *typologie des habitats*, par exemple EUNIS, la

définition des *classes* repose sur des caractéristiques physiques et des espèces clés, et s'accompagne de descriptions détaillées de la composition des espèces, de leur abondance relative et de leurs variations. On peut dans un premier temps analyser les données au regard des définitions de *classe*, puis utiliser les descriptions détaillées comme moyen de vérification.

Affectation automatique des classes d'habitat

L'affectation de *classes d'habitat* fondée sur le jugement d'experts introduit évidemment un certain degré de subjectivité dans l'*interprétation*, et il est possible que les conclusions soient différentes selon les observateurs. Idéalement, il faut une approche plus objective, que peut fournir dans une certaine mesure un système automatisé qui établit la correspondance entre les données de terrain disponibles et des *classes d'habitat* prédéfinies. C'est ce que fait le logiciel d'affectation de classes d'habitat (en abrégé HMP pour *Habitat Matching Program* – paragraphe 4.2.2.1) mis au point dans le cadre du projet MESH.

Le logiciel HMP fait appel à ce que l'on appelle des *standards*. Les *standards* sont des définitions normalisées des *classes d'habitat* de la *typologie* EUNIS et de la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande (Connor *et al.*, 2004). Ces définitions normalisées ont été élaborées à partir d'un corpus considérable de données de levés existants. Lorsque l'on soumet à HMP les données biologiques, physiques et environnementales d'une campagne de terrain, le logiciel cherche à les faire correspondre à ses *standards*. HMP affiche les cinq meilleures correspondances, avec pour chacune une indication du degré de corrélation entre les données de l'échantillon et les *standards*. L'affectation finale d'une *classe d'habitat* à des données fait appel au jugement de l'utilisateur, qui prend en considération la *confiance* qu'il a envers les données soumises et le degré de correspondance indiqué par l'indice de corrélation. Le paragraphe Logiciel d'affectation de classes d'habitat (voir paragraphe 4.2.2.1) contient plus de détails sur le logiciel HMP. Le logiciel et le guide d'utilisation sont accessibles dans le dossier des documents en fin de chapitre.

[EUNIS 2004 report.pdf](#) : rapport sur le logiciel HMP

[MNCR 04 05 introduction.pdf](#) : présentation de la version MNCR du logiciel HMP

Logiciel d'affectation de classes d'habitat

Le logiciel d'affectation de *classes d'habitat* (en abrégé HMP pour *Habitat Matching Program*) automatise la *classification* d'échantillons benthiques selon les *classes* de la [typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande](#) (Connor *et al.*, 2004) et des *classes* équivalentes de la [typologie européenne EUNIS](#).

À l'heure actuelle, l'affectation à des données de *classes d'habitat* de ces *typologies* exige un niveau élevé de connaissances en biologie marine et peut prendre beaucoup de temps. C'est pourquoi le JNCC a mis au point dans le cadre du projet MESH un logiciel qui vise à améliorer l'efficacité et l'*exactitude* de ce processus.

Ce logiciel consiste à établir la correspondance entre les données de terrain d'un levé en zone intertidale ou subtidale et des définitions normalisées (appelées *standards*) de *classes d'habitat* des *typologies* de référence. HMP fait appel à des mécanismes de comparaison et de statistique pour établir cette correspondance. HMP accepte en entrée des données biologiques aussi bien que physiques. Ce logiciel est destiné :

- aux organismes qui entreprennent des levés d'*habitats* benthiques dont les données doivent être interprétées selon la *typologie* EUNIS ou la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande ;

- aux organismes qui ont classifié des données de terrain d'après une version antérieure de ces typologies et qui ont besoin d'une mise à jour selon la version la plus récente (2004).

Principales caractéristiques de HMP – Est-ce l'outil approprié ?

Les *standards* de HMP sont fondés sur des données de terrain qui ont servi à définir les *classes* de la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande, allant de la zone intertidale jusqu'à 200 m de profondeur. La représentation des *habitats* benthiques au large des côtes est plus limitée, et la *typologie* n'inclut pas à l'heure actuelle les *habitats* pélagiques. HMP tente d'établir des correspondances avec les données de terrain de cette gamme d'*habitats* du Royaume-Uni et des eaux européennes avoisinantes.

HMP est capable d'analyser jusqu'à 250 échantillons à la fois. Il accepte les données biologiques sous forme semi-quantitative (SACFOR), quantitative (nombre/m²), ou de présence ou absence (1 ou 0). Il accepte également des données physiques portant sur neuf variables (p. ex. le substrat et la profondeur).

HMP affiche les cinq types d'*habitat* qui correspondent le mieux à chaque échantillon, à partir d'analyses séparées des données biologiques et physiques. De plus, il peut construire un tableau comparatif des données des échantillons (p. ex. nom et nombre d'individus de chaque taxon) par rapport à celles de ces cinq types d'*habitat* (*standards*).

HMP est un logiciel convivial qui ne requiert qu'une connaissance élémentaire de *MS Excel*. L'utilisateur doit toutefois avoir certaines connaissances en biologie marine pour pouvoir interpréter les résultats de manière optimale.

Les standards

Les fichiers de *standards* contiennent des profils biologiques ou physiques qui constituent les caractéristiques représentatives de chaque type d'*habitat*. Ces fichiers font partie de HMP et servent à établir la correspondance entre les données des échantillons et les types d'*habitat*. Les fichiers de *standards* ont été produits par le JNCC à partir des données (conservées dans l'application de base de données *Marine Recorder*) des levés qui ont servi à définir chacun des types d'*habitat* de la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande (Connor *et al.*, 2004).

Fonctionnement du processus d'établissement des correspondances

HMP compare chaque enregistrement de données d'un échantillon avec tous les profils du fichier de *standards* pertinent, en faisant appel à des techniques d'analyse statistique multivariée, afin de trouver les *standards* qui correspondent le plus étroitement au profil de l'échantillon. Il affiche les cinq *standards* qui correspondent le mieux, pour les données biologiques d'une part et les données physiques d'autre part. Les résultats sont affichés sous forme de tableau (voir la figure). Le nom ou le code de l'échantillon figure à l'extrême gauche de chaque ligne du tableau, et les cinq types d'*habitat* qui lui correspondent le mieux suivent en ordre de gauche à droite. Les meilleures correspondances pour les données biologiques et pour les données physiques sont présentées ensemble dans deux parties d'un même écran. À l'heure actuelle, HMP affiche les cinq meilleures correspondances, peu importe jusqu'à quel point ces *standards* sont « éloignés » de l'échantillon. Pour cette raison, et aussi du fait que les meilleures correspondances ne sont pas nécessairement les mêmes dans le cas des données biologiques et des données physiques, l'utilisateur peut choisir le type d'*habitat* qu'il considère le plus approprié pour l'échantillon. Pour faciliter ce choix, HMP donne une idée de la « qualité de la correspondance » sous forme d'un indice de corrélation pour chacun des cinq types d'*habitat* affichés, et fournit diverses options de comparaison des résultats.

The screenshot shows the 'Marine Biotope Matching - 1.7.0.410' software window. It features a menu bar (File, Edit, Help), a toolbar with buttons for 'Load Bio.', 'Load Phy.', 'Run', 'Report', 'Export to: Database', and 'Export to: Spreadsheet'. The main area is divided into two sections: 'Biological' and 'Physical Data'. Each section contains a table with columns for 'Best Match', '2nd Match', and '3rd Match'. The 'Biological' section shows three rows of results, and the 'Physical Data' section shows two rows. Each row includes sample identifiers, maximum distance, iteration counts, and statistical metrics like 'Dist', 'In Com.', 'Not In Com.', and 'Pearson'.

Results - click on names on the left for information			
Biological Click Below	Best Match	2nd Match	3rd Match
288.014.001_1 Max Dist = 0.5241 No Iter. = 807	CR.IHCR.XFa.FluHocu Dist = 0.025111 In Com. = 0.8158 Not In Com. = 37 Pearson = 0.5974	CR.MCR.EcCr.UrtScr Dist = 0.042286 In Com. = 0.2368 Not In Com. = 41 Pearson = 0.2451	CR.HCR.FaT.CTub.Adig Dist = 0.042841 In Com. = 0.3947 Not In Com. = 55 Pearson = 0.2927
288.015.001_1 Max Dist = 0.5182 No Iter. = 425	CR.IHCR.XFa.FluHocu Dist = 0.024831 In Com. = 0.7551 Not In Com. = 36 Pearson = 0.5661	CR.MCR.EcCr.UrtScr Dist = 0.036432 In Com. = 0.2449 Not In Com. = 46 Pearson = 0.3457	CR.HCR.FaT.CTub.Adig Dist = 0.037983 In Com. = 0.4082 Not In Com. = 56 Pearson = 0.3769
289.007.001_1 Max Dist = 0.7488 No Iter. = 1022	CR.IHCR.XFa.FluHocu Dist = 0.035867 In Com. = 0.5854 Not In Com. = 54	CR.MCR.CSab.Sspi.ByB Dist = 0.039312 In Com. = 0.4146 Not In Com. = 47	CR.MCR.CFaVS.CuSPH.VS Dist = 0.042082 In Com. = 0.2683 Not In Com. = 46
Physical Data	Best Match	2nd Match	3rd Match
467.023.001 Max Dist = 8.061	CR.IHCR Dist = 0.95254	CR.MCR Dist = 1.3005	IR.HIR Dist = 1.7977
467.025.001 Max Dist = 7.988	CR.IHCR Dist = 0.99058	CR.MCR Dist = 1.3213	IR.HIR Dist = 1.6227

Tableau de résultats d'analyse de HMP contenant l'identification des échantillons (colonne de gauche) et les trois meilleures correspondances pour les données biologiques et physiques

On peut consulter en fin de chapitre les liens suivants :

[Technical Summary and Examples.doc](#) donne des renseignements techniques supplémentaires sur le logiciel HMP

[Manual for Habitat Matching Program v2.pdf](#) est le guide complet d'utilisation

<http://www.searchmesh.net/> est le site Web du projet MESH, où le logiciel HMP sera accessible en 2008.

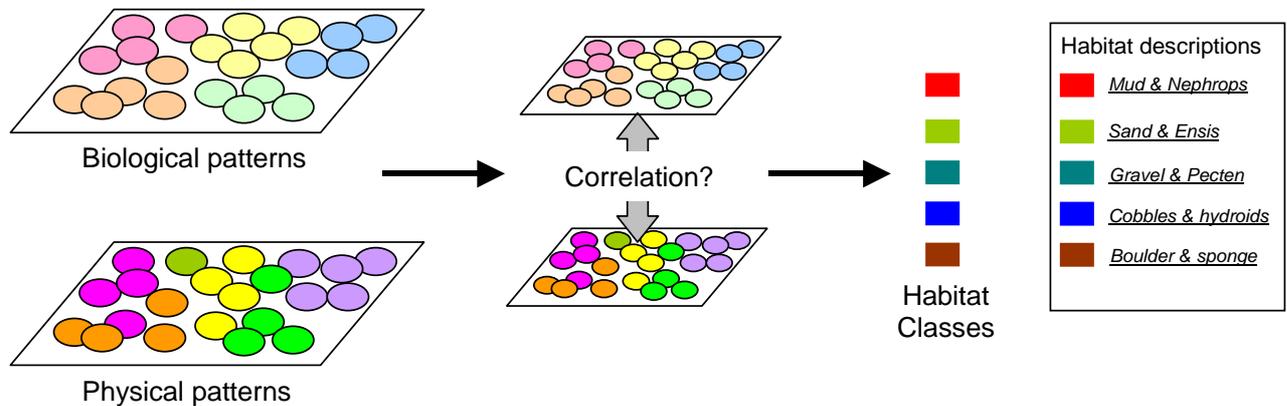
4.2.3 - Définition des classes d'habitat propres à un levé

Les données sur les espèces et les caractéristiques physiques peuvent servir à créer des *classes* fondées sur les similarités et les dissimilarités entre ces données. L'analyse multivariée de ces données constitue une approche *empirique* de la détermination des *classes d'habitat* (où on « laisse les données s'exprimer ») qui exploite au maximum les données de terrain biologiques, physiques et environnementales. Cependant, l'analyse est habituellement orientée d'une certaine manière pour accentuer l'importance des espèces clés ou des raretés (voir plus loin l'alinéa *Transformation*). Pour l'essentiel, cette méthode consiste à faire une analyse statistique de nombreux échantillons différents afin de trouver des associations significatives entre les *biocénoses* et les conditions du milieu où elles vivent. Ces associations peuvent ensuite servir à définir et à classer différents *habitats* « naturels ».

Le principe du processus d'association entre données biologiques et physiques et de définition de caractéristiques d'*habitat* est simple. À partir d'un ensemble d'échantillons pour lesquels on dispose de données biologiques, physiques et environnementales, ce processus se déroule en quatre étapes :

1. Recherche de structures ou de groupes dans les données biologiques (voir paragraphe 4.2.3.1)

2. Recherche de structures ou de groupes dans les données physiques (voir paragraphe 4.2.3.2)
3. Recherche de corrélations entre structures des données biologiques et physiques, afin de définir des classes d'habitat (voir paragraphe 4.2.3.3)
4. Détermination des principales espèces caractéristiques et des propriétés physiques de chaque classe d'habitat (voir paragraphe 4.2.3.4)



Détermination de *classes d'habitat* à partir de structures des données biologiques et physiques et de leurs corrélations

Les similarités et les dissimilarités se mesurent généralement à l'aide du coefficient de similarité de Bray-Curtis. Les coefficients ainsi calculés entre tous les échantillons pris deux à deux sont mis dans une matrice. Ensuite, on utilise deux techniques complémentaires d'analyse multivariée, l'ORDINATION et la CLASSIFICATION, pour trouver les groupes naturels d'échantillons semblables.

Un certain nombre de logiciels d'analyse statistique sont souvent utilisés en écologie benthique :

- PRIMER (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research* – Modules Plymouth de recherche multivariée en écologie) offre des fonctions d'ordination par positionnement multidimensionnel non métrique (module MDS) et par analyse des composantes principales (PCA), afin de réunir en groupes d'échantillons (ou d'espèces) des structures de composition d'espèces et de variables environnementales ainsi que des *modèles* de regroupement hiérarchique (CLUSTER et SIMPROF) (Clarke et Warwick, 2001 ; Clarke et Gorley, 2006). PRIMER repère les variables (espèces) qui contribuent le plus aux similarités entre échantillons (SIMPER), analyse les similarités et dissimilarités entre groupes d'échantillons (ANOSIM, analogue des tests ANOVA d'analyse univariée), teste des relations entre deux ensembles d'échantillons selon des *modèles* multivariés (RELATE), repère les variables environnementales qui « expliquent le mieux » les structures des données biologiques (BEST). PRIMER possède également une vaste gamme de modules d'analyse univariée, de fonctions graphiques et d'autres modules d'analyse de données biologiques, physiques et environnementales ;
- DECORANA (*DEtrended CORrespondence ANAlysis* – Analyse des correspondances redressée) est un outil d'ordination complété par TWINSPLAN (two-way indicator species analysis – Analyse à double entrée d'espèces indicatrices), outil de *classification* d'espèces et d'échantillons qui produit un tableau à double entrée ordonné de leur occurrence (Hill, 1979a,b). Le processus de *classification* est hiérarchique : les échantillons sont répartis successivement en catégories, et les espèces sont ensuite réparties en catégories selon la *classification* des échantillons ;

- CANOCO est une extension de DECORANA (Hill, 1979b). Ce logiciel comprend les techniques indirectes d'analyse des composantes principales, d'analyse des correspondances (redressée) et d'analyse des coordonnées principales, de même que les techniques directes de calcul de moyenne pondérée, d'analyse canonique des correspondances (ou analyse discriminante linéaire) et d'analyse de redondance (ter Braak, 1986 et 1988). CANOCO peut en outre vérifier à l'aide de tests de permutation de Monte Carlo si des espèces sont liées à des variables environnementales mesurées (ter Braak, 1988).

Préparation des données

L'emploi d'outils d'analyse suppose que les données soient préparées de manière appropriée. En résumé, il faut s'assurer des points suivants :

- la taxinomie est correcte, du moins jusqu'à un certain niveau taxinomique (ou forme de vie en cas d'*incertitude*), et la nomenclature est normalisée afin d'éliminer les différences de noms (synonymes) d'un levé à l'autre ;
- seules des données acquises à l'aide de techniques comparables sont regroupées (p. ex. les données de prélèvements à la benne et de carottages ne sont pas regroupées) ;
- lorsque des appareils différents ont été utilisés, par exemple une benne de 0,1 m² et une benne de 0,25 m², les données sont *normalisées* en conséquence, par exemple en exprimant l'abondance des espèces en nombre par mètre carré ; la normalisation peut aussi se faire sous forme de pourcentages, mais cela risque de prêter à confusion ;
- il peut être souhaitable de *transformer* les données afin de diminuer l'influence des taxons très abondants, qui pourraient masquer des structures biologiques sous-jacentes ;
- à l'opposé, il peut être souhaitable de choisir des espèces clés afin de mettre l'accent sur les espèces structurantes ou qui ont un rôle majeur, et de diminuer l'importance des raretés, ou même d'éliminer les espèces très rares des données ;
- les données physiques comprennent souvent des mesures de différentes variables, comme la température (°C), la salinité (‰) et la profondeur (m). Comme ces variables sont mesurées avec des unités différentes, il faut *normaliser* les données de manière à les situer sur une échelle sans unité (afin que l'on puisse les comparer).

Avertissements

L'utilisation de techniques d'analyse requiert des compétences spécialisées. Il faut être conscient des limites des données et savoir comment les choix effectués en cours d'analyse peuvent influencer sur les résultats. Il faut toujours exercer un jugement d'expert dans l'*interprétation* des résultats.

- Les transformations modifient de différentes manières la pondération des espèces rares par rapport aux espèces abondantes. La transformation la plus radicale consiste à réduire l'abondance à une indication de présence ou d'absence. L'utilisation du système SACFOR est aussi une forme de transformation. Les données sur l'abondance des espèces peuvent être transformées selon la racine carrée, la racine quatrième ou le logarithme des nombres d'individus. Les transformations peuvent avoir des effets très importants sur la nature des groupes déterminés (voir la sous-section 3.6.5).
- Il est souvent inapproprié d'inclure une trop grande variété d'*habitats* dans une analyse multivariée, dont les résultats reflètent alors des catégories évidentes (*habitats* de gravier d'une part, de vase d'autre part) en masquant des différences plus

subtiles et « intéressantes » au sein de ces groupes. Il peut être préférable d'analyser séparément des *habitats* très différents.

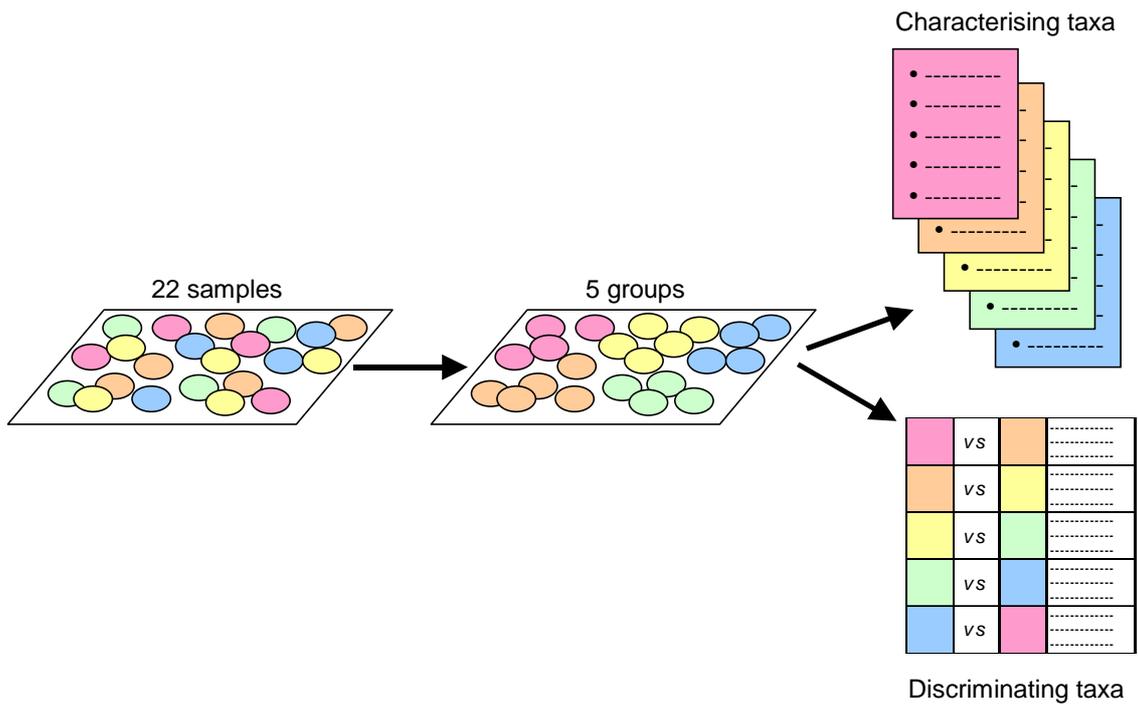
- L'*endofaune* et l'*épifaune* sont rarement échantillonnées de manière efficace par une même technique. Il est donc normal de les échantillonner et de les analyser séparément, ce qui donne des ensembles distincts de *classes* de *biocénose*. Les analyses de l'*endofaune* conviennent davantage à des sédiments non consolidés (vases, sables, graviers), et les analyses de l'*épifaune* à des sédiments consolidés (rochers, blocs). Il faut s'attendre à certaines difficultés pour les substrats *intermédiaires* (cailloutis), où l'*habitat* est caractérisé par l'*endofaune* aussi bien que l'*épifaune*.

Les descriptions de « *biotope* » de la *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande (Connor *et al.*, 2004) et de la *typologie* EUNIS (**EU**ropean **N**ature **I**nformation **S**ystem – Système européen d'information sur la nature) ont tendance à favoriser l'*épifaune* sur les substrats durs (où elle est facilement observable) et l'*endofaune* dans les substrats meubles (où elle est plus abondante que l'*épifaune*). Un nombre relativement restreint de « *biotopes* » ont une description approfondie de l'*endofaune* aussi bien que de l'*épifaune*. Il est important d'être conscient de ces limites des descriptions de « *biotope* » existantes et du fait que des échantillons peuvent fournir des données plus complètes sur l'*endofaune* aussi bien que l'*épifaune*.

À l'heure actuelle, il y a peu de documentation sur les liens entre *épifaune* et *endofaune*. Si l'on découvrait de tels liens, l'évaluation des « *biotopes* » à des fins de *validation sur le terrain* serait plus simple et moins coûteuse. Les associations entre l'*endofaune* et l'*épifaune* font l'objet d'une autre étude du projet MESH intitulée « supervisée », p. 241.

4.2.3.1 - Recherche de structures dans les données biologiques

L'objectif visé ici est d'analyser les données biologiques des échantillons, qu'il faut avoir en nombre suffisant, afin d'identifier et de caractériser des *biocénoses* « naturelles » distinctes. Le processus commence avec l'*hypothèse vide* selon laquelle les échantillons ne présentent aucune différence de structure de la *biocénose* (c'est-à-dire qu'ils contiennent les mêmes types d'espèces et dans les mêmes proportions). Si l'analyse montre que c'est faux, on rejette l'*hypothèse vide* pour classer les échantillons en groupes qui ont des *biocénoses* semblables. Il en résulte une structure des données biologiques que l'on peut ensuite examiner afin de repérer les espèces qui caractérisent les échantillons d'un groupe et celles qui distinguent un groupe d'un autre.



Groupe ment des données des échantillons et identification des taxons qui distinguent les groupes les uns des autres

Préparation des données

Une certaine préparation des données est généralement nécessaire avant l'analyse. En plus de vérifier que l'identification taxinomique est cohérente dans l'ensemble des échantillons (absence de synonymes), il faut souvent normaliser les jeux de données ou les transformer (p. ex. quant à la méthode d'expression de l'abondance des espèces). Ces opérations peuvent parfois s'effectuer dans le logiciel d'analyse.

Normalisation

Le prélèvement d'échantillons benthiques est susceptible de donner lieu à un degré assez élevé d'« erreurs d'échantillonnage » ou de variations. Par exemple, il est très difficile d'assurer la constance des prélèvements au chalut, car la distance parcourue par le chalut est potentiellement très variable d'un prélèvement à l'autre, même si ceux-ci sont de durée fixe (p. ex. 10 minutes), à cause de l'effet de la marée et des conditions météorologiques sur la vitesse du navire qui remorque le chalut. Il faut donc normaliser les données afin d'éliminer les variations d'échantillonnage. Dans le cas d'échantillons prélevés au chalut, on calcule la surface balayée à chaque prélèvement (distance parcourue × largeur du chalut) et on exprime l'abondance (ou la biomasse) des espèces par unité de surface du fond (p. ex. par m², 10 m², 100 m² ou km², selon le cas). Dans le cas des échantillons prélevés à la benne ou par carottage, la convention acceptée est d'exprimer l'abondance (ou la biomasse) par unité de surface du fond échantillonné plutôt que par unité de volume de matériel prélevé. C'est pour cette raison que les spécifications des bennes et des carottiers font référence à une surface (p. ex. benne Day de 0,1 m², carottier-boîte de 0,2 m², etc.). Une méthode universelle de normalisation de l'abondance ou de la biomasse consiste à l'exprimer sans unités, c'est-à-dire à la convertir en pourcentage.

Espèce	Abondance en nombre d'individus		Abondance par 100 m ²		Abondance en pourcentage	
	Ech 1	Ech 2	Ech 1	Ech 2	Ech 1	Ech 2
A	325	630	162.5	161.5	68.9	67.5
B	15	40	7.5	10.3	3.2	4.3
C	2	4	1.0	1.0	0.4	0.4
D	35	80	17.5	20.5	7.4	8.6
E	92	175	46.0	44.9	19.5	18.7
F	3	5	1.5	1.3	0.6	0.5
Totaux	472	934	236.0	239.5	100	100

Exemple de normalisation des données sur l'abondance des espèces. Deux prélèvements au chalut couvrant des surfaces différentes (200 m² pour l'échantillon 1 et 390 m² pour l'échantillon 2) ont été effectués. Même si les données en nombres d'individus semblent très différentes, les données normalisées (abondance par 100 m² et abondance en pourcentage) montrent que les deux échantillons sont en fait très semblables.

Transformation

Dans les *biocénoses*, il est courant d'avoir un grand nombre de petits animaux et un nombre relativement limité d'espèces de grande taille, ce qui peut poser des problèmes dans les analyses de *biocénose* fondées sur l'abondance des espèces. En effet, une ou deux espèces très nombreuses semblent alors être les seuls descripteurs significatifs de la *biocénose*, alors que celle-ci peut en fait compter plus d'une centaine d'espèces, dont certaines de grande taille et caractéristiques de l'*habitat* (p. ex. le tourteau), mais présentes en nombre restreint. Il faut donc équilibrer les données de manière à réduire l'influence statistique des espèces très nombreuses et de rehausser l'importance des espèces moins abondantes. Cela se fait par simple transformation mathématique des données brutes sur l'abondance des espèces, comme le montre le tableau ci-après. La racine carrée, la racine quatrième et la fonction $\text{Log}(x+1)$ ont un effet de plus en plus important sur les données brutes. La transformation « Présence ou absence » est la plus radicale de toutes puisqu'elle élimine entièrement les données sur l'abondance. Le choix de la transformation à utiliser est une question d'expérience et de jugement, mais on peut répéter systématiquement les analyses afin de tester des transformations de plus en plus radicales.

Transformations				
Abondance	Racine carrée	Racine quatrième	Log (x+1)	P ou A
0	0.00	0.00	0.00	0
1	1.00	1.00	0.30	1
10	3.16	1.78	1.04	1
100	10.00	3.16	2.00	1
1000	31.62	5.62	3.00	1
10 000	100.00	10.00	4.00	1
100 000	316.23	17.78	5.00	1
1 000 000	1000.00	31.62	6.00	1

Exemple de tableau des transformations de données sur l'abondance

Certaines formes de vie ne se prêtent pas à des mesures d'abondance en nombres d'individus. C'est le cas par exemple des espèces coloniales (p. ex. Éponges, Hydriaires, Bryozoaires), qui peuvent cependant être caractéristiques de certains *habitats*, en particulier les récifs de cailloutis, les affleurements rocheux, ainsi que les graviers et sables stables. Il est donc crucial d'inclure ces espèces dans l'analyse, et les données sur la biomasse peuvent alors être préférables aux statistiques d'abondance. Les données sur la présence ou l'absence des espèces permettent de faire une évaluation initiale portant sur toutes les formes de vie, coloniales ou non. Cette évaluation constitue un point de départ utile de l'analyse, que l'on peut ensuite raffiner en utilisant les données sur l'abondance ou la biomasse. L'utilisation des données sur l'abondance exclut en principe toute prise en considération des espèces coloniales, parce que celles-ci sont typiquement notées sur une échelle non numérique d'abondance relative (p. ex. l'échelle SACFOR décrite précédemment) et que les logiciels d'analyse sont incapables de traiter des données non numériques.

Dans un tel cas, on convertit les données sur l'abondance relative ou la biomasse en « équivalents numériques » en leur attribuant ce qui semble être une valeur d'abondance appropriée. Les méthodes qui permettent de faire une telle conversion de manière cohérente en sont encore à leurs balbutiements, mais cela ne devrait pas constituer un obstacle si l'on considère l'effet des transformations probables sur les valeurs ainsi attribuées. En effet, l'ordre de grandeur est plus important que la valeur précise, comme le montre le tableau.

Valeur attribuée	Racine carrée	Racine quatrième	Log (x+1)
10	3.16	1.78	1.04
20	4.47	2.11	1.32
100	10.00	3.16	2.00
200	14.14	3.76	2.30
1000	31.62	5.62	3.00
2000	44.72	6.69	3.30

Méthodologie

La méthode la plus souvent employée pour déterminer les structures des données biologiques est l'analyse de groupement. Les similarités entre échantillons peuvent être visualisées à l'aide d'un dendrogramme (analyse de groupement) ou d'un schéma d'ordination (voir plus loin). Un certain nombre de logiciels permettent de faire ces analyses, par exemple [PRIMER](#), [MVSP](#) (*Multi Variate Statistical Package* – Logiciel statistique d'analyse multivariée) et [CLUSTAN](#) (*CLUSTER ANALYSIS* – Analyse de groupement).

L'analyse de groupement est une technique qui consiste à comparer la composition de chaque échantillon avec celle de chacun des autres échantillons (comparaisons deux à deux). Cette technique est valable pour les données sur la présence ou l'absence, l'abondance et la biomasse. En Europe, l'indice de comparaison le plus utilisé est le coefficient de similarité de Bray-Curtis. Une similarité triangulaire des similarités entre échantillons est produite puis utilisée dans une procédure qui regroupe les échantillons les plus semblables. Ces groupes sont placés dans un dendrogramme qui représente la hiérarchie des similarités entre échantillons et groupes d'échantillons (figure ci-dessous).

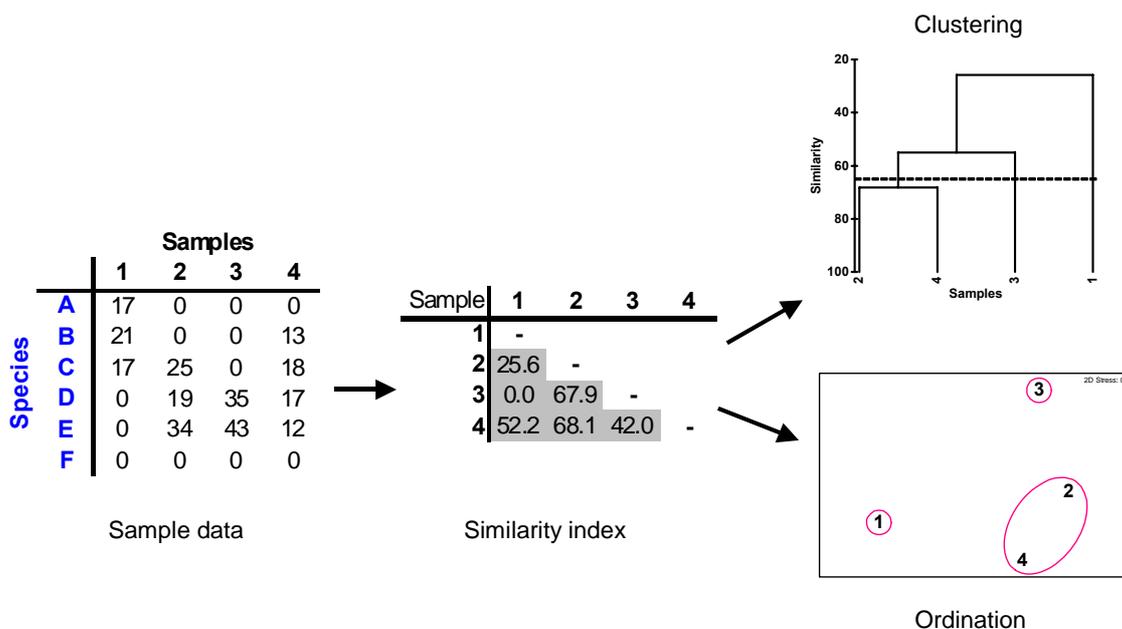
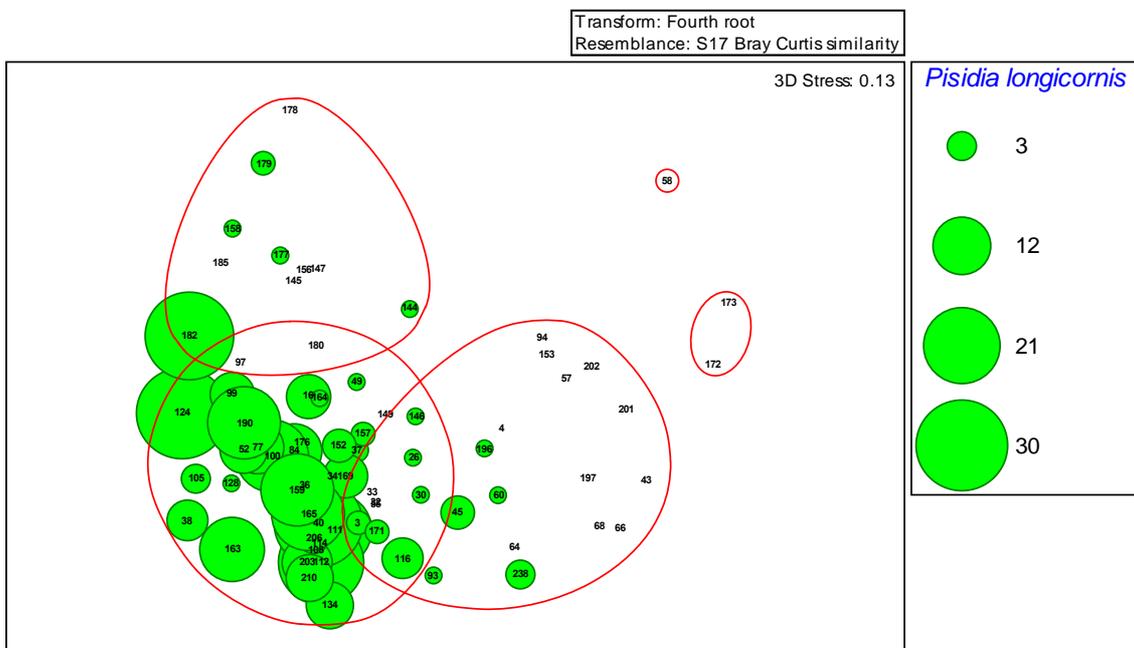


Schéma d'une analyse de groupement. À partir d'une matrice donnant l'abondance des espèces dans chaque échantillon, on calcule un indice de similarité (au centre) à partir duquel on trace un dendrogramme des similarités, ou un schéma d'ordination dans lequel les échantillons semblables sont entourés (d'après Clarke et Warwick, 2001).

Le schéma d'ordination est une autre façon de représenter ces similarités et dissimilarités. Des points représentant les échantillons sont placés dans un espace multidimensionnel de telle sorte que la distance entre deux points représente le degré de similarité ou de dissimilarité entre les échantillons correspondants (plus les points sont rapprochés, plus les échantillons sont similaires). Une méthode populaire, appelée positionnement multidimensionnel non métrique, fait appel aux valeurs de similarité ordonnées, de sorte que les deux points les plus rapprochés correspondent aux échantillons les plus similaires, et les deux plus éloignés aux échantillons les moins similaires. En réalité, le schéma compte $n-1$ dimensions, où n est égal au nombre d'échantillons, mais pour faciliter l'interprétation, le schéma est ramené à 2 ou 3 dimensions avec une valeur de « contrainte » qui indique jusqu'à quel point le schéma 2D ou 3D représente l'ordination multidimensionnelle.

Pour faciliter l'interprétation des ordinations par positionnement multidimensionnel, on peut tracer des contours qui mettent en évidence les groupes d'échantillons similaires déterminés par l'analyse de groupement. Par exemple, dans le schéma d'ordination ci-après des données sur l'épifaune, on délimite trois groupes principaux (contours rouges). On associe à chaque échantillon un disque dont la surface représente l'abondance relative d'une espèce choisie. Dans ce cas-ci, le crabe porcelaine *Pisidia longicornis* est nettement une espèce caractéristique de l'un des groupes.



Exemple de représentation en 2 dimensions d'une ordination par positionnement multidimensionnel des données sur l'épifaune. Les stations d'échantillonnage sont étiquetées par leur numéro d'ordre. Les traits rouges sont des contours d'indice de similarité de 42 %. Par conséquent, tous les échantillons à l'intérieur d'un contour ont un indice de similarité d'au moins 42 %. Trois groupes principaux ressortent à ce niveau de similarité. À chaque échantillon est associé un cercle qui représente l'abondance relative du crabe porcelaine *Pisidia longicornis*. L'échelle d'abondance relative de ces cercles figure à droite du graphique.

4.2.3.2 - Recherche de structures dans les données physiques

L'objectif visé ici est de trouver dans les paramètres physiques et environnementaux des structures qui déterminent le type d'habitat. Le substrat (rocher, gravier, sable, vase, etc.) est généralement le principal facteur, car chaque type de substrat fournit des conditions de vie différentes et héberge donc des biocénoses manifestement différentes. Ces conditions sont modifiées par des paramètres environnementaux tels que la profondeur, l'exposition (aux vagues et à l'énergie des marées), la salinité, etc., qui forment une

matrice multidimensionnelle de milieux physiques. L'analyse des données physiques et environnementales indique quelle partie de cette matrice est représentée par un échantillon et quelles sont les principales composantes qui caractérisent et différencient des groupes d'échantillons.

Préparation des données

Seules de véritables variables (pourcentage de gravier, de sable ou de vase dans des sédiments, mesures réelles de la température et de la salinité, etc.) peuvent donner lieu à des analyses numériques. Il est parfois souhaitable de simplifier l'analyse en convertissant les données en catégories que l'on utilise ensuite comme facteurs. Cette approche est courante dans le cas des données sur les sédiments, où l'on utilise le triangle de Folk pour classer les échantillons de sédiments en catégories telles que « sable graveleux », « gravier sableux », « vase sableuse », etc., que l'on voit sur de nombreuses *cartes* de sédiments benthiques.

De nombreux facteurs ou descripteurs environnementaux sont enregistrés sous forme de catégories. C'est le cas par exemple de l'exposition aux vagues (exposé, abrité, extrêmement abrité) et des étages ou zones biologiques (sublittorale, infralittorale, circalittorale, etc.). Ces catégories sont souvent notées sous forme de codes, plus faciles à manipuler dans un tableur ou à lire sur un graphique. Si l'on utilise des codes numériques, il faut se rappeler qu'il s'agit de catégories et que l'on ne peut pas les utiliser dans des analyses numériques.

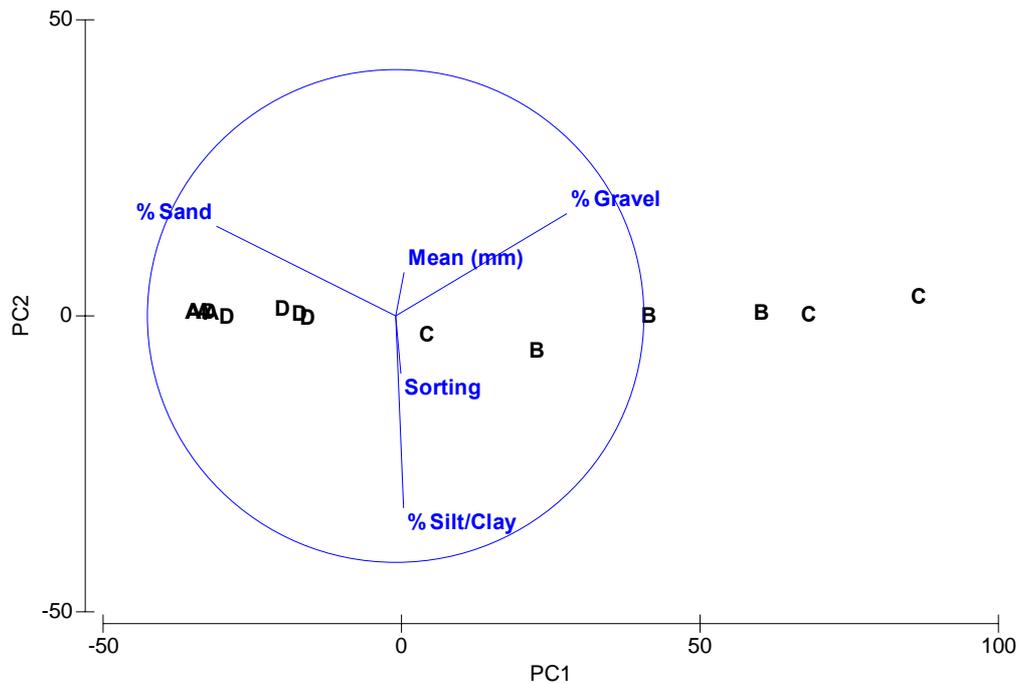
Lorsque l'on mesure un ensemble de variables physiques et environnementales, les données sont exprimées avec une variété d'unités différentes (p. ex la température en °C, la salinité en ‰, la vitesse du courant en nœuds ou en m/s). Il est futile de tenter une analyse numérique sur les valeurs absolues de ces mesures, car les données dont les valeurs ont la plus grande étendue sembleront avoir l'influence la plus grande. Pour surmonter cette difficulté, il faut exprimer les données sous forme de valeurs relatives, sans unités. Cela se fait par une opération mathématique simple appelée *normalisation*, à partir de la moyenne et de l'écart type des valeurs. L'opération consiste à soustraire de chaque valeur la moyenne, puis à diviser le résultat par l'écart type.

Température (°C)			Salinité (‰)		
A	B	C	A	B	C
(valeur)	(A - moyenne)	(B/Ecart type)	(valeur)	(A - moyenne)	(B/Ecart type)
5	-4.5	-1.49	33.1	-0.45	-1.49
6	-3.5	-1.16	33.2	-0.35	-1.16
7	-2.5	-0.83	33.3	-0.25	-0.83
8	-1.5	-0.50	33.4	-0.15	-0.50
9	-0.5	-0.17	33.5	-0.05	-0.17
10	0.5	0.17	33.6	0.05	0.17
11	1.5	0.50	33.7	0.15	0.50
12	2.5	0.83	33.8	0.25	0.83
13	3.5	1.16	33.9	0.35	1.16
14	4.5	1.49	34.0	0.45	1.49
Etendue	9.00	2.97	Etendue	0.90	2.97
Moyenne	9.50	0.00	Moyenne	33.55	0.00
Ecart type	3.03	1.00	Ecart type	0.30	1.00

Dans l'exemple ci-dessus, les valeurs de la température vont de 5 à 14 °C, et celles de la salinité de 33,1 to 34,0 ‰. Ces deux jeux de données semblent très différents lorsque l'on regarde les valeurs (colonne A), ou même leur étendue, leur moyenne ou leur écart type. La normalisation des données les rend indépendantes des unités de mesure. Si l'on compare les données normalisées (colonne C), on constate que la température et la salinité ont des structures identiques.

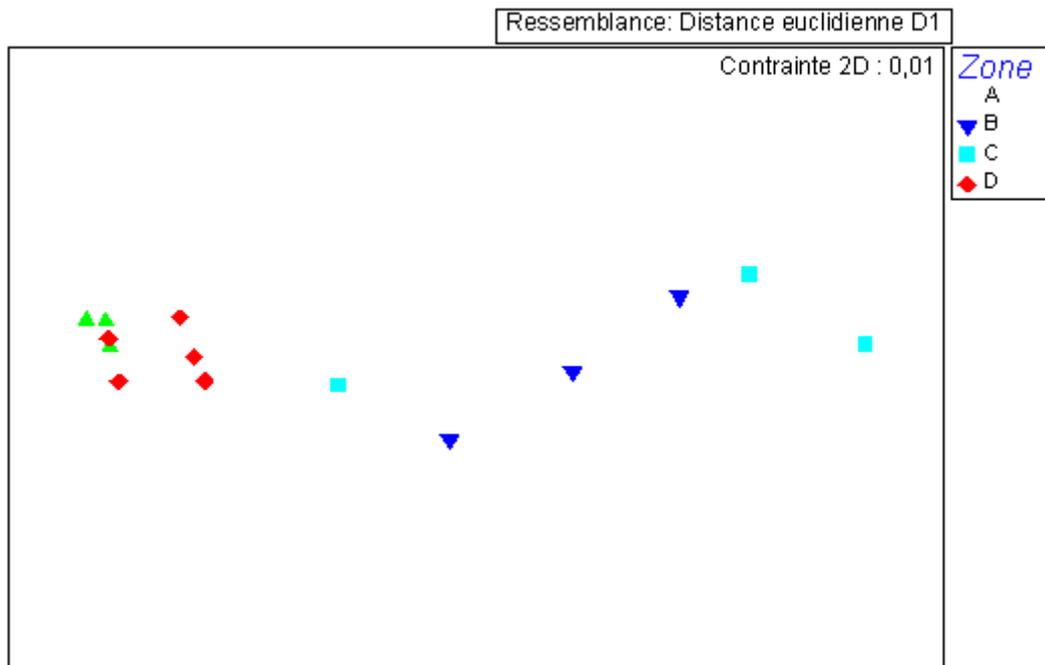
Méthodologie

Il y a plusieurs manières de déterminer des structures dans les données physiques. La plus connue est probablement l'analyse des composantes principales (ACP). Cette méthode d'ordination simplifie les données physiques en les exprimant dans un nouveau système de coordonnées, de telle sorte que la première coordonnée (première composante principale) ait la plus grande variance, que la deuxième composante principale ait la deuxième plus grande variance, et ainsi de suite. Dans cette méthode d'analyse indirecte des gradients, les échantillons sont répartis selon les axes d'ACP. Les composantes principales représentent des combinaisons linéaires des variables.



Graphique résultant d'une analyse des composantes principales (ACP) des données d'échantillons de sédiments prélevés dans quatre zones (A à D) du banc Hastings Shingle dans la Manche (Brown *et al.*, 2001). Les variables sont la taille moyenne des grains (mm), le coefficient de classement, le pourcentage de gravier, le pourcentage de sable, et le pourcentage de silt ou d'argile. La plus grande variance (le long de l'axe de la première composante principale) est clairement définie par le rapport du contenu des échantillons en sable et en gravier.

On peut néanmoins appliquer aux données physiques les mêmes techniques employées pour l'analyse des données biologiques. Ainsi, l'analyse de groupement et l'ordination par positionnement multidimensionnel constituent des méthodes simples de détermination des structures. Cependant, le coefficient de similarité de Bray-Curtis n'a pas la même utilité pour les données physiques que pour les données biologiques, parce que la valeur zéro n'a pas de signification particulière dans les données physiques : elle ne représente qu'un point sur une échelle, alors que dans les données biologiques un zéro indique l'absence d'une espèce. Comme les variables ont probablement des échelles différentes, la normalisation produit des valeurs négatives et positives. Des mesures de distance comme la distance euclidienne constituent donc la meilleure mesure de similarité pour des données physiques et environnementales.



Représentation en 2 dimensions d'une ordination par positionnement multidimensionnel des mêmes données que dans le graphique précédent d'ACP (Brown *et al.*, 2001). Le regroupement plus serré des échantillons des zones A et D indique que ceux-ci sont plus semblables et plus constants dans leur composition que les échantillons des zones B et C.

4.2.3.3 - Recherche de corrélations entre structures des données biologiques et physiques

Différentes méthodes sont disponibles pour examiner les corrélations entre les structures des données biologiques et physiques. PRIMER et CANOCO sont deux logiciels couramment utilisés qui possèdent une variété de fonctions d'analyse multivariée.

PRIMER

PRIMER (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research* – Modules Plymouth de recherche multivariée en écologie) comporte une vaste gamme de modules d'analyse univariée et multivariée et de fonctions graphiques pour l'analyse de données biologiques, physiques et environnementales (Clarke et Warwick, 2001 ; Clarke et Gorley, 2006). Les modules BEST et LINKTREE sont conçus pour lier des structures de données biologiques multivariées à une ou plusieurs variables environnementales.

Le module BEST de la version 6 de PRIMER combine les fonctions BIO-ENV et BVSTEP de la version 5. BIO-ENV utilise toutes les variables environnementales disponibles pour trouver la combinaison qui « explique le mieux » les structures des données biologiques. Cependant, lorsqu'il y a un grand nombre de variables (plus de 15 ou 16), ce module peut perdre de son utilité à cause du temps de calcul trop long. L'option BVSTEP permet alors d'effectuer une recherche par étapes des variables significatives, à la fois par *sélection ascendante* et par *élimination descendante*. En commençant par la variable ayant le coefficient de corrélation le plus élevé, on ajoute successivement des variables, on teste les combinaisons qui en résultent et (à chaque étape) on élimine la variable dont la contribution est la moindre. Plusieurs itérations de la procédure sont effectuées à partir d'un certain nombre (p. ex. jusqu'à 6) de variables choisies au hasard, afin de trouver la « meilleure corrélation ».

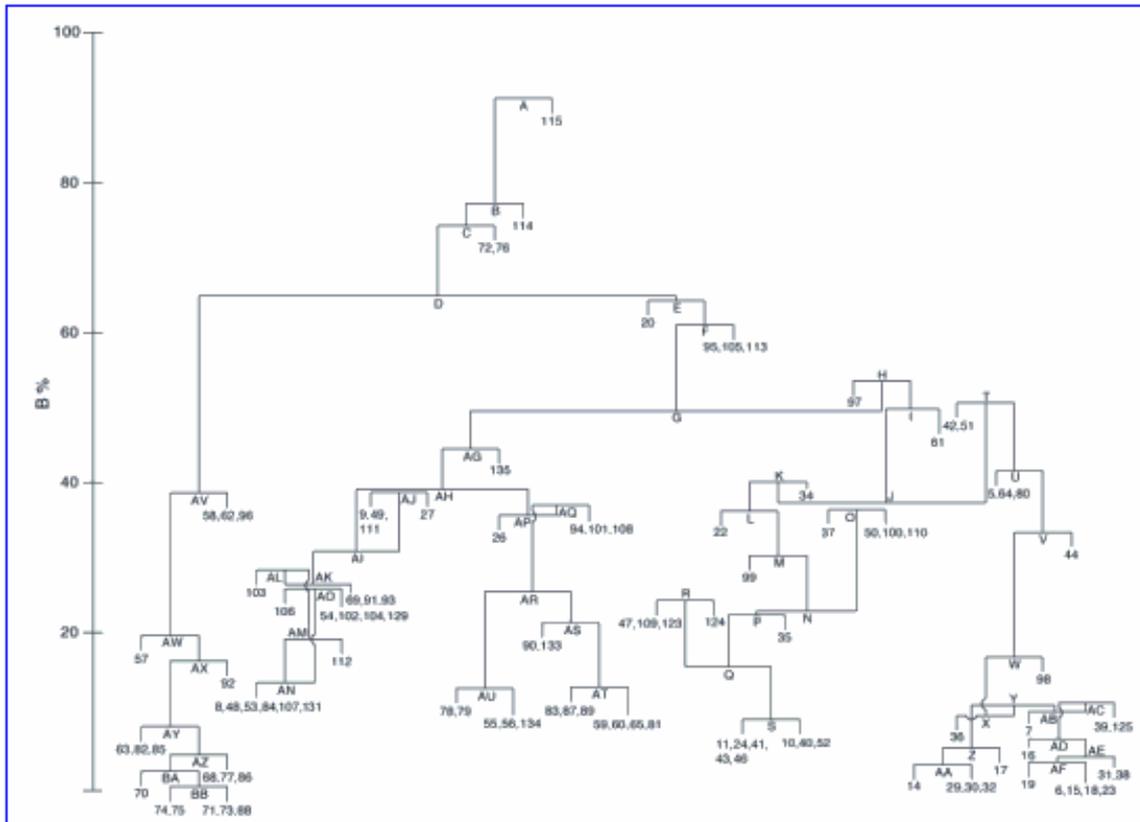
Number of variables	Best variable combinations	Correlation (r_w)
3	Gravel-Silt-Depth	0.70
	Gravel-Silt/Clay-Depth	0.69
	Gravel-Carbon-Depth	0.68
4	Gravel-Silt-Depth-Latitude	0.69
	Gravel-Silt-Carbon-Depth	0.69
	Gravel-Silt/Clay-Depth-Latitude	0.68
	Gravel-Silt/Clay-Carbon-Depth	0.68
5	Gravel-Silt-Carbon-Depth-Latitude	0.68
	Gravel-Silt/Clay-Carbon-Depth-Latitude	0.68

Exemple de tableau d'analyse de BIO-ENV portant sur la répartition des Polychètes benthiques dans la mer d'Irlande (tiré de Mackie *et al.*, 1997). Une combinaison de trois variables environnementales (pourcentage de gravier, pourcentage de silt et profondeur) donne la corrélation la plus élevée avec les structures observées dans les données biologiques.

À partir de la combinaison de variables qui, d'après la fonction BIO-ENV, « explique le mieux » les structures des données biologiques, et des similarités fauniques entre stations, le module LINKTREE trouve la manière la plus efficace de décrire les relations entre les données biologiques et environnementales par rapport aux variables successives prises séparément. En commençant avec le groupe formé de tous les échantillons, LINKTREE le sépare en deux groupes (séparation binaire) en fonction de la ou des variables environnementales qui exercent le plus d'influence. Par exemple, la première séparation pourrait être telle que les deux groupes soient les moins similaires quant à la salinité de l'eau. En répétant de manière itérative ce processus sur les groupes résultants, LINKTREE sépare les échantillons en un certain nombre de groupes, à l'intérieur desquels tous les échantillons ont des caractéristiques biologiques et physiques semblables.

Plus techniquement, l'ensemble des échantillons est successivement séparé selon la ou les variables environnementales qui maximisent la séparation entre les groupes dans un espace multidimensionnel. Il arrive que plusieurs variables interviennent dans une séparation (lorsque chacune de ces variables donne le même résultat). Un test statistique sert à déterminer si une séparation est significative (à un niveau de 5 %). Si elle ne l'est pas, le processus de séparation s'arrête. Une valeur de sortie (B %, voir le tableau) donne une mesure absolue des différences entre groupes, une faible valeur indiquant que les échantillons sont similaires.

Contrairement à l'analyse de groupement, le regroupement se fait ici par séparation, et il peut y avoir des inversions dans le *modèle* de regroupement. À la différence de BIO-ENV, les variables environnementales sont non additives dans LINKTREE. Cela présente l'avantage qu'une variable peut être jugée importante dans une partie de toute la répartition de la faune, mais pas ailleurs (à l'inverse, BIO-ENV examine la situation dans son ensemble). Le module LINKTREE a aussi un potentiel de *prédiction* : si les conditions du milieu sont connues pour une nouvelle *station d'échantillonnage*, les résultats du LINKTREE permettent d'affecter celle-ci à un ensemble ou groupe particulier de sites.



Exemple d'analyse effectuée par le module LINKTREE de PRIMER : séparations binaires successives des échantillons en des groupes ayant des propriétés biologiques et physiques semblables. La première ligne du tableau ci-dessous montre que, au nœud G, les échantillons sont séparés en deux groupes, AG et H, selon le pourcentage de sable qu'ils contiennent.

Nœud et séparation	Variable	Gauche (Droite)	π	Signif.	(p)R	B %
G → AG, H	Sand	>90.4 (<87.9)	7.09	0.1	0.39	49.6
AG → AH, (135)	Mean phi, Depth	<1.99 (>2.08) <52.1 (>52.1)	5.30	0.1	0.41	44.5
AH → AI, AP	Mud	<0.03 (>0.04)	5.36	0.1	0.39	39.2
AI → AK, AJ	Mean phi	>1.11 (<1.1)	4.00	0.1	0.40	30.8
AK → AL, (69, 91, 93)	Depth	>25 (<21)	3.66	0.1	0.48	25.9
AL → 103, (AM)	Depth, Mud	>49 (<46) 0 (>0)	3.79	0.1	0.56	28.4

Exemple de tableau montrant une partie de l'information descriptive résultant d'une analyse par LINKTREE de la répartition de la faune benthique dans la partie ouest du chenal de Bristol (tiré de Mackie *et al.*, 2006)

CANOCO

Créé comme une extension de DECORANA (Hill, 1979b), CANOCO est un logiciel qui effectue l'ordination canonique de *biocénoses* (**CAN**onical **C**ommunity **O**rdination) par analyse de corrélation (partielle, redressée et canonique), analyse des composantes principales et analyse de redondance (ter Braak, 1986 et 1988). Depuis une vingtaine d'années, ce logiciel a évolué pour inclure une variété de méthodes d'ordination multivariée, et la version 4.5 actuelle est disponible avec une interface utilisateur *Windows* (ter Braak et Smilauer, 2002). Jongman *et al.* (1995) présentent en détail la théorie sous-jacente et la mise en œuvre des diverses techniques.

Les ordinations, tout comme l'analyse de groupement, constituent des méthodes « indirectes » d'analyse des relations entre les espèces et leur milieu, puisque des

procédures supplémentaires sont nécessaires pour établir la corrélation entre les structures biologiques et les variables environnementales. Les analyses canoniques (ou contraintes) évitent cela en intégrant ordination et régression.

Les méthodes d'ordination disponibles se répartissent en quatre catégories :

Ordinations sans contrainte	Description de la structure d'un seul jeu de données
Ordinations canoniques	Explication d'un jeu de données par un autre jeu de données (ordinations contraintes par les variables explicatives)
Ordinations partielles	Description de la structure d'un jeu de données en tenant compte des variations expliquées par un second jeu de données (données covariables)
Ordinations canoniques partielles	Explication d'un jeu de données par un autre jeu de données en tenant compte des variations expliquées par un troisième jeu de données (données covariables)

Ter Braak et Verdonschot (1995) examinent l'utilisation de l'analyse canonique des correspondances (ACC) en écologie aquatique. Cette technique est la méthode d'analyse directe des gradients la plus utilisée. Elle est largement employée dans des études du milieu benthique, des zones intertidales jusqu'aux grands fonds (Ysebaert et Herman, 2002 ; Narayanaswamy *et al.*, 2003 ; Bergquist *et al.*, 2005). En ACC, les axes d'ordination sont déterminés à partir de combinaisons linéaires des variables environnementales qui maximisent la dispersion des cotes des espèces (et des échantillons). Les variables environnementales sont représentées par des flèches qui partent du point origine du graphique, celui-ci correspondant à la moyenne générale de chaque variable. Les longues flèches sont plus fortement corrélées aux axes d'ordination que les flèches courtes.

Dans l'exemple qui suit, on a utilisé l'ACC pour étudier les relations entre les espèces et le milieu pour les Polychètes benthiques de la mer d'Irlande (Mackie *et al.*, 1997). Une sélection ascendante des variables a permis de détecter les sept qui « expliquaient le mieux » les données. À chaque étape, un test de permutation de Monte Carlo a été utilisé pour déterminer jusqu'à quel point chaque variable était significative. Les cinq premières variables étaient très significatives ($P < 0,0001$), les autres moins ($P < 0,05$). Collectivement, les sept variables expliquaient 34,75 % de l'inertie totale.

Selection order	Variable	Variance explained	Cumulative variance	Cumulative % explained
1	Gravel	0.46	0.46	10.87
2	Depth	0.32	0.78	18.44
3	Silt	0.21	0.99	23.40
4	Sand	0.15	1.15	27.19
5	Latitude	0.14	1.29	30.50
6	Predators	0.10	1.39	32.86
7	Competitors	0.09	1.47	34.75
All 12 variables			1.90	44.92

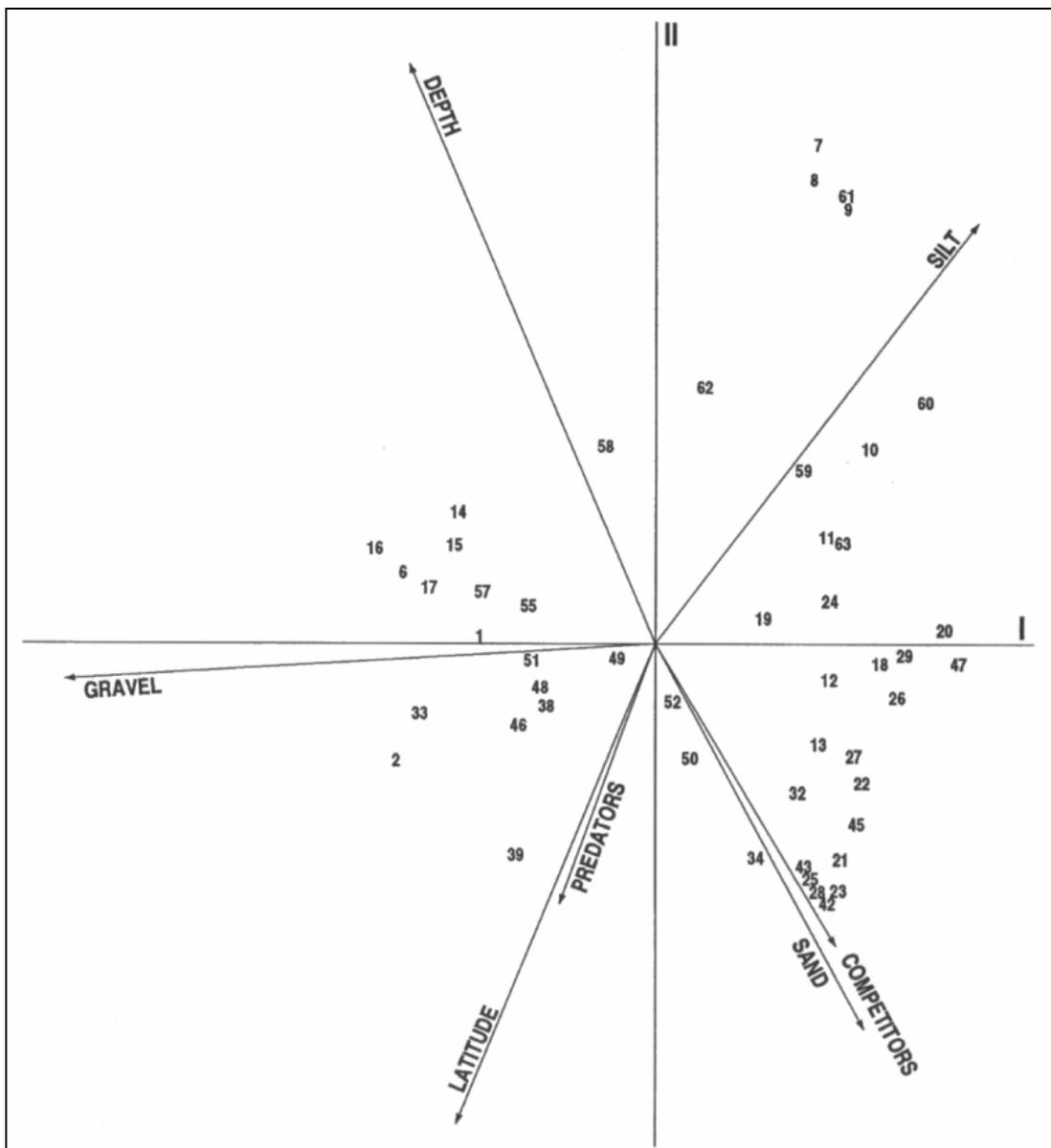
Exemple de tableau de sélection ascendante de variables lors d'une étude de la répartition des Polychètes benthiques dans la mer d'Irlande

Dans l'ordination, les axes I et II étaient les plus importants, comptant pour 21,3 % de la variance des espèces, et pour 61,2 % de la variance expliquée par les variables.

Axes	I	II	III	IV	I-IV
Eigenvalues	0.520	0.382	0.178	0.147	1.227
Species-environment correlations	0.955	0.932	0.875	0.917	
Cumulative percent variance					
of species data	12.3	21.3	25.5	29.0	
of species environment relation	35.3	61.2	73.3	83.3	
Sum of all unconstrained eigenvalues					4.231
Sum of all canonical eigenvalues					1.473

Exemple de tableau sommaire d'ordination par ACC pour les relations entre les Polychètes et les variables environnementales

Comme le montre le graphique de l'ordination et la matrice de corrélations, le contenu des sédiments en gravier a été la variable la plus influente pour l'axe I. La profondeur et la latitude ont joué le rôle le plus important dans la définition de l'axe II. Des variables telles que la profondeur et la latitude peuvent toutefois n'être que des *intermédiaires* représentant d'autres facteurs qui varient en même temps (p. ex. la température, la pression, les courants) plutôt que de jouer un rôle important en soi.



Axis variable	Axis			
	I	II	III	IV
Gravel	-0.922	-0.049	-0.153	0.168
Depth	-0.388	0.789	0.241	-0.391
Silt	0.503	0.570	-0.554	0.037
Sand	-0.326	-0.521	0.348	-0.643
Latitude	-0.310	-0.649	-0.460	0.116
Predators	-0.147	-0.348	-0.634	0.047
Competitors	0.281	-0.406	-0.307	-0.504

Exemple de matrice de corrélations des variables environnementales pour les axes I à IV

Même si elles ne font pas partie du graphique d'ACC illustré ci-dessus, les espèces peuvent également y être représentées, soit sur le même graphique avec chaque *station d'échantillonnage*, soit séparément (pour plus de clarté). Les espèces représentées sont alors celles qui ont la plus forte corrélation avec les facteurs environnementaux. De la même manière, les relations entre espèces et environnement peuvent être étudiées à l'aide d'une analyse canonique des correspondances partielles. Oug (1998) l'a montré dans une étude de la macrofaune benthique de la région de Tromsø, en Norvège.

4.2.3.4 - Détermination des principales caractéristiques

L'établissement de corrélations entre les données biologiques d'une part, et les données physiques et environnementales d'autre part, produit un certain nombre de groupes d'échantillons susceptibles d'être représentatifs de différents *habitats*. Au sein de chaque groupe, les échantillons ont des propriétés similaires, et il reste à déterminer quelles caractéristiques définissent l'*habitat* et son échelle pertinente.

Caractéristiques biologiques

Les listes d'espèces par ordre d'abondance sont utiles, car elles donnent un aperçu facile de l'importance relative des divers taxons au sein de chaque groupe. Par contre, elles ne comprennent généralement ni les espèces coloniales ni les plantes, auxquelles on attribue rarement un indice d'abondance. Il est néanmoins important d'inclure ces espèces si elles sont caractéristiques de l'*habitat*, particulièrement si elles confèrent à l'*habitat* une certaine structure (algues, éponges, etc.) utilisée par d'autres espèces.

La vraie question à résoudre est d'identifier les espèces qui ont permis de déterminer les structures (groupements) biologiques observés. La liste des taxons caractéristiques comprend normalement ceux qui contribuent le plus aux similarités au sein d'un groupe, alors que les taxons discriminants sont ceux qui contribuent le plus aux dissimilarités entre groupes. Dans le logiciel PRIMER un même module appelé SIMPER (**SIMilarity PERcentages** – pourcentages de similarité) produit ces deux types de listes, comme le montre l'exemple suivant.

Taxon	Abondance moyenne	Contribution (%)	Pourcentage cumulatif
Groupe 1			
<i>Hinia sp.</i>	1071,00	14,57	14,57
<i>Pagarus bernhardus</i>	256,25	11,11	25,68
<i>Ophiura ophiura</i>	214,25	7,63	33,31
<i>Ophiura albida</i>	3137,50	5,97	39,28
<i>Callionymus sp.</i>	9,00	4,86	44,13
<i>Macropodia sp.</i>	16,75	4,63	48,76
<i>Pagarus prideauxi</i>	5,50	4,30	53,06
<i>Aphrodita aculeata</i>	8,50	4,13	57,19
<i>Corbula gibba</i>	71,25	4,10	61,29
Gobiidae	25,25	3,96	65,24

Taxon	Abondance moyenne	Contribution (%)	Pourcentage cumulatif
Groupe 2			
<i>Pagarus bernhardus</i>	92,54	12,50	12,50
<i>Anapagarus laevis</i>	31,85	8,90	21,40
<i>Ophiura albida</i>	123,92	7,74	29,14
<i>Hinia sp.</i>	32,00	6,77	35,91
<i>Callionymus sp.</i>	5,92	5,47	41,38
<i>Macropodia sp.</i>	10,69	4,76	46,14
<i>Aequipecten opercularis</i>	7,38	4,60	50,74
<i>Pagarus prideauxi</i>	6,69	4,49	55,23
<i>Liocarcinus holsatus</i>	3,92	4,25	59,48
<i>Gobiidae</i>	4,00	3,99	63,47

Exemple de la première partie des résultats du module SIMPER portant sur des échantillons prélevés au chalut à perche dans la Manche orientale, où deux groupes principaux ont été identifiés. Cette première partie donne les dix taxons les plus abondants de chaque groupe, avec leur abondance moyenne et leur contribution (en pourcentage, avec les pourcentages cumulatifs) à la similarité moyenne entre les échantillons de ces groupes.

Taxon	Abondance moyenne		Contribution (%)	Pourcentage cumulatif
	Groupe 1	Groupe 2		
<i>Aphrodita aculeata</i>	8,50	0,31	4,19	4,19
<i>Phaxas pellucidus</i>	4,00	0,00	3,61	7,80
<i>Acanthocardia sp.</i>	7,00	0,00	3,61	11,41
<i>Limanda limanda</i>	7,50	0,08	3,53	14,94
<i>Abra sp.</i>	113,25	0,08	3,41	18,35
<i>Echinocardium cordatum</i>	9,75	0,15	3,22	21,57
<i>Liocarcinus pusillus</i>	0,75	2,08	3,10	24,68
<i>Buglossidium luteum</i>	5,75	0,92	2,78	27,46
<i>Echiichthys vipera</i>	0,25	1,15	2,72	30,18
<i>Ophiura ophiura</i>	214,25	2,31	2,68	32,86
<i>Aequipecten opercularis</i>	1,50	7,38	2,53	35,39
<i>Crangon allmanni</i>	0,50	3,46	2,51	37,91
<i>Psammechinus miliaris</i>	0,00	5,15	2,45	40,36

Exemple de la seconde partie des résultats du module SIMPER portant sur des échantillons prélevés au chalut à perche dans la Manche orientale, où deux groupes principaux ont été identifiés. Cette seconde partie donne les taxons qui contribuent aux premiers 40 % de dissimilarité entre les groupes, avec leur abondance moyenne dans chaque groupe et leur contribution (en pourcentage, avec les pourcentages cumulatifs) à cette dissimilarité.

Il faut en outre considérer la fidélité et la spécificité des espèces par rapport à un type d'*habitat*. Un degré élevé de fidélité d'une espèce signifie qu'elle est *toujours* présente dans un type d'*habitat*. Un degré élevé de spécificité d'une espèce signifie qu'elle est présente *uniquement* dans ce type d'*habitat* (autrement dit, qu'elle est inféodée à ce type d'*habitat*). Ce sont évidemment des propriétés importantes des taxons caractéristiques. Dans l'exemple ci-dessus, plusieurs taxons sont présents dans un groupe mais non dans l'autre (p. ex. *Phaxas pellucidus*, *Psammechinus miliaris*).

Enfin, il est important d'enregistrer la liste complète des espèces du type d'*habitat*, ou du moins celles qui sont le plus souvent présentes (avec les données sur leur abondance relative ou leur biomasse, pour l'ensemble des échantillons du groupe). Ces données seront nécessaires pour décrire la *classe d'habitat* cartographiée, pour créer une nouvelle *classe d'habitat* dans une *typologie* existante, et pour aider à définir un *standard* pour ce nouveau type d'*habitat* dans le logiciel HMP.

Le module TWINSpan effectue une analyse à double entrée d'espèces indicatrices afin de classer les espèces et les échantillons, et produit un tableau ordonné à double entrée de l'occurrence des espèces (Hill, 1979a, b). Là encore, les résultats requièrent une *interprétation* « écologique ». Le processus de *classification* est hiérarchique. Les échantillons sont successivement subdivisés en catégories, puis les espèces sont réparties en catégories sur la base de la *classification* des échantillons. Cette technique est souvent employée en botanique, mais il y a relativement peu d'applications dans le domaine des *habitats* benthiques (p. ex. Heip et Craeymeersch, 1995 ; Hensley, 1996 ; Rendall, 1997). Mettam *et al.* (1994) ont fait appel à la fois à l'analyse de groupement et à TWINSpan dans leur étude de la macrofaune benthique de l'estuaire de la Severn. L'analyse de groupement a produit dix groupes fauniques, alors que TWINSpan en a produit neuf. Après avoir considéré l'ensemble de ces résultats, les auteurs ont déterminé huit groupes fauniques – dont chacun occupe des types de sédiment différents à des profondeurs différentes.

Caractéristiques physiques

Les résultats des analyses effectuées à l'aide de BIO-ENV (PRIMER) ou de CANOCO indiquent les variables physiques qui contribuent le plus à déterminer les structures biologiques. Parmi celles-ci, le type de substrat est d'un intérêt particulier et doit être décrit le plus complètement possible. L'étendue des valeurs d'autres variables physiques, comme la salinité, la profondeur et la température, doit faire partie de la description, de même que les descripteurs hydrodynamiques, environnementaux ou écologiques comme l'exposition aux vagues, la vitesse des courants, la zone biologique, etc.

4.2.3.5 - Établissement des correspondances avec une typologie existante

L'étape finale de la définition des *classes d'habitat* propres à un levé consiste à voir si certaines des descriptions d'*habitat* issues de l'analyse et de l'*interprétation* des données de terrain correspondent en tout ou en partie à des *habitats* identifiés dans une *typologie* existante. À ce jour, de nombreuses études ont négligé cette étape : au lieu de tenter de faire des liens entre les *classes d'habitat* déterminées et une *typologie* « normalisée » existante, elles se fondent uniquement sur les *classes d'habitat* propres à l'étude. Cette façon de faire ne présente pas de grands avantages. La comparaison avec des *typologies* existantes et la réalisation de *cartes* entièrement ou partiellement corrélées avec de telles *typologies* sont importantes pour la normalisation des *cartes* et l'*interopérabilité* des données (voir le chapitre 6 « Que peut-on faire avec une carte ? »).

Si aucune correspondance satisfaisante n'est trouvée, il faut utiliser l'*information* pour créer une nouvelle *classe d'habitat*, afin d'améliorer la *typologie* existante. Il est possible de proposer des améliorations à la *typologie* EUNIS à l'aide des documents suivants disponibles dans le dossier des documents :

Le document **EUNIS marine habitat classification: Application, testing and improvement** ([EUNIS application v3.doc](#)) explique comment définir de nouvelles *classes d'habitats* pour la *typologie* EUNIS.

Le document **EUNIS marine proposal pro-forma** ([EUNIS marine proposal proforma v3.xls](#)) contient un formulaire et donne un exemple de proposition.

Toute proposition de *classe d'habitat* pour la *typologie* EUNIS doit être saisie sur ce formulaire et envoyée au JNCC, à l'adresse david.connor@jncc.gov.uk.

4.2.4 - Regroupement de données

Plusieurs techniques d'analyse présentées plus haut supposent que les données ont été acquises au moyen de techniques normalisées, que ce soit au cours d'un même levé (ou d'une série de levés coordonnés) ou de plusieurs levés différents suffisamment similaires

pour que les données puissent être regroupées dans un même ensemble. Par contre, si les techniques employées présentent des différences substantielles, cela a nécessairement des conséquences sur la composition de l'ensemble de données ainsi constitué.

On sait par expérience que les jeux de données reflètent les compétences et les habitudes des opérateurs, même lorsque les techniques utilisées sont en principe équivalentes d'un levé à l'autre. On peut devoir supprimer des identifications discutables d'un ou de plusieurs jeux de données, ou recourir à des niveaux taxinomiques supérieurs à ceux qui sont indiqués.

On peut devoir faire des transformations mathématiques des données brutes, ou même les réduire aux catégories du système SACFOR ou à des indications de présence ou d'absence, pour trouver un dénominateur commun entre plusieurs jeux de données, particulièrement si l'on soupçonne que des données sont biaisées. Il peut être important d'éliminer les raretés des données, afin que les données transformées reflètent des occurrences d'espèces en lesquelles on puisse avoir *confiance*.

Il est possible que des données soient sous forme de *classes d'habitat* qui doivent être traduites selon la nomenclature typologique la plus récente. Là où la traduction n'est pas claire, on peut devoir regrouper des types d'*habitat* à un niveau plus élevé de la *typologie*, d'où une perte éventuelle d'*information*. Une autre possibilité consiste à utiliser une forme de vie ou un complexe qui représente l'essence du biote des *habitats* en question.

4.3 - Optimisation des couches physiques

La deuxième étape principale de la production d'une *carte d'habitats* consiste à sélectionner les *couches* physiques les plus appropriées. Cela peut exiger une certaine préparation des données brutes (p. ex. des nouvelles données de télédétection qui ont été acquises).

À ce stade, on suppose que des *couches* de données acquises au cours d'un même levé (ou d'une série de levés coordonnés), par exemple des *cartes* acoustiques, ont été préparées selon une norme acceptable (voir le chapitre 3 « Comment se fait l'acquisition des données ? »). Il s'agit ici de préparer ces données et les données provenant d'autres sources pour les intégrer aux données de terrain afin de produire des *cartes d'habitats* biologiquement pertinentes. On peut adopter une approche rudimentaire, ou faire une analyse plus poussée en étudiant le rôle de nombreuses variables. La sélection des variables principales sera guidée par l'expérience acquise au cours de l'analyse des données de terrain.

L'adéquation d'un lieu à une espèce donnée (et par extension à une *biocénose* caractéristique d'un type d'*habitat*) dépend en grande partie de facteurs physiques et environnementaux. Cependant, la présence de facteurs favorables à un *habitat* ne signifie pas qu'une espèce donnée soit présente, car de nombreux autres facteurs (compétition, histoire du recrutement, prédation, activités humaines, etc.) peuvent entraîner son absence.

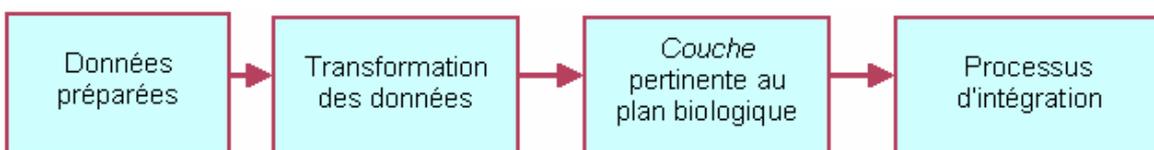
Un petit nombre de facteurs physiques et environnementaux ont une importance universelle dans la détermination de la répartition de toutes les espèces marines et de tous les types d'*habitat* marin. Trois d'entre eux, énumérés ci-dessous, sont considérés comme fondamentaux dans la *typologie* EUNIS et constituent les données de base d'une *cartographie* prédictive aux niveaux 3 et 4 de la *typologie* EUNIS pour tout le territoire couvert par le projet MESH (ce que l'on appelle les « *cartes* de triplets » décrites page 245). Le chapitre 2 « Que veut-on cartographier ? » présente de manière générale les données qui sont nécessaires ; ici on insiste sur l'importance des *couches* physiques requises.

- **Substrat** – Le substrat (p. ex. rocher, sable, vase, blocs) est cartographié sous forme de *classes* définies selon une échelle granulométrique (p. ex. l'échelle de Wentworth) ou selon les proportions relatives de silt, de sable et de gravier (le triangle de Folk). Cependant, les caractéristiques cruciales du substrat varient considérablement d'une espèce et d'un *habitat* à l'autre, de sorte que des variables continues et définies de manière précise, telles que le pourcentage de silt ou la taille médiane des grains, peuvent être plus significatives sur le plan biologique et donc mieux adaptées à une modélisation. Certaines de ces variables peuvent être déduites de données de télédétection grâce à l'*interprétation* d'experts ou au moyen d'une *classification* automatisée.
- **Bathymétrie** – De nombreuses contraintes environnementales importantes qui jouent sur la répartition des espèces sont liées à la profondeur. Le degré de pénétration de la lumière est souvent donné en fonction de la profondeur, mais cela dépend des conditions locales et régionales de turbidité de l'eau.
- **Énergie hydrodynamique** – L'énergie hydrodynamique au fond de la mer peut être mesurée, mais elle est souvent modélisée à partir d'autres facteurs, et il y a plusieurs manières de l'exprimer et de la calculer.

Il faut être conscient que d'autres variables peuvent s'avérer des facteurs importants de la répartition de certaines espèces ou d'*habitats* particuliers, par exemple la température et la salinité de l'eau, le transport de sédiments, les *figures sédimentaires*. De plus, les levés peuvent entraîner la mesure de propriétés impossibles à interpréter de manière immédiate quant à des facteurs biologiquement pertinents, telles que la réflectance et la rétrodiffusion acoustiques.

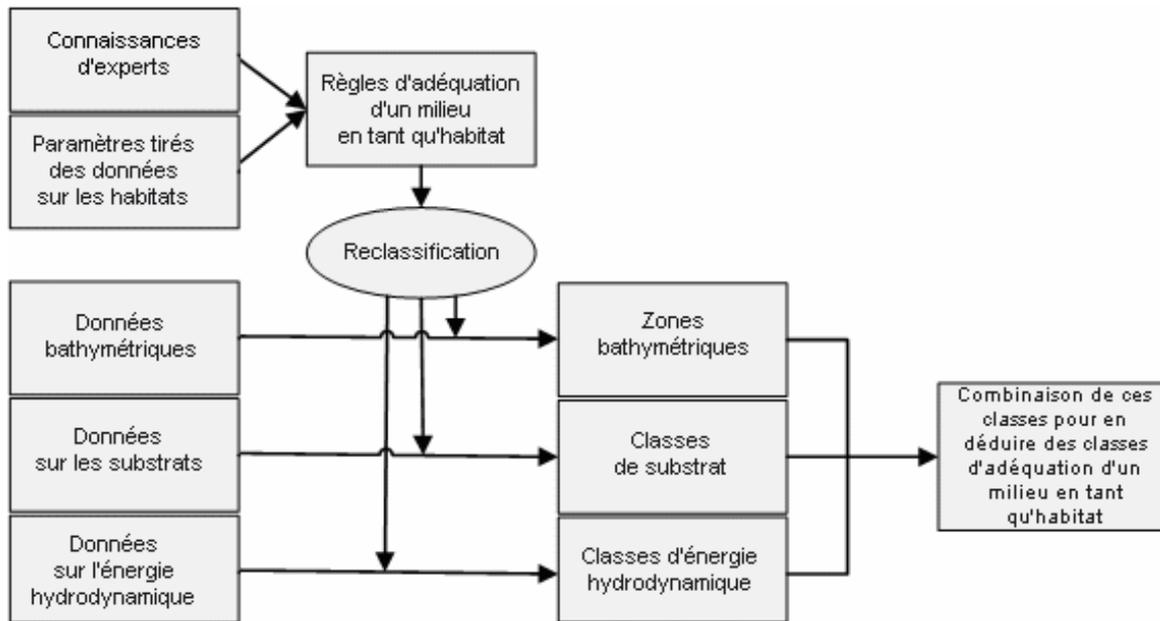
Les variables requises pour la *cartographie* des *habitats* dépendent du territoire et des *habitats* à cartographier, ainsi que de la finalité de la *carte* : la *cartographie* d'un vaste territoire contenant une grande variété de types d'*habitat* peut exiger un grand nombre de variables, alors que le gradient de pénétration de la lumière et la salinité de l'eau entre autres peuvent être considérés comme constants dans une petite zone et donc ne pas être nécessaires.

Comme on l'a indiqué plus haut, les données des variables et des *couches* physiques sélectionnées peuvent devoir subir une transformation avant leur intégration aux données de terrain. Diverses techniques de transformation peuvent être appliquées aux données pour produire des *couches* physiques prêtes à intégrer aux données sur les *habitats*.



Le processus de transformation peut être très simple (p. ex. changement de format comme la conversion de données *vectérielles* en données *matricielles* ou vice versa) ou faire intervenir des méthodes complexes telles que des calculs et opérations de *classification* sur des points (p. ex. calculs de pente à partir de données bathymétriques), une reclassification ou même une modélisation sophistiquée (p. ex. utilisation de techniques géostatistiques avancées pour l'*interpolation* optimale de la répartition de sédiments).

Enfin, les *couches* physiques obtenues doivent être combinées selon une stratégie qui les rende le plus pertinentes possible sur le plan biologique.



Exemple d'utilisation de règles d'adéquation d'un milieu en tant qu'*habitat* afin de transformer et reclassifier des jeux de données en zones biologiquement pertinentes, que l'on combine pour en déduire des *classes* d'adéquation d'un milieu en tant qu'*habitat*

4.3.1 - D'où viennent les couches physiques ?

Rappelons que les *couches* physiques peuvent consister en des données de télédétection (données acoustiques, images satellitaires, photographies aériennes, *lidar*, etc.), être indirectement liées par une *interprétation* de données brutes (en tant qu'*intermédiaires* représentant certains facteurs physiques) ou être créées à l'aide de *modèles* déterministes (sédiments, exposition, courants de fond, etc.).

Le tableau ci-après énumère des paramètres qui ont une influence sur la présence et la répartition d'*habitats* benthiques. Connor (2007) aborde plus en détail la question des jeux de données.

Variables	Unités	Applications
Ligne de rivage (marée astronomique la plus haute)	m	Définition de la frontière entre la terre et la mer Complexité du littoral, aspect, relief
Bathymétrie (y compris la topographie)	m, gradient	Topographie, modélisation 3D, pente, relief, <i>figures sédimentaires</i> Relation avec la zonation biologique
Substrat superficiel	Mètre supérieur de sédiment Structure des sédiments (ϕ , mm) Lithologie Discontinuité du potentiel d'oxydoréduction	Identification des sédiments benthiques, <i>habitats</i> potentiels, variété des <i>biocénoses</i> Accumulation de contaminants, zones anoxiques
Base absolue des vagues	Mètres sous la surface de la mer (valeur moyenne sur une période d'au moins un an, de préférence sur les 10 dernières années)	Évaluation du degré de perturbation du fond, susceptible d'affecter les <i>biocénoses</i>
Exposition aux vagues et fetch	Coefficient d'exposition, <i>tension de cisaillement</i> Vélocité orbitale (p. ex. pour les conditions pertinentes de tempête) Peut dépendre de la durée de vie des organismes pertinents.	Identification des <i>habitats</i> potentiels, variété des organismes, perturbations du fond

Variables	Unités	Applications
Température (à la surface, au fond, profil) Thermocline	°C Moyenne annuelle	Zones biogéographiques <i>Biocénoses</i> particulières Stratification
Salinité (à la surface, au fond, profil) Halocline	‰	Identification des <i>habitats</i> potentiels, variété des organismes
Vitesse du courant (<i>tensions de cisaillement</i> résiduelle et maximale)	U .cm/s (voir plus loin)	Identification des <i>habitats</i> potentiels, répartition des sédiments
Stratification Mélange	Anomalie de l'énergie potentielle, Jm ³ Étendue spatiale et temporelle (voir plus loin)	Stabilité de la colonne d'eau Rétention des juvéniles Développement de l'anoxie
Amplitude des marées et modifications du niveau de la mer	cm, m	Identification des <i>habitats</i> potentiels, zonation, temps d'exposition
Transparence, atténuation de la lumière Turbidité	Profondeur de non-visibilité du disque de Secchi (m) Unité de turbidité	Profondeur de la zone photique <i>Habitats</i> potentiels (macro-algues, maërls, etc.)
Couvert de glace (saisonnier, et non glace de fond)	Nombre de jours et étendue de la couverture de glace Épaisseur (m)	Variété des organismes sessiles Tendance à l'anoxie dans les bassins peu profonds
pH des sédiments et de la colonne d'eau		Acidification
Gaz dissous Oxygène et méthane	mg/l, saturation en pourcentage	Zone anoxique ou durée de la période de baisse de la concentration d'oxygène <i>Biocénoses</i> particulières
Qualité de l'eau et nutriments	Azote inorganique dissous, phosphore inorganique dissous, silicate, u/ml	Enrichissement d'origine humaine
Activités humaines	Multiples	Modifications des <i>habitats</i>
Occurrence, fréquence ou intensité des éclosions d'algues	Chlorophylle a Présence de substances toxiques	Eutrophisation, anoxie possible, impact sélectif possible des substances toxiques
Espèces benthiques	Mesures de la <i>biocénose</i> benthique (abondance, diversité, etc.)	Variété des organismes, diversité benthique; formation possible d' <i>habitats</i> (récifs biogènes ou modification d' <i>habitats</i>); non nécessaire pour la <i>prédiction</i> mais requis pour la validation
Espèces pélagiques	<i>Biocénose</i> pélagique	Variété des organismes, diversité pélagique; pour la validation du <i>modèle</i>

Exemples de jeux de données qui peuvent servir à la cartographie des *habitats* (CIEM, 2006)

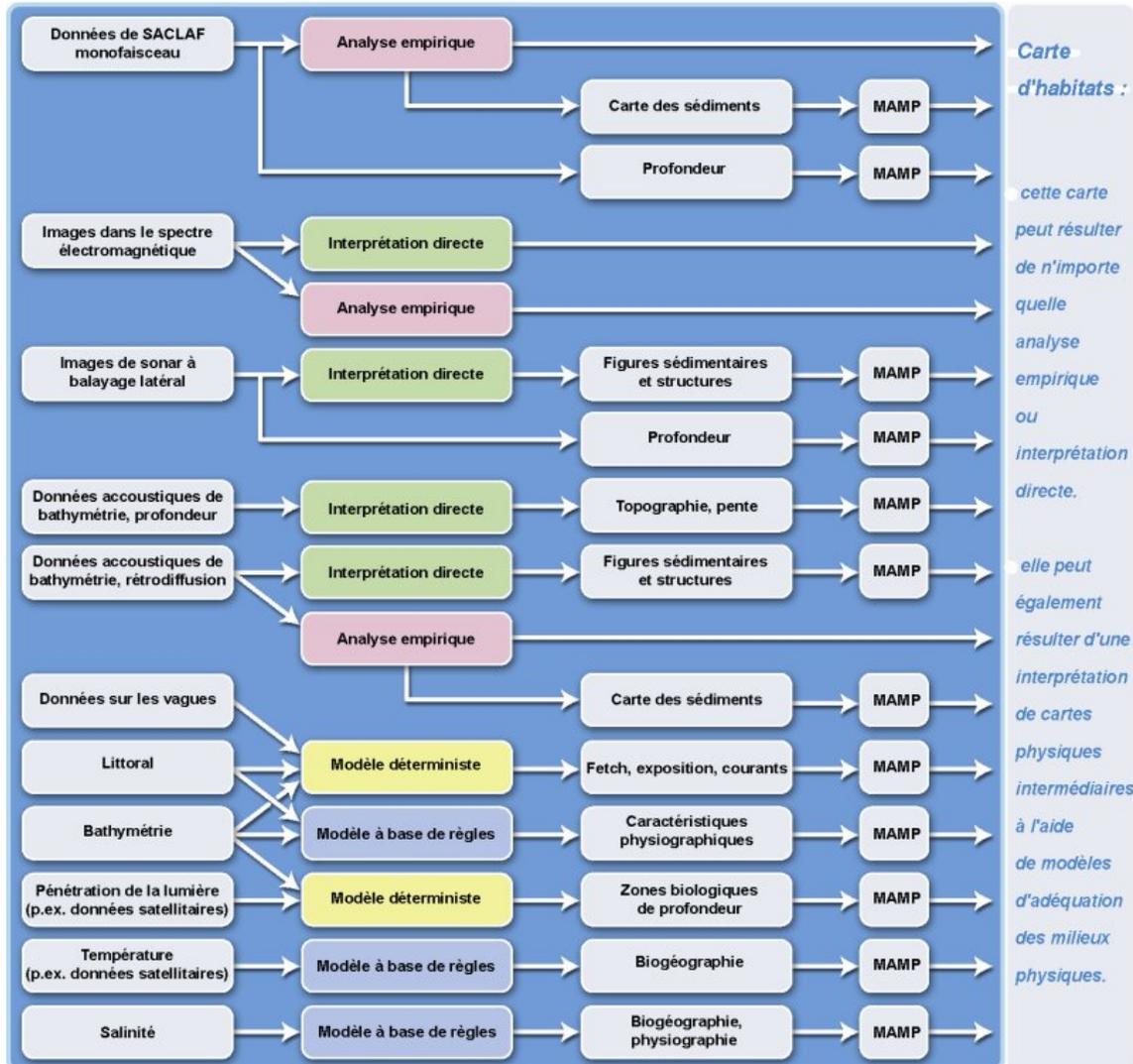
Certains paramètres sont moins pertinents que d'autres et peuvent être utilisés au cas par cas. Les variables principales demeurent le type de sédiment, la bathymétrie et l'énergie hydrodynamique ; pour la plupart, les variables secondaires résultent de calculs ou d'associations plus ou moins complexes à partir des variables principales.

Selon le milieu, ce ne sont pas les mêmes variables qui sont les plus importantes dans la détermination de l'*habitat*. En particulier, les substrats rocheux diffèrent sensiblement des substrats sableux, et leur caractérisation requiert un choix de variables différent. Les variables explicatives des substrats rocheux sont très importantes en France, au Royaume-Uni et en Irlande, alors que les substrats sableux sont prédominants en Belgique et aux Pays-Bas.

Au risque d'anticiper sur une prochaine sous-section à propos de l'intégration des données de télédétection et des données de terrain, disons que l'utilisation des *couches* physiques pour produire une *carte d'habitats* peut prendre la forme d'une *interprétation* directe, d'une analyse statistique ou d'une modélisation de l'adéquation d'un milieu en

tant qu'*habitat*. L'organigramme ci-après résume ces utilisations des *couches* physiques, décrites plus en détail à la section 4.4 « Optimisation de la construction de la carte ».

Cet organigramme illustre plusieurs des sources de *couches* physiques que l'on peut exploiter pour la *cartographie* des *habitats*. Il ne prétend pas être exhaustif, mais montre la variété des possibilités à considérer.



Modes de production de *cartes d'habitats* à partir de données brutes (MAMP : modèle d'adéquation des milieux physiques)

4.3.2 - Transformation de données

Les *couches* physiques peuvent ne pas être disponibles dans le format voulu pour la modélisation (p. ex. des données *vectorielles* peuvent devoir être transformées en données *matricielles* ou vice versa). Il faudra donc probablement transformer certaines données afin de créer les *couches* physiques nécessaires pour pouvoir cartographier la répartition des *habitats*.

Le processus de transformation peut être très simple, comme un changement de format, ou faire intervenir des méthodes complexes telles que la reclassification ou même une modélisation sophistiquée (p. ex. pour déduire la répartition de sédiments). Dans ce dernier cas, on peut devoir intégrer les données d'échantillons de sédiments et des données à couverture totale. Diverses techniques de transformation peuvent être appliquées aux données pour produire des *couches* physiques prêtes à intégrer aux données sur les *habitats*.

Voici quelques processus de transformation couramment employés :

- **conversion de données en un format commun de données matricielles (ou données maillées)** – Le format *matriciel* (voir le glossaire) est particulièrement bien adapté à de nombreuses formes de manipulations mathématiques et à la modélisation à partir de plusieurs *couches* ;
- **reclassification et combinaison de données** – L'une des manières les plus courantes de manipuler des données *matricielles* consiste à reclassifier les valeurs d'une variable continue en un ensemble de *classes discrètes*. On peut ensuite combiner deux ou plusieurs jeux de données reclassifiés en un même tableau à double entrée où chaque combinaison de valeurs des jeux de données d'entrée résulte en une valeur distincte ;

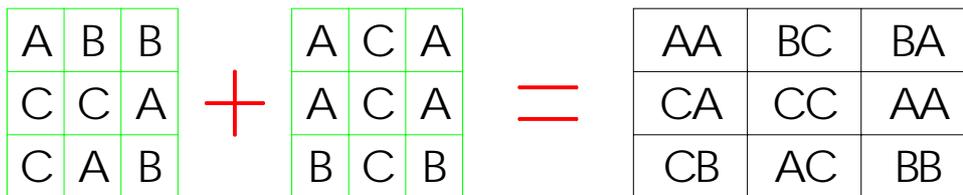


Illustration d'une combinaison de deux jeux de données *matricielles*

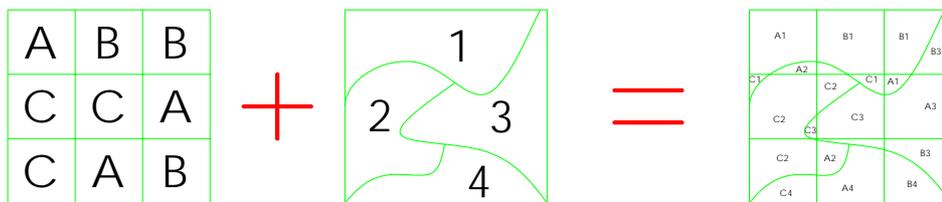


Illustration d'une combinaison d'un jeu de données *matricielles* et d'un jeu de données *vectorielles*

- **interpolation de données ponctuelles pour constituer des couches complètes modélisées** – De nombreux jeux de données doivent faire l'objet d'interpolations pour produire des *couches* complètes, puisque les données brutes sont ponctuelles. À titre d'exemple, un échosondeur utilisé pour un levé hydrographique produit un ensemble de données ponctuelles le long du cheminement du navire.
De plus, dans le cas des données sur les sédiments, la méthode d'*interpolation* joue un rôle crucial pour l'obtention de *couches* fiables. Le paragraphe 4.3.2.3 « Obtention d'un degré optimal de couverture » aborde les questions de statistiques spatiales et d'*interpolation* optimale ;
- **algorithme à fenêtre mobile** – Un algorithme à fenêtre mobile consiste à faire passer une fenêtre (p. ex. un carré d'une largeur et d'une hauteur de 9 *pixels*, ou toute autre forme) sur une image *pixel* par *pixel*, en attribuant au *pixel* central de la fenêtre une valeur résultant de l'application d'une formule mathématique précise à tous les *pixels* inclus dans la fenêtre. Les algorithmes les plus simples calculent la moyenne ou le mode de ces *pixels* et servent à simplifier l'image. Des algorithmes plus complexes donnent des valeurs de variance et d'*hétérogénéité*, d'autres la pente ou l'aspect (à partir de données bathymétriques). Ces *couches* dérivées peuvent souvent révéler beaucoup d'*information* utile sur la *couche* brute et constituent le point de départ de la détection de structures benthiques et de l'évaluation du *paysage marin* ;

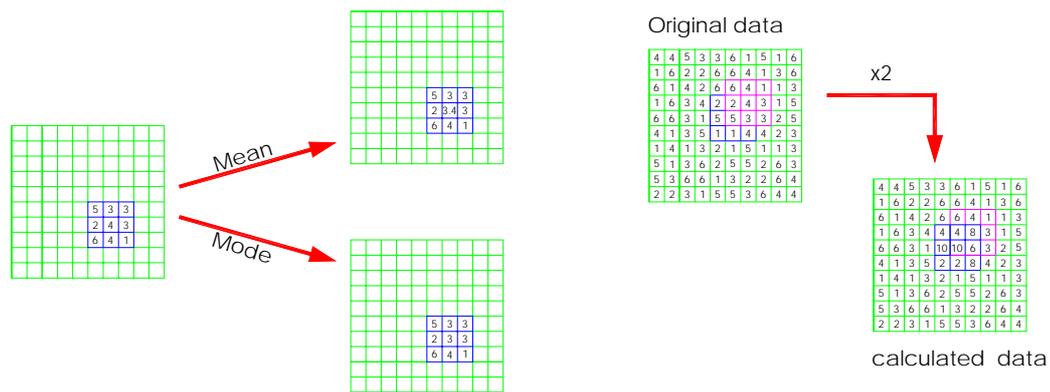


Illustration d'un algorithme à fenêtre mobile

- **analyse « à l'œil » par des experts** – Utilisé de manière systématique par des personnes expérimentées, l'examen « à l'œil » peut donner une *interprétation* très sophistiquée d'une image complexe ;
- **classification non supervisée et reconnaissance de formes par ordinateur** – Des données peuvent être soumises à des techniques assistées par ordinateur de détection de groupements « naturels » de valeurs. Ces techniques sont dites « non supervisées » si le logiciel peut segmenter les données sans égard aux données de terrain. Ces techniques sont souvent employées pour guider l'échantillonnage, et aussi pour établir la correspondance entre des données de terrain et des subdivisions « naturelles » dans les données de télédétection ;
- **classification supervisée** – Ce processus est abordé plus en détail à la section 4.4 « Optimisation de la construction de la carte », comme outil important d'intégration des données de terrain et des images obtenues par télédétection. On le mentionne toutefois ici, car ce même outil peut servir à produire des *couches* physiques des types de sédiment, à partir desquelles seront créés des *modèles* d'adéquation des milieux physiques (MAMP). La *classification supervisée* permet de détecter dans les données de terrain des signatures que l'on applique ensuite aux *couches* physiques pour prédire les *classes* de sédiment ;

4.3.2.1 - Analyse des données de télédétection par des experts

Lorsque l'on a recours à la télédétection pour dresser une *carte* physique d'un territoire, l'*interprétation* de cette *carte* pour la *classification* des substrats et quant aux *figures sédimentaires* doit être validée à l'aide de techniques d'observation ou d'échantillonnage, sans quoi le rendu cartographique risque d'être moins fiable.

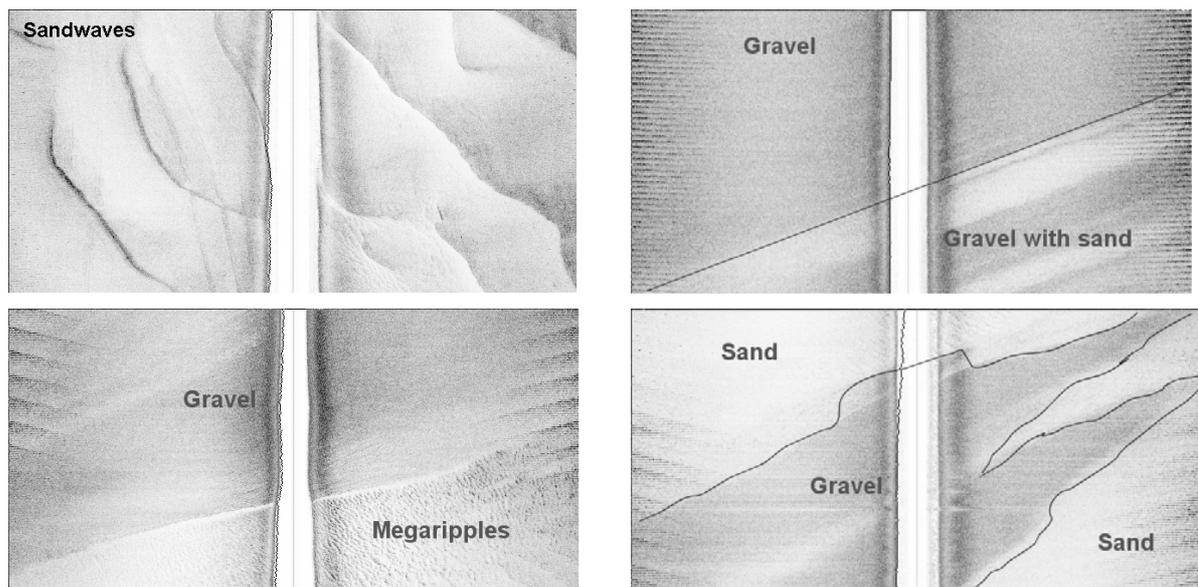
Idéalement, chacun des *polygones* cartographiés devrait être échantillonné pendant la campagne de terrain, mais cela est souvent impossible en pratique. Plus probablement, c'est chaque type de substrat que l'on échantillonne en faisant appel à une variété de techniques. Il faut ensuite utiliser les données ou l'*information* des échantillons pour valider l'ébauche de *carte* physique. Si certaines *classes* provisoires s'avèrent erronées, il faut les modifier en conséquence.

Si les sédiments meubles prédominent, une analyse géophysique complète est le moyen le plus sûr de valider les *classes* de sédiment. Cela peut comprendre une analyse granulométrique et des tests des propriétés géotechniques des sédiments (*pénétrométrie*, *tensions de cisaillement*, etc.). Si de telles analyses ne peuvent être obtenues, on peut avoir une certaine *confiance* en des descriptions résultant d'une inspection directe des échantillons, par exemple en faisant un levé à pied d'une plage ou en examinant des sédiments prélevés à la benne ou par carottage. À défaut de cela, la validation peut devoir reposer sur les résultats d'observations à distance, à l'aide de photographies ou de bandes vidéo du fond de la mer.

Si les sédiments durs prédominent (affleurements rocheux, blocs, gros cailloutis), la validation repose en grande partie sur des techniques d'observation. Sur place, le moyen le plus fiable est l'observation humaine directe par des levés à pied du littoral ou en plongée dans des zones de petit fond. En eau profonde, l'observation peut être limitée à l'utilisation de techniques photographiques ou vidéo, qui risquent d'être moins fiables en raison d'un champ de vision restreint. En l'absence d'observations, on peut faire une certaine validation sur des échantillons prélevés à la drague ou avec de très grosses bennes.

Une ébauche de *carte* physique peut inclure une certaine *interprétation* des *figures sédimentaires* telles que des rides de sable ou des dunes hydrauliques. Dans bien des cas, les techniques de télédétection constituent le meilleur moyen de reconnaître ces *figures sédimentaires*, et les possibilités de validation sont extrêmement limitées. Dans ce cas, il peut être approprié de procéder à une validation croisée, en comparant les résultats de deux techniques de télédétection (p. ex. l'échosondeur multifaisceaux et le sonar à balayage latéral) pour voir si elles détectent la même *figure sédimentaire*. Les techniques de prélèvement permettent rarement de valider l'*interprétation* de *figures sédimentaires*, car les échantillons sont prélevés à une échelle beaucoup trop petite (un prélèvement à la benne ne porte que sur une surface de 0,1 m², alors que des formations sableuses peuvent avoir une longueur d'onde de plusieurs mètres). Les techniques d'observation (caméras et plongeurs) constituent probablement la méthode de terrain la plus sûre de validation des *figures sédimentaires* en domaine subtidal, mais elles risquent de n'être efficaces que pour des *figures sédimentaires* de l'ordre du mètre plutôt que du décimètre (en raison de la visibilité restreinte).

Le processus de validation doit également comprendre la vérification des frontières entre types de sédiments ou des limites des *figures sédimentaires* observés par télédétection. La détermination de telles frontières est probablement la partie la plus critique de la *cartographie des habitats* ; leur emplacement et leurs caractéristiques jouent un rôle important dans la *fiabilité* générale d'une *carte*. Les frontières sont-elles au bon endroit ? Représentent-elles des changements nets ou graduels de type de sédiment ? Là encore, la validation croisée des résultats de deux ou plusieurs techniques de télédétection peut être utile. On peut aussi faire appel à l'observation directe ou à des cheminements vidéo. Sur le littoral, on peut utiliser un GPS portable pour suivre en détail le tracé de frontières entre types d'*habitat*.



Exemples d'*interprétation* de sédiments, de *figures sédimentaires* et de frontières à partir des images fournies par un sonar à balayage latéral. L'*interprétation* doit être validée à l'aide de données d'une campagne de terrain.

4.3.2.2 - Transformation d'images de rétrodiffusion acoustique

La transformation d'images de rétrodiffusion acoustique en *cartes* utilisables pour la *cartographie* des *habitats* est un processus plus ou moins complexe selon le cas. Les images sont surtout interprétées quant à la réflectivité, à la texture et aux motifs présents, et cela peut se faire d'une façon plus ou moins objective.

Il faut savoir que la rétrodiffusion est déterminée, en ordre décroissant d'importance, par (Blondel et Murton, 1997) :

1. la géométrie du système capteur-cible (angle d'incidence de chaque faisceau, pente du terrain, etc.) ;
2. les caractéristiques physiques de la surface (rugosité fine, etc.) ;
3. la nature intrinsèque de la surface (composition, densité, importance relative de la diffusion ou de la dispersion volumique ou superficielle à la fréquence choisie).

De plus, la qualité des images de rétrodiffusion varie selon les différentes fréquences acoustiques et leur *limite de résolution*. Elle peut aussi varier d'un endroit à l'autre et selon les conditions biogéographiques.

L'*interprétation* de la nature et de la répartition des sédiments demeure difficile et exige des sonogrammes de bonne qualité. Les principaux paramètres de la réponse acoustique des sédiments marins sont, par ordre d'importance :

1. la porosité ;
2. la densité ;
3. les *tensions de cisaillement* ;
4. le degré et le type de lithification ;
5. la taille et la répartition des grains.

Il est fort probable que l'on arrive à distinguer les terrains durs et les terrains mous, mais au-delà de ça, une campagne de terrain approfondie peut être nécessaire. Lorsque la présence d'espèces ou de *biocénoses* macrobenthiques est fortement corrélée avec la nature des sédiments, on peut tenter d'interpréter dans un premier temps les sonogrammes quant à la nature des sédiments, puis de faire le lien avec l'aspect biologique (*interprétation indirecte*). Dans ce cas, il faut absolument faire d'abord une estimation des variations de porosité et de densité. De ce point de vue, les zones fortement travaillées telles que le sommet des bancs de sable, peuvent avoir une faible rétrodiffusion, même si les grains sont souvent plus grossiers que dans le voisinage. De plus, les sédiments même faiblement enrichis de silt ou d'argile sont plus compacts et leur rétrodiffusion est plus forte. Voir le schéma d'*interprétation* qui suit.

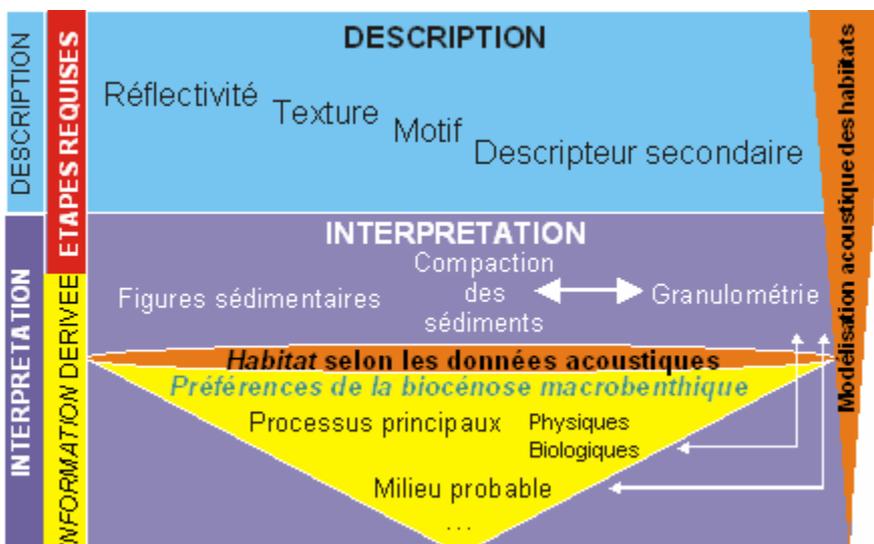


Schéma d'interprétation d'habitats de substrats meubles (Van Lancker et al., 2001)

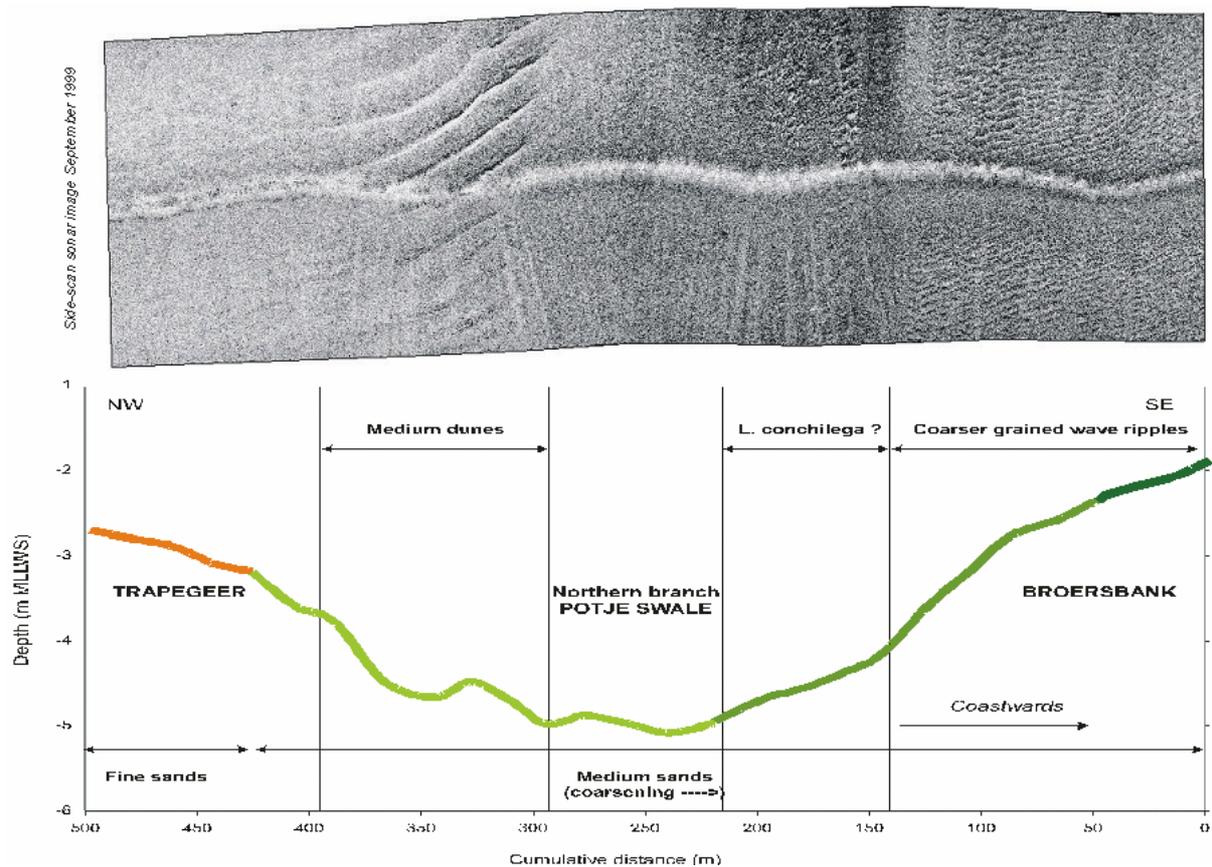


Image de sonar à balayage latéral et bathymétrie correspondante de bancs de sable et d'une cuvette en zone de petit fond près du littoral belge. Le long du banc de sable Trapegeer, la rétrodiffusion acoustique est relativement faible, ce qui correspond à des sables moyens. Dans la cuvette, le faciès de grande réflectivité correspond à des sables fins avec une certaine proportion de silt ou d'argile. Au pied du banc de sable Broersbank, le faciès inégal est lié à la présence du Polychète tubicole *Lanice conchilega*. Le faciès de grande réflectivité du banc de sable Broersbank est dû à la présence de rides à grains grossiers.

Aujourd'hui, on arrive à construire un *modèle* à couverture totale de la nature des sédiments à partir des variations de la rétrodiffusion acoustique de sondeurs multifaisceaux. À titre d'exemple, Ferrini et Flood (2006) ont étudié la relation entre l'intensité de rétrodiffusion (avec un système multifaisceaux à 300 kHz), la répartition de la taille des grains et la rugosité du fond d'un site sableux, en faisant une analyse des composantes principales et une régression multiple. On a pu établir une corrélation entre la rugosité, la taille des grains et l'intensité de rétrodiffusion, mais l'importance relative des facteurs variait, et ce même si les levés étaient limités aux sites sableux. Les principales variables contribuant à la variation de la rétrodiffusion étaient la taille moyenne des grains, l'écart type de la taille des grains et les variations d'altitude au-dessus du fond, déduites d'une *carte* de la rugosité à *petite échelle*. La *carte* de rugosité est cruciale, et exige des sondages multifaisceaux et une campagne de terrain d'un haut niveau de qualité. Pour des sites plus graveleux, le pourcentage de gravier et le pourcentage de coquillages ont des effets importants sur l'intensité de rétrodiffusion.

Un aperçu des stratégies et processus de *cartographie* acoustique du fond de la mer est donné par un [document sur la cartographie des habitats benthiques en zone côtière de petit fond](#).

4.3.2.3 - Obtention d'un degré optimal de couverture

Interpolation de données ponctuelles

Lorsque l'on utilise des données quantitatives, la densité des points d'échantillonnage doit être suffisante pour que la couverture soit adéquate. Il existe différentes techniques d'*interpolation*, qu'il faut comparer. Il est nécessaire de faire une bonne exploration des données à l'aide d'un histogramme, d'une distribution des fréquences et de certaines statistiques descriptives, afin de bien connaître les données et d'avoir une idée de leur qualité.

Une méthode géostatistique appelée krigeage consiste en une technique d'*interpolation* qui tient compte de la corrélation spatiale entre des points d'observation voisins pour prédire des valeurs en des points non échantillonnés (Goovaerts, 1999). Cette méthode donne une indication des *erreurs* et incertitudes liées aux valeurs calculées par *interpolation*, en fonction de la variance des valeurs estimées (Burrough et McDonnell, 1998).

Lorsque la densité des points d'échantillonnage est faible, les méthodes géostatistiques ont l'avantage d'améliorer grandement l'*interpolation*. La validation à l'aide de données indépendantes permet de savoir où il faut un échantillonnage supplémentaire et où la *carte* est de moins bonne qualité.

Dans certains cas, lorsque les données d'échantillonnage sont en corrélation avec d'autres données de *couches* physiques, il est possible de recourir à des méthodes géostatistiques à variables multiples. Prenons l'exemple de la corrélation entre la taille des grains et la bathymétrie. Dans les substrats meubles et les zones à forte énergie hydrodynamique, la bathymétrie influence la répartition des sédiments. En particulier, dans le cas des bancs de sable et des cuvettes, la répartition des sédiments varie considérablement selon l'entité morphologique. Verfaillie *et al.* (2006) ont démontré la puissance de cette technique et l'ont utilisée pour obtenir une *carte* à couverture totale donnant la taille médiane des grains de la partie sableuse de toute la portion belge de la mer du Nord ([UGent Multivariate geostatistics.pdf](#)). Son application a été étendue à la production de *cartes* de la partie sud de la mer du Nord, comprenant le plateau continental belge, la partie sud du plateau continental des Pays-Bas et une petite partie des eaux situées au sud-est du Royaume-Uni. La même technique a été employée pour l'*interpolation* des fractions sédimentaires de la totalité du plateau continental des Pays-Bas (voir le fichier [Dummy file WE TNO interpolation fractions.doc](#))

Déduction de paramètres liés à la bathymétrie et biologiquement pertinents

Un bon jeu de données bathymétriques est essentiel à tout programme de *cartographie* des *habitats*. Le plus souvent, la profondeur elle-même n'est pas déterminante, mais des paramètres dérivés tels que la pente, l'aspect et les caractéristiques topographiques sont souvent plus importants pour expliquer la *variabilité* des *habitats*. Lorsque des données bathymétriques ponctuelles sont transformées par *interpolation* en *modèles* numériques de terrain (*MNT*), on peut calculer un ensemble de dérivées mathématiques en tout point.

Pente et aspect

La pente et l'aspect sont deux dérivées premières d'une surface bathymétrique. La pente est définie par un plan tangent à la surface du *MNT* en un point quelconque. Elle comprend deux composantes, à savoir le gradient, c'est-à-dire le taux maximal de changement d'altitude, et l'aspect, c'est-à-dire la direction de compas de ce taux maximal (définitions adaptées de Evans, 1980 et de Burrough *et al.*, 1999). La pente surtout est utilisée dans le contexte de la *cartographie* des *habitats*. Elle peut par exemple être associée à un plus grand nombre d'espèces, peut-être à cause de la plus grande disponibilité de nourriture.

Indice de position bathymétrique

L'[indice de position bathymétrique](#) est une dérivée seconde de la surface. Il permet de calculer où se situe un lieu d'une altitude donnée par rapport à l'ensemble du paysage, et d'en déduire une *carte* donnant des caractéristiques géomorphologiques telles que pentes, dépressions, lignes de crête et zones plates.

De plus, on peut faire une estimation automatisée de la hauteur des rides de sable ([Dummy file WE TNO Sand wave height map DCS.doc](#)). Cette méthode fonctionne bien pour des rides de sable seules, mais elle devient imprécise lorsque les rides se superposent à des bancs de sable.

L'indice de position bathymétrique peut être remplacé par la reconnaissance des caractéristiques topographiques à partir d'images bathymétriques.

D'autre part, dans un *SIG*, les outils suivants peuvent aider à tirer davantage d'*information* à partir des données : dégradés de terrain ; estompage (ombres portées) ; courbes de niveau ; hauteur au-dessus du seuil ; combinaisons de ces outils.

Toutes ces techniques sont applicables aux données bathymétriques fournies par des moyens acoustiques ou optiques de télédétection. On trouve également des applications qui font appel au *lidar* hydrographique ([WE Ifremer lidar.pdf](#)).

4.3.3 - Combinaison de données

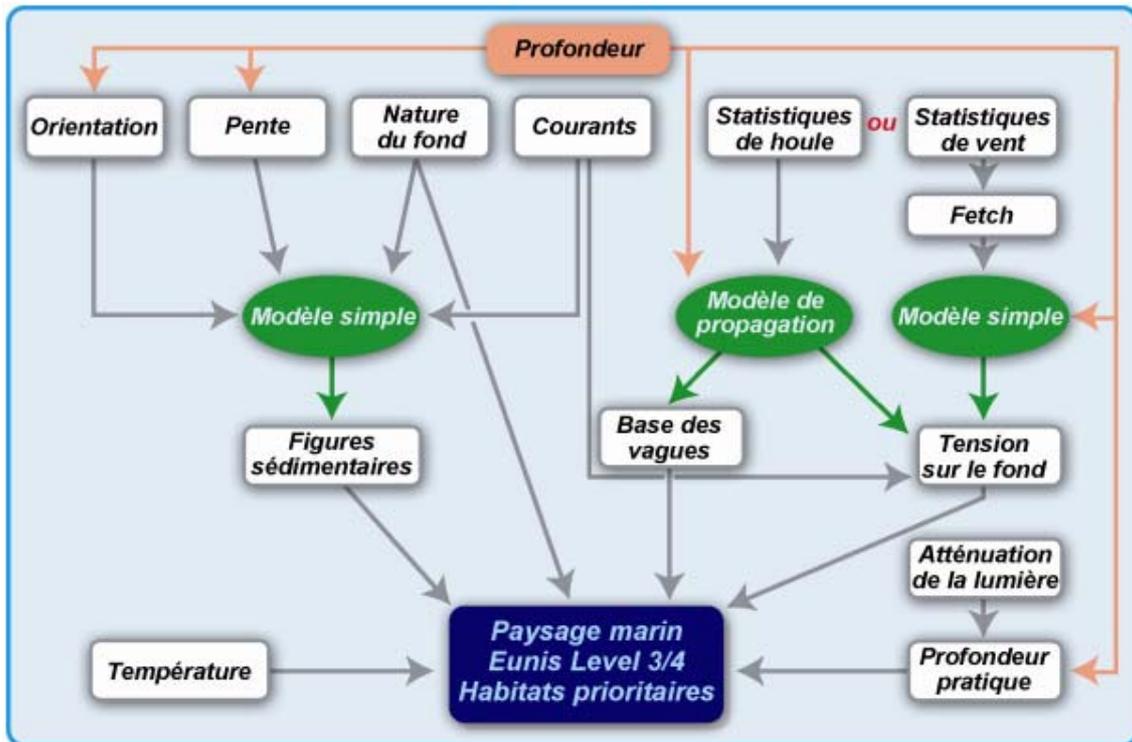
L'une des approches les plus intéressantes de la combinaison de données de *couches* physiques pour la *cartographie* des *habitats* est le concept de *paysage marin* décrit par Roff et Taylor (2000). Cette approche permet de cartographier des *habitats* uniquement à partir de caractéristiques géophysiques, mais en ayant à l'esprit que celles-ci jouent un rôle important dans la détermination de la nature des *biocénoses*. Dans cette approche, les données biologiques ne sont utilisées que de manière passive pour valider les résultats finaux. Ce concept annonce aussi la prise de conscience du fait que la protection à l'échelle des espaces ou des paysages pourrait être plus valable que la seule protection d'espèces précises. Le concept d'espace exige une démarche descendante (Laffoley *et al.*, 2000), soit exactement ce qui est proposé dans l'article de Roff et Taylor (2000).

La combinaison de données peut se faire simplement par des techniques de *cartographie* et de *SIG*, de préférence à partir de données transformées comme on l'a décrit précédemment. Le résultat final peut toutefois dépendre fortement :

1. De la qualité des jeux de données sous-jacents ;
2. De l'exhaustivité des jeux de données ;
3. Des *couches* de données utilisées ;
4. De la *résolution* des *couches* de données ;
5. De l'utilisation de *polygones vectoriels*, de données *matricielles* ou de grilles *vectorielles* ;
6. Des valeurs seuils utilisées pour la *classification* dans chaque *couche* de données ;
7. Du recours à une *classification supervisée* ou non supervisée ;
8. Des types d'interrogations effectuées (diverses combinaisons de jeux de données, modifications de critères pratiques tels que seuils variables de *classes*, etc.).
9. D'autre part, l'utilisation plus ou moins grande de données biologiques peut avoir une grande influence sur le résultat final.

L'organigramme ci-dessous vise à montrer comment on peut combiner les principaux paramètres afin de produire des résultats significatifs pour la *cartographie* des *habitats*. La partie supérieure montre les variables primaires, dont la combinaison produit des variables secondaires. La couleur rouge met en évidence le rôle multiple de la profondeur. La profondeur peut jouer un rôle direct dans les calculs de propagation des vagues ou les

calculs de courants. Elle peut aussi déterminer les *tensions de cisaillement* résultant de l'exposition de la surface du fond. Autrement, elle intervient surtout par le truchement de ses dérivées (pente, aspect, topographie). Dans l'approche des paysages marins, la profondeur peut également être combinée avec la pénétration des vagues et de la lumière pour produire des « zones biologiques de profondeur », à savoir les zones infralittorale et circalittorale. Noter que cet organigramme n'est qu'un exemple de la manière dont on peut combiner des *couches* de données. Les combinaisons possibles diffèrent selon la finalité de la *carte*, le territoire et le type de substrat.



Combinaison de données environnementales en vue d'une modélisation des *habitats*. Selon la *résolution des couches* de données, le résultat peut être un *paysage marin*, un *modèle* aux niveaux 3 et 4 de la *typologie* EUNIS, ou un *modèle* centré sur des *habitats* prioritaires.

Cartographie de paysages marins

Les méthodes de réalisation d'une *carte* de paysages marins sont bien définies (Roff et Taylor, 2000 ; Golding *et al.*, 2004 ; Connor *et al.*, 2006). Elles comportent les étapes suivantes, fondées en grande partie sur l'utilisation de *SIG* : définition d'un ensemble de *couches* de données environnementales qui caractérisent le fond ; traitement des *couches* de données en vue de leur analyse ; détermination des seuils significatifs au moyen de la *classification* ; production des unités de *paysage marin* par des sommaires et interrogations des divers jeux de données ; validation des résultats sur le plan écologique.

1. Les paramètres environnementaux, qui sont de préférence stables par nature, doivent jouer le rôle d'indicateurs des types d'*habitat* en fonction de fourchettes de valeurs. De nombreuses caractéristiques abiotiques sont pertinentes du point de vue des *habitats*, mais elles n'ont pas toutes la même importance. Les *couches* de données choisies peuvent varier d'une région à l'autre, car certains jeux de données ont trop peu de variation pour permettre de distinguer des types d'*habitat*.
2. Au cours du traitement des données choisies, il faut décider du type de données à utiliser dans tout le processus. Il revient à l'utilisateur de choisir entre données *vectérielles*, données *matricielles* ou grilles *vectérielles*.

3. Certains jeux de données se présentent sous forme de continuums non classifiés, alors que d'autres ont déjà subi une *classification*. Les modalités de *classification* ont une influence majeure sur le résultat final. Un grand nombre de *classes* peut refléter la complexité de l'environnement, mais un nombre excessif de *classes* complique le traitement des données sans pour autant permettre de bien définir les paysages marins. Un petit nombre de *classes* pertinentes est le plus susceptible de donner des types d'*habitat* significatifs. À l'heure actuelle, il n'y a aucune technique de *classification* communément admise, et les connaissances des scientifiques intervenant dans le processus jouent donc un rôle important.
4. Une fois classifiés et complétés par les *métadonnées* et *attributs* requis, les jeux de données sont ensuite combinés selon des techniques qui dépendent du type de données choisi. Le processus d'interrogation peut se dérouler dans un *SIG* ou *MS Access*. Dans la *couche* de données ou la base de données composite qui en résulte, on peut élaborer des critères pratiques qui aideront à distinguer les types de *paysage marin*. Les principaux critères d'interrogation dépendent des jeux de données disponibles (p. ex. bathymétrie, pente, taille médiane des grains, profondeur photique, ...). L'analyse des jeux de données peut produire de nombreuses combinaisons différentes, qui se traduiront le cas échéant par des types différents de *paysage marin*.
5. Dans une dernière étape, il faut évaluer les paysages marins du point de vue de leur pertinence écologique. Cela est faisable au moyen d'une simple comparaison des paysages marins et de bases de données biologiques. Cependant, certains *habitats* risquent d'être sur ou sous-représentés dans les échantillons, et une évaluation objective est alors difficile à obtenir. Idéalement, les résultats devraient être validés au regard des données de la campagne de terrain.

Pour une description détaillée des processus de *cartographie* des paysages marins, voir Connor *et al.*, (2006).

4.4 - Optimisation de la construction de la carte

La troisième étape de la production d'une *carte d'habitats* met l'accent sur l'intégration et la modélisation de données. Diverses stratégies peuvent être nécessaires pour intégrer les données de terrain et les *couches* physiques. L'objectif est de produire une *couche cartographique* donnant la répartition des *classes d'habitat*. Comme pour les autres étapes, les méthodes d'intégration des données biologiques de terrain et des *couches* physiques sont plus ou moins simples ou complexes selon le cas.

- **Mise en correspondance** des *classes d'habitat* biologiques et des *couches* physiques auxquelles elles sont superposées, puis regroupement des correspondances semblables. La construction d'un tableau à double entrée est la technique la plus couramment employée. Certains problèmes risquent de se poser, en grande partie liés à la répartition des points d'échantillonnage, qui est souvent biaisée en faveur d'*habitats* particuliers.
- **Interprétation directe** des *habitats* représentés par les images de sonar à balayage latéral, les images de rétrodiffusion acoustique, les *modèles* bathymétriques, ainsi que les photographies aériennes et satellitaires, en faisant appel aux connaissances et au jugement d'experts. Sur le littoral, il peut s'agir d'une *interprétation* directe sur le terrain de photographies aériennes, en marchant sur le rivage ou à l'aide de caméras sous-marines. Le catalogue MESH des signatures d'*habitat* donne un aperçu des signatures connues de certains *habitats*.

L'utilisation de signatures peut être relativement fructueuse pour des territoires simples ou peu étendus, mais un grand territoire est plus susceptible de donner lieu à

des confusions quant à la répartition des biotes sur des structures similaires. Certaines images pourraient devoir subir une reclassification après l'intégration aux données de terrain.

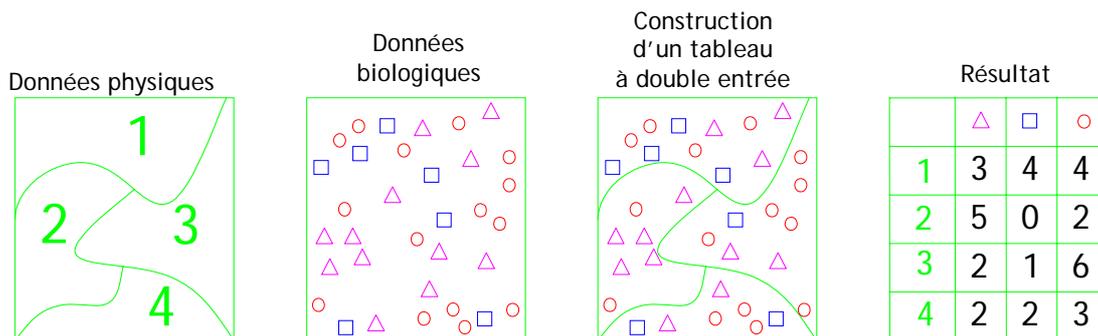


Schéma d'une approche de cartographie directe

- **Modélisation statistique** des *habitats*. La plupart des techniques statistiques disponibles se répartissent en sept catégories (Guisan et Zimmermann, 2000) : régression multiple et ses formes généralisées, techniques de *classification*, enveloppes environnementales, techniques d'ordination, méthodes bayésiennes, réseaux neuronaux, autres méthodes, y compris des méthodes mixtes. Le choix des méthodes dépend surtout de l'étendue et de la qualité des données. Des logiciels spécialisés et des compétences techniques de haut niveau peuvent être nécessaires.

4.4.1 - Correspondance entre classes d'habitat biologiques et couches physiques

Le principe de la mise en correspondance des *classes d'habitat* biologique et des *couches* physiques à l'aide d'un tableau à double entrée est simple.



Construction d'un tableau à double entrée de données biologiques et physiques

Les données biologiques sont réparties en catégories selon l'endroit où elles se situent sur la *carte* de la *couche* physique. Après un classement des données par ordre de fréquence, les catégories de la *couche* physique sont mises en correspondance avec l'*habitat* biologique dominant. Cette technique pose toutefois un certain nombre de problèmes :

- souvent, certains *habitats* sont échantillonnés plus fréquemment que d'autres (p. ex. les plongeurs échantillonnent les *habitats* rocheux davantage que les *habitats* sableux), et les fréquences peuvent devoir être corrigées ;
- avec l'augmentation du nombre de catégories des *couches* physiques dans le tableau à double entrée, les fréquences dans chaque catégorie diminuent – le cas échéant jusqu'au point où elles n'ont pas beaucoup de signification. Cela est particulièrement vrai dans le cas des catégories éloignées (au large des côtes, zones de grand fond) ;
- La *carte* montre toujours l'*habitat* dominant, avec pour conséquence que les *habitats* rares mais importants n'y figurent jamais. C'est notamment le cas des *cartes* à faible *résolution* (p. ex. 250 m par *pixel*), où les *habitats* sont fondus sur le plan spatial.

Cette technique convient donc davantage à la construction de *cartes* indicatives à échelle très globale, où l'on peut se contenter d'une approche rudimentaire (p. ex. *cartes* de paysages marins).

4.4.2 - Cartographie directe

4.4.2.1 Interprétation directe et reclassification d'images

En zone intertidale, l'interprète peut aller sur le terrain pour observer directement les faciès et les comparer à leur aspect sur les images obtenues. Il se fait ainsi facilement une idée de la « signature » des caractéristiques observées. (Noter que dans ce contexte, une signature indique une relation entre les caractéristiques d'*habitat* observées directement et les structures des *couches* physiques. Dans le cas d'une *classification supervisée*, le terme *signature* a une signification statistique plus rigoureuse.) En général, les données sur ces signatures sont plutôt abondantes, car les campagnes de terrain en zone intertidale ne font pas l'objet de trop de contraintes et permettent d'obtenir des signatures fines avec un haut degré de qualité. En zone subtidale, l'observation directe pose davantage de difficultés, et il est moins facile d'obtenir des signatures fiables.

Il est possible d'interpréter directement des images de sonar à balayage latéral quant aux caractéristiques physiques des *habitats* (sédiments, *figures sédimentaires*, topographie) avec un minimum d'observation directe, puis de les réinterpréter en sachant quelles *biocénoses* sont hébergées. Par exemple, des images de sonar à balayage latéral peuvent avoir été interprétées avant leur intégration quant aux *figures sédimentaires* et aux types de sédiment, et nécessiter une reclassification. Les correspondances entre données de terrain biologiques et *couches* physiques peuvent être établies par observation directe. On suppose ensuite que des structures semblables hébergent les mêmes biotes. Si l'on incorpore d'autres *couches*, par exemple les courbes de niveau et la pente, on peut alors subdiviser les substrats par zone de profondeur, etc., ce qui impose des contraintes supplémentaires aux liens entre structures physiques et biotes, et donc améliore la *carte* finale. Cela peut fonctionner relativement bien pour des territoires simples ou peu étendus, mais un grand territoire est plus susceptible de donner lieu à des confusions quant à la répartition des biotes sur des *modèles* similaires de rétrodiffusion.

L'*interprétation* d'images de télédétection d'*habitats* benthiques consiste à établir des correspondances entre d'une part l'expression des types de structure sur les images, et d'autre part la réalité sur le terrain, autrement dit de rechercher les signatures des faciès ou des *habitats*.

Les signatures peuvent varier pour un faciès ou un type de terrain donné. Elles dépendent de facteurs naturels qui les rendent différentes pour l'observateur même si elles correspondent clairement à une *classe* précise. De subtiles nuances de couleur dans la composition d'un faciès peuvent modifier considérablement leur aspect à la télédétection. Par exemple, la présence d'une microflore recouvrant un sable vaseux peut modifier son aspect sur une photographie aérienne. Les cartographes mettent à profit leurs connaissances et leur expérience pour tenir compte de cette *variabilité*.

Un exemple de ce phénomène est celui de la baie de Concarneau, en France, où l'on a observé une texture « de peau d'orange » formée de petits cratères, faciès spectaculaire jamais mis en évidence dans les études antérieures de cette baie. Ce genre de *figure sédimentaire* se voit généralement à de plus grandes profondeurs, mais est très inhabituel ici. Les nombreux échantillons prélevés de ce faciès étaient formés d'une vase compacte avec en surface des *communautés* très concentrées de *Haploops*.



Photographie montrant un cratère de petite taille (« pockmark »)

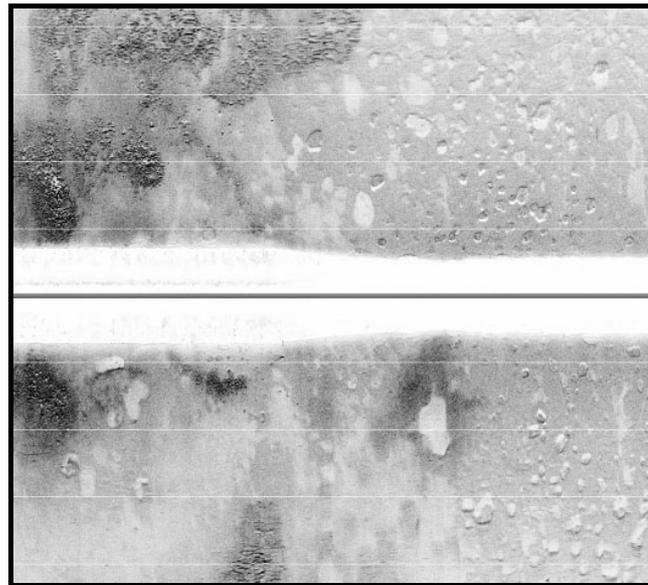


Image de sonar à balayage latéral de zones de texture de peau d'orange dans la baie de Concarneau. La classe EUNIS est « vase sableuse ». La description est « faciès gris clair avec des cratères ».

Ces signatures sont ensuite utilisables dans une *classification* automatisée ou une *interprétation* manuelle directe, selon la méthode choisie par l'interprète. La qualité de l'*interprétation* est en relation directe avec la qualité de ces signatures.

4.4.2.2 - Catalogue de signatures d'habitat

Le manque de signatures obtenues directement lors d'une campagne de terrain peut être compensé dans une certaine mesure par le recours à des « signatures antérieures » recueillies par d'autres opérateurs de terrain. L'équipe du projet MESH a reconnu que les nombreux exemples recueillis par ses partenaires ont une valeur qui va au-delà du projet lui-même, et qu'ils méritent d'être compilés et mis à la disposition de la collectivité. La valeur d'un tel catalogue est d'autant plus grande qu'il reflète une diversité de techniques, de conditions d'acquisition et de lieux géographiques. Ce n'est qu'en examinant un grand nombre de cas qu'un interprète est susceptible de trouver une signature identique à celle qu'il étudie et pouvant l'aider dans son *interprétation*. Lorsque l'on met sur pied un catalogue, il est donc conseillé de ne pas limiter le nombre d'occurrences. De plus, il faut consigner avec soin les *métadonnées* des signatures, afin que les utilisateurs soient bien informés des conditions dans lesquelles elles ont été recueillies.

Le catalogue MESH des signatures d'habitat

Au départ, un certain nombre d'*habitats* (voir le tableau) ont été identifiés par les partenaires du projet MESH. Seuls les *habitats* ayant une signature manifeste à la télédétection ont été retenus. Ces *habitats* appartiennent à divers niveaux de la *typologie* EUNIS : en général, il s'agit de niveaux élevés de la hiérarchie, puisque ce sont des facteurs abiotiques qui déterminent les signatures. Par exemple, un milieu de « sable fin » englobe de nombreux types d'*habitat* de niveau inférieur dans la *typologie*. Par contre, certaines signatures correspondent à des *habitats* de niveau inférieur, où l'*endofaune* (sédiments meubles) ou la flore (substrats rocheux) ont une forte influence sur l'aspect extérieur de l'*habitat*.

Il a fallu d'abord décrire formellement tous les *habitats* au moyen d'un résumé et de mots-clés. Voir plus loin l'exemple des bancs de moules. Vient ensuite pour chaque *habitat* une liste de blocs d'occurrences de cet *habitat*. Chaque bloc contient toutes les signatures

recueillies à l'aide de diverses techniques de télédétection en un lieu donné. Voir l'exemple des Abers, en Bretagne, où l'on voit des images d'herbiers de phanérogames marines acquises par photographie aérienne, sonar à balayage latéral, *lidar* hydrographique et photographies sur le terrain. Chaque signature contient également des *métadonnées* qui décrivent dans quelles conditions elle a été recueillie.

L'emplacement géographique de chaque bloc figure en mortaise. Le catalogue est en outre relié dynamiquement au *SIG webGIS* de MESH, de telle sorte qu'à tout moment, un utilisateur qui consulte une *carte d'habitats* peut voir instantanément une signature recueillie dans le même secteur. Le [catalogue MESH des signatures d'habitat](#) est accessible en ligne.

Ce catalogue est conçu comme un outil évolutif et tout utilisateur devrait être un contributeur. D'autres signatures sont les bienvenues, à condition qu'elles illustrent divers aspects des *habitats*. Un [manuel d'instructions](#) explique comment alimenter ou consulter le catalogue.

[Habitats usual names](#) EUNIS Code search Keyword search Multi-Criteria search

Here is the comprehensive list of habitat sheets available in the catalogue of seabed signatures. To access one habitat sheet, click on the habitat name.

Search results : 31 habitats usual names

Barnacles	Dredged gravel beds (circalittoral)	Mussel Beds
Bedrock outcrops	Dump spots of dredged materials	Oyster beds
Boulder fields	Fine sand	Pockmark
Boulder reef (circalittoral)	Fucoid beds	Sabellaria alveolata beds
Carbonate mounds	Gravel and Sand ribbons (circalittoral)	Sabellaria spinulosa reef
Circalittoral sand waves	Kelp beds	Saltmarshes
Coarse sand	Lanice conchilega reef	Sand bank
Cobble reef (circalittoral)	Maerl beds	Undredged gravel beds (circalittoral)
Cobble reef (intertidal)	Medium sand	Zostera marina beds
Collapsed mine shafts (circalittoral)	Megaripple field (circalittoral)	
Crepidula Beds	Mixed sediments (circalittoral)	

Habitats énumérés dans le catalogue MESH des signatures d'habitat

Multi-Criteria search [Habitats usual names](#) EUNIS Code search Keyword search

Mussel Beds

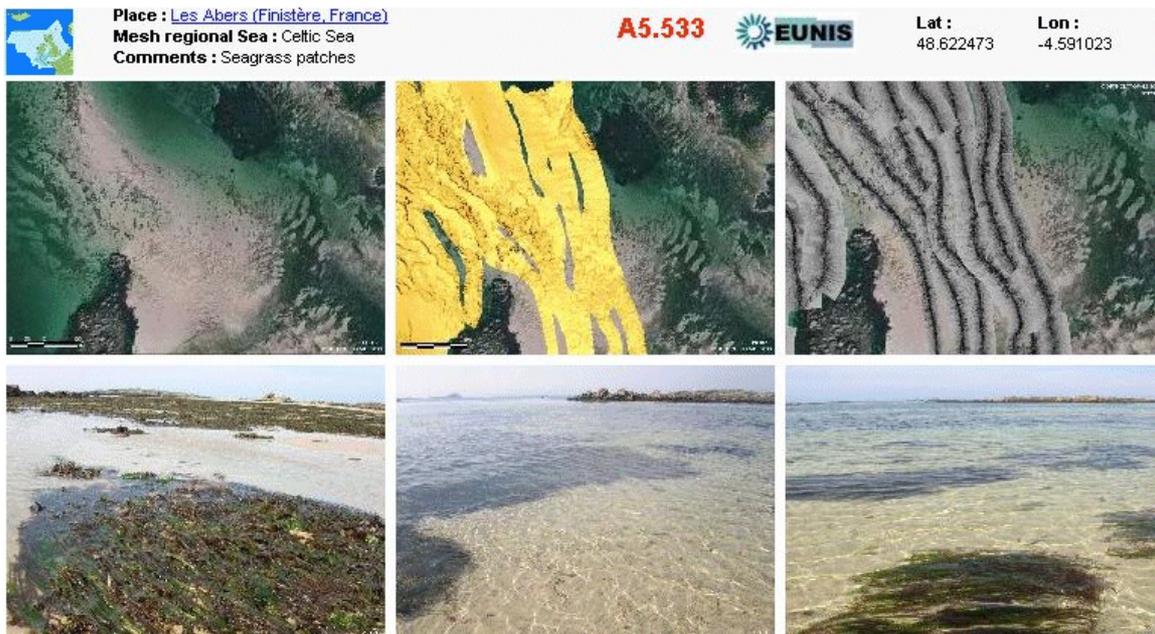
Biotope description :
 'A mussel bed is a benthic community structured by blue mussels. It may consist of a spatially well defined irregular collection of more or less protruding smaller beds, which may be called patches, separated by open spaces. This description entails also young beds with a high abundance of small mussels. The described structure may not be so distinct in young beds or just settled beds (spatfall). Within these mussels many species may occur because the bed provides shelter and hard substrate. Typical species are barnacles, bryozoans and macro algae. At low tide many birds are present.

Key-words : [mussel](#), [mussel bed](#), [biogenic reef](#), [Mytilus edulis](#)

Habitat description :
 Intertidal beds occur in the lower reaches of the intertidal between the low water level and mean tide. Above that seedbeds may occur but won't survive because of long emergence and lack of feeding time. Beds can occur on substrates ranging from sand to mud including shell deposits. On hard substrates like rocky shores, piers and groynes mussels may occur in high densities, but these are not considered to be mussel beds.

Weblinks :

Exemple de description d'habitat (banc de moules)



Trois signatures d'herbiers de phanérogames marines en zone de petit fond, obtenues par photographie aérienne, lidar et sonar à balayage latéral, et trois photographies prises sur le terrain (Les Abers, Bretagne)

4.4.3 - Modélisation statistique

De nombreuses techniques statistiques permettent de modéliser des *habitats*. Guisan et Zimmermann (2000) donnent un excellent aperçu des techniques statistiques de modélisation servant à prédire une répartition d'*habitats*. La plupart des techniques statistiques disponibles se répartissent en sept catégories : régression multiple et ses formes généralisées, techniques de *classification*, enveloppes environnementales, techniques d'ordination, méthodes bayésiennes, réseaux neuronaux, autres méthodes, y compris des méthodes mixtes. On trouve également un bon [aperçu des techniques statistiques](#) dans le contexte de la modélisation des *habitats*.

Dans certains cas, ces techniques permettent d'élaborer des *modèles* d'adéquation des milieux physiques (MAMP) dont le but principal est de définir de manière quantitative la niche écologique d'une espèce. Un MAMP permet d'affecter à chaque lieu une *probabilité* d'occurrence d'un *habitat*, en fonction des variables environnementales locales. De plus, un tel *modèle* peut servir à construire des *cartes* à couverture totale de répartition des espèces.

Pour produire ces *cartes*, on introduit dans le *modèle* des *cartes* à couverture totale pour chaque variable environnementale. Le *modèle* prédit la *probabilité* d'occurrence des espèces pour chaque *pixel*. De plus, la modélisation permet d'évaluer la niche écologique d'une espèce d'une manière plus quantitative et donne une *probabilité* d'occurrence pour chaque combinaison de variables.

Les principales approches statistiques de la modélisation se répartissent en sept catégories :

1. Régression généralisée

Les techniques de régression consistent à relier une variable dépendante à un ou plusieurs prédicteurs environnementaux ou variables explicatives. La régression classique par la méthode des moindres carrés n'est valable que lorsque la variable dépendante a une distribution normale. Les *modèles* linéaires généralisés permettent de traiter divers types de distribution, notamment gaussienne, binomiale, Gamma ou de Poisson. Une régression par la méthode des moindres carrés peut prédire des valeurs impossibles

telles que des valeurs négatives ou des *probabilités* supérieures à 100 %, alors que toutes les *prédictions* données par les *modèles* linéaires généralisés se situent dans les limites des valeurs observées (p. ex. *probabilité* d'occurrence d'une espèce comprise entre 0 et 1). Trois documents donnent des exemples d'utilisation de techniques de régression pour la modélisation d'*habitats* :

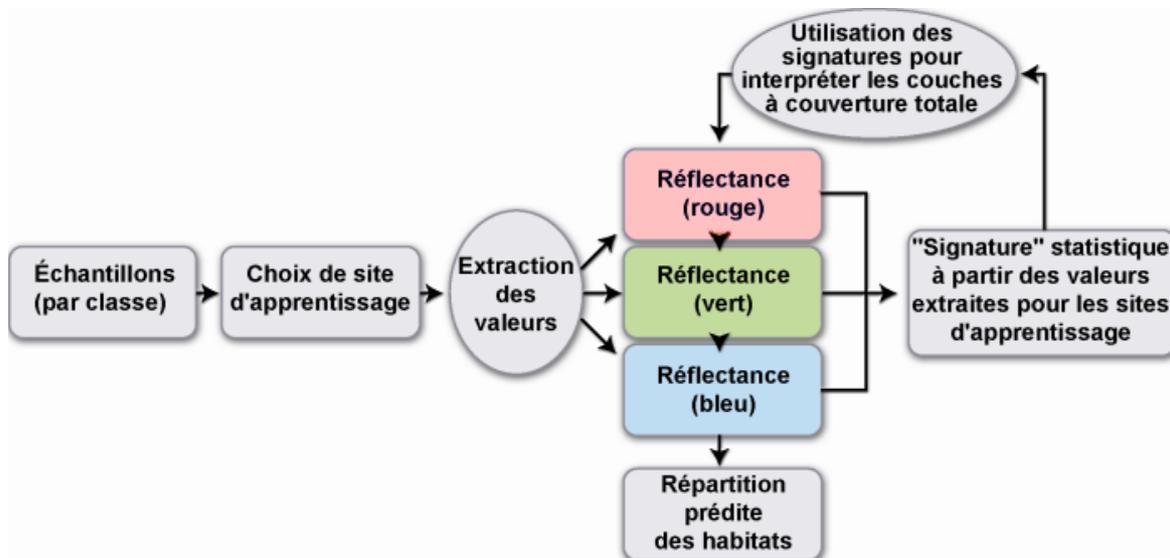
[WE Ifremer predictive modelling seaweeds.pdf](#)

[Habitat suitability modelling MESH.pdf](#)

[Maerl regression.pdf](#)

2. Techniques de classification

La *classification* regroupe un grand nombre de techniques, qui visent à affecter une certaine *classe* de la variable dépendante à chaque combinaison des variables prédictives environnementales. Parmi ces techniques, mentionnons les arbres de *classification* et de régression, la *classification* à base de règles et la *classification* par maximum de vraisemblance.



Déduction de signatures statistiques à partir d'échantillons

Dans le domaine de la *classification* d'images (p. ex. images satellitaires), on utilise souvent la *classification supervisée* ou non supervisée. Dans le cas de la *classification supervisée*, le logiciel délimite certaines *classes* à partir de données statistiquement caractéristiques tirées d'exemples connus dans l'image (« *sites d'apprentissage* ») (Eastman, 1999). La forme la plus répandue de *classification supervisée* est la *classification* par maximum de vraisemblance (voir par exemple le fichier [ENV CS05 Maximum Likelihood Classification of AGDS Data.pdf](#)).

On peut appliquer la *classification supervisée* directement sur les données biologiques de terrain, sans passer par une *interprétation* du type de sédiment. D'une certaine manière, l'intégration des *couches* physiques et des biotes se fait en une seule étape. Cela fonctionne bien pour de petits territoires, mais le risque de confusion des signatures entre différents *habitats* augmente avec l'étendue du territoire. Par contre, on peut raffiner la *classification supervisée* en restreignant la répartition prédite des *habitats* par l'utilisation d'images existantes de *probabilités*, fondées sur ce que l'on connaît des tendances générales de la répartition des *habitats* (voir par exemple le fichier [ENV CS09 Prior Probability Classification.pdf](#)).

La *classification* non supervisée fait appel à un logiciel de groupement pour classifier une image sans recourir à des *sites d'apprentissage*. La segmentation est une forme de *classification* non supervisée qui consiste à regrouper en segments des *pixels* adjacents

qui ont des valeurs semblables. On peut faire appel à cette technique au cours des levés pour obtenir une *interprétation* rapide des données de télédétection, mais on l'utilise rarement pour l'analyse finale des données.

3. Enveloppes environnementales

L'enveloppe environnementale d'une espèce est définie comme l'ensemble des milieux dans lesquels on croit que cette espèce peut persister parce que ses besoins environnementaux y sont satisfaits (Walker et Cocks, 1991). De nombreux *modèles* à *grande échelle* de végétation ou d'espèces sont fondés sur des techniques d'enveloppe environnementale.

4. Techniques d'ordination

Le terme *ordination* a été introduit par Goodall (1954) pour désigner des méthodes qui organisent des échantillons ou des espèces selon un ordre multidimensionnel.

Un exemple bien connu de technique d'ordination est celui de l'analyse des composantes principales (ACP). Il s'agit d'une technique linéaire de diminution du nombre de dimensions, qui consiste à identifier les directions orthogonales de variance maximale dans les données originales et à projeter ces données dans un espace comportant moins de dimensions, défini par les variables qui présentent la plus grande variance (Bishop, 1995).

La plupart des *modèles d'habitats* qui prédisent la répartition d'espèces ou de *biocénoses* à l'aide de techniques d'ordination sont fondés sur l'analyse canonique des correspondances (ACC). Dans cette analyse directe des gradients, les principaux axes d'ordination sont forcément une combinaison linéaire de descripteurs environnementaux (ter Braak, 1988).

5. Méthodes bayésiennes

Les *modèles* fondés sur les statistiques bayésiennes combinent les *probabilités a priori* d'observer des espèces ou des *biocénoses* avec leurs *probabilités* d'occurrence selon la valeur de chaque prédicteur environnemental (Guisan et Zimmermann, 2000).

6. Réseaux neuronaux

Les réseaux neuronaux (artificiels) sont des techniques analytiques qui reposent sur les processus supposés d'apprentissage du système cognitif et sur les fonctions neurologiques du cerveau. Ils permettent de prédire de nouvelles observations (des mêmes variables ou d'autres variables) après l'exécution d'un processus d'apprentissage à partir de données existantes (voir une [définition des réseaux neuronaux](#)). Les réseaux neuronaux ne sont pas souvent utilisés pour modéliser la répartition d'*habitats*, mais on en trouve un exemple dans le fichier ci-dessous.

7. Autres méthodes

Parmi les autres méthodes, mentionnons des *modèles* simples inclus dans des *SIG*, par exemple la superposition de variables environnementales et de données sur la présence ou l'absence d'espèces.

Une autre de ces méthodes est l'analyse discriminante, qui sert à déterminer les variables permettant de distinguer deux ou plusieurs groupes naturels. On l'utilise pour la vérification d'*hypothèses* ou comme méthode exploratoire (voir une [définition de l'analyse discriminante](#)). Un exemple d'utilisation de l'analyse discriminante est donné dans le fichier [WE UGent Habitatsuitability EUNIS.pdf](#).

Classification supervisée à l'aide d'outils de traitement d'images

Principes

La *classification* par maximum de vraisemblance est une technique bien établie d'*interprétation* des images de télédétection aéroportée ou satellitaire. Des logiciels perfectionnés offrent une gamme d'outils évolués qui couvrent tous les aspects du traitement des images. Les principes de cette technique sont très simples :

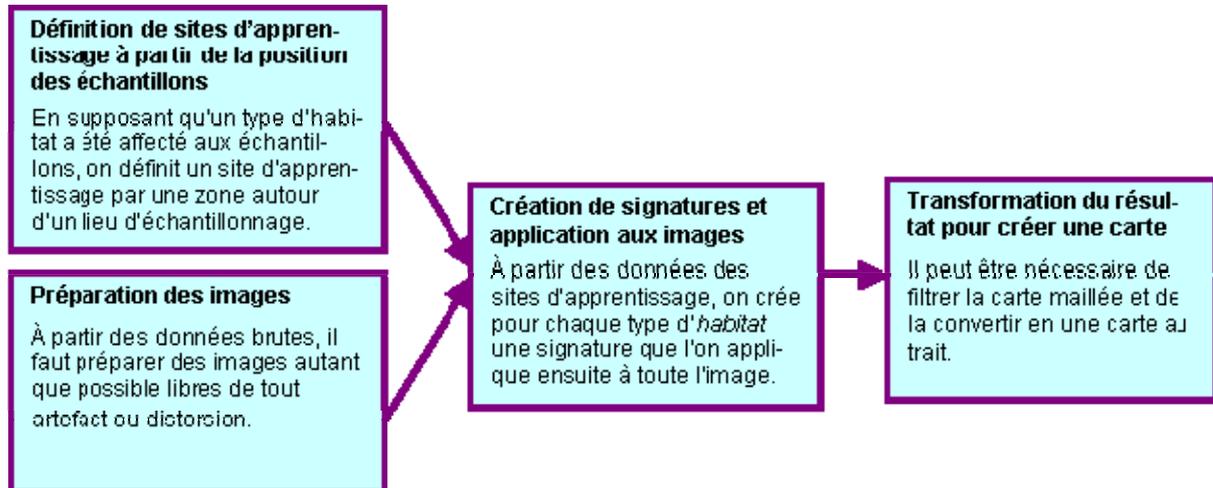


Schéma d'une *classification supervisée* à l'aide d'outils de traitement d'images

La *classification supervisée* est un outil de modélisation centré sur des données (*empirique*) parce que ce processus déduit des relations statistiques entre les variables en entrée et les *habitats* identifiés sur le terrain.

Une image traditionnelle est le résultat de la détection de la lumière ambiante réfléchie (à l'intérieur et au voisinage du spectre visible). La réponse spectrale dépend de la nature des objets sur lesquels la lumière est réfléchie, et sert à créer une signature caractéristique de chaque type d'*habitat*. Le *site d'apprentissage* est analogue à un emporte-pièce qui traverse toutes les *couches* spectrales de l'image et extrait pour chacune les valeurs qui servent à définir la signature des types d'*habitat*. Cette signature prend la forme d'une distribution de *probabilités* dans un nombre n de dimensions égal au nombre d'images en entrée. La distribution de *probabilités* est calculée à partir de l'estimation du maximum de vraisemblance. Chaque type d'*habitat* possède sa propre signature, et toutes les signatures sont regroupées dans un catalogue de signatures d'*habitat*.

Toute l'image (en réalité un ensemble d'images, à raison d'une par *couche* spectrale) est ensuite examinée au regard de ces signatures. Les valeurs spectrales de chaque *pixel* (une valeur par *couche* spectrale) sont comparées au catalogue de signatures, et chaque *pixel* se voit attribuer une *probabilité* d'appartenance à chaque type d'*habitat* selon sa position dans la distribution de *probabilités* à n dimensions.

En général, chaque *pixel* de l'image se voit attribuer le type d'*habitat* pour laquelle la *probabilité* est la plus élevée. Cette règle de décision est qualifiée de « nette » ou « dure », car elle ne tient pas compte de l'*incertitude*. Par contre, il est possible d'utiliser autrement les *probabilités* pour créer des *cartes* qui reflètent l'*incertitude* de la *classification* (*classification* « floue »).

Utilisations

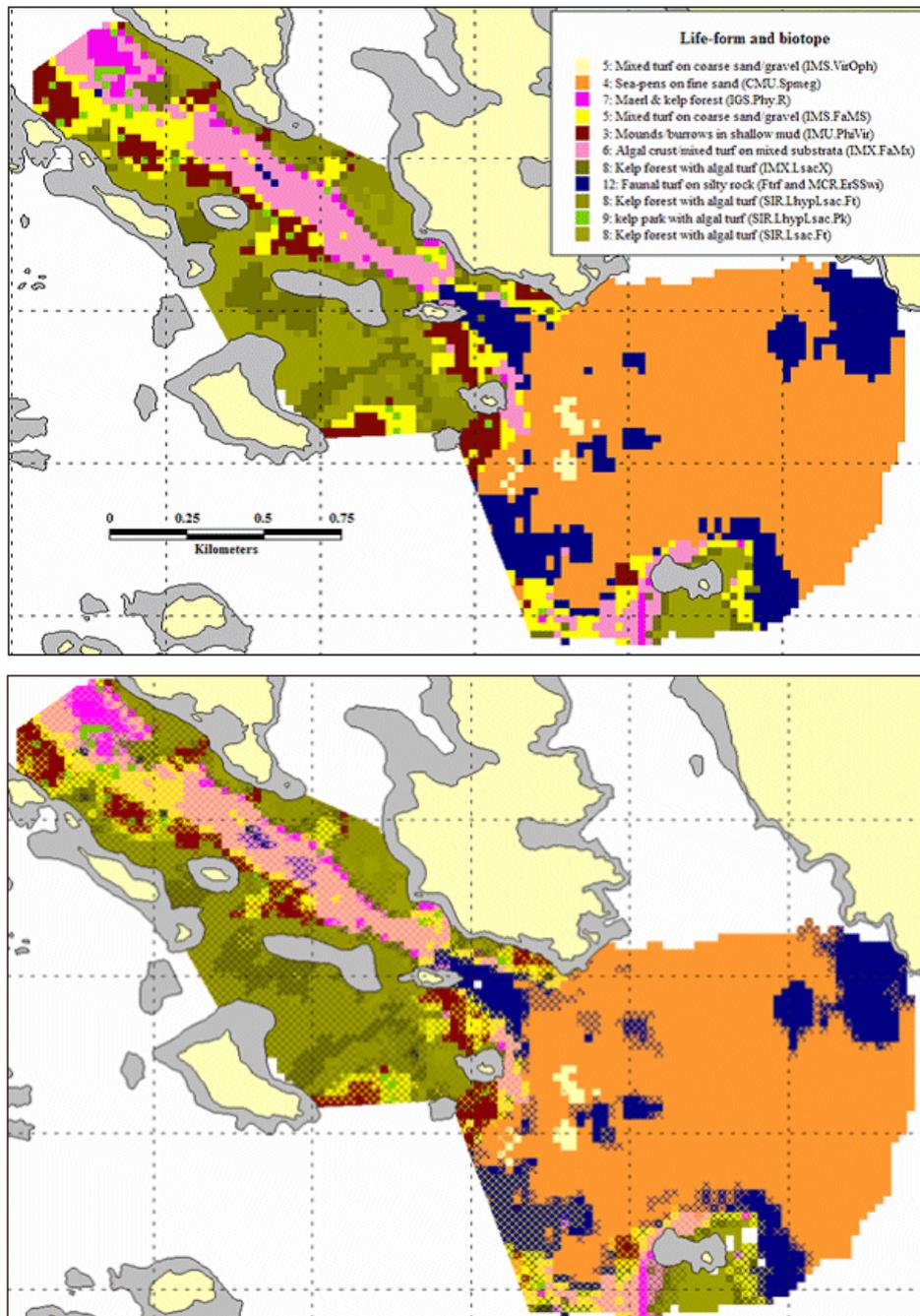
La *classification supervisée* a été mise au point pour le traitement d'images satellitaires, où on l'utilise dans la *classification des couches spectrales*. Cependant, on peut aussi l'appliquer à d'autres formes de télédétection. On l'utilise pour la *classification* des données interpolées de réflectance acoustique, par exemple les valeurs données par un *SACLAF*. On peut aussi s'en servir avec une combinaison de différentes formes de données, pas seulement des valeurs spectrales. Par exemple, une *classification supervisée* peut combiner des données sur la réflectance, la profondeur (ou l'altitude), la *variabilité*, etc. Même si de nombreuses variables risquent d'avoir des corrélations entre elles, la *classification supervisée* est un outil très souple et robuste du point de vue statistique.

Par contre, pour que cet outil fonctionne bien, les images doivent être libres de toute distorsion. Cela est souvent difficile à obtenir lorsque le degré de distorsion varie d'un endroit à l'autre d'une image. La distorsion ailleurs qu'au nadir (le point situé directement sous l'instrument de télédétection) pose un problème particulier pour de nombreux systèmes acoustiques. Elle est particulièrement manifeste lorsque l'on construit une image par assemblage de bandes.

L'un des inconvénients de cette méthode centrée sur des données vient du fait que les signatures, qui représentent les liens entre les variables et les types d'*habitat*, sont largement invisibles pour les utilisateurs et ne sont pas facilement exportables vers d'autres images. Même s'il est possible d'exporter des signatures, il faut le plus souvent interpréter chaque levé indépendamment des levés précédents. Pour combiner des levés, on se contente souvent de superposer les *cartes*, de rechercher « à l'œil » les concordances, puis de faire les opérations d'édition qui s'imposent.

Il est toutefois possible d'utiliser les *probabilités* sous-jacentes d'une manière plus sophistiquée et de surmonter les limites apparentes de la *classification supervisée*.

Voici un exemple de *classification supervisée* nette et d'une *classification* floue de la même région du Loch Maddy, en Écosse, à partir des mêmes données d'un *SACLAF* et des mêmes données de terrain. La méthode floue a grandement amélioré la *valeur prédictive* de la *carte*, peut-être au prix d'une moins grande facilité de lecture et d'utilisation.



Classification supervisée fondée sur les données d'un **SACLAF**. Les données brutes ont été interpolées dans **Surfer^{MC}**, puis classifiées à l'aide d'**Idrisi^{MC}**.

4.4.4 - Exemples de construction de carte

La stratégie de *cartographie* et les concepts de *carte à échelle globale, fine ou intermédiaire* ont été présentés à la section 4.1 « Choix d'une stratégie de cartographie ». On présente ici quelques exemples de chaque type de *carte*. Les différences entre *échelle globale* et *échelle fine* sont perceptibles à toutes les étapes du processus de *cartographie* :

- le traitement des données biologiques répond au besoin de réduire de manière significative la diversité des données, ou d'avoir un jeu cohérent de données correspondant directement à une *typologie* ;

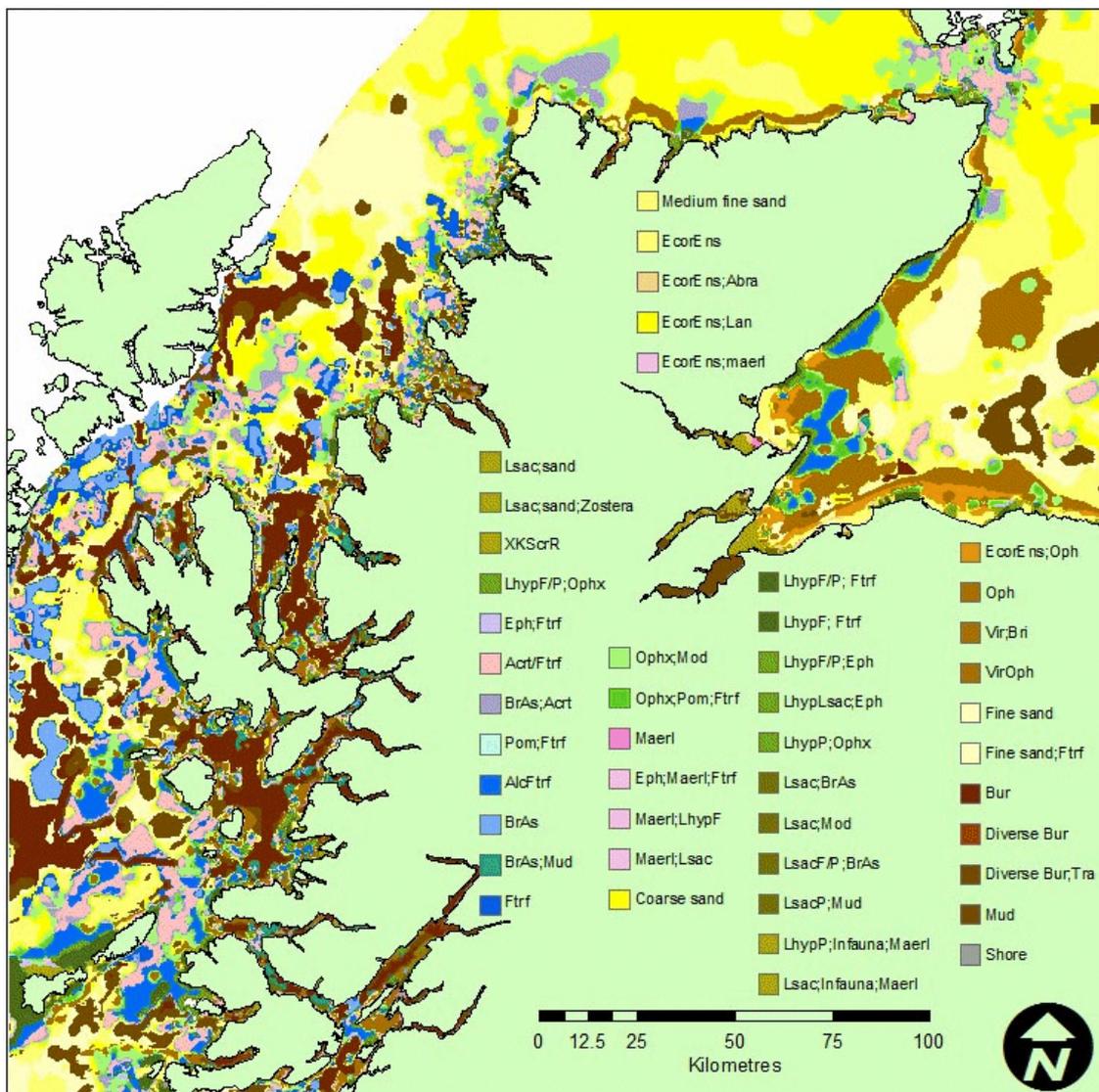
- les *couches* physiques sont déduites de plusieurs sources, ou acquises au cours d'un levé ;
- l'intégration des données est plutôt simple, ou fait appel à une analyse statistique sophistiquée ;
- la *carte* finale montre une gamme d'*habitats* ou de *probabilités*, ou un maximum de détails à l'échelle d'une espèce ou d'une *biocénose*.

4.4.4.1 - Exemples de cartes à échelle globale de grands territoires

Étude de la *Highland Shellfish Management Organisation* pour les eaux côtières de l'Écosse

Cette étude de cas présente les résultats d'un projet de *SIG* « descendant » mené pour aider la *Highland Shellfish Management Organisation* (HSMO) dans sa révision de la gestion des pêches côtières ([Highland Shellfish Management.pdf](#)). Un *SIG* a été élaboré à partir des données sur la géographie physique, l'environnement, les *habitats*, les ressources et l'effort de pêche des mollusques et crustacés, les infrastructures et les intérêts en matière de conservation. Ce *SIG* visait à aider la HSMO dans son rôle de gestion en lui procurant un aperçu environnemental général du territoire, des caractéristiques de son patrimoine naturel et des interactions entre les pêcheries et ces caractéristiques. À partir de nombreuses sources de données, on a construit une *carte* des *habitats*.

Des données manquant de *précision spatiale* ont posé des difficultés, et la couverture de la région du Highland était médiocre. La modélisation de l'exposition n'était pas sophistiquée, et les *classes* d'exposition n'étaient pas définies avec *exactitude*. L'étude de cas donne néanmoins une analyse significative à l'*échelle globale*, qui permet par exemple de prédire avec succès les zones d'antagonisme de types de pêcheries. D'un point de vue de gestion, ces *SIG* peuvent aider à définir les priorités et à bien affecter les ressources à l'échelon régional. Le principal atout du système est l'utilisation efficace des données existantes. Il a également la capacité d'appuyer des évaluations environnementales stratégiques et des études d'impact sur l'environnement, et peut contribuer à faciliter une gestion intégrée.



Carte des habitats des eaux côtières de l'Écosse. Cette carte a été élaborée à partir de couches de données sur les substrats, la bathymétrie, l'exposition ainsi que des données physiographiques, combinées avec des données biologiques de terrain (Envision Ltd).

Modélisation du territoire du projet MESH à partir de triplets EUNIS

Le projet MESH a adopté EUNIS comme *typologie* standard de présentation des *cartes d'habitats*. Puisque la couverture de *cartes* détaillées est relativement limitée, une approche à échelle plus globale a également été adoptée pour prédire la répartition des *habitats* de la *typologie* EUNIS dans l'ensemble du territoire du projet MESH (nord-ouest de l'Europe).

Étant donné l'étendue de ce territoire (cinq pays) et le besoin de *couches* à couverture totale en entrée de la modélisation, celle-ci a dû être restreinte à un niveau global de la *typologie* EUNIS (niveau 3 ou 4, sans données biologiques) et à l'utilisation des trois *couches* suivantes de données :

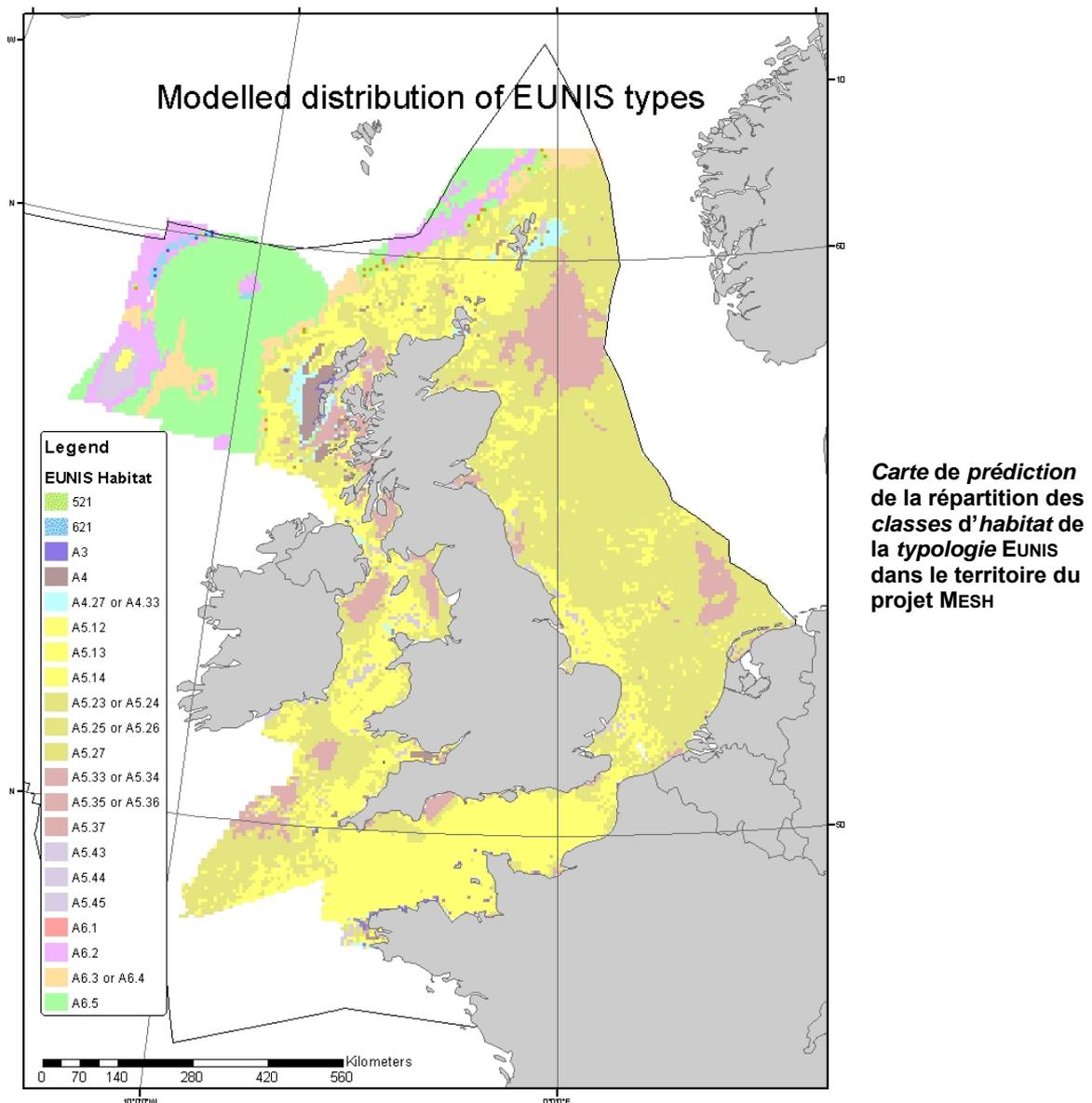
- le substrat ;
- la zone de profondeur (à partir de la bathymétrie, de la pénétration de la lumière et du niveau de base des vagues) ;
- les *tensions de cisaillement*.

Les *couches* de données nécessaires ont été fournies par des jeux de données ou des *modèles* couvrant le territoire du projet MESH (bathymétrie, pénétration de la lumière, niveau de base des vagues, *tensions de cisaillement*), ou en intégrant des données provenant d'un certain nombre de sources nationales (substrat). Chaque *couche* de données a été catégorisée selon les *classes* de la *typologie* EUNIS (p. ex. les *tensions de cisaillement* sont fortes, modérées ou faibles) et converties en une grille *vectorielle* à pas d'environ un mille marin.

Chaque combinaison des trois *couches* de données a été mise en correspondance avec une *classe d'habitat* de la *typologie* EUNIS (p. ex. substrat rocheux + zone photique + *tensions de cisaillement* élevées = *classe* EUNIS A3.1). En analysant les données de chaque cellule dans *MS Access*, on a pu produire une *carte* donnant une *prédiction* de la répartition des *classes* de la *typologie* EUNIS. Le fichier [Worked Example - MESH EUNIS Model.pdf](#) contient plus de détails sur le *modèle* EUNIS élaboré dans le cadre du projet MESH.

Même si de telles *prédictions* des *classes* de la *typologie* EUNIS ne remplacent pas les programmes de *cartographie* des *habitats* réalisés à l'aide de techniques plus traditionnelles, elles sont utiles du fait qu'elles fournissent une certaine *information* sur les zones non encore cartographiées, en particulier au large des côtes. Elles peuvent également mettre en lumière des zones possibles d'*hétérogénéité* des *habitats* ou des zones possibles d'*habitats* rares auxquelles de futurs programmes de *cartographie* devraient s'intéresser.

La *résolution* de ce genre de *modèle* est principalement limitée par la *résolution* des divers jeux de données utilisés. Ces *modèles* sont également limités par la difficulté à obtenir des jeux de données physiques à couverture totale, par exemple pour l'exposition aux vagues.



Le projet UKSeaMap

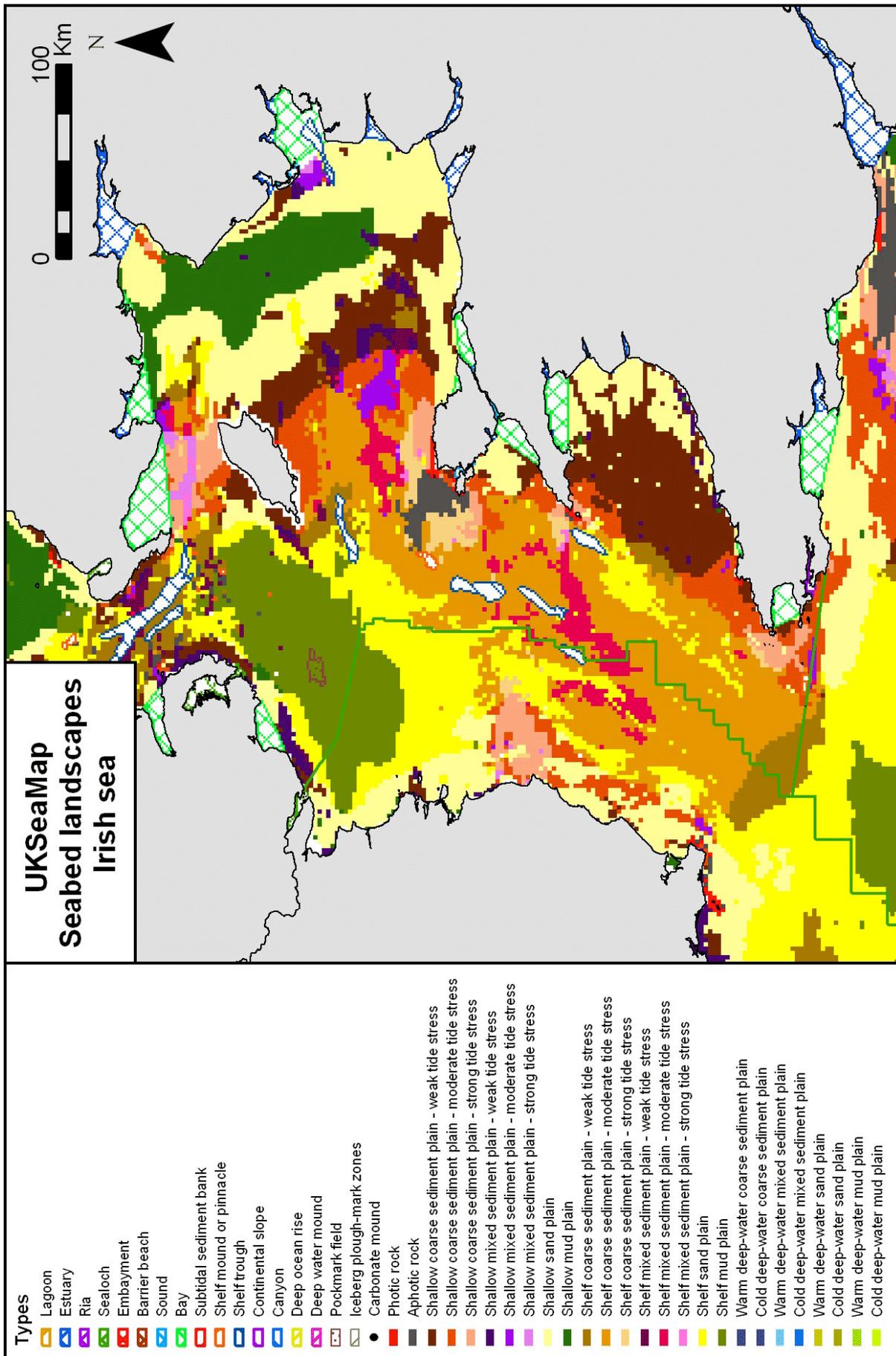
Le projet [UKSeaMap](#) (Connor *et al.*, 2006 ; [UKSeaMap FinalReportJan2007.pdf](#)) a adopté une approche généralement semblable à celle du projet des triplets EUNIS, faisant appel à un ensemble similaire de données physiques (le plus souvent les mêmes) ramenées à une grille *vectorielle* pour modéliser la répartition à *échelle globale* des *habitats* des eaux du Royaume-Uni. Par contre, étant donné qu'EUNIS n'inclut aucun élément topographique dans la *classification* du fond de la mer, le projet UKSeaMap a cherché à produire une *carte* des paysages marins davantage fondée sur la topographie, susceptible d'être mieux adaptée aux besoins régionaux et nationaux en matière de planification et de gestion.

Cette *carte* à *échelle globale* des « paysages marins » a été élaborée dans le cadre du projet UKSeaMap en combinant les trois éléments suivants :

- un ensemble de caractéristiques relatives à la topographie et aux *figures sédimentaires* (p. ex. aiguilles, bancs, cuvettes, buttes), identifiées par leur forme et leur pente à partir de données bathymétriques ;

- un ensemble de caractéristiques physiographiques du littoral (p. ex. baies, estuaires, lagunes, fjords), identifiées par la forme du littoral, la topographie et le profil de salinité ;
- un ensemble de caractéristiques globales d'*habitat* (p. ex. vasière), identifiées par modélisation de paramètres d'*habitat* afin de déterminer des types généraux d'*habitat* équivalents aux *classes* de la *typologie* EUNIS.

La modélisation à *échelle globale* effectuée dans le cadre du projet UKSeaMap présente certains avantages par rapport à l'approche des triplets EUNIS. Premièrement, les utilisateurs comprennent facilement les caractéristiques topographiques et côtières cartographiées, en particulier du fait que plusieurs d'entre elles sont identiques aux caractéristiques qui, selon la directive 92/43 de la CE concernant les *habitats* naturels et la Commission OSPAR, ont besoin de protection et sont donc importants du point de vue de la gestion et des politiques. En second lieu, la modélisation des caractéristiques des *habitats* s'est faite suivant une approche plus souple que dans le cas de la *typologie* EUNIS, afin de produire des *cartes* tantôt plus globales (structures rocheuses du littoral), tantôt plus fines (structures sédimentaires au large des côtes) convenant mieux à l'échelle du territoire cartographié et aux besoins des utilisateurs.



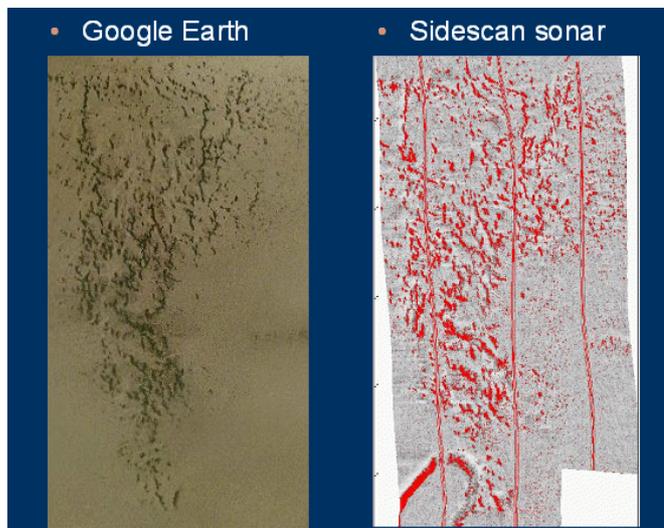
Carte des paysages marins de la mer d'Irlande, extraite de UKSeaMap (Connor et al., 2006)

Dans le cadre du projet MESH, d'autres *cartes* de paysages marins ont été produites pour les eaux belges ([UGent Marine Landscapes BCS.pdf](#)), néerlandaises ([Dutch Marine landscape Map.pdf](#)) et françaises. Les méthodes employées ont été adaptées de diverses manières selon la finalité des *cartes* et les données disponibles. Même si la *cartographie* de paysages marins se fait généralement à *échelle globale*, c'est la *résolution* des données qui a déterminé l'échelle du rendu cartographique.

4.4.4.2 - Exemples de cartes à échelle fine de petits territoires

Détection d'huîtres et de moules dans les estuaires et les wadden des Pays-Bas

On a utilisé le sonar à balayage latéral pour la *cartographie* et le suivi des mollusques dans les zones de très petit fond des estuaires et wadden des Pays-Bas (voir le fichier [WE TNO SSS oysters mussels.doc](#)). En vue de faire une estimation quantitative de la densité de mollusques, on a d'abord procédé au filtrage des données et au traçage automatique de contours. Cette estimation repose sur un décompte du nombre de pics de rétrodiffusion. Cela peut se faire au moyen d'un recensement par unité de surface. Les *cartes* tirées de ce recensement se prêtent au tracé automatique de contours qui peuvent servir à délimiter les bancs de mollusques et à accentuer leurs structures. On a comparé les résultats de ce processus aux images optiques affichées dans *Google Earth*.



Images optique et acoustique d'un banc de moules dense et d'espaces ouverts (TNO)

Cartes des biocénoses et espèces macrobenthiques de la partie belge de la mer du Nord

Pour obtenir ces *cartes à échelle fine* et à couverture totale des *biocénoses* et espèces macrobenthiques, on a levé des zones choisies de la partie belge de la mer du Nord avec un sonar à balayage latéral à très haute *résolution*. La prochaine figure montre un exemple (5 km x 5 km) des Bancs côtiers occidentaux, une zone très diversifiée sur les plans géomorphologique et sédimentologique, où la profondeur de l'eau va de 0 à 15 m (MLLWS – limite inférieure moyenne des basses eaux de printemps) (Degraer *et al.*, 2002). On a prélevé de nombreux échantillons sédimentologiques et biologiques, et mesuré des paramètres physico-chimiques supplémentaires. La figure montre une *interprétation* détaillée des images de sonar à balayage latéral. On a délimité les faciès acoustiques en fonction de leur réflectivité, de leur texture et de leurs motifs (Van Lancker *et al.*, 2001), puis on les a interprétés quant à la compacité et à la répartition des sédiments. Cela a permis d'établir des liens avec les *habitats* préférentiels des quatre principales *biocénoses* macrobenthiques présentes dans la partie belge de la mer du Nord :

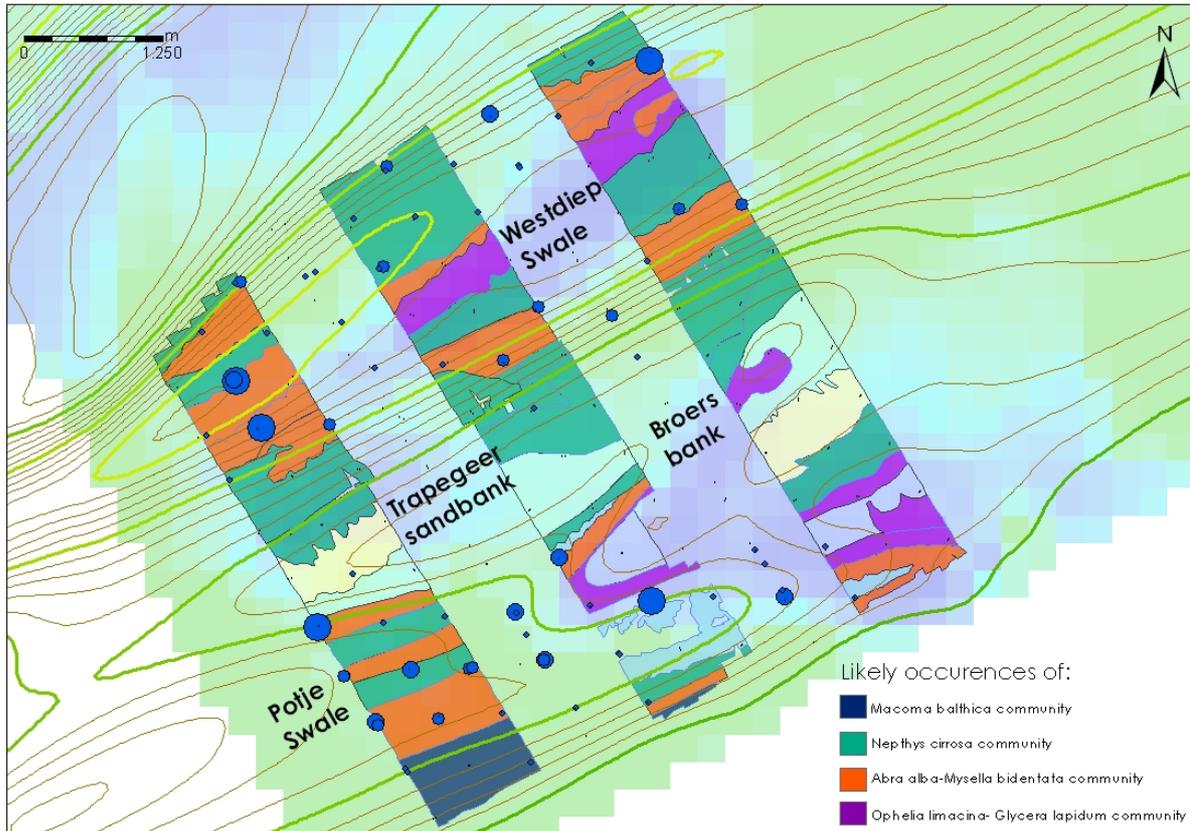
Macoma balthica

Abra alba – *Mysella bidentata*

Nephtys cirrosa

Ophelia limacina

Ces *biocénoses* sont présentes dans la gamme de terrains comprenant les sables vaseux, les sables fins à moyens contenant de la vase, les sables fins à moyens bien triés et les sables moyens à grossiers. Le fond de la figure est une *carte de probabilités* de la présence ou de l'absence du Polychète tubicole *Lanice conchilega*. Les résultats du *modèle* prédictif, sur une grille à pas de 250 m, ont été obtenus à l'aide de réseaux neuronaux artificiels (Willems *et al.*, à paraître). Dans le faciès orangé, on distingue souvent des motifs inégaux, à la rétrodiffusion légèrement plus élevée, liés à la présence de colonies denses de *L. conchilega*.

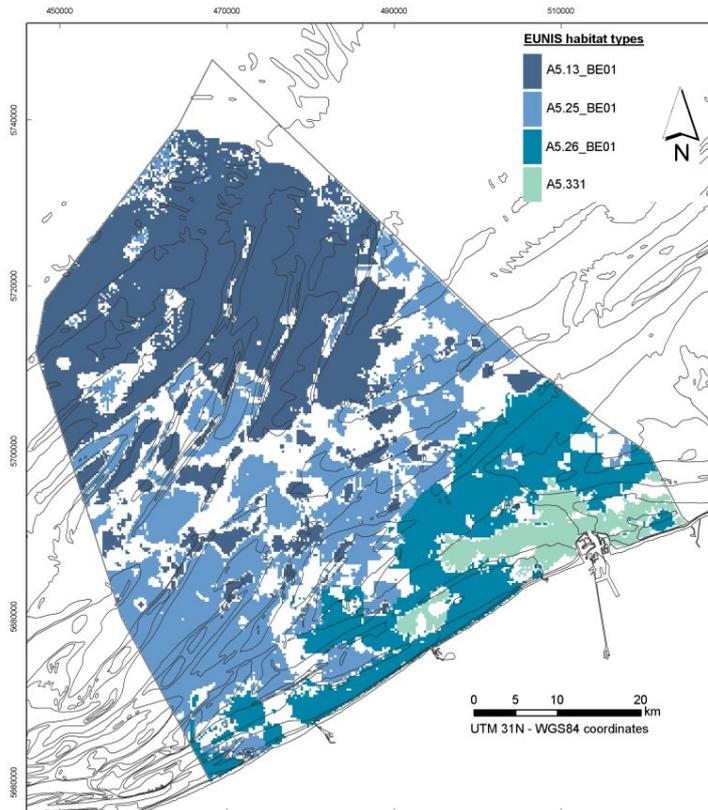


Carte des *biocénoses* macrobenthiques des Bancs côtiers occidentaux, établie à partir de la délimitation des faciès acoustiques (mars 2000). Les points d'échantillonnage indiquent la densité du Polychète tubicole *Lanice conchilega*. Le fond est une *carte de probabilités* de la présence (en vert) ou de l'absence (en bleu) de cette espèce. Le faciès orangé correspond à la présence probable de la *biocénose* *Abra alba – Mysella bidentata*, dont *L. conchilega* est l'espèce clé (Université de Gand).

4.4.4.3 - Exemples de cartes à échelle intermédiaire

Cartes de répartition des *probabilités* de la présence de *biocénoses* macrobenthiques dans la partie belge de la mer du Nord

Des *cartes* de répartition des *probabilités* de la présence de *biocénoses* macrobenthiques ont été produites pour toute la partie belge de la mer du Nord (voir le fichier [WE UGent Habitatsuitability EUNIS.pdf](#)) à partir de bases de données biologiques et sédimentologiques. Un *modèle* des *habitats*, fondé sur des analyses discriminantes, a été élaboré à partir de données biologiques portant sur les espèces et les facteurs environnementaux. Les paramètres les plus pertinents étaient la taille moyenne des grains et le pourcentage de silt ou d'argile. Ces variables ont été modélisées sur une grille à pas de 250 m à l'aide d'outils géostatistiques avancés. Le *modèle* des *habitats* a été appliqué sur les jeux de données dans un *SIG*. On a construit des *cartes de probabilités* des 4 *biocénoses* macrobenthiques, puis on les a traduites en une *carte* EUNIS. À l'heure actuelle, on ne peut pas attribuer une *classe* EUNIS à toutes les *biocénoses* macrobenthiques. La validation écologique a été un très grand succès.

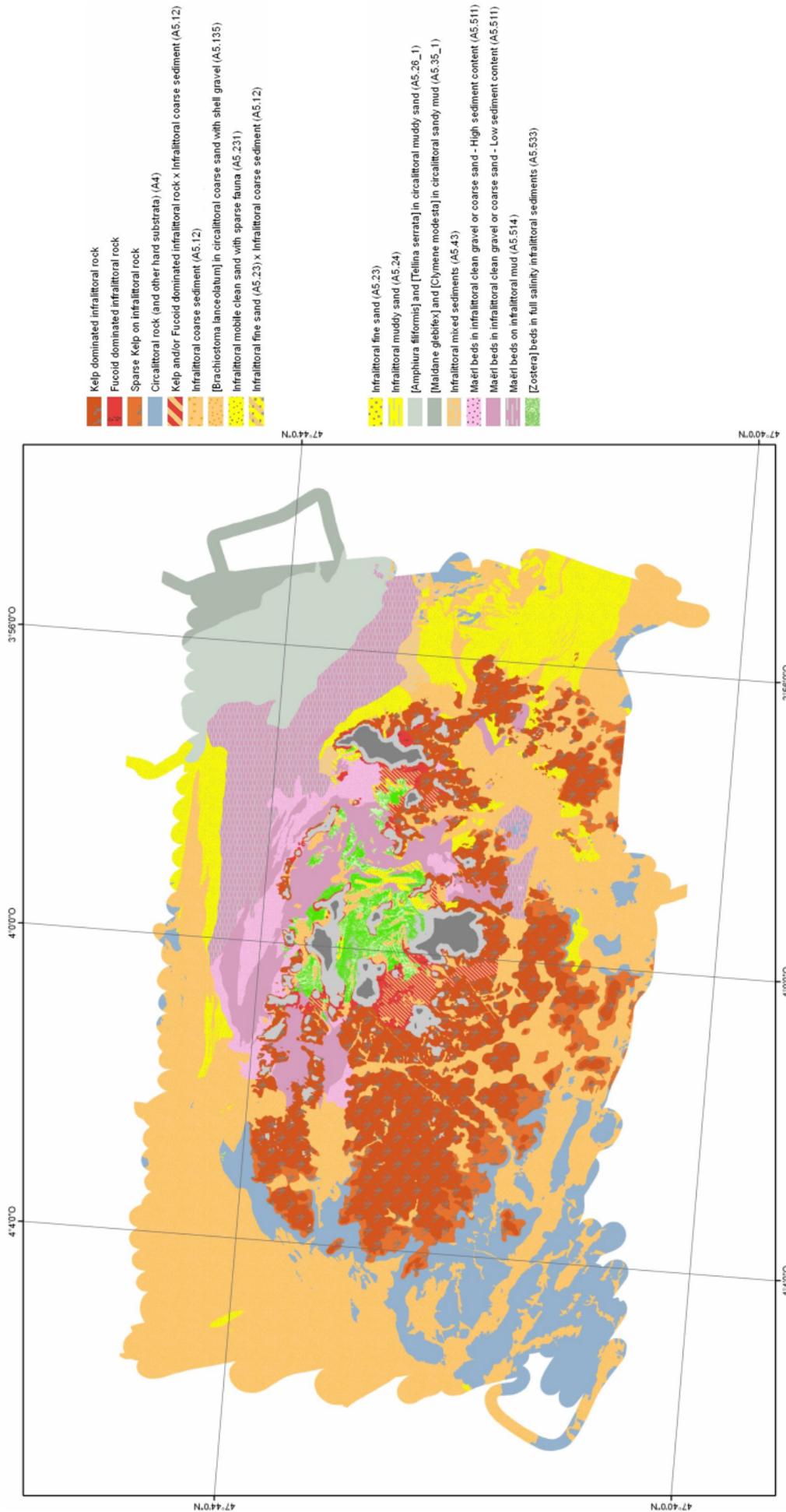


Types d'*habitat* EUNIS provisoires définis pour le plateau continental belge (Université de Gand)

Cartographie des habitats EUNIS dans l'archipel de Glénan

L'archipel de Glénan est connu pour sa structure géomorphologique exceptionnelle et la grande diversité de ses *habitats* benthiques. Ce secteur a fait l'objet de nombreuses études, dont plusieurs sont spécialisées et indépendantes. Cet archipel constitue un territoire optimal pour la *cartographie* générale des *habitats* benthiques à partir de données de plusieurs sources ([Glenan Archipelago Case Study.pdf](#)). Un grand nombre d'*habitats* remarquables sont situés dans l'archipel de Glénan. Il y a de grands bancs de maërl au centre et dans la partie nord-est de l'archipel. Des herbiers de *Zostera marina* constituent le principal *habitat* dans le centre du secteur. Au sud-ouest des îles principales, se trouve un grand replat rocheux, surtout colonisé par de grandes algues comme des Laminaires. Enfin, dans la zone intertidale, même si leur surface est limitée, il y a de grandes ceintures de Fucales et de grandes zones couvertes de champs de blocs particulièrement riches en nombre d'espèces.

Les données de base étaient constituées d'orthophotographies de la zone intertidale et des zones de petit fond (la visibilité étant généralement inférieure à 10 m), de la *carte* sédimentologique G du SHOM, modifiée par photo-*interprétation* pour les petits fonds, ainsi que des observations effectuées en plongée hyperbare dans les zones plus profondes. Des échantillons ont été prélevés pour des analyses granulométriques. Parfois, la *classe* granulométrique a fait l'objet d'une estimation visuelle. Les orthophotographies aériennes (d'une *limite de résolution* de 1 m) ont fait l'objet d'un traitement d'images, puis d'une *classification* non supervisée. Les données de terrain ont ensuite servi à affecter à chaque *pixel* de l'image un type d'*habitat* selon sa signature spectrale. Les autres levés ont consisté en un *lidar* hydrographique et en un sonar à balayage latéral à très haute *résolution*, validés par des prélèvements à la benne et des images vidéo. Les *habitats* ont été décrits en EUNIS et « Life Forms ». Ce cas d'étude a été particulièrement propice pour révéler l'inadéquation de la mise en application directe d'EUNIS, avec les interprétations issues de la télédétection



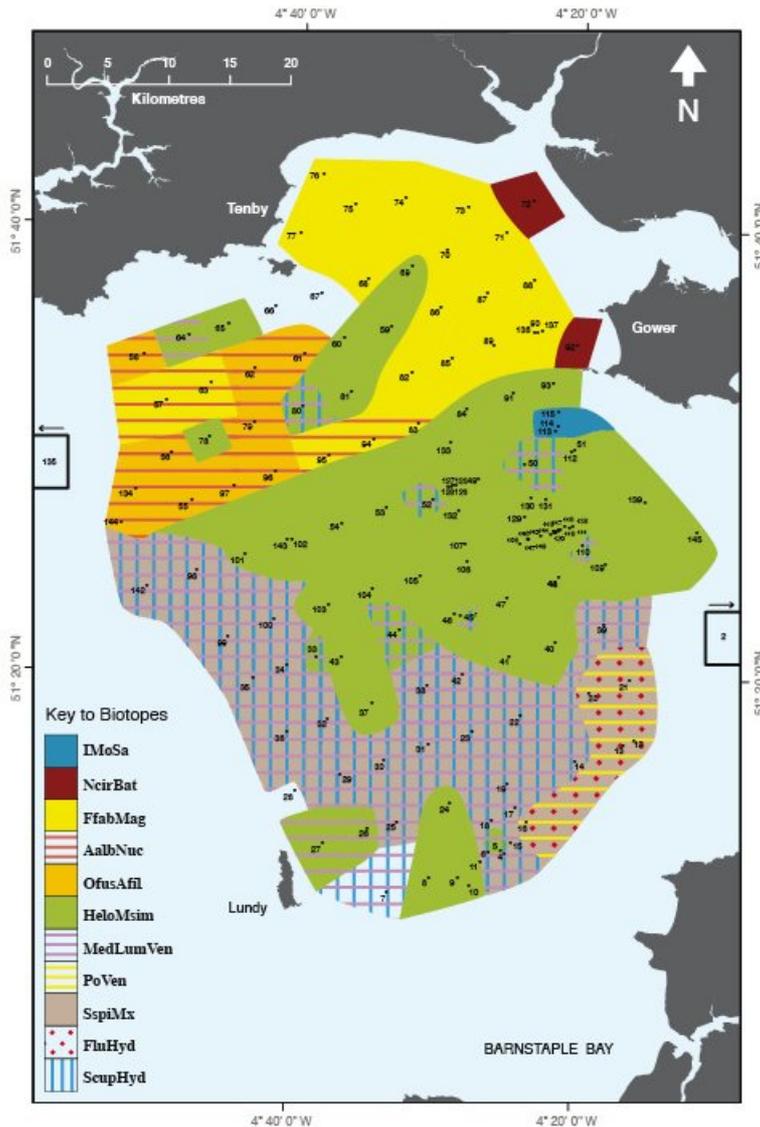
Carte des habitats benthiques de l'archipel de Glénan. Cette carte a été produite à partir de nombreuses sources de données différentes. L'interprétation finale est traduite en classes de la typologie EUNIS (IFREMER).

Caractérisation des habitats, chenal de Bristol

L'étude des *habitats* marins de la partie ouest du chenal de Bristol (Mackie *et al.*, 2006) portait sur la biologie et la géologie du fond de la mer dans une région ayant un fort potentiel d'exploitation de granulats marins. La répartition de l'*endofaune* était surtout en corrélation avec la profondeur et cinq paramètres relatifs aux sédiments. La *carte des habitats* a résulté d'une analyse semi-quantitative de groupement portant sur l'*endofaune* et l'*épifaune*, ajustée au regard de la *carte* des structures du fond et des *figures sédimentaires*. Les trois principaux *habitats* de l'*endofaune* selon la *typologie* EUNIS étaient A5.242 (SS.SSa.ImuSa.FfabMag) dans la baie de Carmarthen, contenant surtout des sables fins, EUNIS A5.124 (Biomar SS.SCS.ICS.HeloMsim) dans les grandes dunes hydrauliques des NOBel Sands, et EUNIS A5.132 (Biomar SS.SCS.CCS.MedLumVen) dans les sédiments surtout graveleux des SOBel Sands au sud. Dans de nombreuses zones, plusieurs *habitats* étaient simultanément présents, et les *habitats* de l'*épifaune* A5.232 et A5.444 (Hydriaires) et A5.611 (*Sabellaria spinulosa*) se superposaient, en particulier sur les sédiments graveleux plus stables. Les *habitats* étaient définis selon la *typologie* EUNIS ou la [typologie marine du JNCC](#).

La *carte des habitats* est surtout fondée sur les données biologiques à chaque *station d'échantillonnage*, ajustées selon une *carte* à couverture totale des structures du fond. Cette dernière a été construite à partir d'images de sonar à balayage latéral et de sondage multifaisceaux, validées par des prélèvements d'échantillons et des images vidéo.

La *cartographie* du chenal de Bristol est décrite et illustrée dans Mackie *et al.*, (2006).



Carte des habitats du chenal de Bristol, qui intègre des données biologiques et environnementales. Elle résulte d'une analyse de groupement, ainsi que d'une carte des structures du fond et des figures sédimentaires (Mackie et al., 2006).

4.5 - Conception et réalisation de la carte d'habitats

Au cours de cette quatrième et dernière étape de la production d'une *carte d'habitats*, un élément important à considérer est de savoir si le produit final sera sous forme imprimée ou électronique. Une *carte* imprimée doit être interprétée à une échelle déterminée, alors qu'une *carte* électronique permet à l'utilisateur de faire à sa guise des zooms avant ou arrière pour obtenir la *résolution* voulue. Mais même avec une *carte* électronique, l'utilisateur doit savoir jusqu'à quelle échelle les données permettent de faire un zoom tout en demeurant adéquates ou significatives.

Cette section contient un bref guide de la *cartographie électronique*, qui porte notamment sur la création de *cartes* adéquates des *habitats* benthiques et à leur visualisation dans un *système d'information géographique (SIG)*. Il propose quelques solutions pratiques pour améliorer le rendu cartographique.

Parmi les éléments importants de la conception d'une *carte*, on aborde la bonne utilisation de systèmes de coordonnées, les *métadonnées*, ainsi que l'enregistrement des *attributs* dans une table (codes d'identification, noms des structures, etc.).

4.5.1 - Réalisation de cartes électroniques à l'aide d'un SIG

Les deux logiciels de SIG les plus couramment employés en Europe pour la réalisation de cartes d'habitats benthiques sont la suite ArcGIS^{MC} de la [société ESRI](#) et le logiciel MapInfo Professional^{MC} de la [société MapInfo](#). Les conseils donnés ici sont fondés sur l'expérience de l'utilisation de la suite ArcGIS^{MC} de la société ESRI, mais les mêmes principes sont applicables à MapInfo Professional^{MC}.

Systèmes de coordonnées

Il est possible de tracer des *polygones* dans une couche de données (essentiellement une carte électronique) sans définir de système de coordonnées associé aux structures. Mais si on veut pouvoir s'en servir plus tard, il est essentiel que le système de coordonnées soit clairement défini. Des fichiers qui ne se rapportent à aucun système de coordonnées ne peuvent pas être visualisés avec d'autres fichiers dont le système de coordonnées est bien défini dans un SIG. Un SIG permet de vérifier quel système de coordonnées se rapporte à un gisement de données, et comporte des outils de définition (ou de changement) de systèmes de coordonnées. Par exemple, les fonctions *Projections* du module ArcToolbox^{MC} permettent :

- de définir le système de coordonnées d'un jeu de données ;
- de modifier les paramètres d'un système de coordonnées déjà défini ;
- de convertir des données d'un système de coordonnées à un autre.

Métadonnées

Une documentation adéquate des gisements de données à l'aide de *métadonnées* fait gagner du temps par la suite. Les *métadonnées* sont décrites en détail au chapitre 6 « Que peut-on faire avec une carte ? ». Elles peuvent être internes, c'est-à-dire enregistrées avec les données elles-mêmes, ou externes, c'est-à-dire conservées dans un catalogue consultable de *métadonnées*. Les *métadonnées* internes accompagnent toujours les données et sont facilement accessibles à tous les utilisateurs. À titre d'exemple, le module ArcCatalog^{MC} permet à l'utilisateur de créer des *métadonnées* internes. Il est possible d'exporter des *métadonnées* internes vers des bases de données, en général au moyen du langage XML (*eXtensible Markup Language – langage de balisage extensible*). Par contre, les *métadonnées* externes permettent de faire des recherches de manière plus efficace dans de nombreux fichiers, particulièrement si elles sont stockées dans une base de données. Avec des *métadonnées* externes, il est crucial de définir clairement le lien entre les *métadonnées* et les données qu'elles décrivent, en utilisant idéalement des identificateurs *exclusifs*. Par exemple FR000001 désigne la première couche de données constituée par l'Iframer, partenaire français du projet MESH. Lorsque l'on envisage de définir des *métadonnées* pour une couche de données, la première question à se poser est de savoir si ce sont des *métadonnées* internes, externes, ou encore une combinaison des deux, qui répondront le mieux aux besoins.

Attributs

Les éléments d'une couche de données *vectérielles* (*polygones*, points, lignes) sont normalement associés à d'autres *informations* sémantiques appelées *attributs*, enregistrés dans une zone de données contenue dans un fichier d'un SIG. Une couche peut avoir de nombreux *attributs* (code, libellé, auteur) enregistrés dans des zones distinctes. Les fichiers qui contiennent ces données sont communément appelés *tables d'attributs* et servent normalement à l'analyse des données et à la production de cartes.

Il est essentiel que les couches d'*information* de vos cartes aient les bons *attributs*, afin que d'autres utilisateurs puissent exploiter au maximum le gisement de données. Lorsque l'on utilise une carte électronique par ailleurs excellente, il est très frustrant de constater

que l'*information* sur ce qui est réellement présent au fond de la mer à un endroit précis ne fait pas partie du gisement de données. Par exemple, si un cartographe utilise un tableau avec un lien ou un fichier de légende pour documenter les symboles d'une *carte*, ces données cruciales sont souvent perdues si elles ne sont pas conservées avec le gisement de données. Un autre problème courant vient de l'emploi de codes alphanumériques représentant des catégories de données (par exemple des types d'*habitat*), lorsque les codes servent à déterminer les couleurs des *polygones* thématiques de la *carte*, mais que la légende ne contient qu'une description textuelle des catégories. Il peut être alors difficile de faire le lien entre les descriptions textuelles et les codes correspondants. Pour éviter de tels problèmes, il faut toujours enregistrer toute *information* descriptive pertinente associée à des structures sous forme d'*attributs* dans la *table d'attributs* de la couche de données.

Dans les modules d'*ArcGIS*^{MC}, les noms d'*attributs* sont limités à dix caractères. Il faut donc toujours choisir des noms qui demeurent *exclusifs* et reconnaissables lorsqu'ils sont tronqués à dix caractères, sinon il peut être difficile d'identifier les *attributs*. En plus d'un nom, chaque *attribut* a un type de donnée et une longueur de zone. Par exemple, l'*attribut* « Code d'*habitat* » peut être de type textuel avec une longueur de zone de 20 caractères. Il faut définir avec soin le type et la longueur de zone des *attributs* : une zone trop courte pour contenir l'*information* nécessaire se traduit souvent par des pertes d'*information*.

Même si la plupart des bases de données modernes (dont *ArcGIS*^{MC} et *MS Access*) ne font pas la distinction entre les majuscules et les minuscules dans les noms d'*attribut*, il est bon d'adopter une manière normalisée d'ajouter des *attributs* dans un fichier de données, par exemple de toujours utiliser des lettres majuscules. Il ne faut pas oublier que d'autres logiciels ou langages informatiques (en particulier ceux qui sont plus anciens) peuvent faire la distinction entre les majuscules et les minuscules lors des recherches dans une *table d'attributs*. C'est le cas par exemple des *modèles HTML* utilisés dans le [SIG webGIS de MESH](#) pour interroger les *tables d'attributs* du fichier de formes, et l'emploi erroné de majuscules ou de minuscules dans un nom d'*attribut* fera échouer la recherche.

Topologie

En plus de définir un système de coordonnées, d'enregistrer des *métadonnées* et d'ajouter des *attributs*, il faut aussi considérer la *topologie* lorsque l'on crée un gisement de données *vectérielles*. Dans les *SIG* modernes, la *topologie* se rapporte aux relations entre structures adjacentes. Alors que dans les structures de données *vectérielles*, les relations topologiques entre diverses entités sont explicitement enregistrées, dans les bases de données *matricielles*, elles ne sont qu'implicitement codées dans les valeurs des *attributs* des *pixels*. La *topologie* peut sembler très éloignée des préoccupations de la *cartographie* des *habitats* benthiques, mais il est essentiel d'en tenir compte lorsque l'on crée des données cartographiques. Les règles topologiques supposent que les structures géographiques existent dans un plan, donc en deux dimensions. Les structures spatiales sont donc représentées par des nœuds (cellules à 0 dimension), des arêtes (cellules à 1 dimension) ou des *polygones* (cellules à 2 dimensions).

Outils de vérification et d'édition de données cartographiques

Étant donné les règles topologiques appliquées par les *SIG*, certaines fonctions ne se déroulent correctement que si les couches de données *vectérielles* contiennent des structures topologiquement correctes (dites « simples »). Par exemple, les outils de l'assistant de géotraitement d'*ArcGIS*^{MC} (dissolution, fusion, union, intersection) risquent d'échouer si les fichiers de formes en entrée contiennent des structures topologiquement erronées (souvent qualifiées de « non simples »). Voici les problèmes topologiques communs dans les fichiers de formes produits à partir de données de *cartographie* des *habitats* benthiques : structures orientées dans le sens anti-horaire plutôt que le sens

horaire, « nœuds papillons » dues à des intersections, segments libres (culs-de-sac). Voici quelques schémas illustrant des structures non simples.

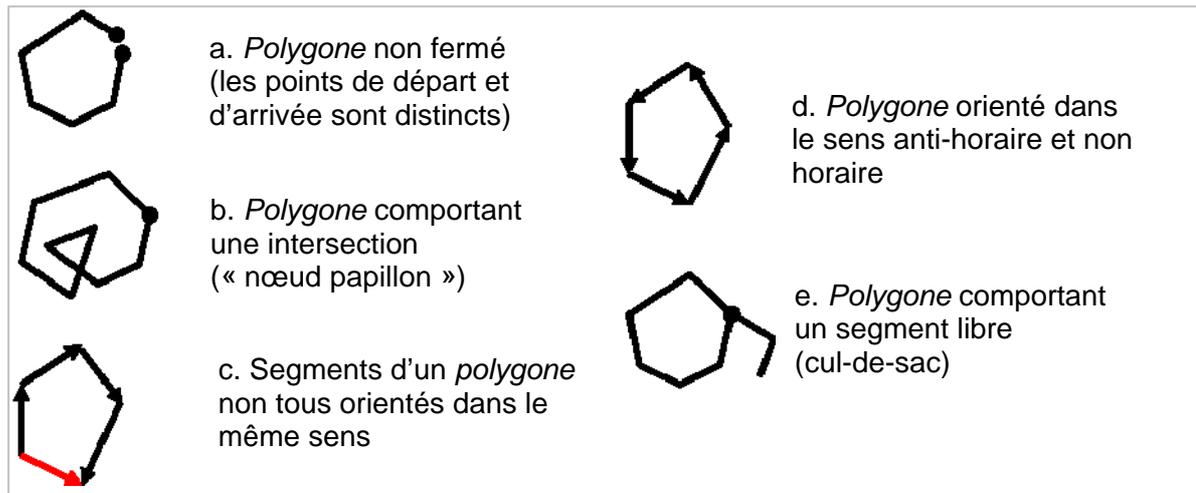


Illustration de structures non simples en vertu des règles topologiques d'*ArcGIS*^{MC}

Par conséquent, lorsque l'on produit des fichiers de formes destinés à être analysés ou édités à l'aide d'outils d'analyse spatiale, il est important de vérifier leur *topologie* et de simplifier partout où c'est possible les structures non simples.

La vérification par lots des fichiers de formes permet évidemment de gagner du temps. C'est pourquoi l'équipe du projet MESH a mis au point pour la suite *ArcGIS*^{MC} un ensemble d'outils de traitement par lots de fichiers de formes :

- *document shapefiles* : identification des fichiers de formes qui contiennent des structures non simples ;
- *simplify shapefiles* : simplification des fichiers de formes qui contiennent des structures non simples ;
- *dissolve shapefiles* : dissolution (fusion) d'un lot de fichiers de formes en fonction d'un *attribut* spécifié par l'utilisateur (utile pour la construction de *polygones* frontières).

Il arrive parfois que l'outil *Simplify shapefiles* soit incapable de simplifier toutes les structures contenues dans un fichier de formes. Dans ce cas, un ensemble d'outils supplémentaires traite les fichiers de formes un à un pour aider à trouver l'*erreur* :

- *find non-simple features* : recherche et simplification des structures non simples dans un fichier de formes, et suppression des structures qui ont une géométrie vide ;
- *split multipart features* : séparation de structures en structures simples qui conservent les *attributs* de la structure non simple d'origine ;
- *remove interior rings* : suppression des anneaux intérieurs de structures, ce qui permet de supprimer les artefacts résultant d'opérations d'union ;
- *re-order shapefile* : outil de visualisation qui consiste à tracer d'abord les plus grands *polygones* afin d'empêcher les plus grandes structures de cacher les plus petites.

Les outils mis au point par l'équipe du projet MESH pour la suite *ArcGIS*^{MC} sont accessibles à tous. Il faut toutefois noter que ni le projet MESH ni le JNCC n'assurent le soutien technique de ces outils, et que l'utilisateur s'en sert donc à ses risques. À ce jour, ces outils n'ont été utilisés qu'avec les versions 8.2 et 8.3 d'*ArcGIS*^{MC}. Il est conseillé de faire des copies de sauvegarde de toutes les données avant de se servir de ces outils.

4.5.2 - Présentation d'une carte

Visualisation des données

Les *cartes* thématiques qui distinguent des structures selon leurs caractéristiques utilisent des couleurs et des motifs pour mettre en évidence la gamme des valeurs d'*attribut* de ces structures. Le choix des couleurs et des motifs joue un rôle important dans l'impact visuel d'une *carte* et dans la facilité d'*interprétation* de son contenu. Un usage inapproprié des couleurs et des motifs peut rendre inutile une *carte* par ailleurs excellente ! Les conseils ci-dessous reposent sur notre expérience de l'examen de *cartes d'habitats* benthiques dans le cadre du projet MESH. Ces conseils ne prétendent pas être exhaustifs et ne constituent pas des règles obligatoires, mais simplement une liste de choses à faire et à ne pas faire lorsque l'on définit un jeu de couleurs et de motifs à utiliser dans une *carte d'habitats* benthiques.

À faire

- Tenir compte de l'agencement des couleurs de *polygones* adjacents sur la *carte* : pourra-t-on les distinguer à une échelle « normale » de visualisation ?
- Vérifier si possible l'aspect de couleurs sur différents écrans et avec une variété d'imprimantes, car il y a toujours de légères différences d'un appareil à l'autre dans le rendu des couleurs.
- Considérer la taille relative des *polygones* sur la *carte*. Par exemple, sur une *carte* qui couvre à la fois des zones intertidales et subtidales, les *polygones* des zones subtidales sont généralement plus grands que ceux des zones intertidales. Il est préférable de donner des couleurs claires aux grands *polygones* pour éviter qu'ils ne dominent la *carte* sur le plan visuel. Utiliser des couleurs soutenues pour mettre en évidence les petites zones intertidales sur la *carte*.
- Se rappeler que les utilisateurs regardent souvent une *carte* à des échelles plus ou moins globales (zoom arrière) ou fines (zoom avant). Les systèmes de *cartographie* électronique permettent à l'utilisateur de faire à sa guise des zooms avant ou arrière ; à une *échelle globale*, les couleurs attribuées à un niveau très détaillé d'une *typologie* peuvent devenir impossibles à distinguer.
- Penser aux utilisateurs qui distinguent mal les couleurs (daltoniens), en particulier à ceux qui sont incapables de distinguer le rouge et le vert.
- Étudier l'aspect qu'aurait un jeu de couleurs existant sur une *carte*. Cela peut enrichir la *carte*, puisque les utilisateurs habitués aux jeux de couleurs existants arrivent facilement à l'interpréter. L'équipe du projet MESH a conçu un jeu de couleurs pour la *typologie* EUNIS (version 2004), que l'on peut utiliser pour les *polygones* correspondant aux *classes d'habitats* de la *typologie* EUNIS. Les *classes d'habitat* des niveaux 4, 5 et 6 de la *typologie* EUNIS sont regroupées de telle sorte que l'on ne peut distinguer les types d'*habitat* que jusqu'au niveau 3 inclusivement, par exemple A1.1.
- Considérer la forme – électronique ou imprimée – sous laquelle la majorité des utilisateurs verront la *carte*. Si la *carte* est surtout destinée à être vue sous forme électronique dans un *SIG*, le jeu de couleurs peut être assez simple, car les outils standard d'interrogation permettent d'obtenir plus de détails sur demande. Dans le cas d'une *carte* imprimée, il faut choisir un jeu de couleurs adéquat selon l'échelle d'impression prévue.
- Enregistrer le jeu de couleurs et le conserver avec le fichier. Dans *ArcGIS*^{MC} par exemple, on peut créer un style qui permet d'appliquer un même jeu de couleurs à plusieurs *cartes*. D'autre part, dans le cas d'un jeu de couleurs propre à une *carte*, on peut créer un fichier de *couche* (.lyr), mais il faut veiller à ce que ce fichier accompagne toujours le fichier de formes, notamment lorsque ce dernier est transmis

à un tiers ! Si aucune autre option n'est disponible, il est même possible de noter les composantes RVB (rouge, vert, bleu) de chaque couleur dans un fichier texte, afin que d'autres utilisateurs puissent recréer les mêmes couleurs dans un autre logiciel (un autre *SIG* ou un logiciel graphique utilisé pour produire des publications). Ce serait du gaspillage de définir un jeu de couleurs pour une publication sans pouvoir le reproduire ultérieurement.

À ne pas faire

- Définir un jeu de couleurs trop complexe et difficile à interpréter. Même s'il est possible d'utiliser une gamme presque infinie de couleurs et de motifs dans un *SIG*, cela ne donne pas nécessairement des *cartes* claires ! Il n'est pas obligatoire d'attribuer une couleur ou un motif propre à chaque structure qui a un *attribut* différent. Le regroupement d'*habitats* benthiques par types semblables est une possibilité pratique. Une règle *empirique* souvent adoptée limite à environ 15 le nombre de catégories de couleur différentes, soit le maximum qui semble facile à distinguer pour un utilisateur.
- Construire une *carte* symbolique avec des codes d'*attribut* qui n'ont pas de signification courante (p. ex. des nombres entiers pour représenter des descriptions d'*habitat*), puis mettre dans la légende un texte décrivant les *habitats*. Il vaut mieux ajouter à la couche de données *vectérielles* des *attributs* descriptifs interprétables par d'autres utilisateurs (p. ex. des descriptions ou des codes d'*habitat* tirés d'un système reconnu). Le jeu de couleurs est alors utilisable pour n'importe quel *attribut*, alors que l'*information* importante est enregistrée dans la couche de données.
- Écrire un long texte dans une légende. Il est extrêmement difficile d'interpréter une *carte* dont la légende est trop complexe, et l'impact visuel de la *carte* risque d'en souffrir.
- Utiliser des frontières trop foncées qui masquent le contour interne des structures ; ce problème se pose souvent dans le cas de petites structures.
- Définir un jeu de couleurs pour une *carte* imprimée sans vérifier l'aspect des couleurs à l'impression. Deux couleurs distinctes à l'écran peuvent se ressembler à l'impression (et vice versa).

Présentation

Les éléments traditionnels de présentation d'une *carte* (titre, texte, légende, échelle graphique, logo) sont parfois omis dans une *carte* électronique. Ils sont néanmoins essentiels pour qu'une *carte* soit facile à interpréter. Voici les éléments importants à inclure :

- une *flèche orientée vers le nord* indiquant l'orientation de la *carte* ;
- une *échelle graphique* donnant une indication visuelle de la taille des structures et des distances entre structures sur la *carte* ; l'échelle graphique prend la forme d'une barre généralement subdivisée en plusieurs parties, avec une indication d'unité (p. ex. km, mètre) ;
- une *description de l'échelle*, qui peut remplacer l'échelle graphique et indique l'échelle de la *carte* et des structures qui y figurent (p. ex. 1/10 000, ou 1cm pour 10 km) ;
- la *limite de résolution* des sonogrammes ;
- le système de coordonnées.

Une légende doit contenir des noms clairs et faciles à comprendre pour les trames de données, les *couches*, les en-têtes et les *classes*.

Liens vers des documents

INFOMAR : <http://www.marine.ie/home/services/surveys/seabed/>

Norvège : <http://www.mareano.no/english/index.HTML>

CCW intertidal mapping.htm :

<http://www.marlin.ac.uk/Conference99/Demonstrations/Countryside%20Council%20for%20Wales/MappinginWales.htm>

Guide d'utilisation du logiciel HMP :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Manual_for_Habitat_Matching_Program.pdf

EUNIS_2004_report.pdf : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_EUNIS_2004_report.pdf

MNCR_04_05_introduction.pdf :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_MNCR_04_05_introduction.pdf

WE_Imares_Musselbeds.pdf : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1756>

La *typologie des habitats* marins de Grande-Bretagne et d'Irlande :

<http://www.jncc.gov.uk/Default.aspx?page=1584>

La typologie européenne EUNIS : <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>

Technical Summary and Examples.doc :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Habitat_Matching_Program_Technical_Summary_&_Examples.pdf

Manual_for_Habitat_Matching_Program_v2.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Manual_for_Habitat_Matching_Program.pdf

PRIMER : <http://www.primer-e.com/>

MVSP (**M**ulti **V**ariate **S**tatistical **P**ackage – Logiciel statistique d'analyse multivariée) :

<http://www.kovcomp.com/>

CLUSTAN (**CL**Uster **AN**alysis – Analyse de groupement) : <http://www.clustan.com/>

EUNIS application v3.doc : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_EUNIS_application.pdf

EUNIS marine proposal proforma v3.xls :

<http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1864>

Document sur la cartographie des *habitats* benthiques en zone côtière de petit fond :

[http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Mapping_shallow_coastal_benthic_habitats_\(2\).pdf](http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Mapping_shallow_coastal_benthic_habitats_(2).pdf)

UGent_Multivariate_geostatistics.pdf :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Multivariate_geostatistics.pdf

Dummy_file_WE_TNO_interpolation_fractions.doc :

<http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1625>

L'indice de position bathymétrique :

[http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Bathymetric_position_index_\(BPI\).pdf](http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Bathymetric_position_index_(BPI).pdf)

Dummy_file_WE_TNO_Sand wave height map_DCS.doc

<http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1625>

WE_lfremer_lidar.pdf :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Mapping_Substrata_using_LIDAR.pdf

Catalogue de signatures d'*habitat* : <http://www.rebent.org/mesh/signatures/>

Manuel d'instructions :

<http://www.rebent.org/mesh/signatures/search/search.php?mode=habitats>

Aperçu des techniques statistiques : <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.HTML>

WE_lfremer_predictive_modelling_seaweeds.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Predictive_modelling_seaweeds.pdf

Habitat_suitability_modelling_MESH.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Habitat_suitability_modelling_MESH.pdf

Maerl regression.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Mitchell_Collins_2004_maerl_regression.pdf

ENV CS05 Maximum Likelihood *Classification* of AGDS Data.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Maximum_Likelihood_Classification_of_AGDS_Data.pdf

ENV CS09 Prior Probability *Classification*.pdf :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM4_Prior_Probability_Classification.pdf

Définition des réseaux neuronaux : <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.HTML>

Définition de l'analyse discriminante : <http://www.statsoft.com/textbook/stdiscan.HTML>

WE_UGent_Habitatsuitability_EUNIS.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Habitat_suitability_modelling_MESH.pdf

Highland Shellfish Management.pdf :

<http://www.searchmesh.net/pdf/ENV%20CS07%20Highland%20Shellfish%20Management.pdf>

Worked Example - MESH EUNIS Model.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_MESH_EUNIS_Model.pdf

UKSeaMap : <http://www.jncc.gov.uk/Default.aspx?page=2117>

UKSeaMap_FinalReportJan2007.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM1_UKSeaMap_Final_Report.pdf

UGent Marine Landscapes BCS.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Belgian_Marine_Landscapes.pdf

Dutch_Marine_landscape_Map.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Dutch_Marine_landscape_Map.pdf

WE_TNO_SSS_oysters_mussels.doc :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Oysters_and_mussels.pdf

WE_UGent_Habitatsuitability_EUNIS.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Habitat_Suitability_EUNIS.pdf

Glenan Archipelago Case Study.pdf :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM4_Case_Study_Glenan_Archipelago.pdf

La typologie marine du JNCC : <http://www.jncc.gov.uk/marineclassification>

Liens vers des sites Web

La société ESRI : <http://www.esri.com>

La société MapInfo : <http://www.mapinfo.com>

SIG webGIS de MESH : <http://www.searchmesh.net>

<http://www.marine.ie/home/services/surveys/seabed/>

<http://www.mareano.no/english/index.HTML>

<http://www.marlin.ac.uk/>

<http://www.primer-e.com>

<http://www.kovcomp.com>

<http://www.clustan.com>

<http://www.statsoft.com>

Exploratoire : <http://www.statsoft.com/textbook/stdatmin.HTML#eda>

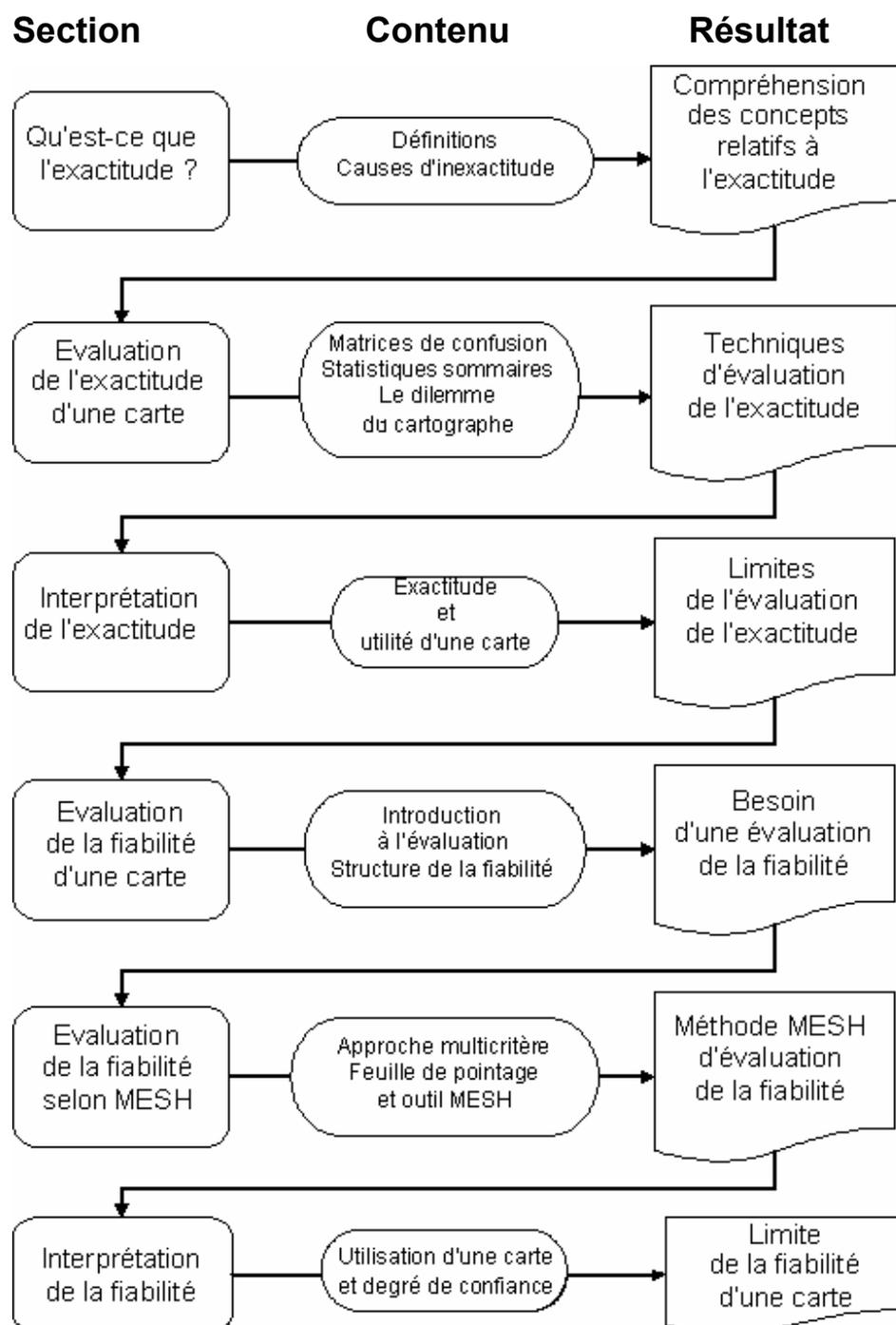
<http://www.jncc.gov.uk/UKSeaMap>

<http://www.jncc.gov.uk/marineclassification>

5 - Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ?

Bob FOSTER-SMITH, Natalie COLTMAN et Fiona FITZPATRICK

Ce chapitre du *Guide MESH* vise à présenter les questions relatives à l'*exactitude* et à la *fiabilité* d'une *carte*. Il aborde la notion d'*exactitude* sous l'angle d'une mesure mathématique, et la *fiabilité* comme la propriété d'une *carte* qui permet à un utilisateur d'avoir *confiance* en elle. Il présente enfin une méthode mise au point dans le cadre du projet MESH pour évaluer la *fiabilité* d'une *carte*.



Les termes relatifs à la qualité d'une *carte* sont nombreux : *exactitude*, *fiabilité*, *précision*, *valeur*, *utilité*, *confiance*, etc. Certains de ces termes désignent des notions très subjectives, alors que d'autres évoquent des mesures objectives utilisables dans

n'importe quelle évaluation. Quelle est la signification de ces termes et comment faut-il les employer ? Un bon point de départ consiste à aborder les notions d'*exactitude* et d'*erreur*, de *fiabilité* et d'*incertitude*.

L'*exactitude* est une mesure de la *valeur prédictive* d'une *carte*, c'est-à-dire de sa capacité à représenter le monde tel qu'il est dans la réalité. Si une *carte* arrive à prédire correctement la présence d'un *habitat* en un point donné, elle est bonne. Sinon, elle est mauvaise.

La *fiabilité* d'une *carte*, qui va de pair avec la *confiance* que l'on peut avoir en elle, est une notion plus subjective qui fait intervenir un jugement sur l'importance relative de plusieurs facteurs : le niveau de détail de l'*information*, la « distance » entre la *carte* et la réalité (quasi-coïncidences), la pertinence de la *carte* par rapport à sa finalité, etc.

Lorsque l'on utilise une *carte*, jusqu'à quel point peut-on être confiant que son contenu est fiable ? Lorsque l'on demande un levé, jusqu'à quel point est-on certain que la *carte d'habitats* résultante répond aux attentes ? Lorsque l'on produit une *carte*, comment communiquer aux utilisateurs son *exactitude* et ses limites ?

Une évaluation de l'utilité d'une *carte* dépend de la finalité et des utilisations de cette *carte*. Une même *carte* peut être très utile pour donner une vue d'ensemble, mais de peu d'utilité si l'on recherche l'*exactitude* à un niveau élevé de détail. Quel genre d'*information* doit accompagner une *carte* pour préciser les utilisations pour lesquelles elle est conçue ? Ces questions très délicates font l'objet de ce chapitre du *Guide MESH*, où l'on aborde les points à considérer afin que les utilisateurs aient des attentes réalistes envers une *carte*, sans toutefois amoindrir la contribution valable des *cartes d'habitats* dans le domaine de la planification spatiale en milieu marin. Le projet MESH couvre une gamme extrêmement vaste d'échelles cartographiques. Ce chapitre montre des exemples qui illustrent cette diversité et donne des conseils sur la manière d'évaluer l'*exactitude* et la *fiabilité* d'une *carte*.

Les *cartes d'habitats* vont des *cartes* très générales à *échelle globale* aux *cartes* très détaillées à *échelle fine*. Peu importe leur échelle, les *cartes* sont très différentes les unes des autres quant à leur *fiabilité*. Le chapitre 1 « Qu'est-ce que la cartographie des habitats ? » aborde en détail les questions de l'échelle et de la finalité d'une *carte*. Cependant, la manière d'évaluer une *carte* peut être très différente selon l'échelle. Une *carte* à *échelle globale* couvrant un très vaste territoire est produite à partir de multiples sources, et le résultat doit être jugé sur la crédibilité et le processus de combinaison de ces sources. À l'autre extrémité du spectre, une *carte* à *échelle fine* d'un petit territoire, produite à partir d'un levé unique, sera jugée sur la *précision* des données de terrain et l'*exactitude* des *classes d'habitat*. Souvent, les opérateurs de terrain ne font aucune évaluation d'*exactitude*, et c'est à l'utilisateur de juger du degré de *fiabilité* d'une *carte* et du degré de *confiance* qu'il peut avoir en elle. Ce chapitre aborde l'évaluation des *cartes* de deux points de vue différents : d'une part, les mesures d'*exactitude* effectuées par les cartographes, et d'autre part, le jugement des utilisateurs quant à la *fiabilité* des *cartes*, qui justifie l'usage que l'on en fait. Ce dernier point est particulièrement important, car souvent des *cartes* produites à certaines fins sont utilisées par d'autres personnes pour des applications différentes.

Ce chapitre commence par une discussion générale sur les notions d'*exactitude* et de *fiabilité*. Il aborde ensuite les questions liées aux mesures d'*exactitude* et à leur *interprétation* : si une *carte* est inexacte, qu'est-ce que cela entraîne ? Suit une discussion sur le degré de *confiance* qu'un utilisateur devrait avoir en une *carte*, avec une description de la méthode du projet MESH pour l'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte*. Les partenaires du projet MESH ont mis au point un système multicritère facile à utiliser pour évaluer la *fiabilité* d'une *carte d'habitats* benthiques. Cette méthode a été élaborée pour aider à déterminer le degré de *confiance* que l'on peut avoir envers les *cartes d'habitats* affichées dans le [SIG webGIS de MESH](#). Enfin, c'est par le succès de son utilisation que l'on peut le

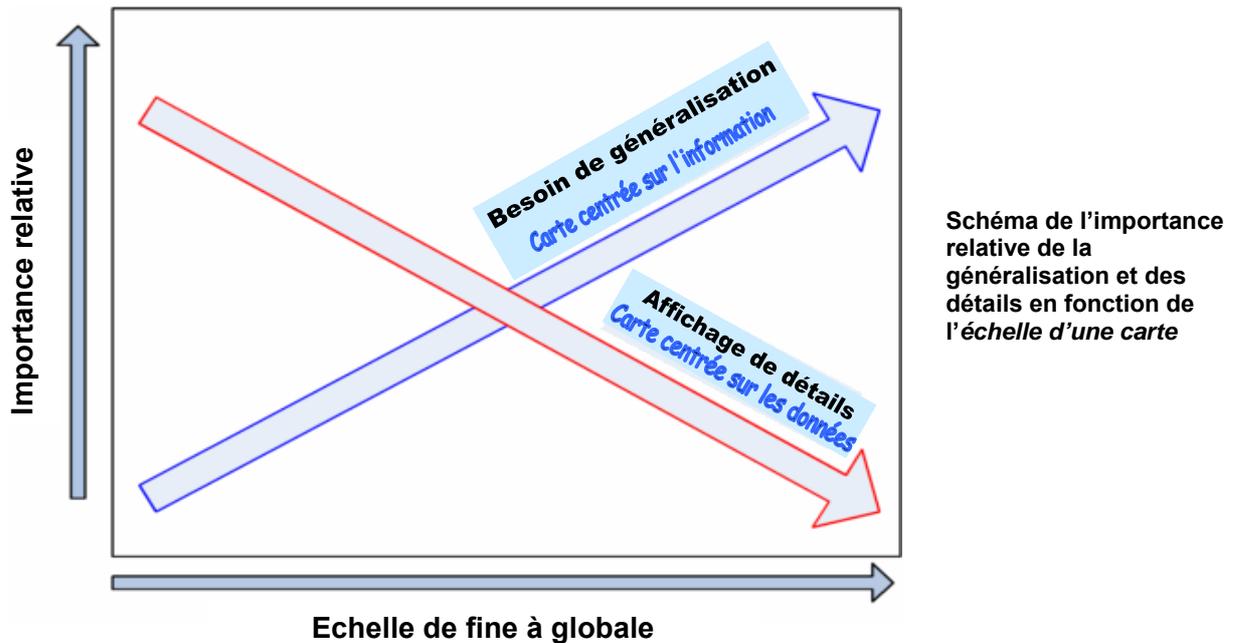
mieux juger une *carte*. La *carte* s'avère-t-elle utile ? Les *prédictions* qu'elle donne de la répartition des *habitats* sont-elles suffisamment correctes par rapport à la finalité de la *carte* ? La dernière section de ce chapitre aborde brièvement ces questions.

5.1 - Qu'est-ce que l'exactitude ?

Dans le domaine de la *cartographie* des *habitats*, l'*exactitude* est une mesure de la *valeur prédictive* d'une *carte*, c'est-à-dire de sa capacité à représenter le monde tel qu'il est dans la réalité. L'*erreur* est une mesure de l'inexactitude, c'est-à-dire de l'écart entre la *carte* et la réalité. L'*exactitude* et l'*erreur* se mesurent de manière mathématique à partir des succès et échecs, autrement dit des *prédictions* correctes et erronées de la *carte*. Il est à noter que cette définition de l'*exactitude* met l'accent sur la *prédiction* d'une *classe d'habitat* en un point (d'une *carte* au trait) ou en un *pixel* (d'une *carte* maillée). En d'autres termes, l'*exactitude* a deux aspects – la bonne *classe* au bon endroit. Cette notion est souvent désignée par le terme *exactitude classificatoire* (les données du point X sont-elles bien classifiées ?). Ce genre d'*exactitude* comprend clairement un élément de positionnement. Par exemple, les frontières entre *habitats* adjacents sont-elles situées au bon endroit ? Autrement dit, un changement d'*habitat* prédit par la *carte* correspond-il à la frontière entre les deux *habitats* dans la réalité ?

L'*exactitude* est l'un des critères possibles d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte*. Cependant, une mesure mathématique stricte de l'*exactitude* peut être trompeuse, en particulier lorsque l'on compare deux ou plusieurs *cartes*. Par exemple, une *carte* peut classer les *habitats* d'un territoire en *habitats* rocheux ou sableux et représenter ces deux *classes* avec un degré très élevé d'*exactitude*. Une autre *carte* peut représenter ces mêmes *habitats* comme une mosaïque de plusieurs types différents d'*habitats* rocheux ou sableux. La seconde *carte* risque d'être beaucoup moins exacte, mais contient davantage d'*information* utile qui *permet un certain* degré d'*erreur*. Ce dernier point est important, car il souligne l'intervention du jugement de l'utilisateur pour laisser place à une certaine inexactitude. Un utilisateur peut donc avoir davantage *confiance* en l'*information* contenue dans la seconde *carte*, qui est pourtant moins exacte. Le problème vient du fait que, même si de nombreuses mesures d'*exactitude* sont mathématiquement fondées, elles laissent de côté la question centrale de la *confiance* qu'inspire une *carte*. Une même mesure appliquée à différentes *cartes* risque de donner une impression erronée de leur degré relatif de « succès ».

En fait, il y a souvent un compromis entre contenu en *information* et *exactitude* d'une *carte* : une *carte* qui montre un grand nombre de *classes* sur un thème particulier contient plus d'*information* qu'une *carte* qui ne représente qu'un petit nombre de *classes* ; par contre, le degré d'inexactitude quant à la *prédiction* de la répartition des *habitats* risque d'être plus élevé si le nombre de *classes* est grand.



5.1.1 - Qu'entend-on par exactitude et inexactitude ?

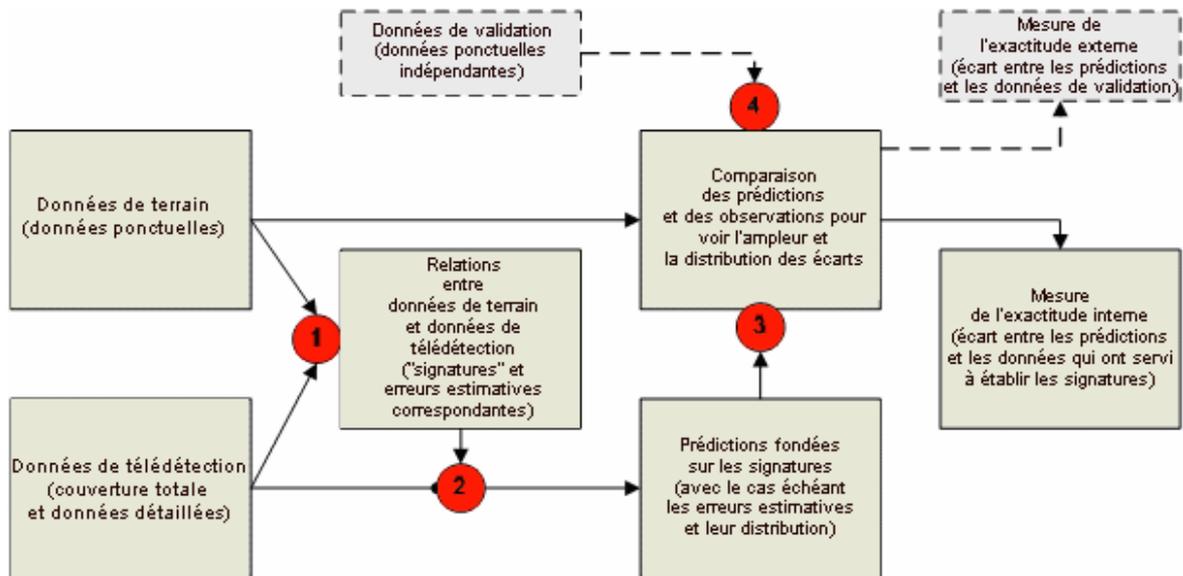
Il est intéressant de suivre les étapes de la production d'une *carte* pour voir l'origine des éléments d'*exactitude* ou d'*inexactitude*, car cela met en lumière certains principes importants en matière de *cartographie* et d'*exactitude*, qui éclaireront les notions présentées plus loin.

1^{ère} étape : déduction des relations entre les données de terrain et les données de télédétection. Comme ces relations ne sont pas parfaites, les tendances générales qu'elles indiquent sont susceptibles de variations appelées souvent à tort « marge d'*erreur* ».

2^e étape : application des relations ci-dessus à l'ensemble des données de télédétection. Cette étape et la précédente sont nécessaires, parce que seule une très petite proportion du territoire est échantillonnée et que la *carte d'habitats* repose en fait sur ces relations. Par contre, à cause de la *variabilité* de ces relations, il y aura forcément des écarts entre les *prédictions* et la réalité.

3^e étape : mesure de l'« *erreur* » correspondant à la magnitude des variations par rapport à la tendance. Si cette magnitude est mesurée à l'aide des données de terrain, l'*exactitude* est dite interne.

4^e étape : Si cette même magnitude est mesurée à l'aide de données de validation externes indépendantes du processus de modélisation, l'*exactitude* est dite externe.



Variations et erreur

Si les valeurs prédites appartiennent à des grandeurs continues (telles que le contenu en silt par rapport à la profondeur), les écarts entre les *prédictions* et la réalité sont perçus comme des variations. Par contre, les *prédictions* d'une *carte d'habitats* portent sur des catégories. Malheureusement, les variations correspondent alors à des *classes* différentes des *prédictions* et sont facilement perçues comme des « *erreurs* ». Qu'entend-on par une *prédiction* correcte (ou erronée) dans le cas d'une *carte* qui porte sur des catégories ? Examinons deux notions liées aux relations entre les *prédictions* et la réalité : la fidélité et l'exclusivité.

Fidélité

Un type d'*habitat* est-il présent uniquement dans certaines conditions environnementales bien précises (autrement dit, est-il fidèle à ces conditions ?) ou s'il peut être présent ailleurs ? Évidemment, plus il y a de variations entre les *prédictions* et la réalité, moins la relation entre les *prédictions* et la réalité est fidèle.

Exclusivité

Le type d'*habitat* prédit est-il le seul présent (autrement dit, la relation entre l'*habitat* et les conditions du milieu est-elle *exclusive* ?) ou d'autres types d'*habitats* peuvent-ils aussi être présents dans les mêmes conditions ? On oublie souvent l'exclusivité lorsque l'on déduit une relation entre un *habitat* et un paramètre environnemental dont il dépend. Cette relation peut être très forte, mais être également valable pour un autre type d'*habitat*, de sorte qu'il pourrait être difficile de faire la distinction entre les deux types d'*habitats*.

Valeur prédictive

Qu'entend-on par *valeur prédictive* ? À strictement parler, cela consiste à considérer une *carte* comme un ensemble d'*hypothèses* sur ce qui sera présent à chaque endroit. Plus les *prédictions* d'une *carte* sont conformes à la réalité, plus grande est sa *valeur prédictive*. Évidemment, si la corrélation entre un type d'*habitat* et les conditions du milieu est faible, la *valeur explicative* d'un test statistique (c'est-à-dire sa capacité à expliquer les tendances observées à l'intérieur des données) est médiocre. Par contre, ce n'est pas parce qu'un test statistique a une grande *valeur explicative* (autrement dit, qu'il y a une forte corrélation entre une variable explicative, par exemple le pourcentage de silt, et un type d'*habitat* donné) que le *modèle* statistique est adéquat pour prédire la présence

d'*habitats*, en particulier lorsque ceux-ci n'ont pas une relation *exclusive* avec la variable explicative (plusieurs types d'*habitats* peuvent avoir une forte corrélation avec le pourcentage de silt, et dans ce cas, lequel est présent là où il y a beaucoup de silt ?).

De plus, une relation valable dans certaines parties d'une *carte* ne l'est pas nécessairement dans d'autres. Cela peut venir par exemple d'un biais d'échantillonnage coïncidant avec les tendances spatiales de facteurs explicatifs qui n'ont pas été modélisés, de sorte que la *valeur prédictive* de la *carte* est dans l'ensemble médiocre.

Erreur spatiale

Considère-t-on qu'une *prédiction* est fautive si l'*habitat* prédit n'est pas présent en un point précis ? Ou sera-t-on satisfait si on trouve cet *habitat* à une distance raisonnable de ce point ? Les frontières tracées autour des *habitats* peuvent occuper une proportion non négligeable de la surface totale du territoire levé (penser aux chemins tracés autour d'un jardin). Cette proportion augmente avec la diminution de la surface des *habitats* (*hétérogénéité*) et avec la largeur des frontières (les « chemins »). Il est également inévitable que les zones frontières soient les lieux possibles de la plus grande *incertitude*. Cela risque donc d'affecter l'impression d'*erreur* que laisse une *carte*. Des zones hétérogènes sont beaucoup plus susceptibles de donner des *erreurs* que des zones homogènes. Il faut donc considérer le degré d'*hétérogénéité* dans l'*interprétation* d'une mesure d'*erreur*.

Probabilité

Comment peut-on le mieux exprimer des *prédictions* ? On exprime couramment des *prédictions* sous forme de *probabilités* ou de « chances ». Dans son sens le plus faible, si l'on dit que la présence d'un *habitat* à un endroit donné est très probable, on peut simplement exprimer ce que l'on croit à partir de l'expérience et de l'observation (comme dans le cas de l'inspection visuelle par un expert d'une image de sonar à balayage latéral). Une expression statistique de la *probabilité* est fondée sur une analyse des données disponibles. Sa valeur est comprise entre 0 (pour un événement impossible) à 1 (pour un événement certain). Une *carte* peut montrer la *probabilité* d'occurrence d'un *habitat*. Une même *carte* ne peut toutefois donner ces *probabilités* pour tous les *habitats*, parce que plusieurs *habitats* peuvent avoir une certaine *probabilité* d'être présents à chaque endroit. Par conséquent, la plupart des *cartes d'habitats* ne montrent que les *habitats* dont la *probabilité* de présence est la plus élevée (voir la sous-section 5.2.4 « Peut-on cartographier l'incertitude ? »). Il est très important de se rappeler que derrière la plupart des *cartes d'habitats* se cachent des *probabilités* de présence d'*habitats* qui sont en concurrence. La *carte* ne montre que les gagnants !

5.1.2 - Pourquoi les cartes sont-elles inexactes ?

Deux raisons principales expliquent pourquoi une *carte* peut ne pas très bien correspondre à la réalité. Premièrement, nous sommes limités dans notre manière de représenter le monde réel : les *habitats* benthiques sont très complexes et présentent de nombreuses facettes, mais pour réaliser une *carte*, nous devons ramener cette complexité à un petit nombre de *classes* ou catégories. Souvent, la correspondance entre les observations et les *classes* n'est pas claire. Cela donne lieu à des ambiguïtés et donc à d'apparentes discordances entre la *carte* et les observations. Deuxièmement, le processus de mesure, d'analyse et de *cartographie* peut être source d'*erreurs*. Une *carte* contient à la fois des ambiguïtés et des *erreurs*. La mesure de l'*exactitude* fait partie du processus qui consiste à déterminer jusqu'à quel point les structures de distribution cartographiées sont conformes à la réalité, étant donné ce contexte d'ambiguïté et d'*erreur*. Ambiguïtés et *erreurs* se combinent donc pour créer de l'*incertitude* – une évaluation du manque de *fiabilité* d'une *carte*, et donc du degré de *confiance* qui en découle. Il n'y a pas de manière facile d'évaluer la *fiabilité* d'une *carte*. Le but ultime doit

être de produire des *cartes* dont le degré de *fiabilité* soit en rapport avec l'*information* nécessaire pour que ces *cartes* servent leur objectif.

Sources d'incertitude

La *carte* idéale est exacte, très précise, et contient toute l'*information* requise par les utilisateurs. Par exemple, on s'attend à ce qu'une *carte* d'état-major à *échelle fine* montre toutes les structures de fabrication humaine, à leur position exacte et avec une très petite marge d'*erreur*. Ce n'est pas le cas des *cartes d'habitats* benthiques ! Celles-ci montrent comment les cartographes perçoivent le fond de la mer en exploitant le mieux possible les données disponibles. Les paragraphes qui suivent décrivent certaines des causes principales d'*incertitude*.

Erreurs de mesure des données de terrain

Le milieu naturel est extrêmement complexe, et il faut le simplifier considérablement pour le représenter sur une *carte*. Les objets cartographiés résultent en général d'efforts de notre part pour faire entrer la nature hautement variable du monde dans un nombre gérable de catégories. Ce processus crée inévitablement des ambiguïtés de sources diverses :

- les opérateurs de terrain appliquent de différentes manières un processus de *classification* pour enregistrer des données. Les définitions des *classes* sont vagues, et de nombreux critères se chevauchent d'une *classe* à l'autre. On peut minimiser les *erreurs* en définissant clairement les *attributs* des *classes* et en normalisant les protocoles d'affectation de *classes* aux échantillons. En l'absence de lignes directrices claires, ce processus devient difficile et donne lieu à des interprétations subjectives ;
- l'*hétérogénéité* sur le terrain est bien réelle. En premier lieu, les caractéristiques des *habitats* varient de façon continue et chevauchent souvent deux ou plusieurs *classes d'habitat* de la *typologie* ; deuxièmement, en raison de l'*hétérogénéité* à une *échelle fine*, une unité cartographique ou un *pixel* peut englober plus d'une *classe* ;
- les observations sont limitées par la technique employée, alors que les *classes* de la *typologie* utilisée sont fondées sur une *information* plus complète. Par exemple, une observation vidéo ne donne pas une *information* complète sur l'*endofaune*, et elle est donc classée uniquement en fonction de la faune visible.

On n'insistera jamais assez sur le fait que des mesures médiocres de propriétés des échantillons peuvent compromettre l'*interprétation* de données de télédétection. Cela est particulièrement vrai lorsque les *attributs* en question sont des *classes d'habitat* et que l'analyste doit décider de la meilleure correspondance entre un échantillon et une *typologie*.

Interprétation subjective des frontières

De nombreux *habitats* ont des frontières progressives ou diffuses et sont donc susceptibles d'*interprétation* subjective de la part du cartographe (dans le cas de la *cartographie* directe) ou de différences d'*interprétation* visuelle des images (p. ex. les images d'un sonar à balayage latéral).

Variations inhérentes aux systèmes de télédétection

Toutes les techniques de télédétection ont une *variabilité* intrinsèque qui dégrade leur capacité à distinguer des structures au sol. Les variations peuvent également provenir de la distorsion dans les appareils vidéo ou de la manière dont différentes bennes de même type « mordent » dans le fond de la mer, ce qui cause des *erreurs* d'observation. L'étalonnage de l'équipement est une condition essentielle d'*exactitude* des données, et des instruments mal étalonnés entraînent une *exactitude* médiocre du rendu cartographique.

Erreurs de position des données de télédétection et de terrain

Les appareils utilisés ont des limites quant à l'*exactitude* de leur position. La position des échantillons doit être fournie en entrée du traitement d'images, de sorte que les caractéristiques de l'image puissent être associées aux *classes* observées sur le terrain. Les *erreurs* combinées de position des appareils de télédétection et des données de terrain définissent une « enveloppe » d'*erreur spatiale*. Par conséquent, même si les données d'une entité cartographique sont très exactes, ses frontières ne peuvent pas être établies avec une *précision* absolue. De la même manière, étant donné une position précise, on ne peut pas établir avec une certitude absolue la *classe d'habitat* qui y est présente.

Erreurs d'analyse

L'analyse est également source d'*erreur* et d'*incertitude*, sachant que très souvent les *classes d'habitat* ne sont pas directement identifiables par télédétection et que leur présence est déduite par le truchement d'opérations statistiques effectuées sur diverses données et variables observées (*cartes intermédiaires*). Le traitement d'images peut comporter de nombreuses étapes, depuis l'épuration et l'édition des données jusqu'à l'analyse statistique et la modélisation. Le cheminement adopté par un analyste n'est pas toujours facile à reproduire à cause du nombre de méthodes d'analyse possibles, dont chacune peut avoir plusieurs paramètres différents. On espère que l'analyse effectuée est solide, mais il est toujours possible que l'*interprétation* soit orientée par des paramètres en apparence insignifiants.

Erreurs liées aux biais d'échantillonnage

Tous les points d'une *carte* ne sont pas validés. Une *carte* est fondée sur une certaine stratégie d'échantillonnage, dont les données sont extrapolées à l'ensemble du territoire à partir d'*hypothèses* sur les relations statistiques entre les échantillons et la « population » qu'ils représentent. Tout échantillonnage risque d'entraîner un biais et des problèmes de sous-représentation. Cela est particulièrement vrai dans le cas des systèmes géographiques, où le caractère unique de chaque lieu rend très difficile l'établissement d'une stratégie d'échantillonnage.

Erreurs cartographiques

Il y a une limite à ce qu'une *carte* peut montrer (détails, nombre de *classes*, *résolution*), et toute *carte* constitue dans une certaine mesure une généralisation de l'*information*. La capacité d'une *carte* à montrer des détails est déterminée par son échelle. Une *carte* au 1/2000 permet de représenter des données beaucoup plus fines qu'une *carte* au 1/200 000. L'échelle impose des restrictions sur le type, la quantité et la qualité des données. Le fait d'agrandir une *carte* à *échelle globale* n'accroît pas son degré d'*exactitude* ou son niveau de détail.

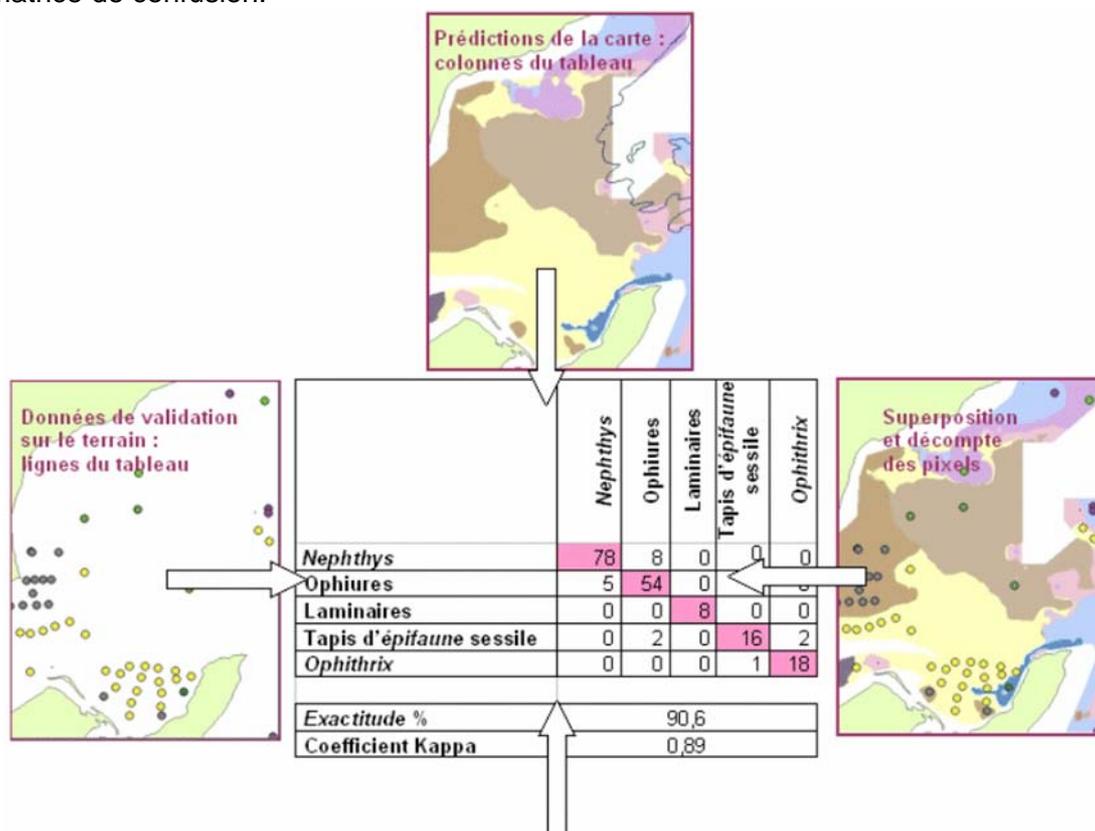
5.1.3 - Les erreurs peuvent s'accumuler !

Les cartographes doivent fournir l'*information* qui permet aux utilisateurs d'évaluer les marges d'*erreur* probables. C'est facile dans le cas de certaines mesures, par exemple les positions, que l'on peut donner avec leur marge d'*erreur*. Il est plus difficile d'évaluer la *variabilité* avec laquelle des interprètes ont attribué des *classes d'habitat* à des échantillons prélevés sur le terrain, ou encore le caractère subjectif du tracé de frontières des structures sur une image obtenue par télédétection. Même les techniques de *classification* automatique (p. ex. analyse de texture, *classification supervisée*) supposent que les données de terrain ont été catégorisées avec *exactitude* ou, dans le cas d'une *classification* floue, correctement réparties entre diverses catégories. Malgré ces importantes réserves, les mesures d'*exactitude* permettent-elles de comparer des *cartes* entre elles ou de disposer d'un étalon universel de mesure de la qualité ?

La réalisation de certaines *cartes* comporte une seule étape qui combine des données de télédétection et des données de terrain. Par contre, d'autres *cartes* exigent une suite complexe d'étapes. Les données de télédétection peuvent dans un premier temps être interprétées sous forme de *cartes intermédiaires* de sédiments (p. ex. proportion de silt), de pentes, de caractéristiques topographiques, etc., qui sont ensuite jugées représentatives d'un *habitat* grâce à des relations statistiques avec les *habitats*. Chaque étape risque d'entraîner des *erreurs* qui se combinent et s'accumulent d'une étape à l'autre. On peut élaborer des *modèles* de ces *erreurs*. Cependant, un simple examen du taux de réussite de la *carte* finale comme prédicteur par rapport à un ensemble de données de terrain (idéalement un jeu de données externe au projet) permet de court-circuiter cette chaîne d'estimation d'*erreurs* si une mesure *empirique* d'*exactitude* suffit et qu'une analyse des sources relatives d'*erreur* n'est pas nécessaire. La prochaine sous-section aborde les méthodes d'évaluation de l'*exactitude* d'une *carte*.

5.2 - Comment peut-on évaluer l'exactitude d'une carte ?

On a présenté plus haut l'*exactitude* comme une mesure mathématique de la capacité d'une *carte* à prédire correctement le type d'*habitat* en un point (ou *pixel*) donné. Supposons qu'une *carte* prédise la présence de la classe « A » au point « X » ; si cela est confirmé par l'observation, alors la *carte* est exacte pour ce point, sinon elle est inexacte pour ce même point. C'est là le fondement de toute mesure d'*exactitude*. Si la proportion de *prédictions* erronées est grande, alors la *carte* est inexacte et risque de ne pas beaucoup inspirer *confiance*. Pour calculer l'*exactitude* d'une *carte*, on superpose les données de terrain (ou mieux encore, les données de *validation sur le terrain*) et les *prédictions* de la *carte*, et l'on présente les résultats de cette superposition dans une matrice de confusion.



Décompte des succès et échecs - Calcul des indices d'*exactitude*

Superposition de données de *validation sur le terrain* et de *prédictions* d'une *carte* pour produire une matrice de confusion

Les cellules de la diagonale principale de la matrice contiennent le nombre d'occurrences de la *classe* correctement prédites par la *carte*. Les autres cellules donnent le nombre de *prédictions* erronées. La mesure de base de l'*exactitude* est le pourcentage de *prédictions* correctes. Des mesures plus évoluées tiennent compte de la proportion des *prédictions* qui pourraient être correctes par « pur hasard ». D'autres méthodes de mesure de l'*exactitude* sont présentées plus loin.

5.2.1 - Statistiques sommaires sur l'exactitude et les erreurs

En théorie, on devrait pouvoir mesurer l'*exactitude* absolue d'une *carte* à l'aide de statistiques sur les *prédictions* correctes et erronées : un *pixel* ou un *polygone* correspond ou non à un échantillon de *validation sur le terrain*. L'analyste doit ensuite expliquer les inexactitudes et, si possible, améliorer la procédure de production de la *carte* pour en améliorer l'*exactitude* (sans trucage !). Le principal outil à sa disposition est une matrice de confusion.

Une matrice de confusion est facile à construire dans le cas de données *matricielles* (ou données maillées) : on superpose l'image des échantillons de validation et la *carte d'habitats*, en supposant que les deux aient les mêmes dimensions et le même format, et l'on fait une comparaison *pixel* par *pixel* de la partie des deux images qui se superposent. La plupart des *SIG* et logiciels de traitement d'images peuvent construire la matrice de confusion et donner des mesures standard d'*exactitude*.

La matrice de confusion est une matrice de $N \times N$, où N est le nombre de *classes*. Chaque ligne correspond à une *classe* des données de validation, et chaque colonne correspond à une *classe* de la *carte*. Chaque cellule de la matrice contient le nombre de *pixels* de la *classe* des données de validation contenus dans la *classe* prédite par la *carte*. Les cellules de la diagonale principale correspondent aux *prédictions* correctes (qui coïncident avec la réalité), et les autres cellules aux *prédictions* erronées. Les *erreurs* d'omission, où une *classe d'habitat* est présente à un *pixel* donné, mais non prédite par la *carte*, sont situées sur les lignes (à l'exception des cellules de la diagonale principale). Les *erreurs* de commission, où une *classe d'habitat* est prédite par la *carte*, mais absente à un *pixel* donné, sont situées sur les colonnes (à l'exception des cellules de la diagonale principale).

À partir de la matrice de confusion, on obtient certaines statistiques sommaires sur l'*exactitude* et les *erreurs* d'une *carte* :

- **pourcentage d'exactitude** : somme des cellules de la diagonale principale, divisée par le nombre total de *pixels* superposés, le tout multiplié par 100 ;
- **erreurs d'omission** (pour une ou plusieurs *classes*) : somme des cellules de la ou des lignes correspondant aux *classes* en question, en excluant les cellules de la diagonale principale ;
- **exactitude du producteur** (pour une *classe d'habitat*) : nombre de *pixels* d'une *classe* correctement prédits, sur le nombre total de *pixels* de cette *classe* dans les données de validation ;
- **erreurs de commission** (pour une ou plusieurs *classes*) : somme des cellules de la ou des colonnes correspondant aux *classes* en question, en excluant les cellules de la diagonale principale ;
- **exactitude du consommateur** (pour une *classe d'habitat*) : nombre de *pixels* d'une *classe* correctement prédits, sur le nombre total de *pixels* de cette *classe* dans la *carte* ;
- **exactitude moyenne** : somme des *exactitudes* du producteur de chaque *classe*, divisée par le nombre de *classes* ;

- **coefficient kappa** (et autres statistiques semblables) : pourcentage d'*exactitude* corrigé pour tenir compte des *prédictions* correctes par l'effet du hasard (préférable au pourcentage d'*exactitude*).

	Lanice	Nephtys	Abra	Sabella discifera	Sabellaria	Reef	Sabella pavonina	Ensis	Ophiura	Modiolus	Error of omission for Sabellaria	
Lanice	20	11	0	1	0	0	0	0	0	0		
Nephtys	7	232	16	4	4	0	7	0	0	0		
Abra	0	7	25	0	7	0	0	0	5	0		
Sabella discifera	0	12	0	17	7	0	0	0	0	0		
Sabellaria	0	11	0	0	125	16	0	8	7	0		0.25
Reef	7	11	0	0	38	58	0	0	0	0		
Sabella pavonina	0	1	0	0	0	0	8	0	0	0		
Ensis	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0		
Ophiura	0	12	11	0	8	0	0	0	22	0		
Modiolus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21		
Error of commission for Sabellaria					0.34							

Exemple de matrice de confusion produite en comparant des données de validation aux *prédictions* d'une *carte*

Dans l'exemple ci-dessus, les *prédictions* vérifiées par les données de validation sont comptabilisées dans les cellules de la diagonale principale, en rose. Les *erreurs* d'omission sont dans les cellules d'une ligne qui n'appartiennent pas à la diagonale principale. Dans l'exemple, les cellules en jaune montrent les *pixels* qui auraient dû être classés comme *Sabellaria*, mais pour lesquels d'autres types d'*habitat* ont été prédits. L'*erreur* est indiquée à droite de la matrice sous forme d'une fraction. Les *erreurs* de commission sont dans les cellules d'une colonne qui n'appartiennent pas à la diagonale principale. Dans l'exemple, les cellules en bleu montrent les *pixels* dont l'*habitat* prédit était *Sabellaria*, mais qui appartenaient en fait à d'autres types d'*habitat*. L'*erreur* est indiquée en bas de la matrice sous forme d'une fraction. Dans l'exemple ci-dessus, le pourcentage d'*exactitude* est de 71 %, et le coefficient Kappa de 0,68 (où 1 signifie une correspondance parfaite, et 0 une répartition aléatoire). Noter que dans cet exemple, la matrice de confusion indique que les *habitats* de *Sabellaria* sur des récifs et autres substrats sont les plus susceptibles d'être confondus (voir la ligne en jaune et la colonne en bleu). On pourrait s'attendre à cela étant donné le peu de différence entre ces deux types d'*habitat*.

5.2.2 - Données de terrain et de validation, et le dilemme du cartographe

Données de validation et exactitude externe (ou *exactitude* d'essai) – La matrice de confusion standard présentée ci-dessus donne l'*exactitude* externe (ou *exactitude* d'essai) parce que l'*exactitude* de la *carte* a été évaluée à l'aide de données externes de validation. Il est important que ces données **n'aient pas servi** à construire la *carte* et qu'elles répondent à la définition de données de *validation sur le terrain*. Il s'agit d'un test de la *valeur prédictive* d'une *carte*.

Données de terrain et exactitude interne (ou *exactitude* d'apprentissage) – Ce type d'*exactitude* est mesuré à partir de données de terrain qui ont également servi à construire la *carte*. C'est la méthode la plus répandue d'évaluation de l'*exactitude* d'une *carte*, à cause du dilemme du cartographe (voir plus loin). La *carte* et les données de

terrain ne sont évidemment pas indépendantes, et l'on obtient une mesure qui exagère généralement l'*exactitude* de la *carte*. À strictement parler, il s'agit d'une mesure de la corrélation entre les données de terrain et les données de télédétection, ou encore une mesure de la *valeur explicative* d'une *carte*. Ce n'est pas une mesure de la *valeur prédictive* d'une *carte*. Cependant, lorsque les données de terrain sont nombreuses, l'*exactitude* interne et l'*exactitude* externe convergent parce qu'il est moins probable d'avoir des conditions où l'on n'a pas déjà constaté la corrélation entre le type d'*habitat* et les variables du milieu. (À noter toutefois que ce n'est pas toujours le cas : un grand nombre d'échantillons peut aussi donner des corrélations plus faibles si ces échantillons sont répartis sur des tendances à *échelle globale* qui n'ont pas été prises en considération.)

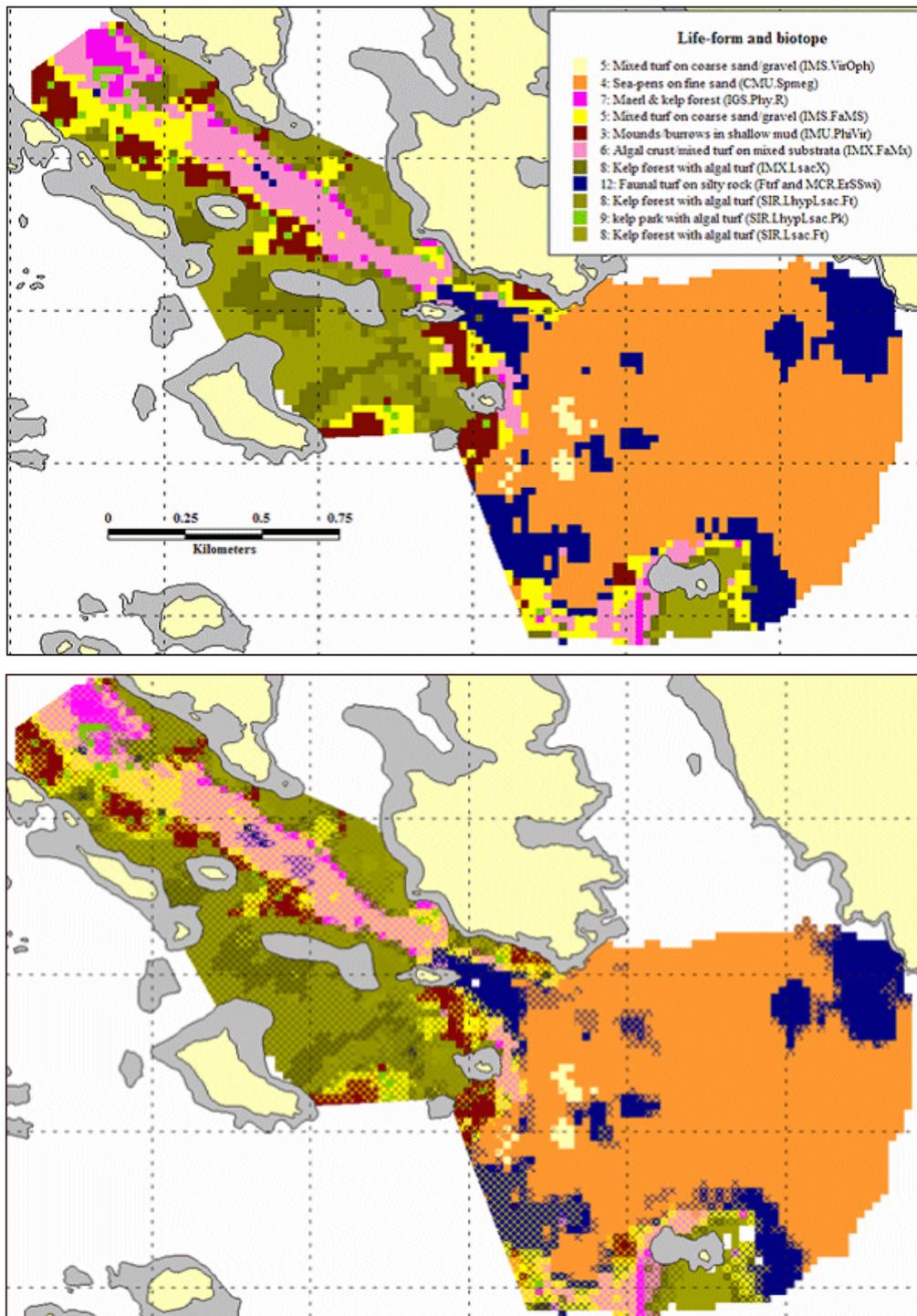
La mesure de l'*exactitude* externe constitue la meilleure méthode d'évaluation de l'*exactitude*, mais elle est souvent difficile à réaliser en pratique à cause du dilemme du cartographe : dans la plupart des campagnes de levés en mer, les données de terrain sont difficiles à obtenir, et le fait de mettre de côté suffisamment d'échantillons pour la validation n'en laisse pas assez pour construire la *carte*. L'*interprétation* de la *carte* (p. ex. au moyen d'une *classification supervisée*) risque d'être sérieusement affectée par l'exclusion de ces données. Autrement dit, les avantages de l'*exactitude* externe risquent d'être moindres que les inconvénients dus à une moins bonne *classification*. C'est là un dilemme sérieux pour les cartographes de l'environnement marin. On peut faire une mesure de l'*exactitude* externe en mettant de côté des échantillons de validation, en acceptant toutefois les conséquences négatives que cela aura sur la qualité de la *carte*. On suggère de mettre de côté environ 20 % des échantillons à cette fin. Le choix des échantillons à mettre de côté peut se faire de manière aléatoire, ou mieux encore de manière aléatoire stratifiée, pour que l'on puisse disposer d'un nombre suffisant d'échantillons de chaque type pour la *classification*.

Une méthode plus évoluée consiste à mettre de côté une plus petite proportion des données pour la validation, à faire la *classification*, puis à remettre ensemble toutes les données, à faire une autre sélection de données à mettre de côté, puis à refaire la *classification*, et ainsi de suite jusqu'à ce qu'un nombre suffisant d'itérations aient été effectuées pour calculer l'*exactitude* et les variations pour chaque *classe d'habitat*. Cette technique dite du canif demande beaucoup de calculs et doit être considérée comme un outil de recherche davantage que comme une méthode standard de *cartographie*.

5.2.3 - Cartographier la confusion entre classes – cartes « floues »

Les *classes d'habitat* présentent souvent des chevauchements considérables des conditions environnementales dans lesquelles elles se présentent. Dans le cas des propriétés acoustiques, il n'est pas toujours possible de distinguer les *habitats* à partir des caractéristiques de réflectance acoustique. Ces situations sont mises en évidence dans la matrice de confusion, qui est un moyen utile de mesurer les chevauchements de *classes* dues à la confusion entre leurs signatures respectives.

Comme on pourrait s'y attendre, les chevauchements sont particulièrement marqués entre des *habitats* semblables. Cela témoigne du fait que le milieu naturel est mieux représenté par des continuums que par des entités discrètes et séparées. Même s'il n'est pas possible de cartographier un tel continuum multidimensionnel, on peut au moins reconnaître les frontières « floues » entre *classes d'habitat*.



Comparaison entre l'utilisation d'une *classification nette* (en haut) et d'une *classification floue* (en bas). La *classification floue* permet de voir où d'autres *habitats* pourraient être présents.

Cela a des implications sur les mesures d'*exactitude* parce que, au lieu d'être simplement correcte ou erronée, une *prédiction* peut être presque correcte. Il y a des manières de traiter ce flou, mais cela est complexe à calculer et difficile à représenter clairement. Une matrice de confusion permet de voir les *classes d'habitat* entre lesquelles il y a confusion ainsi que le degré de confusion entre ces *classes*. Même si cela est instructif, il n'est pas facile d'incorporer une quantification du flou dans une évaluation de l'*exactitude* ou de la *fiabilité* d'une *carte*.

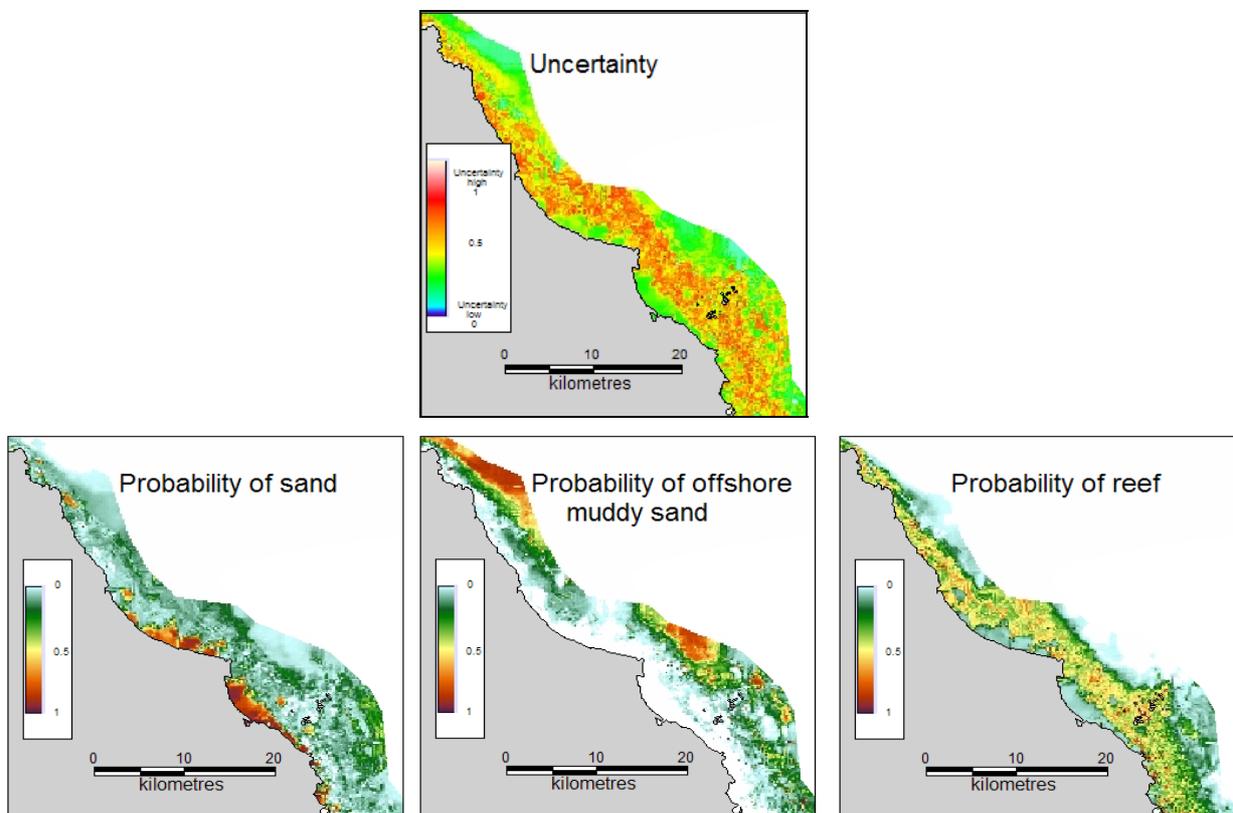
La *carte* du haut fait appel à une *classification nette* et ne montre en chaque point que la *classe* la plus probable. La *carte* du bas montre en plus des seconds choix (lorsque leur

probabilité est élevée) sous forme d'une *couche* hachurée. Cette seconde *carte* donne plus d'*information*, mais est-elle plus facile à lire ? On peut améliorer la *valeur prédictive* d'une *carte* en utilisant des procédures floues qui autorisent des situations de doute, mais le fait d'autoriser un trop grand nombre de telles situations risque d'affecter la *fiabilité* de la *carte*.

5.2.4 - Peut-on cartographier l'incertitude ?

Les matrices de confusion donnent des statistiques générales d'*erreur* pour toute la *carte* ainsi que pour chaque *classe*. Ces statistiques s'appliquent toutefois à l'ensemble de la *carte* et ne montrent aucune variation géographique. Une *carte* floue montre, quant à elle, les tendances géographiques de l'*incertitude* (dans l'exemple ci-dessus, on sait qu'il y a une *incertitude* là où la *classe* la plus probable est recouverte de hachures). Y a-t-il d'autres moyens de représenter divers degrés d'*incertitude* sur une *carte* ?

Les techniques de traitement d'images fournissent un moyen de faire cela. Au paragraphe « Classification supervisée à l'aide d'outils de traitement d'images » (p. 241) du chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? », on explique que lorsque l'on applique les signatures des *classes d'habitat* aux *couches* de données *matricielles*, les *pixels* se voient attribuer une *classe* en fonction de la *probabilité* la plus élevée. Cette *probabilité* est tirée des *probabilités* calculées pour toutes les *classes d'habitat* à chaque *pixel*. Dans le cas d'une *classification* ordinaire, les différentes *probabilités* ne sont pas visibles. On peut toutefois les visualiser sous forme de *couches* individuelles, à raison d'une par *classe d'habitat*. On peut aussi les utiliser pour déterminer le degré de certitude avec lequel chaque *pixel* est classifié (plus les *probabilités* sont réparties également entre les *classes*, plus le degré de certitude est faible). On peut ainsi construire une *carte* montrant pour chaque *pixel* le degré de certitude, qui va de 0 (toutes les *classes* ont la même *probabilité*) à 1 (une *classe* a une *probabilité* de 1, et toutes les autres une *probabilité* nulle).



Exemples de *cartes* montrant la *probabilité* d'occurrence de divers types d'*habitat*

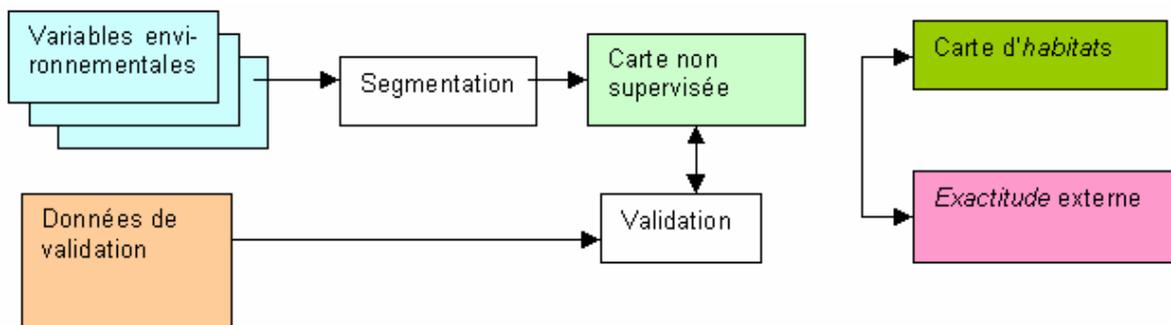
5.2.5 - Techniques statistiques de corrélation

De nombreuses techniques statistiques permettent de modéliser la dépendance de certaines variables par rapport à d'autres (p. ex. le pourcentage de sable par rapport à la profondeur). Mentionnons entre autres la régression linéaire et les techniques géostatistiques (fondées sur le krigeage). Les variables dépendantes peuvent à leur tour servir à modéliser la répartition d'espèces ou de types d'*habitat* particuliers si l'on montre que ces variables environnementales représentent de manière adéquate ces types d'*habitat*.

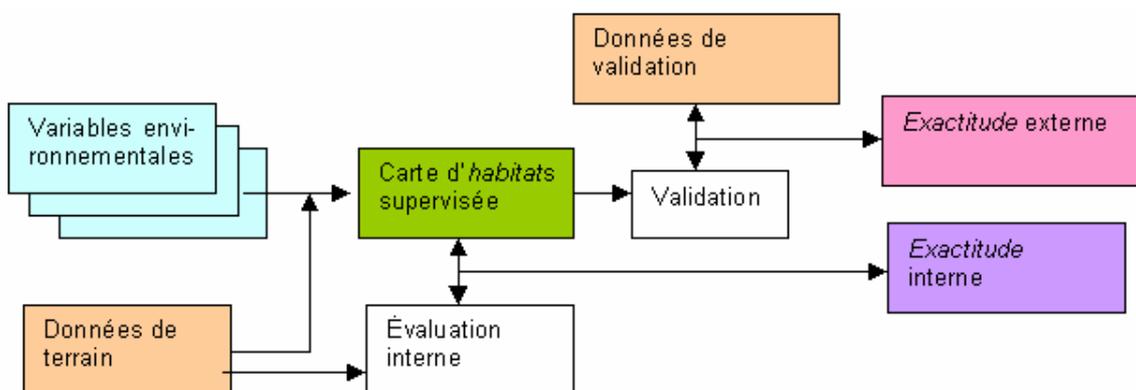
Les *modèles* couronnés de succès réduisent les écarts des résidus des données réelles par rapport aux valeurs prédites. Par conséquent, l'estimation de l'*erreur* (l'opposé de l'*exactitude*) est intégrée au processus de modélisation. Ces techniques sont appropriées pour déduire la meilleure *carte* de répartition des variables environnementales importantes d'un point de vue biologique, qui servent d'intrants pour les *modèles d'habitats*. Même si elles jouent un rôle important dans l'évaluation de la qualité des *modèles*, ces techniques ne sont pas directement applicables aux *cartes de classes d'habitat*. C'est pourquoi elles sont plutôt présentées à la sous-section « La modélisation dans la cartographie des habitats » (p. 197) du chapitre 4 « Comment réalise-t-on une carte ? »

5.2.6 - Techniques de segmentation

De nombreuses techniques automatisées considèrent une ou plusieurs variables et segmentent un territoire selon des combinaisons remarquables de caractéristiques (ce sont en général des techniques multivariées). La prochaine étape du processus de *classification* consiste à mesurer la corrélation entre les données de validation et les types de terrain ainsi définis. Contrairement aux techniques de mesure supervisée, où les données de terrain ne peuvent pas servir à mesurer l'*exactitude* externe, la mesure non supervisée doit se servir de la force de la corrélation pour justifier les *classes de la carte d'habitats*. Comme dans le cas des techniques précédentes, les mesures d'*exactitude* font partie du processus de modélisation.



Méthode de mesure non supervisée de l'*exactitude*

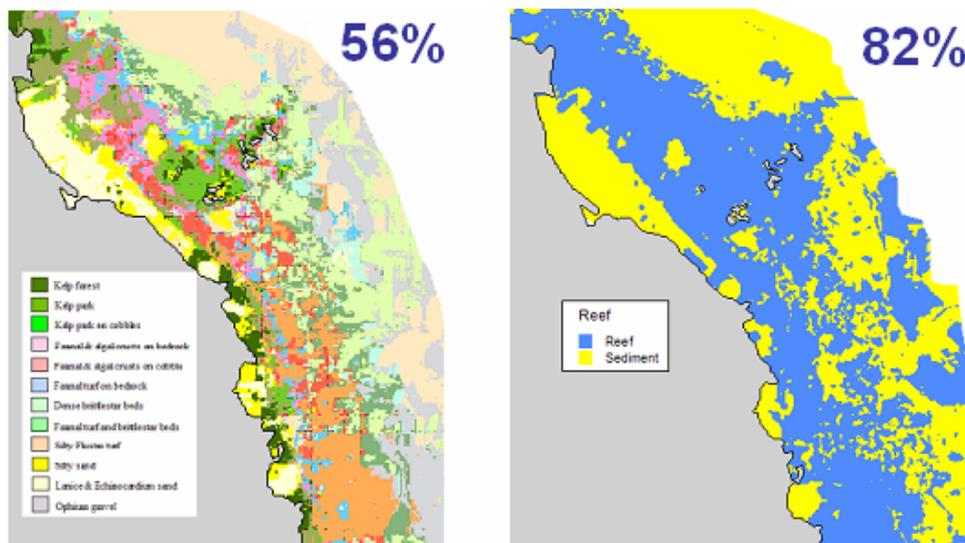


Méthode de mesure supervisée de l'*exactitude*

Même si cela semble un avantage décisif des techniques de mesure non supervisée sur les techniques de mesure supervisée, on peut remettre en question l'*hypothèse* selon laquelle les groupes définis par le processus automatique sont clairement en relation avec les biotes.

5.3 - Comment interpréter une évaluation de l'exactitude ?

Étant donné la complexité du domaine de la mesure de l'*exactitude*, il ne suffit évidemment pas de dire qu'*exactitude* égale utilité. L'exemple ci-dessous montre deux versions d'une même *carte* : l'*interprétation* des données a produit une douzaine de *classes d'habitat*. Certaines d'entre elles sont de la catégorie des récifs (affleurements de rochers et de blocs), et les autres sont des *habitats* sédimentaires. Si l'on regroupe les diverses *classes* en ces deux catégories, l'*exactitude* augmente considérablement. Cela peut sembler évident. La première *carte* est moins exacte parce que, à titre d'exemple, il est plus difficile de faire la distinction entre une forêt et une prairie de Laminaires qu'entre un *habitat* rocheux et un *habitat* sédimentaire. Il est très possible que des gestionnaires veuillent simplement savoir où il y a des récifs. Par contre, la *carte* de gauche est beaucoup plus riche d'*information* sur la répartition des *habitats* récifaux, et un certain degré de confusion peut être acceptable, en particulier entre des *habitats* semblables.



Une *carte* qui contient moins de *classes* peut être plus exacte, mais probablement moins utile pour l'utilisateur.

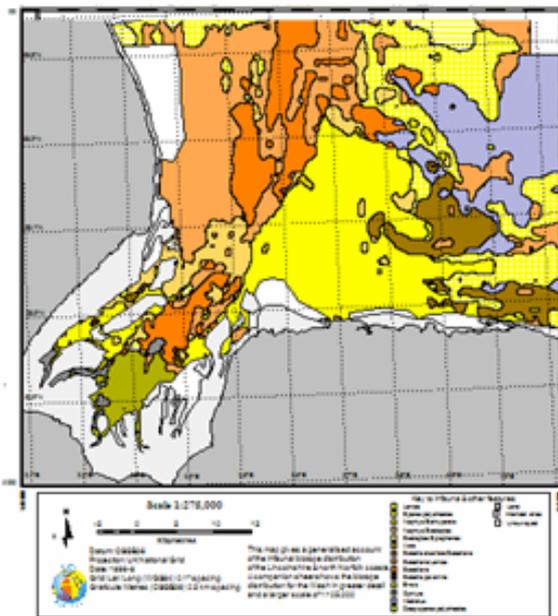
La *carte* de droite est plus exacte, mais est-elle plus utile ? Dans l'*interprétation* et l'analyse d'un jeu de données, il faut généralement faire un compromis entre *exactitude* et contenu en *information*. À un extrême, l'*interprétation* peut viser à montrer des variations subtiles qui ne sont tout simplement pas appuyées par les données. À l'autre extrême, les *habitats* sont si généraux que l'*information* est presque toujours inutile. Au lieu de mesurer l'*exactitude* d'une *carte*, on peut évaluer la *fiabilité* de la *carte* pour une finalité particulière. La section 5.4 « Jusqu'à quel point peut-on avoir confiance en une carte ? » aborde l'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte* ; elle est suivie de la section 5.5 qui présente « la méthode MESH d'évaluation de la fiabilité d'une carte ».

5.4 - Jusqu'à quel point peut-on avoir confiance en une carte ?

Appliquée à une *carte* résultant d'un seul levé, la mesure de l'*exactitude* permet aux parties prenantes d'indiquer quelle est la *valeur prédictive* de la *carte*. Il devrait toutefois

ressortir clairement de la discussion qui précède à propos de l'*exactitude* que l'*interprétation* des mesures d'*exactitude* pose des difficultés. Ces difficultés se multiplient lorsqu'une *carte d'habitats* est produite à partir de données de nombreuses sources différentes. On pourrait arriver à évaluer l'*exactitude* des *cartes* servant d'intrants, mais les *cartes* publiées sont rarement accompagnées de mesures de leur *exactitude* et n'ont peut-être même pas fait l'objet de telles mesures. Il est possible d'évaluer l'*exactitude* de la *carte* finale à *échelle globale* en mesurant sa *valeur prédictive* par rapport à un jeu de données d'essai. Les résultats risquent toutefois de ne pas être particulièrement significatifs ni faciles à interpréter.

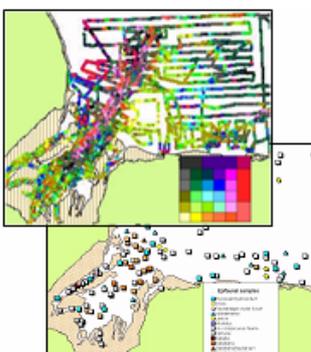
Une évaluation de la *fiabilité* constitue une autre manière de juger de l'utilité d'une *carte*. C'est une évaluation de nature plus subjective qui repose sur un certain nombre de critères différents. Elle peut être faite par un utilisateur, par un simple examen de la *carte d'habitats*, ainsi que des rapports et des *cartes* auxiliaires qui l'accompagnent, au regard de critères représentatifs d'une norme de *cartographie*. Ces critères peuvent se présenter sous forme d'une liste de vérification ou de questions. La *carte* publiée contient-elle des renseignements sur les sources de la *carte* et de ses données ? S'il y a un rapport, celui-ci indique-t-il clairement comment la *carte* a été produite ?



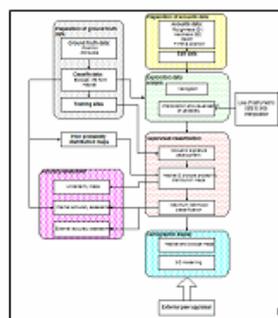
La carte contient-elle des renseignements de base tels que :

- * Echelle
- * Système de coordonnées
- * Grille
- * Date de compilation
- * Auteurs
- * Plan de niveau
- * Légende

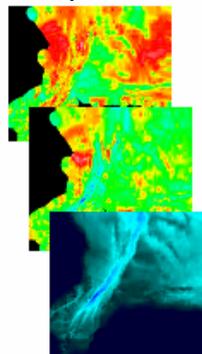
Les données d'origine sont-elles illustrées ?



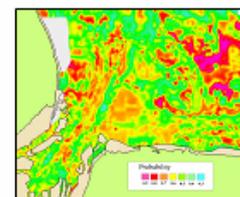
Le processus d'analyse et d'interprétation est-il clair ?



Les étapes cruciales de l'interprétation sont-elles indiquées ?



Y a-t-il une forme de mesure d'exactitude ou d'incertitude ?



S'il y a un rapport, celui-ci indique-t-il clairement comment la *carte* a été produite ? Par exemple, le rapport contient-il une certaine mesure de l'*exactitude* (image de droite) ?

Les *cartes* interprétées montrent souvent une partie des données d'origine. À titre d'exemple, les *cartes* de sédiments benthiques de la Commission géologique britannique ont en cartouche des *cartes* qui montrent l'emplacement des prélèvements à la benne, des carottages, ainsi que les cheminements des levés. La densité et la répartition des données de terrain donnent une très bonne indication de l'*incertitude* probable liée à l'*interprétation*. Les *cartes* à couverture totale des données de télédétection devraient également être montrées. Souvent, la préparation de ces *cartes* fait intervenir une certaine forme de traitement des données. Par exemple, les données ponctuelles des SACLAF font généralement l'objet d'interpolations pour produire une couverture pseudo-totale. C'est une bonne pratique de fournir une *carte* des données originales montrant la valeur des données ponctuelles. L'*interpolation* peut introduire dans les données des artefacts qui sont souvent manifestes lorsque l'on compare les données ponctuelles aux résultats de l'*interpolation*.

Il est également utile de représenter le processus de production de la *carte* sous forme d'un organigramme montrant les étapes cruciales du traitement des données et de la modélisation. Cela amène l'utilisateur à examiner attentivement ces étapes pour voir où des *erreurs* auraient pu se glisser dans le processus. Ces *cartes* et organigrammes auxiliaires font souvent partie des rapports des levés originaux et ne sont pas nécessairement accessibles aux utilisateurs. Si le rendu cartographique sert à prendre des décisions qui dépendent fortement des détails d'une *carte d'habitats*, les utilisateurs doivent tenter d'examiner la totalité du rapport, et non seulement la *carte* interprétée finale.

5.4.1 - Y a-t-il une manière structurée d'évaluer la fiabilité d'une carte ?

En partant d'une simple liste de vérification et d'une inspection des *cartes* auxiliaires disponibles, on peut élaborer une méthode structurée d'évaluation faisant appel à plusieurs critères. La synthèse de ces critères en une évaluation globale requiert un jugement sur la pondération et la combinaison des notes obtenues pour les différents critères. La pondération peut servir à modifier l'évaluation lorsque la finalité pour laquelle la *carte* est évaluée change. Par exemple, l'*information* sur la répartition des *biocénoses* est importante pour la gestion de la conservation, mais non pour la sécurité de la navigation.

Par rapport à une évaluation éclairée mais non structurée, un processus systématique présente l'avantage de la transparence ; il permet de comparer les évaluations de plusieurs *cartes* et d'utiliser celle qui est jugée la meilleure. D'autre part, avec la publication des critères, les auteurs de *cartes d'habitats* sont en mesure de veiller à ce que les données pertinentes soient incluses en vue de l'évaluation de la *fiabilité* de leurs *cartes*.

Une méthode multicritère utilisée dans le cadre du projet MESH est décrite en détail ci-dessous. Cette méthode a été élaborée pour faciliter la détermination de la *fiabilité* des *cartes d'habitats* affichées dans le [SIG webGIS de MESH](#). Ce SIG contient des *cartes* anciennes aussi bien que récentes. Les partenaires du projet MESH ont examiné et regroupé les divers facteurs qui affectent la *fiabilité* d'une *carte* et ont mis au point une méthode d'évaluation. Le processus d'évaluation vise à répondre à trois questions principales :

1. Quelle est la qualité de la télédétection ?
2. Quelle est la qualité de la campagne de terrain ?
3. Quelle est la qualité de l'*interprétation* des données ?

Le choix de ces questions est dû au fait que le projet MESH préconise la création de *cartes d'habitats* par l'*interprétation* de données de télédétection et de données de terrain. La prochaine section présente les critères de réponse à ces questions.

5.5 - La méthode MESH d'évaluation de la fiabilité d'une carte

Cette section décrit la méthode mise au point dans le cadre du projet MESH pour l'évaluation systématique de la *fiabilité* d'une *carte*. L'équipe du projet MESH a compilé de nombreuses *cartes* produites à différentes fins, sur une période de plusieurs années, à l'aide d'un grand nombre de techniques différentes et à partir d'une variété de sources. Dans bien des territoires, des *cartes* se chevauchent, et les utilisateurs ont besoin de savoir à quelles *cartes* ils peuvent davantage se fier. Ce guide sera en outre utile pour les auteurs de futures *cartes* puisqu'ils pourront déterminer les facteurs susceptibles d'en augmenter ou diminuer la *fiabilité*. La *fiabilité* a plusieurs aspects, et toute évaluation risque d'être très subjective et liée à la personne qui fait l'exercice. Évidemment, s'il faut pouvoir comparer des *cartes*, l'évaluation doit être aussi objective que possible.

Les partenaires du projet MESH ont décidé de concevoir un système d'évaluation de la *fiabilité* et d'enregistrer les facteurs de *confiance* sous forme de nouvelles *métadonnées*, afin qu'elles soient accessibles avec les *métadonnées de base* qui décrivent chaque *carte*. Les *métadonnées* déjà compilées dans le cadre du projet n'étaient pas suffisamment détaillées pour prendre des décisions objectives à propos de divers aspects de la *fiabilité* d'une *carte*. La méthode MESH d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte* a pour but de visualiser dans le SIG webGIS de MESH une note globale de *fiabilité* calculée à partir de la description des programmes de *cartographie*, en les reliant à un jeu complet de notes détaillées afin que le processus d'évaluation demeure transparent. Les notes globales de *fiabilité* servent à comparer rapidement des *cartes*, alors que les notes détaillées permettent aux utilisateurs de voir pourquoi une *carte* a obtenu une note plus élevée qu'une autre. Un barème de notation fondé sur plusieurs critères permet aussi aux planificateurs des levés de prévoir l'effet des modifications de certains paramètres sur la qualité globale d'un levé. Autrement dit, un tel barème peut servir d'outil de planification.

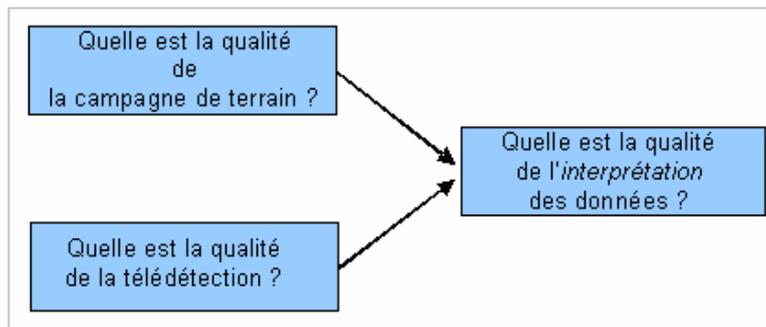
La méthode MESH constitue un compromis entre l'exhaustivité d'une part, et la facilité de compréhension et d'utilisation d'autre part. Il ne fait pas de doute que de nombreux critères ont été laissés de côté, et les notes attribuées à chaque *carte* peuvent être remises en question. Ce système n'est pas conçu pour détecter des différences subtiles entre *cartes*, mais plutôt pour donner une évaluation simple et solide. Même si une note attribuée pour un critère précis est contestable, cela n'aura pas beaucoup d'effet sur la note globale attribuée à une *carte*. Même si l'on peut critiquer la conception et le fonctionnement de la notation multicritère, au moins la méthode est exposée au grand jour, car les points de décision sont clairement définis et s'accompagnent de conseils visant à normaliser l'attribution de notes par des personnes différentes.

5.5.1 - Conception de l'évaluation MESH de la fiabilité d'une carte

La conception de l'évaluation MESH de la *fiabilité* d'une *carte* suit la méthode générale de *cartographie* des *habitats* préconisée dans ce *Guide*, qui comprend essentiellement trois parties : la campagne de terrain, la télédétection et l'*interprétation* des données. Les critères d'évaluation sont donc répartis en trois groupes :

Les deux premiers groupes se rapportent à l'acquisition des données, et le troisième à leur *interprétation*. Chaque groupe comporte un certain nombre de critères (ou facteurs). La *carte* évaluée reçoit une note pour chaque critère, et ces notes sont combinées pour donner une note d'ensemble pour chaque groupe, puis une note globale pour la *carte*.

- Notation de chaque critère : Une note de 0 à 3 est attribuée pour chaque critère, selon l'échelle suivante : 0 = tâche non accomplie ; 1 = tâche accomplie à un faible niveau de qualité ou à un niveau de qualité inconnu (implicitement équivalent à un faible niveau de qualité) ; 2 = tâche accomplie à un niveau de qualité moyen ; 3 = tâche accomplie à un niveau élevé de qualité.



- Notation de chaque groupe : La note d'un groupe est calculée en additionnant les notes attribuées pour chaque critère, sur un maximum possible de 100.
- Pondération : Sauf indication contraire, chaque critère d'un groupe contribue de manière égale à la note globale pour le groupe. Cela n'est toutefois pas toujours approprié, puisque certains critères peuvent être plus importants que d'autres. L'outil d'évaluation permet d'attribuer à chaque critère une valeur de pondération. Cette fonction est utilisée avec parcimonie, et les valeurs de pondération ne doivent normalement pas être modifiées. Ces valeurs vont de 1 à 6, la plupart des critères ayant une pondération de 3. Il y a toutefois un domaine dans lequel la pondération a servi à ajuster l'importance relative des critères : dans le cas de données de terrain, on a considéré que les données biologiques sont plus importantes que les données physiques, puisque dans le cadre du projet MESH, la *cartographie* des *habitats* met l'accent sur l'aspect biologique davantage que purement physique des *habitats*. Pour cette raison, la pondération des techniques d'acquisition des données de terrain est de 6 pour les données biologiques, contre 2 pour les données physiques. Chaque utilisateur peut ajuster les valeurs de pondération selon ses objectifs précis, mais cela doit toujours être justifié.
- Note globale : L'outil d'évaluation calcule une note pour chaque groupe de critères, ainsi qu'une note globale sur 100 qui est la moyenne des notes obtenues pour chacun des trois groupes.

Ce barème de notation pourrait être plus complet (par l'ajout d'autres critères) et plus sophistiqué (par l'emploi d'une échelle continue plutôt que de valeurs 0, 1, 2, 3), mais il a l'avantage d'être simple et transparent. L'expérience montre que les discussions qui entraînent de petits ajustements sur certains critères ne font pas une grande différence pour ce qui est de la note globale.

Le barème de notation a été élaboré après la conception du [catalogue des métadonnées de MESH](#). Il a donc fallu modifier la structure de la base de données pour répondre aux exigences du barème de notation. Quand est venu le temps d'essayer d'évaluer la *fiabilité* d'une *carte* à partir des *métadonnées* existantes, on s'est rendu compte à plusieurs reprises qu'il manquait de *l'information* pour attribuer une note pour certains critères. Toute *l'information* contenue dans les *métadonnées* était textuelle et en format libre, ce qui aurait rendu toute évaluation très subjective. Pour surmonter cet obstacle, on a décidé qu'un barème de notation numérique et transparent était la clé de l'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte*. On a donc mis au point à cette fin des *métadonnées* qui ont été ajoutées aux normes MESH relatives aux *métadonnées* (sous forme d'un onglet supplémentaire dans le classeur, importé dans le catalogue des *métadonnées* de MESH sous forme d'un lien vers un tableau). Une évaluation de *fiabilité* est en cours pour chaque entrée correspondant à une *carte d'habitats* benthiques.

Parmi les *cartes d'habitats* benthiques compilées par l'équipe du projet MESH, il y en a qui se chevauchent dans certains territoires ; pour créer une *couche* unique de *cartes* traduites, il faut décider des *cartes* à utiliser dans les territoires où il y a chevauchement. L'une des premières applications de l'outil MESH d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte* a

consisté à évaluer les *cartes* dans les cas où il y avait chevauchement et à les classer selon le résultat de cette évaluation.

5.5.2 - Critères de fiabilité retenus et barème de notation

Voici une brève description des critères de *fiabilité* retenus dans chacun des trois groupes : télédétection, campagne de terrain, *interprétation* des données. Chaque groupe de critères est suivi d'un tableau qui résume les lignes directrices de notation correspondantes.

5.5.2.1 - Acquisition des données : Télédétection

Voici les critères qui ont été retenus pour répondre à la question *Quelle est la qualité de la télédétection ?* :

Techniques utilisées

Il n'est pas pratique d'élaborer un barème couvrant toutes les techniques et combinaisons de techniques possibles de télédétection. Une approche plus pragmatique consiste à juger si la ou les techniques utilisées étaient appropriées pour distinguer les divers types de terrain prévus dans le territoire à cartographier.

Couverture

Ce critère comporte deux aspects : les données de télédétection sont d'autant plus fiables que le *degré de couverture* est élevé (idéalement avec un chevauchement de données pour fournir des « répliquats ») ; les données de télédétection sont plus fiables si le territoire est homogène que s'il est hétérogène. Le barème de notation du projet MESH tient compte de ces deux aspects. À titre d'exemple, un grand espacement des passages d'un *SACLAF* est plus acceptable dans le cas d'un territoire homogène que dans celui d'un territoire hétérogène, où l'espacement des passages devra être moindre pour mériter une même note de *fiabilité*.

Positionnement

Le système de positionnement donne une indication du degré de *précision spatiale* avec lequel les données de télédétection sont acquises, puisque chaque système a sa propre fourchette de *précision spatiale*. Le positionnement fait aussi partie des critères relatifs aux données de terrain, car le système de positionnement utilisé n'est pas nécessairement le même lors de la campagne de terrain que pour la télédétection.

Normes

Le respect de normes lors de l'acquisition de données constitue une indication de la qualité des données. Il peut s'agir de normes externes reconnues (note la plus élevée) ou de normes internes à l'organisme qui procède à l'acquisition des données (note *intermédiaire*). Les données acquises en l'absence de normes clairement établies méritent la note la plus faible.

Actualité des données

Plus les données de télédétection ont été acquises il y a longtemps, plus il est probable que le fond de la mer ait subi des changements jusqu'à maintenant. Il n'est pas pratique d'inclure dans le présent barème une évaluation des variations de l'environnement, y compris les effets de l'activité humaine, mais il faut se rappeler que certains *habitats* sont variables dans le temps, alors que d'autres demeurent stables pendant des dizaines d'années (comparer par exemple les dunes hydrauliques et les affleurements rocheux). Cet aspect est d'autant plus complexe qu'une *carte* peut comprendre des *habitats* variables et d'autres statiques.

Quelle est la qualité de la télédétection ?			Note	Lignes directrices
Techniques utilisées	Les techniques utilisées étaient-elles appropriées étant donné les types de terrain ?	Évaluation du caractère approprié ou non des techniques de télédétection utilisées pour produire la <i>carte</i> , compte tenu de l'environnement du territoire levé	3	Techniques très appropriées
			2	Techniques moyennement appropriées
			1	Techniques inappropriées
*N.B. Ajuster au besoin l'évaluation pour tenir compte des techniques qui, même si elles sont appropriées, ont été employées en zone de grand fond et ont de ce fait une <i>résolution</i> beaucoup plus faible (<i>largeur de fauchée</i>).				
Couverture	Le territoire a-t-il été couvert de manière appropriée ?	Évaluation de la couverture du territoire par les données de télédétection, en tenant compte de l' <i>hétérogénéité</i> du territoire (voir la matrice couverture– <i>hétérogénéité</i> ci-après)	Note pour la couverture proprement dite, à combiner avec la note relative à l' <i>hétérogénéité</i>	
			3	Bonne couverture : 100 % ou plus, ou espacement des passages de <i>SACLAF</i> inférieur à 50 m
			2	Couverture moyenne : environ 50 %, ou espacement des passages de <i>SACLAF</i> inférieur à 100 m
			1	Couverture médiocre : faible pourcentage, ou espacement des passages de <i>SACLAF</i> supérieur à 100 m
			Note finale	
			3	Couverture bonne ou moyenne et faible <i>hétérogénéité</i> ; OU bonne couverture et <i>hétérogénéité</i> moyenne
			2	Bonne couverture et <i>hétérogénéité</i> élevée ; OU couverture et <i>hétérogénéité</i> moyennes ; OU couverture médiocre et faible <i>hétérogénéité</i>
1	Couverture médiocre et <i>hétérogénéité</i> élevée ou moyenne ; OU couverture moyenne et <i>hétérogénéité</i> élevée			
Positionnement	Comment la position des données de télédétection a-t-elle été déterminée ?	Indication du système de positionnement utilisé pour les données de télédétection	3	GPS différentiel
			2	GPS (non différentiel) ou autre système électronique non satellitaire de navigation
			1	<i>Carte</i> marine ou à l'estime
Normes	Des normes ont-elles été respectées lors de l'acquisition des données ?	Évaluation de l'utilisation de normes lors de l'acquisition des données de terrain (indication d'une forme d'assurance qualité)	3	Données de télédétection acquises suivant des normes externes reconnues
			2	Données de télédétection acquises suivant des normes internes
			1	Données de télédétection acquises sans normes particulières
Actualité des données	Les données de télédétection sont-elles récentes ?	Indication de l'âge des données de télédétection	3	Moins de 5 ans
			2	De 5 à 10 ans
			1	Plus de 10 ans

Note relative à l'hétérogénéité		Hétérogénéité		
		Faible	Moyenne	Élevée
3	Faible : <i>habitats</i> formant des zones homogènes de plus de 100 m x 100 m			
2	Moyenne : <i>habitats</i> formant des zones qui vont de 50 m x 50 m à 100 m x 100 m			
1	Élevée : <i>habitats</i> formant des zones qui font régulièrement moins de 50 m x 50 m			
Note pour la couverture proprement dite				
3	Bonne couverture : 100 % ou plus, ou espacement des passages de <i>SACLAF</i> inférieur à 50 m			
2	Couverture moyenne : environ 50 %, ou espacement des passages de <i>SACLAF</i> inférieur à 100 m			
1	Couverture médiocre : faible pourcentage, ou espacement des passages de <i>SACLAF</i> supérieur à 100 m			

		Hétérogénéité		
		Faible	Moyenne	Élevée
Couverture	Médiocre	2	1	1
	Moyenne	3	2	1
	Bonne	3	3	2

La matrice couverture–*hétérogénéité* ci-dessus sert à déterminer la note pour le critère « Couverture ». Il faut d'abord attribuer à l'aide du tableau de gauche une note pour la couverture proprement dite et une note pour l'*hétérogénéité*, puis trouver la note finale correspondante dans la matrice de droite. Noter que ce processus ne constitue qu'un guide rudimentaire, et la note qui en résulte n'est que l'une des nombreuses composantes de l'évaluation globale de la *fiabilité* d'une *carte*.

5.5.2.2 - Acquisition des données : campagne de terrain

Voici les critères qui ont été retenus pour répondre à la question *Quelle est la qualité de la campagne de terrain ?* :

Techniques utilisées – Données biologiques

Il n'est pas pratique d'élaborer un barème couvrant toutes les techniques et combinaisons de techniques possibles pour l'acquisition de données de terrain biologiques. Par contre, des lignes directrices de notation sont fournies pour des combinaisons de données de terrain biologiques (p. ex. observation humaine, vidéo, prélèvements). La combinaison la plus appropriée dépend du type de substrat ; dans le tableau qui suit, des notations différentes sont suggérées selon que dominant les substrats meubles ou les substrats durs. Ce critère illustre le fait que les données de terrain biologiques sont très importantes pour la *cartographie* des *habitats* à des fins de gestion de la conservation. C'est pourquoi il reçoit une pondération supérieure à celle des techniques utilisées pour l'acquisition de données physiques.

Techniques utilisées – Données physiques

Comme dans le cas des techniques utilisées pour l'acquisition de données biologiques, il n'est pas pratique d'élaborer un barème couvrant toutes les techniques et combinaisons de techniques possibles pour l'acquisition de données de terrain physiques. Par contre, des lignes directrices de notation sont fournies pour des combinaisons de données de terrain physiques (p. ex. observation humaine, vidéo, prélèvements). La combinaison la plus appropriée dépend du type de substrat ; dans le tableau qui suit, des notations différentes sont suggérées selon que dominant les substrats meubles ou les substrats durs. Les données de terrain physiques peuvent contribuer à la création d'une *carte d'habitats* benthiques lorsqu'il n'est pas pratique de faire un échantillonnage biologique ; ce critère a toutefois une pondération inférieure à celle des techniques utilisées pour l'acquisition de données biologiques.

Positionnement

Le système de positionnement donne une indication du degré de *précision spatiale* avec lequel les données de terrain sont acquises, puisque chaque système a sa propre

fourchette de *précision spatiale*. Le positionnement fait aussi partie des critères relatifs aux données de télédétection, car le système de positionnement utilisé n'est pas nécessairement le même lors de la campagne de terrain que pour la télédétection.

Densité

Le nombre d'échantillons de chaque *classe* représentée a des effets sur la *fiabilité* d'une *carte*. Plus il y a d'échantillons d'une *classe*, plus ils sont susceptibles de bien représenter cette *classe* (à condition qu'ils soient concordants et en accord avec les caractéristiques de la *classe* en question !).

Normes

Le respect de normes lors de l'acquisition de données constitue une indication de la qualité des données. Il peut s'agir de normes externes reconnues (note la plus élevée) ou de normes internes à l'organisme qui procède à l'acquisition des données (note *intermédiaire*). Les données acquises en l'absence de normes clairement établies méritent la note la plus faible.

Actualité des données

Plus les données de terrain ont été acquises il y a longtemps, plus il est probable que le fond de la mer ait subi des changements jusqu'à maintenant. Il n'est pas pratique d'inclure dans le présent barème une évaluation des variations de l'environnement, y compris les effets de l'activité humaine, mais il faut se rappeler que certains *habitats* sont variables dans le temps, alors que d'autres demeurent stables pendant des dizaines d'années (comparer par exemple les dunes hydrauliques et les affleurements rocheux). Cet aspect est d'autant plus complexe qu'une *carte* peut comprendre des *habitats* variables et d'autres statiques.

Quelle est la qualité de la campagne de terrain ?			Note	Lignes directrices
Techniques utilisées – Données biologiques	Les techniques utilisées étaient-elles appropriées étant donné les <i>habitats</i> présents ?	Évaluation du caractère approprié ou non des techniques de terrain utilisées pour produire la <i>carte</i> , compte tenu de l'environnement du territoire levé. Indiquer la note pour les substrats meubles ou durs selon le cas.		Substrats meubles (<i>endofaune</i> , et <i>épifaune</i> le cas échéant)
			3	<i>Endofaune</i> ET <i>épifaune</i> échantillonnées ET observées (vidéo, photos, observation directe)
			2	<i>Endofaune</i> ET <i>épifaune</i> échantillonnées, mais NON observées (vidéo, photos, observation directe)
			1	<i>Endofaune</i> OU <i>épifaune</i> échantillonnée, mais non les deux. Aucune observation.
				Substrats durs (<i>endofaune</i> non significative)
			3	Échantillonnage comprenant l'observation directe (levé à pied ou en plongée)
			2	Échantillonnage comprenant des photos ou vidéo, mais NON l'observation directe
	1	Échantillonnage benthique uniquement (p. ex. à la benne ou au chalut)		
Techniques utilisées – Données physiques	Les techniques utilisées étaient-elles appropriées pour déterminer la nature géophysique du fond ?	Évaluation du caractère approprié ou non de la combinaison de techniques géophysiques d'échantillonnage, compte tenu de l'environnement du territoire levé. Indiquer la note pour les substrats meubles ou durs selon le cas.		Substrats meubles prédominants (gravier, sable, vase)
			3	Analyse géophysique complète : granulométrie ou tests géophysiques (p. ex. pénétrométrie, <i>tensions de cisaillement</i>)
			2	Description des sédiments d'après une inspection visuelle d'échantillons prélevés à la benne ou par carottage (p. ex. sable vaseux légèrement coquiller)
			1	Description des sédiments d'après une observation à distance (par caméra)
				Substrats durs prédominants (affleurements rocheux, blocs)
	3	Échantillonnage comprenant l'observation directe (levé à pied ou en plongée)		

			2	Échantillonnage comprenant des photos ou vidéo, mais NON l'observation directe
			1	Échantillons obtenus par dragage (ou une autre méthode semblable)
Positionnement	Comment la position des données de terrain a-t-elle été déterminée ?	Indication du système de positionnement utilisé pour les données de terrain	3	GPS différentiel
			2	GPS (non différentiel) ou autre système électronique non satellitaire de navigation
			1	Carte marine ou à l'estime
Densité	La densité d'échantillonnage était-elle adéquate ?	Évaluation de la proportion de <i>polygones</i> ou de <i>classes</i> (groupes de <i>polygones</i> ayant le même <i>attribut d'habitat</i>) contenant des données de terrain	3	Chaque <i>classe</i> de la <i>carte</i> a été échantillonnée au moins 3 fois.
			2	Chaque <i>classe</i> de la <i>carte</i> a été échantillonnée.
			1	Certaines <i>classes</i> de la <i>carte</i> n'ont pas été échantillonnées (aucune donnée de terrain ne correspond à ces <i>classes</i>).
Normes	Des normes ont-elles été respectées lors de l'acquisition des données ?	Évaluation de l'utilisation de normes lors de l'acquisition des données de terrain (indication d'une forme d'assurance qualité)	3	Données de terrain acquises suivant des normes externes reconnues
			2	Données de terrain acquises suivant des normes internes
			1	Données de terrain acquises sans normes particulières
Actualité des données	Les données de terrain sont-elles récentes ?	Indication de l'âge des données de terrain	3	Moins de 5 ans
			2	De 5 à 10 ans
			1	Plus de 10 ans

5.5.2.3 - Interprétation des données

Voici les critères qui ont été retenus pour répondre à la question *Quelle est la qualité de l'interprétation des données ?* :

Données de terrain

La détermination taxinomique par des experts est un élément important de l'*interprétation* des données de terrain. Noter qu'une *carte* produite uniquement à partir de données physiques (plutôt que biologiques) aura une note maximale de 1 parce que le rapport qui l'accompagne ne contient pas de liste de taxons.

Données de télédétection

De nombreuses techniques et combinaisons de techniques d'*interprétation* permettent de tracer les *polygones* d'une *carte d'habitats*. Les techniques employées dépendent des types de données acquises. Il faut faire preuve de jugement pour déterminer si les techniques d'*interprétation* utilisées conviennent au type de données de télédétection. La documentation des méthodes d'*interprétation* est essentielle : une note plus élevée est attribuée à une *carte* si le rapport qui l'accompagne documente l'*interprétation* des données de télédétection.

Niveau de détail

Ce critère donne une indication du niveau de détail de l'*information* contenue dans la *carte* interprétée. Même si les *classes* déterminées avec un faible niveau de détail sont plus exactes, la gestion de la conservation exige un niveau de détail élevé. Une *carte* ayant un faible niveau de détail est moins utile à cette fin et obtient donc une note plus basse (noter que dans le cadre du projet MESH, les *cartes* sont évaluées du point de vue de leur utilisation pour la gestion de la conservation).

Exactitude de la carte

Un test formel d'*exactitude* est une composante importante de l'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte*. Il faut se rappeler que, dans le domaine de la *cartographie* des *habitats*,

l'*exactitude* est une mesure de la *valeur prédictive* d'une *carte*, c'est-à-dire de sa capacité à représenter le monde tel qu'il est dans la réalité. L'*erreur* est une mesure de l'inexactitude, c'est-à-dire de l'écart entre la *carte* et la réalité. L'*exactitude* et l'*erreur* se mesurent de manière mathématique à partir des succès et échecs, autrement dit des *prédictions* correctes et erronées de la *carte*. Les évaluations de l'*exactitude* externe sont rares en *cartographie* des *habitats* marins, mais elles constituent un test extrêmement valable de l'*exactitude* d'une *carte*.

Quelle est la qualité de l'interprétation des données ?			Note	Lignes directrices
Données de terrain	Comment les données de terrain ont-elles été interprétées ?	Indication de la <i>fiabilité</i> de l' <i>interprétation</i> des données de terrain. Attribuer une note maximale de 1 si uniquement des données physiques ont été acquises sur le terrain.	3	<i>Interprétation</i> par des experts ; descriptions complètes et liste de taxons pour chaque <i>classe d'habitat</i>
			2	<i>Interprétation</i> par des experts, mais pas de description détaillée ou de liste de taxons pour chaque <i>classe d'habitat</i>
			1	Pas d' <i>interprétation</i> par des experts ; descriptions limitées disponibles
Données de télédétection	Les données de télédétection ont-elles été interprétées de manière appropriée ?	Indication de la <i>fiabilité</i> de l' <i>interprétation</i> des données de télédétection. Noter que les techniques d' <i>interprétation</i> peuvent aller de la lecture « à l'œil » des données par des experts jusqu'aux techniques statistiques de <i>classification</i> .	3	Technique appropriée utilisée et documentation fournie
			2	Technique appropriée utilisée, mais pas de documentation fournie
			1	Technique inappropriée utilisée
Niveau de détail	Quel est le niveau de détail de l' <i>information</i> contenue dans la <i>carte</i> ?	Niveau de détail auquel les <i>classes d'habitat</i> de la <i>carte</i> ont été déterminées	3	<i>Classes</i> définies sur la base d'une analyse biologique détaillée
			2	<i>Classes</i> définies sur la base des principales espèces ou formes de vie caractéristiques
			1	<i>Classes</i> définies sur la base de données physiques ou de zones biologiques générales
Exactitude de la carte	Jusqu'à quel point la <i>carte</i> représente-t-elle la réalité de manière exacte ?	Test de l' <i>exactitude</i> de la <i>carte</i>	3	<i>Exactitude</i> élevée, prouvée par une évaluation d' <i>exactitude</i> externe
			2	<i>Exactitude</i> élevée, prouvée par une évaluation d' <i>exactitude</i> interne
			1	<i>Exactitude</i> médiocre, prouvée par une évaluation d' <i>exactitude</i> externe ou interne ; OU aucune évaluation d' <i>exactitude</i> effectuée

5.5.3 - Outil MESH d'évaluation de la fiabilité d'une carte

La méthode MESH d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte* est mise en œuvre dans deux applications, dont chacune est adaptée à un type particulier d'évaluation de la *fiabilité*. Pour l'évaluation comparative de plusieurs *cartes*, nous suggérons d'utiliser la feuille de pointage [MESH Confidence Scoresheet.xls](#), qui facilite la saisie des données et la comparaison de *cartes*. Par contre, l'[application Flash](#) est un outil davantage interactif et bien adapté à l'évaluation d'une seule *carte*. Ce dernier outil permet de voir plus facilement l'effet d'un changement de note ou de pondération. Les personnes intéressées par la méthodologie, mais qui n'ont pas à faire d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte*, peuvent prendre connaissance des critères et du barème de notation dans le fichier [MESH Confidence Assessment Guidelines.doc](#). Ces lignes directrices sont également incorporées dans les deux applications ci-dessus, afin que l'utilisateur puisse les consulter rapidement. Le classeur *Excel* et l'application *Flash* calculent la note d'évaluation d'une *carte* de la même manière.

Le classeur comprend la feuille de pointage pour chaque critère, une feuille de pondération (où s'effectuent certains calculs reportés sur la feuille de pointage) et les lignes directrices de notation. Même si la feuille de pondération est accessible, il est

fortement conseillé de ne pas modifier les valeurs de pondération. Des valeurs standard de pondération sont utilisées pour toutes les *cartes* évaluées dans le cadre du projet MESH. Le barème de notation est illustré par deux exemples dans le tableau ci-dessous. Le premier (A) se rapporte au Sussex et fournit les *cartes* de la section 5.6 « Comment interpréter une évaluation de la fiabilité ? ». Il s'agit d'un levé « ancien » effectué uniquement à l'aide d'un *SACLAF* et d'une caméra vidéo montée sur un bâti vertical. L'espacement des passages était irrégulier mais généralement grand. Les levés ont été menés sur une période de trois ans avec des ressources très limitées et très peu de temps disponible. On ne s'attend donc pas à ce que ce levé obtienne une note de *fiabilité* très élevée. Le second exemple (B) est celui d'un levé récent du Moray Firth effectué à l'aide d'un sonar à interféromètre (bathymétrie et rétrodiffusion de sonar à balayage latéral) et d'un *SACLAF*, combinés avec une caméra vidéo remorquée et des prélèvements à la benne pour les données de terrain. La couverture des données de télédétection était totale, avec un espacement des passages de 75 à 150 m. On peut donc s'attendre à ce que ce levé obtienne une note de *fiabilité* plus élevée que celui du premier exemple.

Levé	Quelle est la qualité de la télédétection ?					Quelle est la qualité de la campagne de terrain ?						Quelle est la qualité de l'interprétation des données ?				Sommaire			
	Techniques utilisées	Couverture	Positionnement	Normes	Actualité des données	Techniques utilisées – Données biologiques	Techniques utilisées – Données physiques	Positionnement	Densité	Normes	Actualité des données	Données de terrain	Données de télédétection	Niveau de détail	Exactitude de la carte	Note globale (%)	Campagne de terrain (%)	Télédétection (%)	Interprétation (%)
A – Sussex	1	1	2	1	1	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	55	58	40	67
B – Moray Firth	3	3	3	3	3	3	2	3	2	3	3	3	3	2	2	92	92	100	83

L'application *Flash* est davantage interactive, et les lignes directrices d'évaluation sont affichées dans la partie droite de la fenêtre. Dans la version de l'application *Flash* fournie dans le site Web du projet MESH, la colonne des valeurs de pondération n'est pas modifiable.

ENVISSION

MESH

European Union

FACON

Feature ?	Info?	Scoring	Weighting	Score	Group Score	Total Score
HOW GOOD IS THE GROUND-TRUTHING?						
No Ground-Truthing >	<input checked="" type="checkbox"/>					
Biological GT Technique	<input checked="" type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 9 % of group = 28		
Physical GT Technique	<input checked="" type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 9 % of group = 9		
Position	<input checked="" type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 13 % of group = 20	52 / 100	
Sample Density	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 14		
Standards Applied	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 14		
Vintage	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 14		
HOW GOOD IS THE REMOTE SENSING?						
No Remote Sensing >	<input checked="" type="checkbox"/>					
Remote Techniques	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 20		
Remote Coverage	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 20	0 / 100	
Remote Positioning	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 20		
Remote Standards	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 20		
Remote Vintage	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 20		
HOW GOOD IS THE INTERPRETATION?						
No Interpretation >	<input checked="" type="checkbox"/>					
GT interpretation	<input checked="" type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 20 % of group = 30		
Remote interpretation	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 23		
Detail Level	<input checked="" type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 15 % of group = 23		
Map accuracy	<input type="checkbox"/>	1 2 3	<input type="range"/>	Item score = 0 % of group = 23	35 / 100	

Biological Ground Truthing Technique

An assessment of whether the ground-truthing techniques used to produce this map were appropriate to the environment they were used to survey. Use scores for soft or hard substrata as appropriate to the area surveyed.

Soft substrata predominate (i.e. those having infauna and epifauna)

3 = infauna AND epifauna sampled AND observed (video/stills, direct human observation)

2 = infauna AND epifauna sampled, but NOT observed (video/stills, direct human observation)

1 = infauna OR epifauna sampled, but not both. No observation.

Hard substrata predominate (i.e. those with no infauna)

3 = sampling included direct human observation (shore survey or diver survey)

2 = sampling included video or stills but NO direct human observation

1 = benthic sampling only (e.g. grabs, trawls)

Physical Ground Truthing Technique

An assessment of whether the combination of geophysical sampling techniques were appropriate to the environment they were used to survey. Use scores for soft or hard substrata as appropriate to the area surveyed.

Soft substrata predominate (i.e. gravel, sand, mud)

3 = full geophysical analysis (i.e. granulometry and/or geophysical testing (penetrometry, shear strength etc))

2 = sediments described following visual inspection of grab or core samples (e.g. slightly shelly, muddy sand)

1 = sediments described on the basis of remote observation (by camera).

Hard substrata predominate (i.e. rock outcrops, boulders, cobbles)

3 = sampling included in-situ, direct human observation (shore survey or diver survey)

2 = sampling included video or photographic observation, but NO in-situ, direct human observation

1 = samples obtained only by rock dredge (or similar)

Ground Truthing Position

Version Flash de l'outil MESH d'évaluation de la *fiabilité* d'une carte. La partie gauche de la fenêtre permet d'attribuer une valeur de pondération et une note pour chaque critère, alors que la partie droite contient les lignes directrices d'évaluation.

MESH MAPPING EUROPEAN SEABED HABITATS

about | help | new map query | print | www.mesh.gov.uk

Give feedback

Location Find Legend Info Layers Help

- Confidence not assessed
- Very low confidence
- Low confidence
- Moderate confidence
- High confidence
- Very high confidence

Info

Study ID: GB100074
 Sarn Badrig (Tremadoc Bay) lifeforms map
 Data owner: Envision Mapping Ltd

Remote sensing: 47
 Ground truthing: 67
 Interpretation: 67
Overall confidence: 60
[View full confidence assessment](#)

webGIS Confidence Report - Microsoft Internet Explorer

MESH Confidence Assessment
 Sarn Badrig (Tremadoc Bay) lifeforms map

How good is the remote sensing?

Were the techniques used appropriate for the ground type?	2
Was the ground covered appropriately?	1
How were the positions determined for the remote data?	2
Were standards applied to the collection of the remote data?	1
How recent are the remote data?	1

How good is the ground-truthing?

Were the techniques used appropriate for the habitats encountered?	3
How appropriate were the sampling techniques to determining the geophysical nature of the seabed?	2
How were the positions determined for the ground-truth data?	2
Was the density of sampling adequate?	2
Were standards applied to the collection of the ground-truth data?	1
How recent are the ground-truth data?	1

How good is the interpretation?

How were the ground-truthing data interpreted?	2
Were the remote data appropriately interpreted?	3
What level of information is contained?	2
How accurate is the map at representing reality?	1

Overall summary

How good is the remote sensing?	47
How good is the ground-truthing?	67
How good is the interpretation?	67
Overall score	60

Exemple d'affichage des notes de *fiabilité* dans le SIG webGIS de MESH. Le sommaire des notes est présenté dans une fenêtre d'*information*, avec un lien vers une page Web contenant les notes détaillées.

Affichage des notes de *fiabilité* dans le SIG webGIS de Mesh

Ces notes de *fiabilité* sont affichées dans le SIG webGIS de MESH, avec des liens vers les aperçus des territoires étudiés. MESH utilise une gamme de cinq intensités de couleur. Les seuils ont été choisis de telle sorte qu'une *carte* doive répondre à certains critères minimaux pour faire partie de chaque catégorie. L'exemple qui suit porte sur des levés du littoral nord du Pays de Galles. Un inconvénient du système actuel est que les couleurs les plus foncées (levés ayant une note de *fiabilité* élevée) masquent les couleurs les plus claires (levés ayant une note de *fiabilité* basse). Néanmoins, les utilisateurs ont une indication des levés auxquels ils peuvent accorder une plus grande *confiance*.

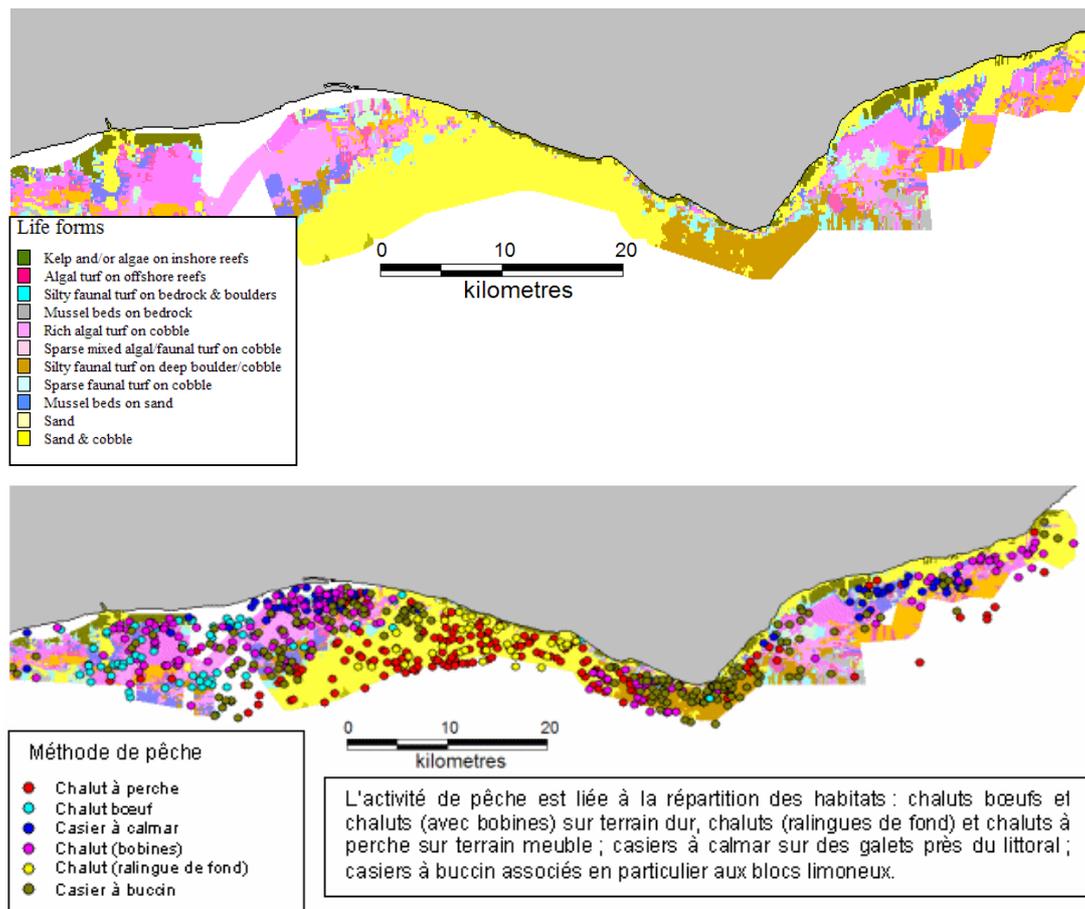
ATTENTION ! Les notes de *fiabilité* doivent être utilisées avec précaution. Elles visent à guider les utilisateurs et à les aider à tirer des conclusions sur l'utilité des *cartes* disponibles. Ultimement, l'utilité d'une *carte* ne peut être évaluée qu'à partir d'une bonne compréhension de sa finalité du point de vue de l'utilisateur. Il incombe donc à chaque utilisateur de faire sa propre évaluation. Par contre, le barème de notation et les *métadonnées* permettent de classer les *cartes* disponibles. Ensuite, l'utilisateur doit se

procurer la *carte* et (si possible) les rapports qui l'accompagnent, afin de prendre une décision finale sur la *fiabilité* de l'*information* donnée par la *carte*.

5.6 - Comment interpréter une évaluation de la fiabilité ?

Toute *carte d'habitats* est prédictive, et ce n'est qu'à l'usage que l'on peut vraiment la mettre à l'épreuve. Une *carte* inspire davantage *confiance* si elle a été examinée et approuvée par des experts externes et par des personnes qui connaissent le territoire couvert. Certaines *cartes* ont prouvé à l'occasion d'une validation indépendante qu'elles prédisent correctement les *classes d'habitats*. La plupart du temps, c'est à l'usage et en subissant l'épreuve du temps que les *cartes* montrent jusqu'à quel point elles sont acceptables.

Certaines *cartes* peuvent obtenir une note de *fiabilité* médiocre, mais cela ne veut pas dire qu'elles sont peu utiles dans certaines applications. De fait, il est possible qu'une telle *carte* s'avère concordante avec une source de données complètement indépendante, et que cela amène l'utilisateur à revoir son opinion de la *carte*. À titre d'exemple, la *carte d'habitats* ci-dessous a été produite à partir de données acquises entre 1994 et 1996, sur différents navires, uniquement à l'aide d'un *SACLAF*, avec des espacements variables des passages (souvent de plus de 500 m), et des données de terrain inégalement réparties, acquises uniquement à l'aide de caméras vidéo remorquées. L'outil d'évaluation donne une note globale de 51 % pour cette *carte*, ce qui correspond à un degré de *fiabilité* très faible.



Cartes d'habitats réalisées à l'aide d'un *SACLAF*

La seconde *carte* comporte une *couche* supplémentaire constituée de données d'observation des activités de pêche (codées selon la méthode de pêche). Ces données, acquises entre 2004 et 2006, sont également limitées quant à leur *exactitude*. Par contre, la correspondance entre les activités de pêche et la répartition des *habitats* est manifeste.

Une *carte* peut donc s'avérer utile même si au départ elle n'inspire pas une grande *confiance*. On en conclut également qu'une stratégie de levés, même si elle n'est pas idéale, mais seulement la meilleure possible étant donné les contraintes, permet de produire des *cartes* valables.

5.7 - Remerciements

Les partenaires du projet MESH tiennent à remercier le groupe de travail sur l'*exactitude* et la *fiabilité* pour la compilation des tableaux, ainsi que Dan FOSTER-SMITH pour le travail considérable qu'il a accompli lors de la création de l'outil d'évaluation de la *fiabilité*.

Liens vers des documents

MESH Confidence Scoresheet.xls : <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1693>

Outil MESH d'évaluation de la *fiabilité* d'une *carte* :

<http://www.searchmesh.net/confidence/confidenceAssessment.HTML>

MESH Confidence Assessment Guidelines.doc :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM5_MESH_Confidence_Assessment_Guidelines.pdf

Catalogue des métadonnées de MESH :

<http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1934#MESHMetadataCatalogue>

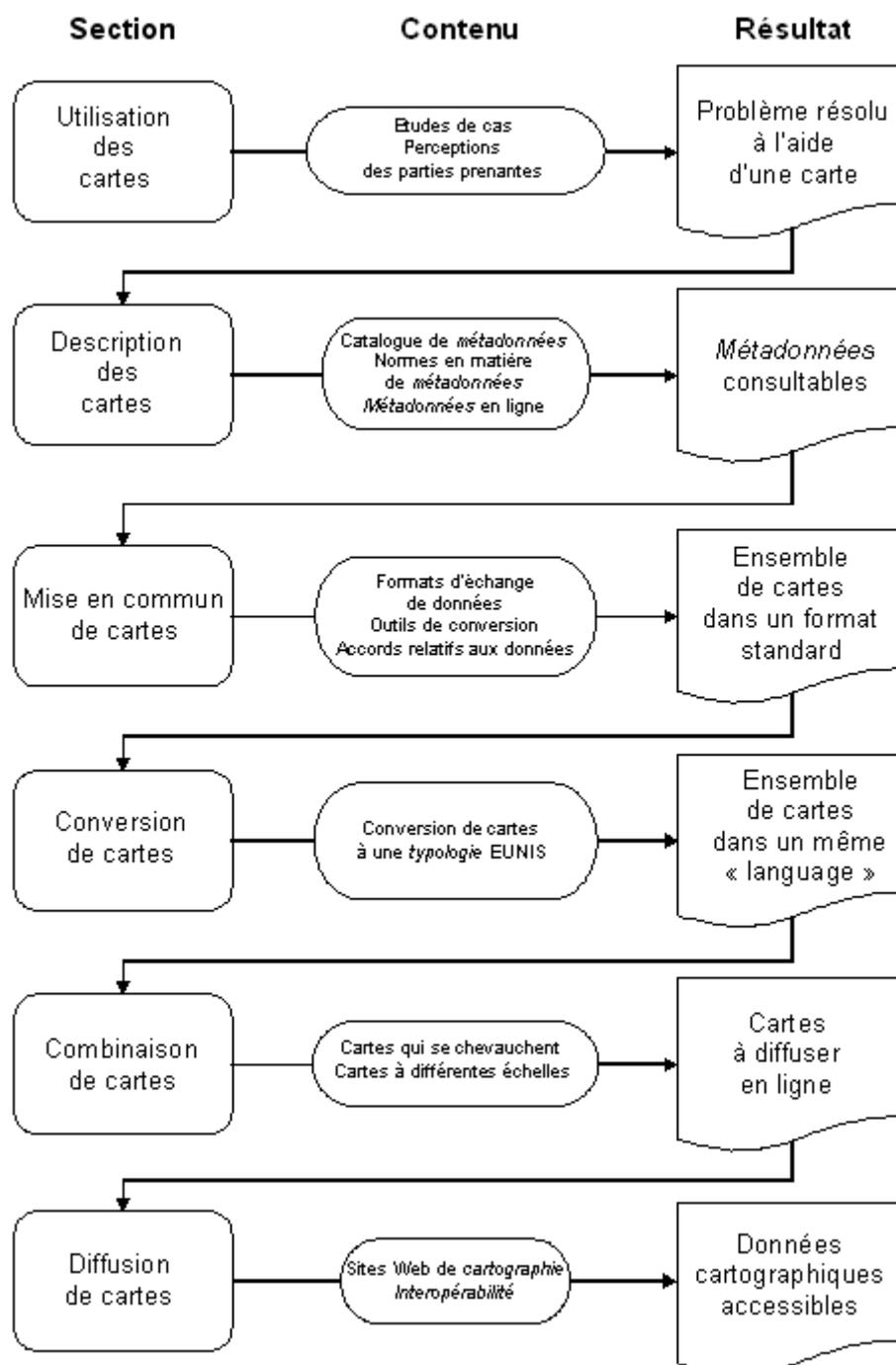
Liens vers des sites Web

<http://www.searchmesh.net/webGIS>

6 - Que peut-on faire avec une carte ?

Natalie COLTMAN

Une *carte d'habitats* est un produit visuel et l'aboutissement d'un processus complexe qui fait intervenir l'interprétation de données par des experts, en vue de transmettre un message précis à l'utilisateur. Ce chapitre aborde l'utilisation de *cartes* pour la gestion environnementale – ce pour quoi les *cartes* ont été produites – ainsi que d'autres utilisations possibles au-delà de leur finalité d'origine.



Pour de nombreuses personnes, une *carte* est une œuvre d'art à admirer, mais pour d'autres, c'est un outil essentiel qui contribue à la *résolution* de problèmes environnementaux complexes. Afin d'aider les utilisateurs à comprendre la contribution des *cartes* à la gestion de l'environnement, la première section de ce chapitre montre des

exemples de la manière dont des *cartes* ont servi à résoudre des problèmes concrets, puis aborde les liens entre les perceptions des utilisateurs et le succès de l'exploitation des *cartes*. En plus de la *carte* proprement dite, il faut fournir des détails qui décrivent la *carte* et qui aident les utilisateurs à interpréter l'*information* qu'elle contient. La deuxième section explique comment une *carte* peut être décrite à l'intention d'autres personnes au moyen de ce que l'on appelle des *métadonnées*. Elle vise aussi à sensibiliser les intervenants du domaine de la *cartographie* des *habitats* quant à l'importance des *métadonnées*. Les *cartes d'habitats* constituent une ressource extrêmement précieuse, et il est important de tirer le maximum de chaque *carte*, qui constitue très probablement la *seule carte d'habitats* benthiques d'une zone donnée. Les *cartes d'habitats* doivent autant que possible être accessibles à la collectivité élargie des sciences et de la gestion du milieu marin, afin d'éviter d'inutiles doublons d'efforts pour acquérir des données dans un même territoire. La section qui porte sur la mise en commun de *cartes* donne des conseils sur les *formats d'échange de données*, sur les outils de traitement et de conversion, et sur les accords relatifs aux données.

Lorsqu'ils produisent une *carte d'habitats* marins, les cartographes choisissent les entités cartographiques les mieux adaptées à la finalité de la *carte*, par exemple pour décrire des structures physiques à *échelle globale* ou une *information* biologique détaillée. La variété des raisons pour lesquelles on dresse des *cartes* du fond de la mer entraîne une variété presque aussi grande d'entités cartographiques. Dans le contexte de la *cartographie* des *habitats* marins, ces entités sont des *classes d'habitat*. Un ensemble défini de *classes d'habitat* s'appelle une *typologie des habitats*. Dans le cadre du projet MESH, on appelle *traduction* le processus de conversion des *classes d'habitat* d'une *typologie* à une autre. La quatrième section de ce chapitre aborde les avantages et la faisabilité d'une telle traduction, ainsi que les processus qui permettent de la réaliser. Lorsque l'on rassemble des *cartes* produites dans le cadre de divers programmes de *cartographie* des *habitats*, il est probable que des *cartes* se chevauchent en certains endroits. Un tel chevauchement ne pose aucun problème en soi. Cependant, les *cartes* qui se chevauchent ont probablement été produites à des échelles différentes, à des fins différentes et avec des méthodes différentes. Même après une traduction dans une *typologie* commune, il est prévisible que des *cartes* ne concordent pas toujours dans les zones où elles se chevauchent. La cinquième section de ce chapitre donne des conseils à propos de la combinaison de *cartes*, en particulier dans le cas de *cartes* qui se chevauchent ou qui ont été conçues pour être visionnées à des échelles différentes.

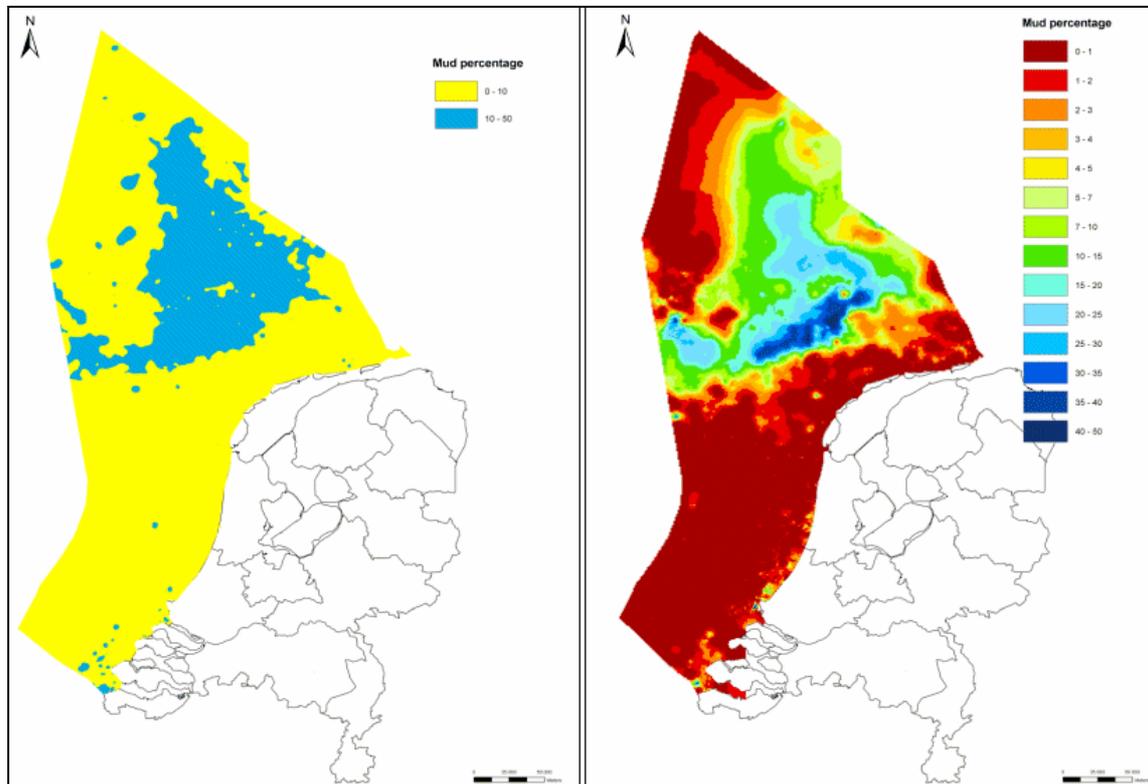
Les progrès rapides de l'informatique depuis une dizaine d'années ont accéléré l'accès aux données et leur traitement, ce qui a modifié radicalement notre approche de la recherche et de la gestion en matière d'environnement marin. Il est maintenant possible de rechercher rapidement de l'*information* de multiples sources dans Internet, et même de télécharger des données (de manière réelle pour les stocker, ou virtuelle par un accès dynamique) en vue de les afficher et de les analyser localement. La dernière section de ce chapitre explique comment rendre des *cartes* accessibles par Internet, que ce soit en alimentant ou en créant un site Web, et résume comment combiner des *cartes* avec d'autres *cartes* accessibles en ligne.

6.1 - Utilisation de cartes

Paul GILLILAND et Sytze van HETEREN

Une *carte d'habitats* est un produit visuel et l'aboutissement d'un processus complexe qui fait intervenir l'*interprétation* de données par des experts. Une *carte* est conçue pour transmettre des messages précis à l'utilisateur. Pour de nombreuses personnes, une *carte* est une œuvre d'art à admirer, mais pour d'autres, c'est un outil essentiel qui contribue à la *résolution* de problèmes environnementaux complexes. Malheureusement, ces deux extrêmes se mêlent parfois, lorsque les utilisateurs qui essaient de résoudre des

problèmes ne connaissent pas la *cartographie* au-delà de son aspect esthétique. Nous espérons que ce *Guide* de la *cartographie* des *habitats* aidera les utilisateurs à mieux comprendre les *cartes d'habitats*, notamment leurs limites, et à en distinguer les aspects scientifique et artistique. Il ne faut pas oublier qu'une *carte* représente *une* vérité et non *la* vérité : il suffit de comparer les *cartes* du plateau continental des Pays-Bas produites pour des ingénieurs et pour des biologistes. Une même structure ne sera pas cartographiée de la même manière par des personnes différentes, sauf si celles-ci s'entendent pour utiliser les mêmes données en suivant les mêmes protocoles.



Pourcentage de vase sur le plateau continental néerlandais, à gauche produite principalement à partir d'estimations visuelles de la proportion de vase, à droite produite à l'aide d'outils numériques et à partir de mesures de la proportion de vase

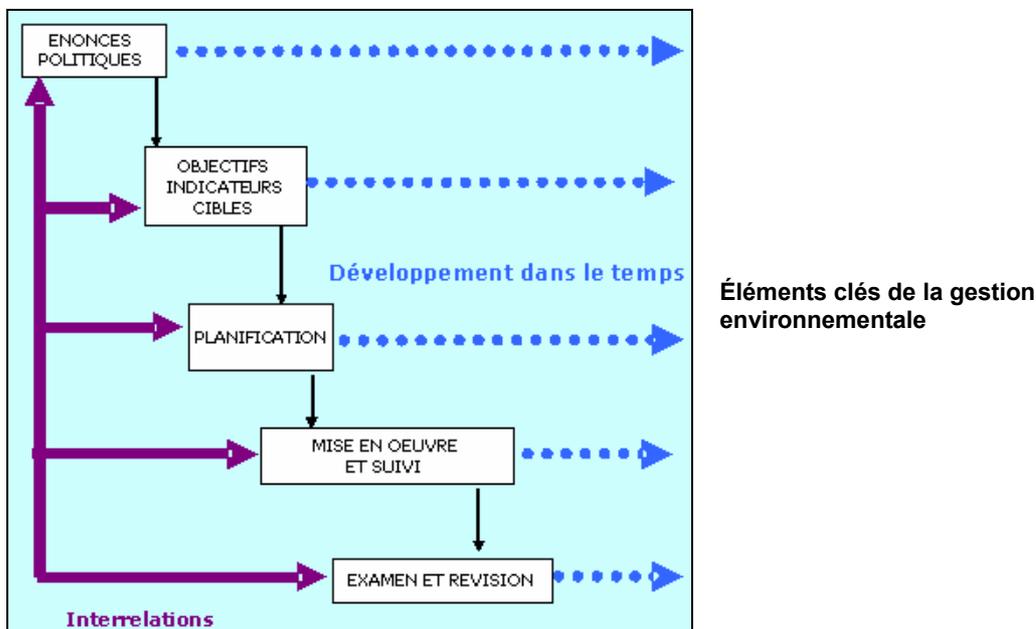
Afin d'aider les utilisateurs à comprendre la contribution des *cartes* à la gestion de l'environnement, la présente section montre des exemples de la manière dont des *cartes* ont servi à résoudre des problèmes concrets, puis aborde les liens entre les perceptions des utilisateurs et le succès de l'exploitation des *cartes*. Les *cartes* du fond de la mer sont précieuses et constituent une denrée relativement rare, parce qu'elles reposent sur des données coûteuses à acquérir et longues à interpréter. Il est donc essentiel de tirer le maximum d'un gisement de données, aussi bien au moment où celles-ci sont acquises que par la suite. Ce sujet est abordé dans la sous-section 6.1.3 « Utilisation de cartes d'habitats au-delà de leur finalité d'origine ». Les autres sections du chapitre abordent les étapes du cycle de vie d'une *carte* au-delà de son utilisation première prévue.

6.1.1 - Études de cas d'utilisation de cartes d'habitats

Les *cartes* du fond de la mer ont de nombreuses applications, depuis la sécurité de la navigation jusqu'à l'identification de zones de pêche. De plus en plus, les *cartes* nécessaires pour ces diverses applications comprennent des *cartes d'habitats*. De nos jours, les *cartes* de répartition des *habitats* deviennent des sources d'*information* précieuses pour la gestion durable de plusieurs activités qui se déroulent en milieu marin, ainsi que pour la conservation et la gestion des ressources marines. Voici quelques domaines où les *cartes d'habitats* marins sont d'une grande utilité :

- évaluations environnementales en vue de la prise de décisions concernant de nouveaux projets de développement : installation de câbles sous-marins, construction d'éoliennes, extraction de granulats marins, etc. ;
- planification stratégique et spatiale grâce à une connaissance de la répartition, de l'étendue et de l'importance des *habitats* ;
- gestion continue d'activités marines telles que les pêches et les loisirs ;
- évaluations à des fins de conservation de la nature, notamment l'évaluation de la rareté des *habitats* aux échelons local, national et international, ainsi que l'identification d'aires importantes du point de vue de la biodiversité ;
- aires sensibles aux impacts de diverses activités humaines comme le dragage et les déversements de produits pétroliers ;
- programmes de *surveillance*, pour l'évaluation de l'état des mers, dans le cadre notamment d'initiatives nationales et de conventions régionales comme la Convention OSPAR et la directive-cadre 2000/60/CE dans le domaine de l'eau ;
- programmes de suivi, afin de cibler certaines caractéristiques écologiques et de réduire les coûts de *surveillance* par une sélection de sites fondée sur une meilleure *information* ;
- identification d'aires marines protégées (AMP), le cas échéant en réseau, y compris la sélection de sites représentatifs et la gestion des sites désignés ;
- meilleure compréhension des écosystèmes marins, entre autres par l'étude des relations entre les *habitats* benthiques, les conditions hydrodynamiques et les populations de poissons.

Il y a différentes manières de catégoriser les utilisations des *cartes d'habitats*. De nombreux intervenants du milieu marin se servent des éléments clés de la gestion environnementale, illustrés dans le schéma ci-après, pour catégoriser leurs activités.



Les principaux éléments de cette structure forment des catégories naturelles pour les diverses applications des *cartes d'habitats* benthiques :

Énoncé politique	→	meilleure compréhension scientifique
Objectif	→	objectifs de qualité écologique
Planification	→	identification des ressources participation des intervenants
Mise en œuvre	→	gestion des ressources <i>résolution</i> de conflits
Suivi	→	modification de l'étendue et de la qualité des <i>habitats</i> benthiques
Examen	→	conception de campagnes d'échantillonnage sites d'extraction et d'élimination
Révision	→	effets sur les énoncés politiques

Un ensemble d'études de cas ont été préparées pour l'atelier des parties prenantes du Royaume-Uni dans le projet MESH (voir le [rapport complet](#) de cet atelier), afin de montrer une variété d'utilisations de *cartes d'habitats* benthiques et d'illustrer comment elles peuvent soutenir la prise de décisions en matière d'environnement marin. Voici quelques utilisations des *cartes d'habitats* : aider les parties prenantes à visualiser des options de planification, concevoir des stratégies d'échantillonnage, connaître l'étendue d'*habitats* particuliers, assurer le suivi des modifications à long terme et en faire part à des non-spécialistes. Les études de cas portent sur des programmes de différentes portées, de l'échelon local à l'échelon national. La *cartographie* a également permis d'établir des liens entre les sciences et les énoncés politiques, ainsi qu'entre les spécialistes et les autres parties intéressées. Pour ce qui est des utilisations futures et de l'avenir du projet MESH, les études de cas présentées mettent en lumière la valeur potentielle du projet MESH comme base d'utilisation d'une *typologie* harmonisée sur un grand territoire. Quoi qu'il en soit, ce projet a permis de consacrer davantage de temps aux tâches principales plutôt qu'à compiler de l'*information* préliminaire.

6.1.1.1 - Étude de cas n° 1 : Le détroit d'Arisaig, candidat au statut d'aire spéciale de conservation – Projet des ASC marines du Royaume-Uni

Cette étude de cas décrit le travail effectué pour soutenir la candidature du détroit d'Arisaig au statut d'aire spéciale de conservation (ASC). Une source importante d'*information* a été l'étendue et la répartition de l'*habitat* de banc de sable (dont des fonds de maërl) pour lequel le site a été désigné. Les *cartes d'habitats* ont été présentées aux parties prenantes et considérées avec d'autres données, par exemple sur le dragage des pétoncles. Cela a mis en lumière un conflit potentiel et des possibilités de zonage de ces activités, afin qu'elles puissent se poursuivre sans endommager les fonds de maërl – par exemple, aucun dragage de pétoncles à moins de 20 m de profondeur, avec une zone tampon de 5 m supplémentaires.

6.1.1.2 - Étude de cas n° 2 : Évaluation environnementale régionale et surveillance de la Manche orientale à propos des granulats marins

Cette étude porte sur le suivi d'une évaluation environnementale régionale de plusieurs demandes de dragage de granulats marins dans la Manche orientale. On a élaboré un programme régional de *surveillance*, dont la *cartographie* des *habitats* est une composante importante. Une variété de données (p. ex. données géophysiques, photographies, vidéo) ont permis de produire une description des *habitats* et des espèces de la région, ainsi que d'un site d'exploitation type. La *surveillance* met l'accent sur les processus physiques, p. ex. le dépôt de sédiments, et les *biocénoses*, p. ex. le benthos.

L'approche de collaboration adoptée a eu de nombreux avantages, notamment pour la *cartographie* des *habitats* : mise en commun de ressources des promoteurs, interprétation fiable sur une variété d'échelles spatiales, contexte permettant de déterminer l'importance des exploitations.

6.1.1.3 - Étude de cas n° 3 : Évaluation de la pression de l'activité humaine sur les structures du fond de la mer

Cette étude présente une méthode d'évaluation de l'empreinte spatiale réelle d'une gamme d'activités humaines, afin d'en connaître les impacts selon différentes catégories (p. ex. envasement, obstruction, extraction) à partir de données numériques sur toutes les activités humaines importantes en mer. Les résultats de cette analyse sont en cours de combinaison avec les types de paysage déterminés dans le cadre du projet UKSeaMap, afin de produire une évaluation initiale de la présence ou de l'absence de pression sur des types particuliers d'*habitat* benthique. Ces travaux indiquent que des données géospatiales sur l'activité humaine peuvent servir à faire une estimation de la pression de cette activité sur les paysages marins. Une connaissance de la pression subie par divers paysages marins pourrait aider entre autres à concevoir des réseaux d'aires marines protégées et à définir des objectifs de gestion.

6.1.1.4 - Étude de cas n° 4 : Un scénario de planification spatiale marine – L'énergie marémotrice

Cette étude de cas décrit une partie d'un projet pilote de planification spatiale marine dans la mer d'Irlande. Divers scénarios ont été utilisés pour indiquer comment l'*information* permettrait de faire des allocations d'espace pour certains usages futurs. On a comparé les aires potentielles d'exploitation de l'énergie marémotrice à d'autres intérêts ou utilisations sectorielles qui pourraient porter sur les mêmes zones ou constituer une contrainte importante à l'exploitation de l'énergie marémotrice. Parmi ces intérêts figuraient les sites Natura 2000 potentiels fondés sur des *cartes d'habitats* indiquant la présence de récifs ou de bancs de sable. Dans le cadre de ce scénario simulé, il a été décidé qu'en cas de conflit potentiel, les intérêts et utilisations sectorielles faisant l'objet de contraintes spatiales auraient la priorité sur l'exploitation de l'énergie marémotrice.

6.1.1.5 - Étude de cas n° 5 : Utilisation de cartes d'habitats pour la gestion des pêches

Les gestionnaires des pêches peuvent se servir de *cartes d'habitats* pour situer et quantifier les ressources disponibles, afin d'orienter l'effort de pêche dans le sens d'une meilleure gestion de la ressource. Un problème important auquel ces gestionnaires sont confrontés est la nécessité d'identifier d'éventuelles zones de fermeture de la pêche, susceptibles de réduire d'autant le territoire et la durée autorisés pour la pêche. Dans le passé, les acteurs du secteur des pêches voyaient les *cartes d'habitats* seulement comme des outils visant à restreindre leurs activités. L'adoption d'une approche de planification spatiale dans laquelle les *cartes d'habitats* constituent un outil central a été acceptée de manière inégale par les gestionnaires des pêches, malgré certains succès dignes de mention dans le secteur des crustacés et mollusques. Cependant, avec l'évolution de la gestion des pêches vers une approche de gestion d'écosystèmes, on s'attend à ce que les *cartes d'habitats* jouent un rôle central dans la définition de politiques. Le secteur des pêches lui-même reconnaît depuis longtemps la valeur de plusieurs techniques mises au point pour la *cartographie* des *habitats*, et on peut considérer qu'il a stimulé le développement des systèmes acoustiques de *classification* automatique des natures de fonds (SACLAF). Le secteur de l'aquaculture des crustacés et mollusques, avec sa tradition de permis d'exploitation, reconnaît la valeur des *cartes* pour la gestion de ses activités. Le recours à des techniques acoustiques pour localiser et quantifier les ressources est maintenant largement accepté dans ce secteur.

6.1.1.6 - Étude de cas n° 6 : Pêches maritimes et site marin européen de Flamborough Head

Cette étude de cas décrit les travaux commandés par le NESFC (**N**orth **E**astern **S**ea **F**isheries **C**ommittee – Comité des pêches maritimes du nord-est) pour obtenir une évaluation écologique (y compris une *carte d'habitats*) des 3 zones d'interdiction de chalutage placées sous sa responsabilité et cartographier les principaux *habitats* benthiques de l'ASC (aire spéciale de conservation) de Flamborough Head. Diverses techniques ont été employées pour réaliser ces travaux. L'*information* qui en a résulté permettra de comparer des structures à l'intérieur et à l'extérieur des zones d'interdiction, et d'orienter la gestion de l'ASC.

6.1.1.7 - Étude de cas n° 7 : Cartographie des caractéristiques des milieux benthique et pélagique des mers du Royaume-Uni – Le projet UKSeaMap

Cette étude de cas décrit les travaux d'utilisation des données géologiques, physiques et hydrographiques disponibles, combinées là où c'est possible avec de l'*information* écologique, pour produire des *cartes* simples, à *échelle globale* et pertinentes sur le plan écologique, des caractéristiques dominantes des milieux benthique et pélagique de l'ensemble du territoire maritime sous juridiction du Royaume-Uni. La finalité première de ces *cartes* est de fournir des perspectives nationale et régionale de la répartition et de l'étendue des types de *paysage marin* du Royaume-Uni, à l'appui des besoins en matière de planification et de gestion à l'échelon national et régional. Les produits du projet UKSeaMap constitueront une *couche* essentielle d'*information* spatiale qui, combinée avec d'autres données environnementales ainsi qu'à de l'*information* sur l'activité humaine et sur la réglementation, viendra à l'appui d'une gestion plus efficace des ressources marines et d'une meilleure interprétation de l'*information* connexe, et aidera à la définition d'engagements et d'objectifs nationaux. On s'attend à ce que ces *cartes* de paysages marins aident le gouvernement du Royaume-Uni et d'autres organismes à assurer à court et à moyen termes un meilleur suivi du milieu marin, par la mise en œuvre d'une approche écosystémique de la gestion de l'environnement marin.

6.1.2 - Comprendre les perceptions des parties prenantes vis-à-vis des cartes

Dans toute *carte*, on sacrifie une certaine quantité de détails afin que la *carte* reste lisible à l'échelle prévue. Idéalement, les cartographes mettent en évidence les structures qui intéressent les utilisateurs potentiels et laissent de côté celles qui sont jugées moins pertinentes. En outre, un choix judicieux des bornes de *classification* et des assemblages de *classes* aide les parties prenantes à reconnaître les structures spatiales pertinentes. Très peu de *cartes* conviennent à tous les usages, et la plupart des *cartes* ne devraient pas être utilisées par toutes les parties prenantes possibles. Comme une *carte* est une représentation abstraite et par nature subjective, il faut l'interpréter avec précaution. L'utilisateur typique ne remet toutefois pas en question la véracité d'une *carte*, en particulier si c'est tout ce dont il dispose. Lorsqu'une *carte* est produite par un organisme réputé, elle est presque toujours automatiquement considérée comme vraie. C'est le cas même dans le domaine de la *cartographie* des *habitats*, où les biologistes ne remettent généralement pas en question la *fiabilité* des *cartes* qui décrivent des paramètres physiques, et vice versa. L'environnement uniforme de SIG dans lequel les *cartes* sont produites encourage les non-experts et les utilisateurs à exploiter et à échanger des *cartes* pour toutes sortes de fins, et à produire leurs propres *cartes* sans avoir à consulter des spécialistes des *habitats*. Ils ne ressentent plus la nécessité autrefois évidente de faire appel à des cartographes.

Depuis l'avènement de la *cartographie* numérique, les *cartes* et les grilles ne sont plus des produits statiques difficiles à mettre à jour ou à refaire avec des bornes de *classification* différentes. On peut maintenant faire dans un temps et à un coût

raisonnables une *carte* adaptée à chaque sujet de recherche ou décision politique, pourvu que les conditions suivantes soient remplies :

- toutes les données pertinentes sur les paramètres physiques et biologiques sont contenues dans une ou plusieurs bases de données centralisées et facilement accessibles, de préférence transnationales et multidisciplinaires ;
- les *métadonnées* correspondantes sont disponibles, ce qui permet de choisir les sous-ensembles de données qui répondent aux exigences sur des points tels que la qualité, la fourchette de profondeurs, le moment de l'acquisition, ainsi que la conformité à des normes et protocoles précis ;
- l'utilisateur fournit au cartographe l'*information* qui permet à ce dernier de définir les *classes*, de déterminer l'échelle appropriée et de représenter des relations quantitatives entre les paramètres physiques et biologiques.

La possibilité récente de créer plusieurs *cartes* d'un même territoire pour un paramètre ou un ensemble de paramètres peut entraîner une certaine confusion chez les utilisateurs de ces *cartes*. Il devient plus difficile de choisir la *carte* la plus pertinente sur un sujet précis, et plus difficile encore de déterminer si la *carte* existante la plus utile est suffisamment bonne pour répondre à la question ou résoudre le problème de l'utilisateur. En l'absence de la sécurité liée à l'existence d'une *carte* unique, les cartographes des *habitats* marins doivent faire comprendre aux diverses parties prenantes que la possibilité de choisir entre différentes *cartes* d'une même structure constitue un progrès, mais qu'il vaut toujours mieux consulter un expert en la personne du cartographe pour faire un choix éclairé et optimal.

6.1.3 - Utilisation de cartes d'habitats au-delà de leur finalité d'origine

La *cartographie* des *habitats* est un processus long et coûteux, dont les produits – les *cartes d'habitats* – constituent de ce fait une ressource extrêmement précieuse. Plus important encore, ces *cartes* sont très probablement les *seules cartes d'habitats* benthiques d'une zone donnée, car il est assez rare de trouver plusieurs *cartes* d'un même territoire. Les *cartes d'habitats* benthiques résultent généralement d'une étude ayant des objectifs précis et menée pour résoudre un problème concret. Cela peut aller de la constitution d'un simple inventaire des *habitats* benthiques d'un territoire pour lequel on ne dispose d'aucune *information*, jusqu'à la *cartographie* du fond de la mer afin d'installer une structure ou d'évaluer l'impact d'une activité humaine. Une *carte d'habitats* benthiques produite suivant les conseils de ce *Guide* devrait normalement résoudre le problème en question. On vient de montrer des exemples de la manière dont des *cartes d'habitats* ont effectivement contribué à la gestion d'activités humaines. Comme chaque *carte d'habitats* benthiques est une ressource précieuse, il est important de pouvoir en tirer le maximum. Les *cartes d'habitats* doivent autant que possible être accessibles à la collectivité élargie des sciences et de la gestion du milieu marin, afin d'éviter d'inutiles dédoublements d'efforts. Le paragraphe qui suit donne quelques conseils sur l'archivage des données, afin d'assurer la conservation des *cartes* pour des études ultérieures. Avec le rôle toujours croissant d'Internet dans la diffusion des données et de l'*information*, il devient important d'annoncer l'existence de *cartes d'habitats* et idéalement de les rendre accessibles en ligne une fois qu'elles ont accompli leur fonction d'origine. La suite de ce chapitre contient des conseils sur la manière d'utiliser ainsi des *cartes d'habitats* au-delà de leur finalité d'origine.

Archivage des données

La *cartographie* des *habitats* marins produit d'énormes quantités de données précieuses qu'il faut archiver afin qu'elles soient accessibles et utilisables dans l'avenir. Trop de gisements de données crouissent dans des tiroirs ou sur des supports périmés à cause d'un manque de planification sur le sort des données au-delà du cycle de vie du projet. En

plus de la promotion des *métadonnées* comme outil de mobilisation de ces masses de données cartographiques sur le fond de la mer, des initiatives nationales et internationales visent un meilleur accès à l'*information*. À titre d'exemple, la [Directive 2003/4/CE du Parlement européen](#) formule les exigences relatives à l'accès du public à l'*information* en matière d'environnement. Un archivage efficace joue un rôle important dans l'amélioration de l'accès à l'*information*. Au niveau le plus élémentaire, la création de *métadonnées* et d'identificateurs appropriés contribue à une bonne gestion des données au sein d'une organisation. Aux échelons national et international, des centres d'archives actifs dans de nombreux domaines peuvent soulager les auteurs (qui demeurent toutefois propriétaires des données) d'une partie du fardeau lié à l'archivage (maintien des archives, traitement des demandes d'*information*). Au Royaume-Uni, le [MDIP \(Marine Data and Information Partnership](#) – Partenariat pour les données et l'*information* sur le monde marin) regroupe des organismes des secteurs public et privé qui visent à maintenir une gestion et un accès harmonisés aux données et à l'*information*, afin de favoriser une meilleure gestion des mers qui entourent le Royaume-Uni.

6.2 - Description de cartes

Toute *carte* est produite pour transmettre de l'*information* à des personnes. En plus de la *carte* elle-même, il faut fournir des données qui décrivent la *carte* et aident les utilisateurs à interpréter l'*information* qu'elle contient. Cette section explique comment une *carte* peut être décrite à l'intention d'autres personnes au moyen de ce que l'on appelle des *métadonnées*. Elle vise aussi à sensibiliser les intervenants du domaine de la *cartographie* des *habitats* quant à l'importance des *métadonnées*. Après une brève définition des *métadonnées*, on explique pourquoi il est important de recueillir des *métadonnées*. On aborde ensuite la question de savoir s'il est nécessaire ou non de créer un catalogue de *métadonnées*, le processus de décision en cette matière, ainsi qu'une introduction aux divers niveaux de *métadonnées*. D'autres sous-sections portent sur la décision d'élaborer ou non une nouvelle norme relative aux *métadonnées* et donnent des conseils sur la manière de créer et d'alimenter un catalogue de *métadonnées*. Enfin, on trouvera des conseils relatifs à la diffusion des *métadonnées*, notamment en ligne. La *cartographie* des *habitats* est un processus long et coûteux, dont les produits – les *cartes* d'*habitats* – constituent de ce fait une ressource extrêmement précieuse. Une description utile et exacte de cette ressource est presque aussi précieuse que la ressource elle-même, et les *métadonnées* constituent donc une composante essentielle de la *cartographie* des *habitats* marins.

6.2.1 - Que sont les métadonnées ?

Les *métadonnées* sont des données sur les données, qui décrivent par exemple les caractéristiques et la provenance des données. Les *métadonnées* visent à répondre aux questions à propos d'un jeu de données particulier : Quelles données ont été acquises ? Quand ? Par qui ? Dans quel but ? Quelles méthodes ont été employées ? Et, peut-être le plus important, où les données ont-elles été acquises ? Cette dernière question ajoute un aspect spatial aux *métadonnées*, aspect crucial lorsqu'il s'agit de décrire des données de *cartographie* des *habitats* benthiques.

6.2.2 - Pourquoi recueillir des métadonnées ?

Les données de *cartographie* du fond de la mer constituent une ressource précieuse parce qu'elles sont coûteuses à acquérir et longues à interpréter, ce qui en fait une denrée relativement rare. Il est donc essentiel de tirer le maximum d'un gisement de données, aussi bien au moment où celles-ci sont acquises que par la suite. La création de *métadonnées* décrivant les données de *cartographie* des *habitats* benthiques conserve la valeur de ces données pour l'organisme qui les a acquises. Ce processus prévient la

perte d'*information* sur ces données, même si par exemple le personnel qui a procédé à leur acquisition quitte l'organisme ; des données non documentées sont souvent inutilisables, en particulier si le gisement de données n'a pas de système de coordonnées bien défini ou d'explication sur les codes utilisés. De plus, l'enregistrement de *métadonnées* au moment de la création d'un jeu de données est la manière de procéder la plus efficace, alors que plus tard cette tâche risque de devoir être accomplie par d'autres personnes qui ne connaissent pas aussi bien les données. Des *métadonnées* centralisées accélèrent la recherche de données. Elles permettent aussi d'éviter des doublons d'efforts d'acquisition de données, en faisant connaître les données existantes de *cartographie* des *habitats* marins. Il vaut mieux acquérir les données une seule fois et les utiliser plusieurs fois.

De bonnes *métadonnées* aident les agences gouvernementales à respecter les directives nationales ou internationales concernant l'accès à l'*information*. À titre d'exemple, la [Directive 2003/4/CE du Parlement européen](#) formule les exigences relatives à l'accès du public à l'*information* en matière d'environnement, et la [convention d'Aarhus](#) définit certains droits du public en matière d'environnement. Les [règlements du Royaume-Uni concernant l'information environnementale](#) ont été mis à jour pour être conformes à ces exigences internationales.

Les échanges internationaux de *métadonnées* prennent de plus en plus d'importance. Les structures benthiques transcendent les frontières nationales, et les mesures modernes de gestion des écosystèmes portent sur des mers régionales plutôt que sur des eaux nationales. Une équipe travaillant dans la mer du Nord recherchera des données acquises par des organismes de plusieurs pays de la région. Les *métadonnées* fournissent une *information* essentielle à une meilleure compréhension d'un gisement de données, et aident les utilisateurs à trouver les données susceptibles de répondre à leurs besoins. Le regroupement dans une base de données des *métadonnées* relatives à divers gisements de données offre à l'utilisateur la possibilité de consulter et d'interroger le « catalogue » de *métadonnées* résultant, afin de trouver les enregistrements qui l'intéressent. Un tel catalogue peut être diffusé dans Internet et devenir ainsi un outil de recherche en ligne.

6.2.3 - Est-il nécessaire de créer un catalogue de métadonnées ?

Les *métadonnées* peuvent être conservées dans un catalogue consultable (*métadonnées* externes) ou être enregistrées avec les données elles-mêmes (*métadonnées* internes). Les *métadonnées* internes accompagnent toujours les données et sont facilement accessibles à tous les utilisateurs. Le logiciel ArcGIS^{MC} de la société ESRI permet à l'utilisateur de créer des *métadonnées* internes à l'aide du module ArcCatalog^{MC}, qui enregistre l'*information* sous forme d'un fichier de données XML associé au gisement de données. ArcCatalog^{MC} permet ensuite de faire une recherche sur le texte des *métadonnées*, mais cette recherche risque d'être relativement lente. Un inconvénient de l'utilisation de *métadonnées* internes définies par un logiciel de SIG vient du fait que, à cause de la grande variété d'utilisateurs, les *métadonnées* doivent être assez génériques et faire appel à des subdivisions générales.

6.2.3.1 - Processus de décision

Même s'il est très facile d'utiliser des *métadonnées* internes à l'aide du système déjà défini dans un SIG, des *métadonnées* externes peuvent améliorer l'efficacité et la souplesse des recherches, comme dans une base de données. Si l'on utilise des *métadonnées* externes, il est crucial de définir à l'aide d'identificateurs *exclusifs* les liens entre les *métadonnées* et les données qu'elles décrivent. Lorsque l'on envisage de créer un catalogue de *métadonnées*, la première question à se poser est de savoir si ce sont des *métadonnées* internes ou externes qui répondront le mieux aux besoins. Un inconvénient des *métadonnées* externes est le risque de transférer des données sans les

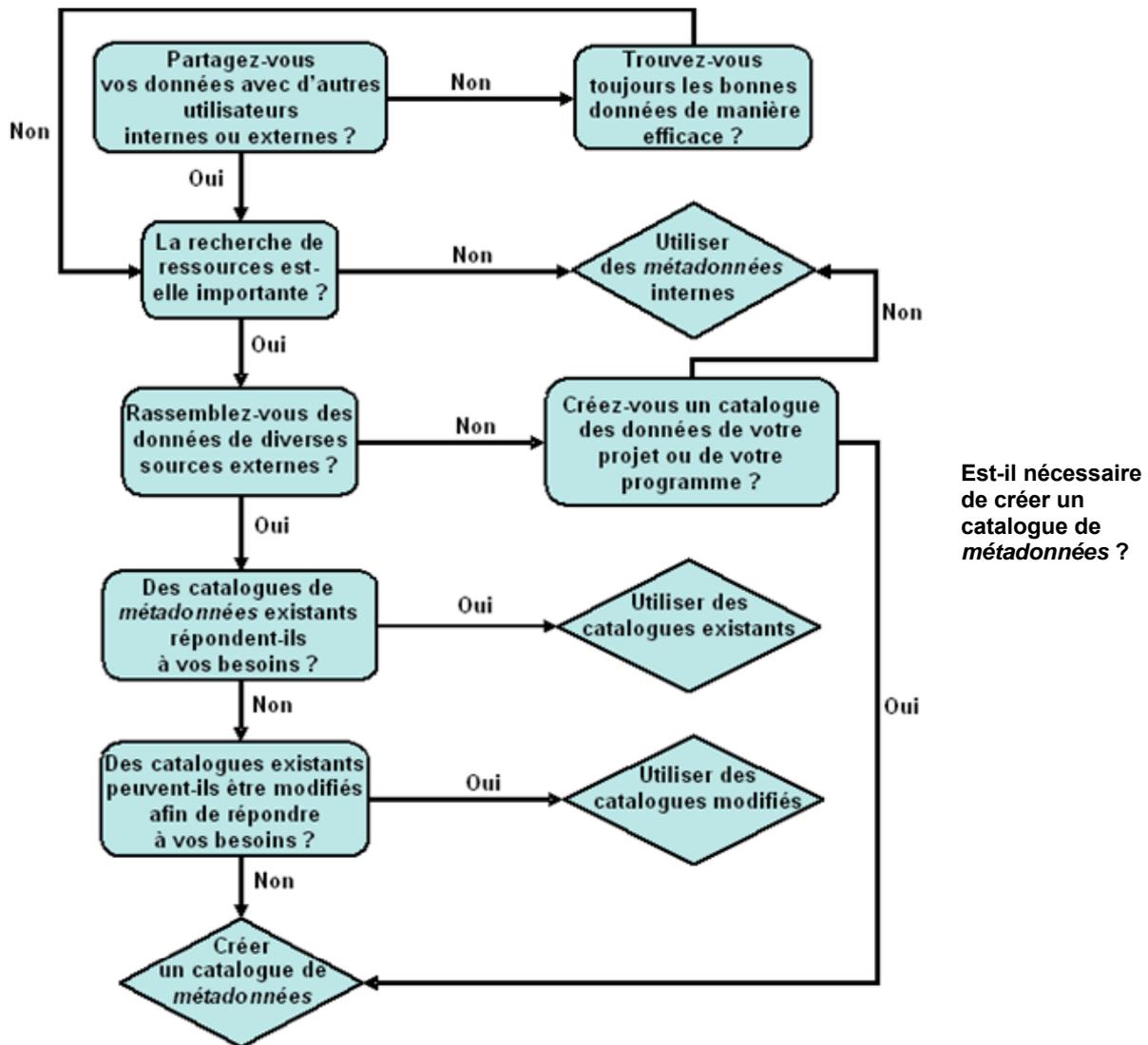
métadonnées correspondantes. Une solution optimale pourrait consister à avoir à la fois des *métadonnées* internes et externes ! Il est également possible de mettre au point des outils qui rassemblent dans une même base de données, à partir de fichiers XML, les *métadonnées* internes de plusieurs gisements de données.

Si l'on décide qu'un catalogue de *métadonnées* externes répondra partiellement ou entièrement aux besoins, il peut valoir la peine d'utiliser des catalogues existants de *métadonnées*. Par exemple, [EU-SEASED](#) est un projet européen qui vise à améliorer l'accès à l'*information* sur les caractéristiques physiques du fond de la mer.

Ce projet comporte trois sous-projets : EUMARSIN (**EU**ropean **MAR**ine **Sediment Information Network** – Réseau européen d'*information* sur les sédiments marins), qui a donné lieu à la mise au point d'une métabase de données sur les sédiments marins ; EUROCORE, qui fournit des *métadonnées* sur les carottages du fond de la mer ; EUROSEISMIC, qui a donné lieu à la réalisation d'un catalogue consultable des données des levés sismiques et sonar menés par des institutions européennes. Les *métadonnées* résultant de ces trois sous-projets sont accessibles dans le [site Web du projet EU-SEASED](#).

Il faut prendre le temps d'examiner si les données les plus intéressantes ne sont pas déjà énumérées dans un catalogue de *métadonnées*. Il peut valoir la peine de modifier un catalogue existant de *métadonnées* plutôt que d'en créer un de toutes pièces. Par contre, s'il s'agit de cataloguer des ressources *exclusives* à un programme ou à un organisme, il est peu probable que l'on trouve un catalogue existant qui soit adéquat. Tout ce processus de décision est illustré par l'organigramme ci-après, intitulé *Est-il nécessaire de créer un catalogue de métadonnées ?*.

Il faut se rappeler que la conception et la réalisation d'un catalogue de *métadonnées* risquent de prendre moins de temps que le transfert des enregistrements de *métadonnées* accumulés ! Ce processus de décision a amené le projet MESH à créer un catalogue de *métadonnées* externes. Tous les détails concernant ce catalogue se trouvent dans le document *The MESH Online Metadata Catalogue.doc*, accessible dans le dossier des documents de ce *Guide MESH*.



6.2.3.2 - Niveaux de métadonnées

Il existe différents types d'enregistrement de *métadonnées*, dont le contenu dépend du « niveau » des *métadonnées*. Au niveau le plus élémentaire, il y a les *métadonnées de base* : elles doivent procurer l'*information* suffisante pour permettre à l'utilisateur de trouver les données qui l'intéressent (c'est-à-dire répondre aux questions « Qui ? » « Quoi ? » « Où ? » « Quand ? »). Les *métadonnées de base* doivent aussi comprendre un point de contact pour obtenir plus d'*information*. Au-delà des *métadonnées de base*, la terminologie employée dépend du *modèle de métadonnées* utilisé. Le deuxième niveau est celui de ce que l'on appelle souvent les *métadonnées d'exploration* : elles doivent aider l'utilisateur à déterminer si les données conviennent pour ce qu'il doit en faire. Par exemple, les données conviennent-elles à une analyse planifiée ? Au niveau le plus détaillé, on trouve les *métadonnées d'exploitation*, qui indiquent ce qu'il faut savoir pour obtenir et utiliser les données. On peut comparer ces niveaux de *métadonnées* à l'*information* que l'on voit sur les emballages d'aliments. Les *métadonnées de base* correspondent à l'*information* qui figure sur le devant de l'emballage : la nature et la marque du produit, et le goût qu'il devrait avoir pour le consommateur. Le niveau suivant est celui des *métadonnées d'exploration*, analogues à la liste des ingrédients et à la quantité contenue dans l'emballage. Enfin, le mode d'emploi et la date de péremption sont analogues aux *métadonnées d'exploitation*. Évidemment, le niveau des *métadonnées* dépend des utilisations prévues du catalogue de *métadonnées*.

6.2.4 - Faut-il élaborer une nouvelle norme relative aux métadonnées ?

L'*information* que l'on peut enregistrer pour décrire un gisement de données est extrêmement variée, et le choix de l'*information* à inclure dans un catalogue de *métadonnées* risque d'être accablant ! Cependant, il existe des normes relatives aux *métadonnées* qui décrivent les éléments d'*information* à enregistrer à propos d'un gisement de données, et comment il faut les enregistrer. Chaque élément d'une telle norme correspond à une métadonnée ; à titre d'exemple, le titre d'une ressource est une métadonnée qui peut être enregistrée sous forme d'une zone textuelle d'une longueur maximale de 255 caractères. Lorsque plusieurs organismes utilisent une même norme en matière de *métadonnées*, cela assure une cohérence qui permet aux utilisateurs de comparer des gisements de données. De plus, cela simplifie l'échange de *métadonnées* entre programmes ou organismes. Les normes relatives aux *métadonnées* sont internationales, nationales, ou propres à un organisme ou à un programme.

À titre d'exemple, l'[Organisation internationale de normalisation](#) a défini une norme relative aux *métadonnées* géographiques (ISO 19115, 2003). [Gigateway](#) offre de l'aide et des conseils sur l'enregistrement de *métadonnées* conformément à des normes nationales et internationales, ainsi qu'un logiciel spécifique de création de *métadonnées*. Gigateway est un service de *métadonnées de base* offert par l'AGI (**A**ssociation for **G**eographic **I**nformation – Association pour l'*information* géographique) pour le compte du DCLG (**D**ePARTMENT for **C**ommunities and **L**ocal **G**overnment – Ministère des collectivités et des gouvernements locaux) dans le cadre du NIMSA (**N**ational **I**nterest **M**apping **S**ervices **A**greement – Accord sur les services de *cartographie* d'intérêt national). Gigateway propose une description des *métadonnées* géospatiales de base à utiliser au Royaume-Uni. Des services de *métadonnées* sont également utilisés au sein d'organismes dans le cadre de leur système interne de gestion des données.

Avant d'élaborer une norme relative aux *métadonnées*, il faut vérifier s'il existe déjà une norme susceptible de répondre aux besoins. Comme on l'a mentionné plus haut à propos des catalogues de *métadonnées*, il est possible de modifier une norme existante en fonction de besoins précis. Par exemple, l'utilisation de *métadonnées* d'une norme publiée, mais en adaptant les noms à un organisme, peut aider à faire la correspondance entre cette norme et un système interne existant de gestion des données. L'élaboration d'une nouvelle norme en matière de *métadonnées* prend du temps, en particulier si cette norme doit être commune à plusieurs organismes, qui doivent donc s'entendre sur les *métadonnées* à y inclure. Le résultat de cet exercice peut ne pas être compatible avec des normes existantes. Cela ne pose peut-être pas un problème dans l'immédiat pour un organisme ou un programme particulier, mais si les *métadonnées* doivent plus tard être versées dans un catalogue national ou international, la compatibilité deviendra alors une question importante. Il faut donc autant que possible adopter une norme existante, ou à tout le moins utiliser des *métadonnées* normalisées avant d'en définir de nouvelles. La norme relative aux *métadonnées* utilisée dans le cadre du projet MESH est décrite dans le document *The MESH Metadata guidance.doc* ; les *modèles* à utiliser sont contenus dans les fichiers *MESH Metadata template.xls* et *MESH Contacts database template.xls*. Tous ces fichiers sont accessibles dans le dossier des documents de ce *Guide MESH*.

6.2.5 - Comment créer et alimenter un catalogue de métadonnées ?

Après le choix d'une norme relative aux *métadonnées*, le processus de conception, de réalisation et d'alimentation d'un catalogue de *métadonnées* varie considérablement selon ses utilisations potentielles. Voici quelques conseils élémentaires, sous forme d'une liste de choses à faire et à ne pas faire, à l'intention de ceux qui doivent créer et alimenter un catalogue de *métadonnées*. Ces conseils sont fondés sur l'expérience du projet MESH. Tous les détails sur la manière dont l'équipe du projet MESH a créé et alimenté son catalogue de *métadonnées* se trouvent dans le document *The MESH Online Metadata Catalogue.doc*, accessible dans le dossier des documents de ce *Guide MESH*.

À faire

- Inclure des *métadonnées* obligatoires et facultatives. Les *métadonnées* obligatoires assurent le respect des normes minimales pour donner une *information* utile (idéalement les *métadonnées de base*, qui répondent aux questions « Qui ? » « Quoi ? » « Où ? » « Quand ? »). Les *métadonnées* facultatives procurent une certaine souplesse parce que toutes les *métadonnées* ne sont pas nécessairement pertinentes dans tous les cas.
- Ajouter des *métadonnées* à des normes existantes. Cela peut aider un organisme ou un programme à relier son catalogue de *métadonnées* à un système interne de gestion des données. Exemple : ajouter la cote interne de bibliothèque des documents dans lesquels les données ont été publiées.
- Inclure des *métadonnées* qui permettent d'évaluer la *fiabilité* d'une *carte*. Pour les utilisateurs des *cartes d'habitats* benthiques, il est important de savoir jusqu'à quel point une *carte* est fiable en rapport avec leurs besoins, et donc quel degré de *confiance* ils peuvent avoir envers elle (voir la section 5.5 « La méthode MESH d'évaluation de la fiabilité d'une carte » du chapitre 5 « Jusqu'à quel point une carte est-elle bonne ? »).
- Vérifier avec soin les valeurs saisies dans les enregistrements de *métadonnées*. Cela augmente la valeur des *métadonnées* et facilite la recherche dans le catalogue des *métadonnées*. Divers mécanismes sont possibles : utiliser des formulaires de saisie afin de créer directement les enregistrements de *métadonnées* dans une base de données ; valider automatiquement des *modèles* de *métadonnées* importés d'un tableur. Ce dernier mécanisme fonctionne bien lorsque plusieurs fournisseurs de *métadonnées* appartenant à des organismes différents versent des enregistrements de *métadonnées* dans une base de données centrale. Par contre, si une seule personne ou organisation produit les *métadonnées*, la saisie directe à l'aide de formulaires constitue souvent la meilleure solution.
- Concevoir le catalogue de *métadonnées* de telle sorte qu'il soit accessible en ligne. Cela encourage les fournisseurs de données à soumettre leurs *métadonnées* afin de promouvoir leurs ressources.
- Concevoir un catalogue ayant le niveau de détail approprié. Il faut inclure suffisamment d'*information* pour que la recherche dans le catalogue soit fructueuse, mais pas trop pour éviter d'être submergé par le trop grand nombre de résultats ou par une quantité excessive d'*information* dans chaque enregistrement de *métadonnées*.

À ne pas faire

- Tenter d'inclure *toutes* les *métadonnées* d'une norme existante si elles ne répondent pas aux besoins et constituent un fardeau inutile de saisie et d'entretien. Il ne faut pas oublier que les utilisateurs du catalogue doivent pouvoir interpréter les *métadonnées* qu'ils reçoivent lorsqu'ils font une recherche, afin de juger si un gisement de données est susceptible de les intéresser. D'autre part, il ne faut pas hésiter à ajouter des *métadonnées* à une norme existante, si elles font en sorte que le catalogue réponde mieux aux besoins.
- Supposer que des *métadonnées* saisies manuellement ne contiendront aucune *erreur*. Il faut au contraire veiller à valider toutes les entrées.
- Utiliser trop de *métadonnées* qui exigent la saisie d'*information* sous forme de texte libre. L'utilisation d'un vocabulaire contrôlé peut aider, mais il vient toujours un moment où il faut saisir du texte, et les coquilles risquent de poser des problèmes. Un texte libre rend la recherche plus difficile parce qu'une même entrée peut prendre plusieurs formes, par exemple « Institut géographique national », « IGN » ou

« I.G.N. ». Il faut plutôt tenter d'inclure des éléments dont le domaine (c'est-à-dire l'ensemble des valeurs autorisées) est bien défini, entre autres au moyen d'une liste de termes.

- Perdre du temps à copier des entrées d'un catalogue de *métadonnées* à un autre. Il y a des moyens techniques de partager des enregistrements de *métadonnées* entre plusieurs catalogues. Pour plus de détails à ce sujet, voir la sous-section 6.2.6 « Comment peut-on mettre en commun des métadonnées ? ».
- Construire un catalogue dans lequel il est difficile de faire des recherches sans connaître en détail le système de catalogage. On peut éviter ce piège en élaborant des formulaires de recherche dans la base de données ou en offrant des outils de recherche dans un site Intranet ou Internet.

6.2.6 - Comment peut-on mettre en commun des métadonnées ?

- Étant donné le temps et l'argent investis pour créer et alimenter un catalogue de *métadonnées*, il faut faire en sorte que cette ressource soit si possible accessible au plus grand nombre. Un catalogue de *métadonnées* qui sert à la gestion interne des données d'un organisme peut être mis à la disposition de tous les utilisateurs de cet organisme par des mécanismes de recherche dans un réseau local ou un réseau Intranet. Mais cela ne le rend pas accessible à l'extérieur de l'organisme. Il est possible d'élargir le public auquel le catalogue est destiné en permettant le téléchargement de la base de données à partir d'un site Web, ou en mettant sur pied des fonctions de recherche en ligne grâce auxquelles les utilisateurs sont assurés de consulter la version à jour de la base de données.
- Des liens entre plusieurs catalogues de *métadonnées* en ligne procurent aux utilisateurs un plus grand nombre de sources d'*information*. Ils prennent la forme de simples hyperliens pour informer les utilisateurs de l'existence d'autres catalogues, ou d'applications qui permettent des échanges d'enregistrements de *métadonnées* entre des catalogues en ligne. Dans ce dernier cas, une recherche effectuée dans un catalogue de *métadonnées* en ligne peut donner un résultat qui vient d'un autre catalogue. Cette capacité d'échange de *métadonnées* participe du concept plus vaste d'*interopérabilité*. L'interopérabilité est la capacité de communiquer, d'exécuter des programmes ou de transférer des données entre différentes entités fonctionnelles d'une manière qui n'exige, de la part de l'utilisateur, que peu ou pas de connaissances des caractéristiques propres à ces entités². Les modalités de mise en commun de *métadonnées* MESH sont décrites dans le document *The MESH Online Metadata Catalogue.doc*, accessible dans le dossier des documents de ce *Guide MESH*.

[OceanNET](#) est un site qui héberge trois groupes de travail du Royaume-Uni : le UK GOOS (**G**lobal **O**cean **O**bserving **S**ystem – Système mondial d'observation des océans), le MEDAG (**M**arine **E**nvironmental **D**ata **A**ction **G**roup – Groupe d'action sur les données de l'environnement marin) et le MDIP (**M**arine **D**ata and **I**nformation **P**artnership – Partenariat pour les données et l'*information* sur le monde marin).

Le réseau MED (**M**arine **E**nvironmental **D**ata – Données de l'environnement marin) du [MDIP](#) (**M**arine **D**ata and **I**nformation **P**artnership – Partenariat pour les données et l'*information* sur le monde marin) et du GOOSAG (**G**lobal **O**cean **O**bserving **S**ystem **A**ction **G**roup – Groupe d'action pour le système mondial d'observation des océans) donne accès à de nombreux catalogues de *métadonnées* du Royaume-Uni et de l'Europe, ainsi qu'à des liens vers des catalogues de *métadonnées* extérieurs au réseau. Ce site constitue un bon point de départ pour connaître les catalogues de *métadonnées*

² Adapté de l'ébauche de rapport technique de l'ISO et de l'IEC (Commission électrotechnique internationale) – Comité technique sur les technologies de l'*information* – Sous-comité sur les techniques pour l'éducation, la formation et l'apprentissage – Spécification et utilisation d'extensions et de profils [<http://jtc1sc36.org/doc/36N0646.pdf>]

marines de l'Europe et du Royaume-Uni dans lesquels il est possible de verser des *métadonnées*. Les paragraphes qui suivent décrivent brièvement certains des catalogues disponibles, qui peuvent être particulièrement intéressants pour les intervenants européens dans le domaine de la *cartographie* des *habitats* benthiques.

La passerelle [National Biodiversity Network Gateway](#) (Réseau national sur la biodiversité) permet de voir des *cartes* de répartition des espèces et de télécharger des données sur la faune et la flore du Royaume-Uni à l'aide d'une variété d'outils interactifs. Les *métadonnées* de chaque jeu de données sont accessibles dans ce site.

Le projet [Integrated Coastal Hydrography](#) (Hydrographie côtière intégrée) résulte d'un partenariat entre l'UKHO (*United Kingdom Hydrographic Office* – Bureau hydrographique du Royaume-Uni), l'Agence de l'environnement, le bureau des levés d'état-major et la MCA (*Maritime and Coastguard Agency* – Agence maritime et de la garde-côte). Ce projet a donné lieu à la création d'une métabase de données en ligne contenant des *métadonnées* hydrographiques relatives aux études des zones de petit fond des eaux côtières du Royaume-Uni.

Le [MIDA](#) (*Marine Irish Digital Atlas* – Atlas marin numérique de l'Irlande) est une ressource en ligne d'*information* marine et côtière et de données spatiales en Irlande. Les données appartiennent à quatre catégories principales : gestion, environnement physique, environnement biologique et activité socio-économique. Le site Web contient un catalogue de *métadonnées* consultable conforme à la norme ISO 19115 relative aux *métadonnées*, et un atlas interactif qui permet à l'utilisateur de voir et d'interroger des *couches* qui sont la propriété de divers organismes.

[MAGIC](#) est un projet en partenariat de six organismes gouvernementaux du Royaume-Uni. Le site Web du projet contient une *carte* interactive qui rassemble en un seul lieu de l'*information* sur des désignations et schémas environnementaux d'importance. Les partenaires du projet sont à l'origine du *Coastal and Marine Resource Atlas* (Atlas des ressources côtières et marines), qui contient des jeux de données environnementales et autres sur le littoral de la Grande-Bretagne et le plateau continental du Royaume-Uni. Cet atlas est conçu comme un outil Web accessible à partir du site du projet MAGIC. Ce site offre une *information* diversifiée sur les ressources côtières et marines. Là encore, chaque jeu de données de l'atlas s'accompagne de *métadonnées* que l'on peut extraire dans le site Web.

6.3 - Mise en commun de cartes

Comme les *cartes d'habitats* constituent une ressource extrêmement précieuse, il est important de tirer le maximum de chaque *carte*, qui constitue très probablement la *seule carte d'habitats* benthiques d'une zone donnée. Les *cartes d'habitats* doivent autant que possible être accessibles à la collectivité élargie des sciences et de la gestion du milieu marin, afin d'éviter d'inutiles dédoublements d'efforts pour acquérir des données dans un même territoire. Cette section développe les arguments en faveur de la mise en commun de données et de *cartes*, puis aborde les questions à considérer pour le transfert de données d'un organisme à un autre. Elle décrit l'utilisation de *formats d'échange de données*, la conversion de données à des formats standard, ainsi que les avantages des accords relatifs aux données. L'équipe du projet MESH a défini des formats d'échange de données (voir sous-section 6.3.3) et mis au point des outils pour épurer et mettre en forme des fichiers de formes *ArcGIS*^{MC}. Le fait de compiler ainsi des données existantes joue un rôle vital dans le processus de *cartographie* des *habitats* : ces données peuvent intervenir à chacune des étapes principales d'un programme de *cartographie*, depuis la planification initiale (p. ex. pour déterminer si de nouvelles données sont requises) jusqu'à la production (p. ex. en fournissant des *couches* de données supplémentaires à analyser)

et à l'interprétation des résultats (p. ex. en situant des résultats locaux dans un contexte géographique plus large).

6.3.1 - Pourquoi mettre en commun des données ?

Les données de *cartographie des habitats* marins constituent une ressource extrêmement précieuse, en raison notamment de leur coût d'acquisition, de traitement et d'interprétation. Il est donc crucial de les conserver sous une forme adéquate qui permette d'en tirer le maximum. Un archivage des données (voir paragraphe 6.1.3.1) approprié et efficace est fondamental pour accélérer le processus de mise en commun de données avec d'autres programmes ou organismes.

Le terme *compilation de données* désigne le fait de mettre ensemble des gisements de données existants de sources internes ou externes. On utilise ce terme de préférence à *acquisition de données*, qui suppose généralement la création de nouvelles données, par exemple lors d'une campagne de terrain. En théorie, le processus de compilation de données est simple et comporte quatre étapes : localiser le gisement de données, extraire ou obtenir les données voulues, traiter ou convertir les données en fonction des besoins, diffuser les données dans le format résultant. Malheureusement, dans la pratique, la compilation de données est un processus très pénible, parce que les gisements de données sont souvent décrits de façon médiocre et mal archivés.

La réception et le traitement des demandes de données peuvent demander beaucoup de temps de la part des individus et des organismes. Ce fardeau est souvent compliqué si les données sont difficiles à extraire des archives en raison de l'absence d'un système interne de gestion des données. Voici d'autres difficultés communes :

- les données sont antérieures à l'époque où l'archivage sous forme électronique est devenu monnaie courante ;
- le propriétaire craint que les droits de propriété intellectuelle sur ses données soient perdus s'il transmet celles-ci sous forme électronique à d'autres organismes ;
- d'éventuels malentendus concernant les raisons pour lesquelles les données sont compilées risquent d'exacerber les craintes concernant les droits de propriété intellectuelle ;
- les données peuvent être enregistrées dans un format électronique qui n'est plus compatible avec les moyens techniques récents utilisés par de nombreux organismes.

Par contre, la conversion de données à un format permettant une plus vaste diffusion est susceptible de constituer un fort incitatif en faveur de la mise en commun de données. Par exemple, un fournisseur de données peut avoir avantage à promouvoir ses données en ligne en offrant à d'autres programmes les produits qui en découlent, lorsqu'il ne dispose pas des ressources nécessaires pour mettre au point son propre système de *cartographie* dans le Web. Tout processus de compilation de données doit être examiné avec soin, et il faut idéalement évaluer la *probabilité* de succès de chaque étape avant d'entreprendre le processus. L'expérience montre que le temps nécessaire dépasse de beaucoup l'estimation originale.

6.3.2 - Comment mettre en commun des données ?

Même le terme en apparence précis de *données de cartographie des habitats benthiques* recouvre en fait une très vaste gamme de types et de formats de données. À mesure que la technologie de la *cartographie* du fond de la mer progresse, les fabricants modifient la structure et le format des données brutes, et des changements semblables se produisent dans les formats de données des logiciels de *SIG* et de *cartographie* employés pour analyser ces données et produire les *cartes* finales. Par conséquent, au cours d'un projet de compilation de données, on pourrait avoir l'impression que le nombre de formats de

données est presque infini ! Pour surmonter ces difficultés, les destinataires des données doivent définir avec soin le type de données dont ils ont besoin, et décrire un format qui permettra de les intégrer facilement aux autres données compilées ; c'est ce que l'on appelle un format d'échange de données (voir sous-section 6.3.3). Les propriétaires ou fournisseurs de données peuvent alors décider s'ils sont en mesure de répondre à ces exigences et déterminer s'ils seront capables de convertir facilement leurs données, ou s'ils devront fournir les données dans leur format d'origine et laisser à l'organisme destinataire des données le soin de les convertir.

La conversion et la remise en forme de données risquent de prendre beaucoup de temps, et avant d'entreprendre une telle opération, il faut en examiner avec soin les coûts et les bénéfices escomptés. Les gisements de données de *cartographie des habitats* marins constituent une denrée précieuse, et leurs propriétaires souhaitent généralement retirer le maximum de leur investissement.

Les organismes qui compilent des données les reçoivent à une fraction de leur coût original. Les propriétaires et les destinataires des données doivent s'entendre sur la qualité des données, ainsi que sur des conditions d'utilisation et de diffusion qui tiennent compte de leur valeur. Une telle entente peut être formulée dans un accord formel relatif aux données conclu entre le propriétaire et le destinataire.

6.3.3 - Formats d'échange de données

Un *format d'échange de données* définit les caractéristiques des données à transmettre entre les parties. Il facilite l'échange de données de *cartographie des habitats* benthiques entre des individus, des programmes ou des organismes, en énonçant clairement les exigences du destinataire. Les fournisseurs de données n'ont pas toujours le temps de convertir leurs données à un format d'échange. Ils ont quand même intérêt à connaître le *format d'échange de données* utilisé, afin d'être au courant du format dans lequel les données qu'ils fournissent seront converties. Dans le contexte de la *cartographie des habitats* benthiques, un *format d'échange de données* peut se rapporter à des données *vectérielles* (points, *polygones* ou traits) ou *matricielles* (données maillées). Au niveau le plus simple, un *format d'échange de données* doit :

- indiquer les formats de fichier à utiliser, par exemple fichier CSV (texte avec des virgules comme séparateurs), fichier de formes ArcGIS^{MC} pour des données *vectérielles* d'un SIG, fichier JPEG ou TIFF pour des données *matricielles* ou des images ;
- spécifier un système de coordonnées ;
- définir les *attributs* requis.

Format original MESH d'échange de données sur les habitats		
Nom du champ	Type de donnée (longueur)	Description
<i>FID</i>	Nombre	Identificateur de structure : numéro d'identification interne produit automatiquement pour chaque <i>polygone</i> (non visible lorsque l'on ouvre le fichier .dbf dans <i>MS Excel</i>).
<i>Shape</i>	Texte (8)	Texte produit automatiquement, qui indique si la structure est un <i>polygone</i> , un point ou un trait (non visible lorsque l'on ouvre le fichier .dbf dans <i>MS Excel</i>). Sa valeur est « POLYGON » dans le format original MESH d'échange de données sur les <i>habitats</i> .
<i>POLYGON</i>	Entier long (Précision 8)	Numéro d'identification de chaque <i>polygone</i> , qui doit être créé manuellement sous forme d'entiers en ordre croissant : 1,2,3, etc. Il ne faut pas utiliser la valeur 0, qui provoque des erreurs dans le SIG webGIS de MESH. Ce numéro d'identification est nécessaire pour identifier le <i>polygone</i> d'origine parce que le contenu de la zone <i>FID</i> peut changer au cours du traitement des jeux de données.
<i>GUI</i>	Texte (8)	Identificateur <i>exclusif</i> international de la <i>carte d'habitats</i> . Il est formé des deux lettres du code de pays (selon la norme ISO3166-1), suivies de 6 chiffres. Par exemple, l'identificateur d'un jeu de données du Royaume-Uni pourrait être GB000005. Chaque identificateur <i>exclusif</i> international doit correspondre à un enregistrement dans le catalogue des métadonnées . Un <i>modèle de métadonnées</i> est téléchargeable à partir du site Web du projet MESH : www.searchmesh.net .
<i>ORIG_HAB</i>	Texte (255)	Information décrivant le type d' <i>habitat</i> représenté par un <i>polygone</i> , sous forme d'un code ou de texte (description de l' <i>habitat</i>).

Nom, format, longueur (entre parenthèses) et description des attributs du format original MESH d'échange de données sur les habitats

La plupart des spécifications supplémentaires d'un *format d'échange de données* ne concernent que les gisements de données *vectérielles*. Elles portent sur les multiples *attributs* possibles des données *vectérielles*, alors que les données *matricielles* n'ont qu'un seul *attribut* par *pixel*. Ces spécifications définissent le nom et le format des *attributs* correspondant aux structures décrites dans le gisement de données. Deux des principaux *attributs* d'un gisement de données devraient être des identificateurs (clés) : l'identificateur de fichier et l'identificateur de structure. Ensemble, ces deux identificateurs constituent une clé *exclusive* de n'importe quelle structure parmi un ensemble de structures décrites dans différents gisements de données. Cette clé est essentielle pour conserver la trace de chaque structure, puisque les identificateurs internes créés par les *SIG* (*systèmes d'information géographique*) sont souvent remplacés lors de la fusion ou d'autres manipulations de fichiers à l'aide de *SIG*.

Les *formats d'échange de données* du projet MESH définissent les formats d'échange de divers types de données, notamment les *cartes d'habitats* et les données d'échantillons benthiques. Le format original MESH d'échange de données sur les *habitats* décrit dans le premier tableau ci-après est un *format d'échange de données* pour des *cartes d'habitats*. Il fait partie des *formats d'échange de données* de MESH et montre comment ce genre d'*information* peut être transmis à des utilisateurs. Le second tableau montre un exemple de *table d'attributs* pour un fichier de formes de *polygones* après conversion au format original MESH d'échange de données sur les *habitats*.

FID	Shape	POLYGON	GUI	ORIG_HAB
0	Polygon	1	GB000253	Ldig.Ldig
1	Polygon	2	GB000253	Fser.Fser
2	Polygon	3	GB000253	BarSh
3	Polygon	4	GB000253	Asc.Asc
4	Polygon	5	GB000253	Asc.Asc
5	Polygon	6	GB000253	Pel/Fspi
6	Polygon	7	GB000253	Asc.Asc
7	Polygon	8	GB000253	BarSh
8	Polygon	9	GB000253	YG/Ver
9	Polygon	10	GB000253	Him
10	Polygon	11	GB000253	BPat.Fvesl

Exemple de *table d'attributs* pour un fichier de formes de *polygones* après conversion au format original MESH d'échange de données sur les *habitats*. Le fichier de formes contient 11 structures, et chaque ligne de la table correspond à une seule structure (un *polygone* dans ce cas-ci).

Les données *matricielles* n'ont qu'un seul *attribut* par *pixel*, de sorte que ces spécifications ne sont pas nécessaires pour les *formats d'échange de données matricielles*. Les données *vectérielles* sont traitées avec plus de détails parce qu'elles sont largement utilisées dans le domaine de la *cartographie* pour visualiser et mettre en commun les résultats des levés du fond de la mer. La mise en forme des données d'*attributs* pour les rendre conformes à un *format d'échange de données* peut prendre beaucoup de temps. Les changements portent généralement sur l'ensemble des *attributs* et non sur ceux d'une structure particulière, p. ex. ajout, suppression et changement de nom d'*attributs*.

Les changements de nom d'*attributs* risquent en particulier de poser des difficultés s'il est important que les *attributs* demeurent dans un *ordre* déterminé. Les *formats d'échange de données* utilisés dans le cadre du projet MESH précisent aussi l'ordre des *attributs* de gauche à droite dans la *table d'attributs*, pour être compatibles avec les fonctions utilisées dans le *SIG webGIS* de MESH. Le second tableau ci-dessus montre cet ordre : il est essentiel que les *attributs* POLYGON, GUI et ORIG_HAB soient dans cet ordre. Dans les modules *ArcGIS^{MC}* communément utilisés, il n'est pas possible d'ajouter un *attribut* ou de modifier le nom d'*attributs* existants. De plus, à cause de l'ordre strict des *attributs*, s'il y a une *erreur* dans le nom du *premier attribut* « POLYGON », il n'est pas possible de simplement corriger l'*erreur* en ajoutant dans la table à la droite du dernier *attribut* (ORIB_HAB) un nouvel *attribut* ayant le nom correct, puis en supprimant l'*attribut* erroné (après avoir copié les données correspondantes). Au lieu de cela, un tel changement exige des manipulations de données pour conserver l'ordre des *attributs* dans la table. La quantité de manipulation de données augmente avec le nombre d'*attributs*.

6.3.4 - Traitement supplémentaire des données

Le traitement de données pour les rendre conformes à un format standard peut demander beaucoup de temps, mais il est essentiel pour rendre un gisement de données accessible à d'autres au sein d'un organisme ou à l'extérieur. Les deux logiciels de *SIG* les plus couramment employés en Europe pour la réalisation de *cartes d'habitats* benthiques sont la suite *ArcGIS^{MC}* de la société ESRI et le logiciel *MapInfo Professional^{MC}* de la société MapInfo. Les fichiers produits par l'un de ces deux logiciels peuvent être facilement convertis au format de l'autre. En général, il est également possible de convertir les fichiers d'autres logiciels à *ArcGIS^{MC}* ou *MapInfo Professional^{MC}*. L'équipe du projet MESH a choisi les fichiers de formes *ArcGIS^{MC}* comme format standard, principalement parce que la majorité de ses partenaires utilisaient *ArcGIS^{MC}*.

Après la conversion des données au format de fichier choisi, les autres caractéristiques d'un gisement de données qu'il faut normaliser sont le système de référence spatiale et

les *attributs* de données. Le processus de normalisation peut être accéléré par l'emploi de divers outils de conversion automatique de lots de fichiers ou de vérification du format des données compilées. Beaucoup de ces outils font partie des logiciels de *SIG* ou sont disponibles dans Internet. Un organisme a aussi la possibilité de créer ses propres outils de conversion.

6.3.4.1 - Système de référence spatiale

Il est possible que les gisements de données d'un organisme utilisent différents systèmes de référence spatiale : latitudes et longitudes, positions en mètres par rapport à un point de référence à la surface de la Terre, etc. Il n'est pas possible de visualiser et de manipuler ces fichiers ensemble dans un *SIG* sans convertir les gisements de données au même système de référence spatiale. Un *format d'échange de données* peut spécifier le système de référence spatiale auquel les données doivent être converties. Les *SIG* comportent des outils qui permettent de changer de système de référence spatiale ou d'en définir un. Par exemple, les fonctions *Projections* du module *ArcToolbox*^{MC} permettent :

- de définir le système de coordonnées d'un jeu de données ;
- de modifier les paramètres d'un système de coordonnées déjà défini ;
- de convertir des données d'un système de coordonnées à un autre.

6.3.4.2 - Noms de fichier

Il est extrêmement utile d'adopter une convention relative aux noms de fichier des gisements de données. Cela facilite beaucoup le catalogage et la récupération de données. Cette convention peut prendre de nombreuses formes et dépend de ce que chacun considère comme étant le plus pratique. Il faut considérer la possibilité d'incorporer dans les noms de fichier un identificateur, une brève description textuelle, ou peut-être même les deux. La présence d'un identificateur dans un nom de fichier est utile si l'on prévoit de relier un gisement de données à un catalogue externe de *métadonnées*. Il faut aussi considérer la longueur des noms de fichier, car certains logiciels utilisent encore l'ancien format DOS de 8 caractères, avec un suffixe de 3 caractères. À titre d'exemple, *MS Access* autorise les noms de fichier plus longs, mais ne peut pas faire le lien avec un fichier *Dbase* (*.dbf) ayant un nom de plus de 8 caractères. Il est donc sensé d'utiliser des noms dont les 8 premiers caractères constituent un identificateur de fichier *exclusif*. Il ne faut pas oublier de documenter la convention relative aux noms de fichier, de sorte que les futurs utilisateurs du système soient en mesure de la respecter. On trouve dans Internet des outils qui aident à nommer de grandes quantités de fichiers selon un format précis. Par exemple, pour le projet MESH, on a téléchargé du site www.den4b.com le logiciel *ReNamer* (écrit par Denis Koslov, © 2004-2006), qui a servi à faire des changements par lot de noms de fichier.

6.3.4.3 - Topologie

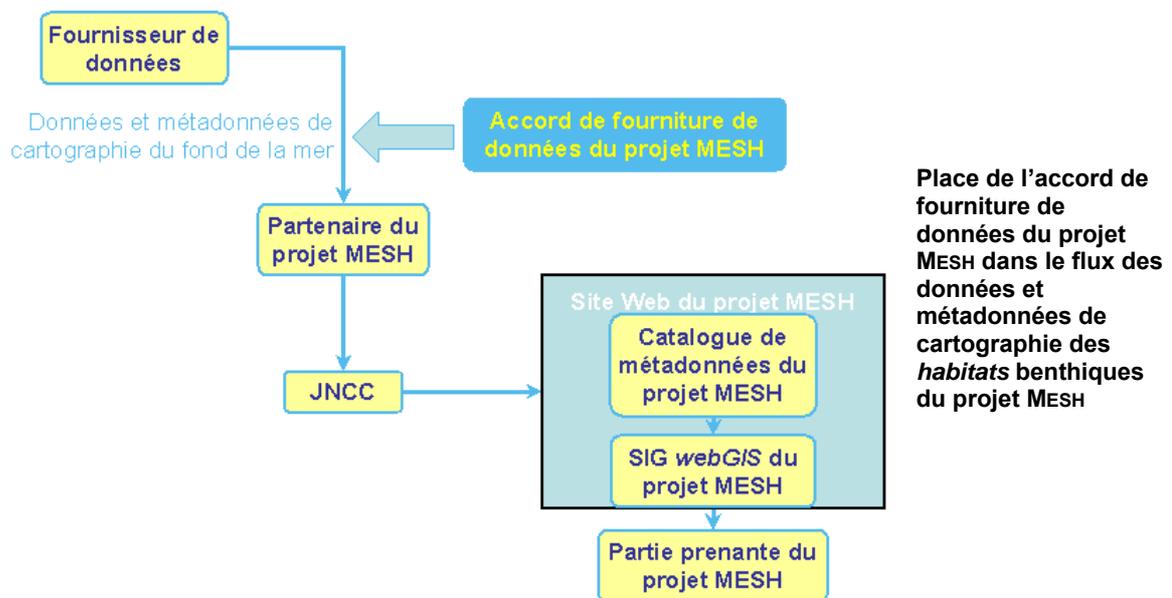
En plus de définir un système de coordonnées, d'attribuer des noms de fichier et d'ajouter des *attributs*, il faut aussi considérer la *topologie* lorsque l'on compile des gisements de données *vectérielles*. Dans les *SIG* modernes, la *topologie* se rapporte aux relations entre structures adjacentes. La *topologie* peut sembler très éloignée des préoccupations de la *cartographie* des *habitats* benthiques, mais il est essentiel d'en tenir compte lorsque l'on compile des données cartographiques. Les règles topologiques supposent que les structures géographiques existent dans un plan, donc en deux dimensions. Les structures spatiales sont donc représentées par des nœuds (cellules à 0 dimension), des arêtes (cellules à 1 dimension) ou des *polygones* (cellules à 2 dimensions).

Pour une description plus complète de la topologie, se reporter à la sous-section 4.5.1.

6.3.5 - Accords relatifs aux données

Un accord relatif aux données est un contrat qui définit les conditions d'utilisation et de diffusion d'un gisement de données (dictées par le propriétaire des données lorsque celles-ci sont transmises à un autre organisme), *ainsi que* les attentes du destinataire quant à la qualité et à la validité des données compilées. Un tel accord est nécessaire pour assurer que les deux parties (le fournisseur et le destinataire des données) comprennent clairement sur quelles bases les données sont fournies et peuvent être conservées, utilisées et diffusées. Cela est particulièrement important lorsque les données servent à compiler de nouvelles *cartes d'habitats* susceptibles d'être diffusées à des tiers.

L'équipe du projet MESH a élaboré un *Accord de fourniture de données*, qui constitue un contrat entre un partenaire identifié du projet MESH, JNCC Support Co., et toute personne ou organisme qui fournit des données (par exemple des *cartes d'habitats*) destinées à être utilisées dans le cadre du projet MESH. La figure ci-après montre où se situe cet accord dans les flux de données. L'accord de fourniture de données du projet MESH (fichier *MESH Data Provider Agreement.doc*) est accessible dans le dossier des documents.



6.4 - Conversion de cartes

Lorsqu'ils produisent une *carte d'habitats* marins, les cartographes choisissent les entités cartographiques les mieux adaptées à la finalité de la *carte*, par exemple pour décrire des structures physiques à *échelle globale* ou une *information* biologique détaillée. La variété des raisons pour lesquelles on dresse des *cartes* du fond de la mer entraîne une variété presque aussi grande d'entités cartographiques. Dans le contexte de la *cartographie* des *habitats* marins, ces entités sont des *classes d'habitat*. Un ensemble défini de *classes d'habitat* s'appelle une *typologie des habitats*. Dans le cadre du projet MESH, on appelle « traduction » le processus de conversion des *classes d'habitat* d'une *typologie* à une autre. Cette section aborde les avantages et la faisabilité d'une telle traduction, ainsi que les processus qui permettent de la réaliser. Elle met l'accent sur la traduction dans la *typologie EUNIS* (**EU**ropean **N**ature **I**nformation **S**ystem – Système européen d'*information* sur la nature), parce que c'est la *typologie* commune utilisée dans le cadre du projet MESH. Devant une panoplie de *cartes* – souvent créées à des fins différentes, puis regroupées dans le cadre d'un projet de compilation de données – il est naturel de vouloir utiliser ces *cartes* pour répondre à des questions sur la présence et l'étendue de certains

habitats. Il est impossible de répondre à ces questions sans d'abord convertir les *cartes* à un ensemble commun d'entités cartographiques, en l'occurrence des *classes d'habitat*. Une telle traduction est essentielle dans le domaine de la *cartographie des habitats marins*, afin que les *cartes* puissent servir à répondre au plus grand nombre possible de questions.

6.4.1 - Pourquoi traduire des cartes ?

La traduction apporte une valeur ajoutée aux programmes de *cartographie* déjà réalisés. Supposons par exemple qu'une étude d'impact environnemental relative au développement d'un port local ait donné lieu à la production d'une série de *cartes d'habitats* selon une *typologie* locale. Ces *cartes* représentent en fait un inventaire local de la zone étudiée. La traduction de ces *cartes* dans une *typologie* nationale ou internationale permet de placer cet inventaire local dans un contexte national ou international plus large. Le tableau ci-après énumère des portées typiques de programmes de *cartographie* et la *typologie* souvent utilisée à chaque niveau.

Portée du programme	Finalité du programme	Exemple de typologie utilisée
Locale	Évaluation d'impact environnemental, p. ex. <i>cartes d'habitats</i> produites dans le cadre du développement d'un port	<i>Classes d'habitats</i> propres à un seul programme local de cartographie
Régionale	Évaluation environnementale stratégique	<i>Classes d'habitats</i> utilisées pour un ensemble de <i>cartes</i> d'une région
Nationale	Programme national de <i>cartographie</i>	<i>Typologie des habitats marins</i> de Grande-Bretagne et d'Irlande
Européenne ou internationale	Programme européen de <i>cartographie</i> (p. ex. MESH)	<i>Typologie EUNIS</i> ou types d' <i>habitat</i> de l'Annexe I

Différentes portées de programmes de cartographie et typologies correspondantes

Le concept de traduction ne se limite pas aux *cartes d'habitats*. La Commission géologique britannique l'a démontré en traduisant ses *cartes* traditionnelles au 1/250 000 des sédiments marins (*cartes* qui ne contiennent aucune *information* biologique) en un ensemble de *cartes* traditionnelles modifiées donnant une *classification* équivalente à un niveau élevé de la *typologie* EUNIS, ce qui constitue un point de départ important en vue de la *cartographie des habitats*. Des *cartes* produites à une fin donnée peuvent donc servir à d'autres fins, au prix d'un effort de traduction relativement limité.

En plus d'apporter une valeur ajoutée à des *cartes* existantes, la traduction dans une *typologie* commune permet de donner une perspective régionale ou internationale à un programme local de *cartographie*. Supposons par exemple que des études locales aient permis de cartographier à l'échelon national la répartition d'*habitats* menacés, par exemple un herbier de phanérogames marines. Si les *cartes* produites font appel à des *typologies* différentes, il devient très difficile de les comparer à l'échelon du pays, et encore plus difficile à l'échelon international. Si ces études locales sont reliées à une *typologie* nationale ou internationale, les décideurs, les gestionnaires de l'environnement marin et toutes les parties prenantes peuvent examiner la répartition d'un *habitat* donné dans une perspective nationale ou internationale.

Les partenaires du projet MESH ont choisi la *typologie* européenne [EUNIS](#) comme *typologie* commune à utiliser dans le cadre du projet MESH. La *typologie* EUNIS a été récemment révisée, et le projet MESH a été perçu comme un banc d'essai utile de la nouvelle version. En plus de la *typologie* EUNIS, L'Annexe I³, la Convention OSPAR⁴ et le

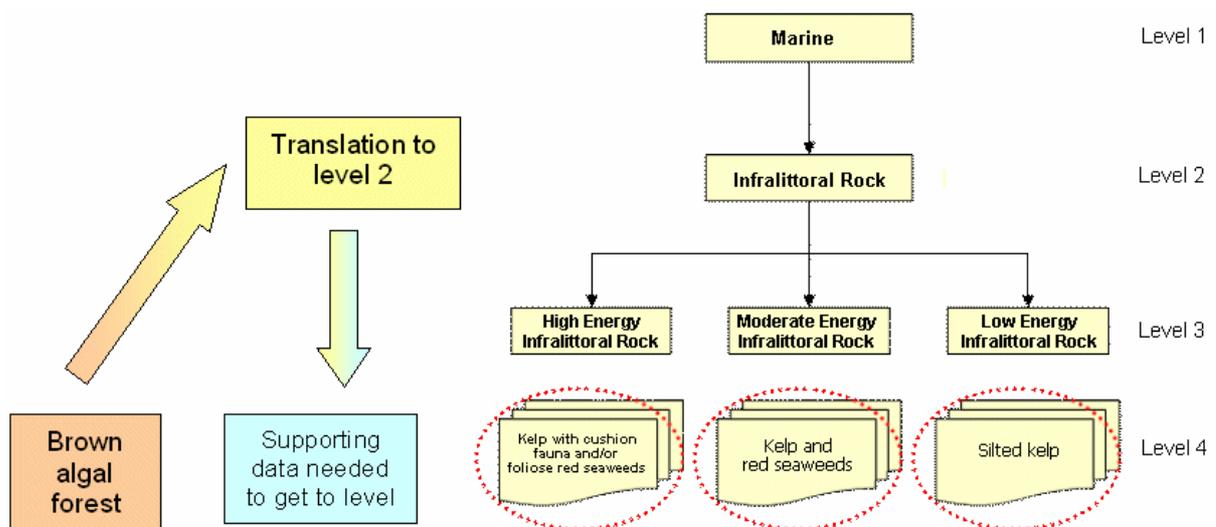
³ Les *habitats* de l'Annexe I sont ceux énumérés dans la directive 92/43 de la CE.

UKBAP⁵ ont été choisis comme sources de *classification* ajoutant de la valeur aux programmes locaux et nationaux de *cartographie des habitats*.

La traduction de *cartes d'habitats* dans une *typologie* telle qu'EUNIS présente des avantages, mais il faut s'assurer qu'une *carte* donnée se prête à une telle traduction.

6.4.2 - Une carte donnée peut-elle être traduite ?

Lorsque l'on envisage de traduire une ou plusieurs *cartes* dans une autre *typologie*, la première étape à franchir est de vérifier si cette traduction est possible. Il ne faut pas oublier que certaines *typologies* sont par nature incompatibles entre elles. Cette incompatibilité vient en grande partie des méthodes utilisées pour définir les *classes d'habitat* : paramètres différents ou seuils différents pour chaque paramètre. Il est donc conseillé de procéder à une vérification préliminaire des *cartes* à traduire, en comparant les *habitats* représentés sur ces *cartes* à ceux de la *typologie* d'arrivée de la traduction. Prenons l'exemple ci-dessous montrant la correspondance entre deux *typologies*. Le rectangle beige, à l'extrême gauche, contient la désignation d'une forme de vie sur la *carte* à traduire, à peu près équivalente à une *classe* de niveau 4 de la *typologie* EUNIS : forêt d'algues brunes. Cette *classe* peut être traduite par une *classe* de niveau plus élevée d'EUNIS (« Rocher infralittoral », de niveau 2). Pour déterminer la *classe d'habitat* à un niveau plus bas de la *typologie* EUNIS (niveau 3 ou 4), il faudrait d'autres données, par exemple sur l'exposition aux vagues ou les courants de marée, afin de déterminer le type de rocher infralittoral dont il s'agit.

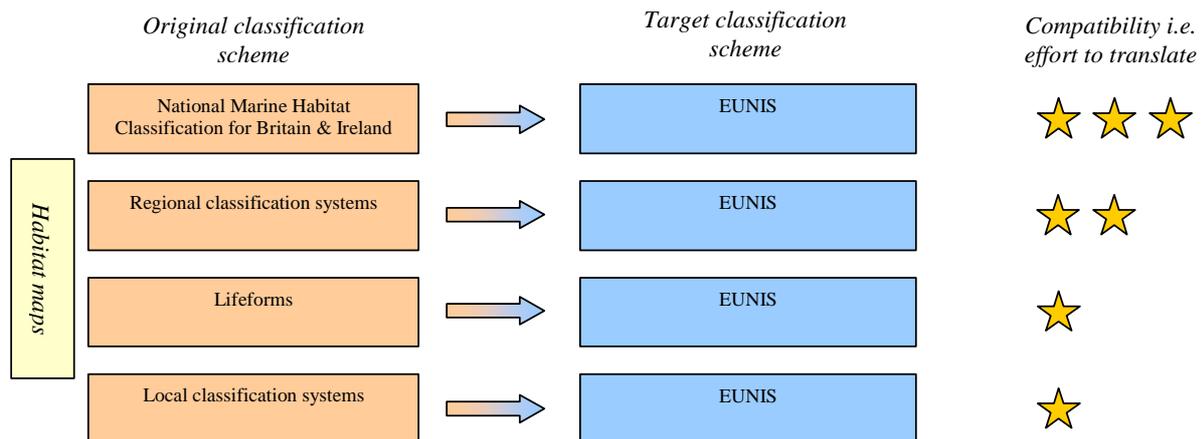


Correspondance entre deux *typologies* : formes de vie à gauche et EUNIS à droite

Lorsque les *typologies* de départ et d'arrivée ont une structure (hiérarchique) semblable, le processus de traduction est relativement aisé. C'est le cas par exemple de la [typologie des habitats marins de Grande-Bretagne et d'Irlande](#) et de la [typologie EUNIS](#). C'est l'un des exemples de la figure suivante, qui montre le degré de compatibilité entre EUNIS et d'autres *typologies*. Trois étoiles indiquent que les *classes d'habitat* d'un niveau donné de la *typologie* de départ correspondent généralement à des *classes* de même niveau dans la *typologie* d'arrivée, de sorte que l'effort de traduction requis est minimal.

⁴ Il s'agit de la liste initiale des *habitats* menacés ou en déclin adoptée par la Commission OSPAR en 2003 et modifiée en 2004.

⁴ **UK Biodiversity Action Plan** – Plan d'action du Royaume-Uni concernant la biodiversité



Degré de compatibilité entre une *typologie* de départ et la *typologie* EUNIS

Dans cette figure, deux étoiles indiquent que seulement certaines *classes* correspondent, alors que d'autres exigent un effort de traduction plus grand pour donner un même niveau dans la *typologie* d'arrivée. Une étoile indique qu'aucune ou très peu de *classes* sont susceptibles de correspondre, et qu'un effort considérable de traduction sera nécessaire.

Dans certains cas, les deux *typologies* sont incompatibles et aucune traduction n'est possible. Il faut savoir qu'une cause possible d'une telle incompatibilité est que la *typologie* d'arrivée ne définit pas de manière appropriée les milieux cartographiés. Un résultat de la traduction est alors la détection de ces lacunes et une éventuelle proposition de nouveaux types d'*habitat*. Il faut donc mettre sur pied un système permettant d'enregistrer de nouveaux types d'*habitat*.

6.4.3 - Le processus de traduction

Les formats de données *vectérielles* sont couramment utilisés en *cartographie* des *habitats* marins, en partie à cause de la souplesse avec laquelle ils permettent d'appliquer de nombreux *attributs* à des structures. Dans le contexte de Gisements de données *vectérielles*, la traduction suppose des ajouts ou des modifications aux *attributs* d'une structure représentée par un point, un *polygone* ou un trait.

L'*attribut* essentiel à ajouter à chaque structure est la *classe* d'*habitat* correspondante selon la *typologie* d'arrivée. C'est une bonne chose d'ajouter d'autres *attributs* tels que la date et la méthode de traduction, ainsi que tout commentaire utile ; ces *attributs* supplémentaires constituent une piste de vérification qui permet de retracer les choix effectués au cours de la traduction. Le processus de traduction varie selon le nombre de *cartes* à traduire, mais il comprend essentiellement deux étapes.

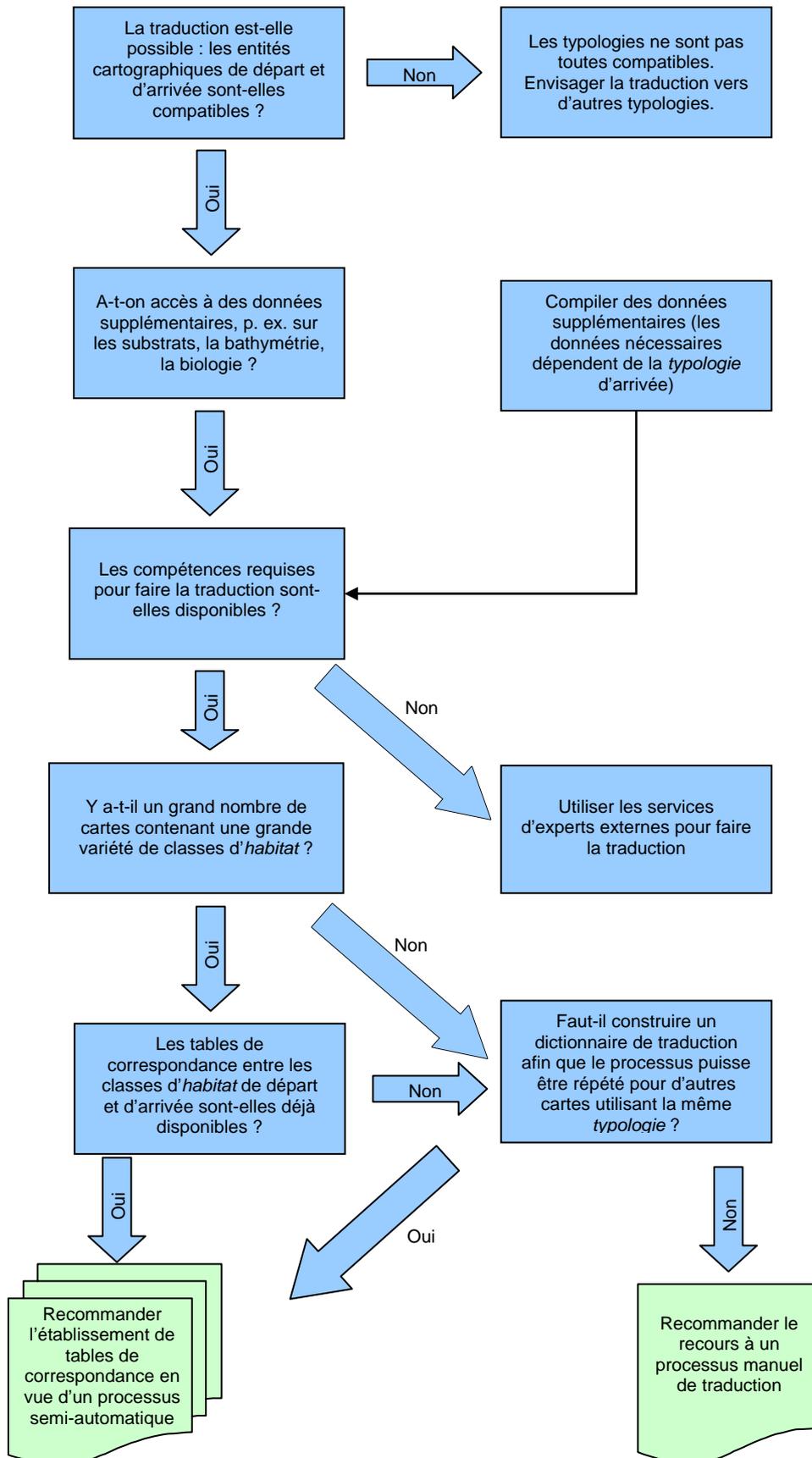
La première étape consiste à établir la correspondance entre les *classes* d'*habitat* de la *typologie* de départ et celles de la *typologie* d'arrivée. Cette correspondance peut être établie par un expert, qui examine chaque *classe* d'*habitat* des données de départ et choisit la *classe* d'*habitat* correspondante dans la *typologie* d'arrivée. Ce processus risque de prendre énormément de temps, mais il demeure raisonnable lorsque le nombre de *cartes* à traduire est restreint.

Lorsqu'un grand nombre de *cartes* utilisent une même *typologie*, il vaut la peine de construire une table de correspondance entre les *typologies* de départ et d'arrivée, ou si possible d'utiliser une table existante. Cette méthode fait aussi intervenir un expert pour la construction de la table de correspondance, mais une fois que celle-ci est définie, elle est disponible pour des traductions ultérieures. Malheureusement, aucune de ces deux approches n'est utile lorsque l'on doit traduire un grand nombre de *cartes* qui font toutes appel à des *typologies* différentes. Il faut alors construire plusieurs tables de

correspondance en examinant les *classes d'habitat* des données d'origine et celles de la *typologie* d'arrivée, et élaborer ce faisant un dictionnaire de traduction.

La seconde étape du processus de traduction consiste à mettre à jour les fichiers de données en y mettant le résultat de la première étape, que ce résultat découle d'un avis d'expert ou de l'application d'une table de correspondance. Les fichiers de données peuvent être modifiés manuellement, mais un fichier de plus d'une centaine de *polygones* se prête mieux à d'autres méthodes telles que des interrogations dans une base de données.

Lorsque l'on traduit un grand nombre de *cartes*, un processus automatisé facilite la mise à jour des *attributs*. Certains partenaires du projet MESH ont eu recours à cette méthode automatisée, utilisant des modules *MS Access* écrits sur mesure pour ajouter aux fichiers de données les *attributs* voulus. L'arbre de décision ci-après montre les questions auxquelles il faut répondre avant de choisir une méthode de traduction. Pour plus de détails sur les deux étapes du processus de traduction exposées ici, voir le document *MESH Translation Worked Example.doc*, accessible dans le dossier des documents de ce *Guide MESH*.



Arbre de décision guidant le choix de la méthode de traduction appropriée

6.4.3.1 - Utilisation de données supplémentaires

Lorsque l'on fait une traduction d'une *typologie* de départ à une *typologie* d'arrivée, il est fortement conseillé d'utiliser des données supplémentaires. Une *classe d'habitat* de départ peut avoir plusieurs traductions possibles dans la *typologie* d'arrivée, selon l'environnement précis ou « enveloppe » dans lequel se trouve l'*habitat* en question. Lorsque cela se produit, des données supplémentaires sont essentielles pour que l'on puisse choisir la bonne *classe* de la *typologie* d'arrivée. Par exemple la *classe* MNCR 97.06, qui correspond à des graviers et sables littoraux, se traduit dans la *typologie* EUNIS par les *classes* A2.1 ou A2.2, selon que le sédiment est sableux ou plus grossier. Voici les données supplémentaires suggérées :

- la **bathymétrie**, pour faire la distinction entre les *habitats* infralittoraux et circalittoraux ;
- l'**atténuation de la lumière**, pour compléter les données bathymétriques et définir de manière plus précise les zones photique et aphotique, selon la quantité de lumière qui atteint le fond à certaines profondeurs ;
- le **substrat**, pour faire la distinction entre les *classes d'habitat* qui ne se différencient que par le type de substrat ;
- l'**exposition aux vagues**, afin de distinguer les régimes hydrodynamiques pour les *biocénoses* rocheuses (niveau 3 de la *typologie* EUNIS) ; ces données sont particulièrement utiles lorsque la description de l'*habitat* de départ comporte une *information* biologique détaillée, mais sans indication du niveau d'énergie hydrodynamique du milieu ;
- la **salinité**, pour faire la distinction entre des *classes d'habitat* possibles, notamment dans les estuaires ;
- les **courants de marée**, pour distinguer les *biocénoses* rocheuses dans les zones balayées par les marées.

Les données supplémentaires varient selon la *carte d'habitats* à traduire, mais les données ponctuelles d'échantillons du fond sont parmi les plus utiles. C'est le cas par exemple des échantillons recueillis par observation directe (en plongée, ou à pied sur le littoral) ou à l'aide de caméras (sur bâti vertical, remorquées ou à bord d'un véhicule téléguidé), ou encore prélevés à la benne ou à la drague. Ce type d'*information* est particulièrement précieux si l'*interprétation* des échantillons les *classe* en fonction de la *typologie* d'arrivée : cela peut donner au traducteur une indication des *habitats* présents dans le voisinage. Dans le cadre du projet MESH, on a mis au point un logiciel d'affectation de *classes d'habitats* (en abrégé HMP pour **Habitat Matching Program**), qui établit la correspondance entre les données biologiques et physiques d'échantillons et les *classes* de la *typologie* EUNIS (voir le paragraphe « Logiciel d'affectation de classes d'habitat » (p. 200) du chapitre 4, « Comment réalise-t-on une carte ? »). Les données ponctuelles d'échantillons peuvent être géoréférencées dans un *SIG* de telle sorte que chaque *polygone d'habitat* soit relié aux échantillons de validation qui en font partie.

Les données supplémentaires peuvent aider à prendre des décisions de traduction afin de choisir la bonne *classe* dans la *typologie* d'arrivée, mais elles *ne doivent pas* servir à réinterpréter les données originales. Par exemple, un groupe de *polygones* classés comme « vase sublittorale » dans la *carte d'habitats* de départ ne doit pas être reclassifiée comme « sable sublittoral » (A5), même si la majorité des données supplémentaires montrent la présence de sable sublittoral ; la personne qui a produit la *carte* originale avait peut-être des indications prépondérantes, non disponibles pour le traducteur, qui justifiaient le choix de la *classe* « vase sublittorale ». Par contre, dans de tels cas, il faut ajouter dans les *attributs* du fichier de données une note indiquant que, d'après l'*information* disponible pour le traducteur, il y a une *incertitude* concernant la *classe* d'origine.

6.4.3.2 - Relations de traduction

Lorsque l'on fait une traduction, il est important d'indiquer la relation entre la *classe* de départ et la *classe* d'arrivée correspondante. Les utilisateurs des *cartes* traduites peuvent examiner ces relations pour savoir jusqu'à quel point la traduction est susceptible d'être exacte, c'est-à-dire jusqu'à quel point la *classe* d'arrivée représente bien ce qui avait été cartographié à l'origine. Les relations entre *classe* de départ et *classe* d'arrivée peuvent être simplement exprimées par un symbole comme ceux qui figurent dans le tableau ci-dessous. Par exemple, lorsqu'il y a une relation biunivoque entre la *classe* de départ et la *classe* d'arrivée, l'utilisateur sait que la traduction a donné la bonne *classe*. Par contre, lorsqu'une *classe* de la *typologie* de départ correspond à plusieurs *classes* de la *typologie* d'arrivée (relation de un à plusieurs), il est possible que la *classe* d'arrivée choisie lors de la traduction ne soit pas la bonne.

Habitat selon la typologie de départ	Symbole de relation	Habitat selon la typologie d'arrivée	Explication
X	=	Y	L' <i>habitat</i> X est le même que l' <i>habitat</i> Y : relation biunivoque entre les <i>classes</i> d' <i>habitat</i> .
X	~	Y	L' <i>habitat</i> X est presque le même que l' <i>habitat</i> Y.
X	>	Y	L' <i>habitat</i> Y est contenu dans l' <i>habitat</i> X (X a une définition plus large que Y) : relation de un à plusieurs.
X	<	Y	L' <i>habitat</i> X est contenu dans l' <i>habitat</i> Y (Y a une définition plus large que X) : relation de plusieurs à un.
X	#	Y	La définition de l' <i>habitat</i> X chevauche partiellement celle de l' <i>habitat</i> Y.

Exemples de symboles utilisés pour représenter les relations entre les *classes* de deux *typologies*

Lorsque l'on traduit dans une *typologie* hiérarchique, le niveau hiérarchique dans la *typologie* d'arrivée est un facteur important de la relation de traduction. Le degré de *fiabilité* d'une traduction peut être élevé dans les niveaux supérieurs de la hiérarchie, mais il diminue à mesure que l'on descend vers les niveaux inférieurs. Par exemple, on peut être relativement certain qu'un *polygone* correspond à des sédiments sublittoraux sans pouvoir affirmer s'il s'agit d'une zone de sédiments mixtes ou de sédiments grossiers. Il est facile de traduire d'une *typologie* de départ aux niveaux supérieurs de la hiérarchie de la *typologie* d'arrivée, et cela ne requiert que peu ou pas de données supplémentaires, mais la *carte* qui en résulte est d'une utilité limitée. En effet, elle ne montre alors que la répartition de *classes* d'*habitat* générales, et une grande partie de l'*information* contenue dans la *carte* de départ est donc perdue. Lorsque l'on traduit vers les niveaux inférieurs de la *typologie* d'arrivée, des données supplémentaires sont probablement nécessaires pour que la traduction ait un niveau de *fiabilité* acceptable ; cela requiert davantage de ressources, mais la *carte* résultante contient davantage d'*information*. Il incombe à la personne qui fait la traduction de juger du niveau hiérarchique approprié dans la *typologie* d'arrivée. Il est essentiel d'incorporer dans le fichier de données traduit un *attribut* servant à enregistrer les commentaires du traducteur à ce sujet.

6.5 - Combinaison de cartes

Lorsque l'on rassemble des *cartes* produites dans le cadre de divers programmes de *cartographie* des *habitats*, il est probable que des *cartes* se chevauchent en certains endroits. Un tel chevauchement ne pose aucun problème en soi. Cependant, les *cartes* qui se chevauchent ont probablement été produites à des échelles différentes, à des fins différentes et avec des méthodes différentes. Même après une traduction dans une *typologie* commune, il est prévisible que des *cartes* ne concordent pas toujours dans les zones où elles se chevauchent. De plus, chaque *carte* est produite pour être vue à une échelle précise, et la combinaison de plusieurs *cartes* en une seule vue cartographique électronique (par exemple dans un *SIG* ou un site interactif de cartographie) permet à l'utilisateur de faire à sa guise des zooms avant ou arrière afin de voir la *carte* à l'échelle de son choix. Cela donne l'illusion de *cartes* sans échelle, contrairement aux *cartes* imprimées, où la taille d'une structure que l'on peut distinguer dépend de la grandeur de la feuille de papier utilisée. Cette section propose quelques solutions aux problèmes posés par la combinaison de *cartes* électroniques, notamment ceux qui sont dus au chevauchement de *cartes* et à leur visualisation à une échelle variable. Une *carte* est conçue pour transmettre un message à l'utilisateur, et les cartographes se plaisent souvent à dire qu'« une image vaut mille mots ». La clarté du discours de ces « mille mots » une fois qu'une *carte* est combinée avec d'autres dépend du succès avec lequel on a relevé les défis de la combinaison de plusieurs *cartes*.

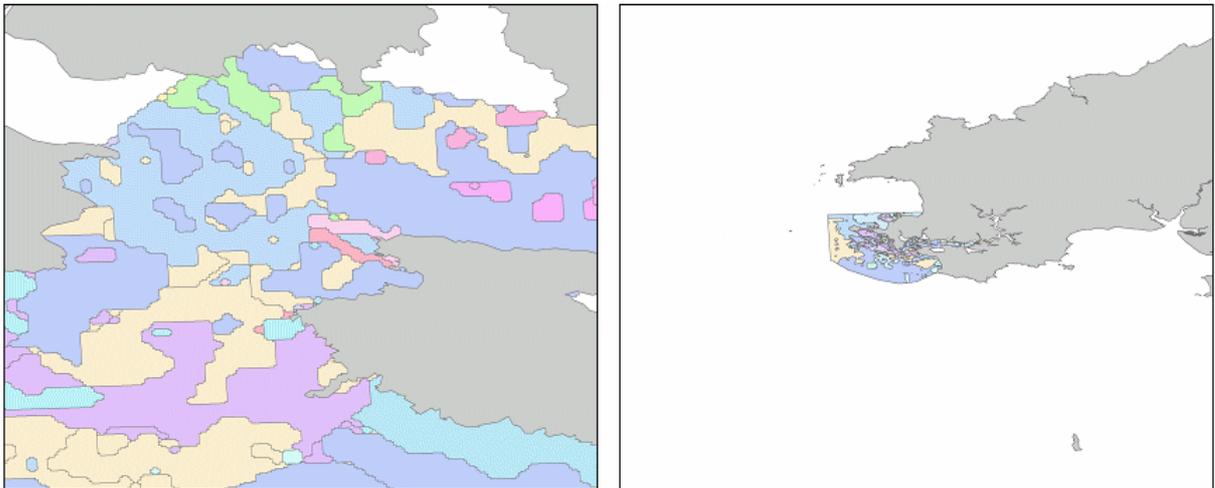
6.5.1 - Cartes qui se chevauchent

Lorsque les structures traitées dans différents programmes de *cartographie* se chevauchent géographiquement, mais que leurs *attributs* ne concordent pas, les problèmes dus au chevauchement peuvent être traités à l'échelon de la *carte* entière ou de chaque structure. À l'échelon de la *carte*, il s'agit de décider laquelle des *cartes* qui se chevauchent aura la priorité. Cette décision repose sur l'*information* fournie dans les *métadonnées* qui décrivent chaque programme de *cartographie*, et en particulier toute éventuelle évaluation de la *fiabilité* de la *carte*. Prenons par exemple le cas de deux *cartes* qui se chevauchent et contiennent de l'*information* contradictoire ; la première a été produite à l'aide d'un échosondeur multifaisceaux de haute qualité, d'un sonar à balayage latéral et d'une campagne de terrain à haute densité (*fiabilité* élevée), alors que la seconde a été produite par *interpolation* à partir d'échantillons (*fiabilité* peu élevée). La première *carte* aura la priorité sur la seconde sur la base de l'évaluation de *fiabilité*. En supprimant la partie de la *carte* la moins fiable qui est également présente dans la *carte* la plus fiable, on ne conservera qu'une *couche* provenant d'un seul des deux programmes de *cartographie*.

L'autre option de traitement des problèmes dus au chevauchement consiste à évaluer les structures, appelées *polygones* en *cartographie*, de la partie commune des *cartes* qui se chevauchent. Il s'agit d'une approche beaucoup plus fine que le traitement à l'échelon de la *carte* entière décrit ci-dessus. Elle exige des *métadonnées* extrêmement détaillées qui décrivent chaque *polygone*, ainsi qu'une cote de *fiabilité* standard pour chaque *polygone* des différentes *cartes*, ce qui est irréaliste lorsque des *cartes* proviennent de sources diverses et ont probablement été produites par de nombreuses méthodes différentes. À titre d'exemple, dans le cas d'une traduction, les relations entre les *typologies* de départ et d'arrivée pourraient être prises en considération à l'échelon de chaque *polygone*, puisque certains *polygones* ont une *classe d'habitat* qui correspond bien à la *typologie* d'arrivée, contrairement à d'autres pour lesquels la correspondance est moins bonne et qui de ce fait auraient une priorité plus faible dans une fusion visant à produire une seule *couche* selon une même *typologie*. En résumé, cette approche par structure n'est réaliste que s'il y a un petit nombre de *cartes* qui se chevauchent, et ce dans un territoire à propos duquel on dispose de suffisamment de connaissances pour déterminer quels *polygones* représentent le mieux les *habitats* benthiques qui s'y trouvent.

6.5.2 - Cartes à différentes échelles

Lorsque l'on regarde une *carte* à *échelle fine* dans l'environnement dynamique d'un *SIG*, celle-ci apparaît rapidement surchargée d'*information* lorsque l'on fait un zoom arrière pour la visualiser à une échelle plus globale. Une bonne illustration de cela est donnée par les *cartes* routières. Une *carte* d'état-major au 1/25 000 peut montrer le même territoire qu'une *carte* routière au 1/200 000, mais le contenu de la première est généralisé dans la seconde, de sorte que la *carte* routière ne montre que l'*information* clé, par exemple les routes principales. De la même manière, des *cartes* d'*habitats* détaillées requièrent un certain degré de généralisation quand on veut les regarder ensemble dans un contexte plus global. L'exemple ci-dessous montre que, si l'on fait un zoom arrière dans un *SIG* sur une *carte* d'*habitats* à échelle très fine, il devient très difficile de distinguer les différentes structures, la *carte* devient floue et ne transmet plus aucune *information*. Cette confusion risque de faire perdre de vue les grandes tendances de la répartition des *habitats*.

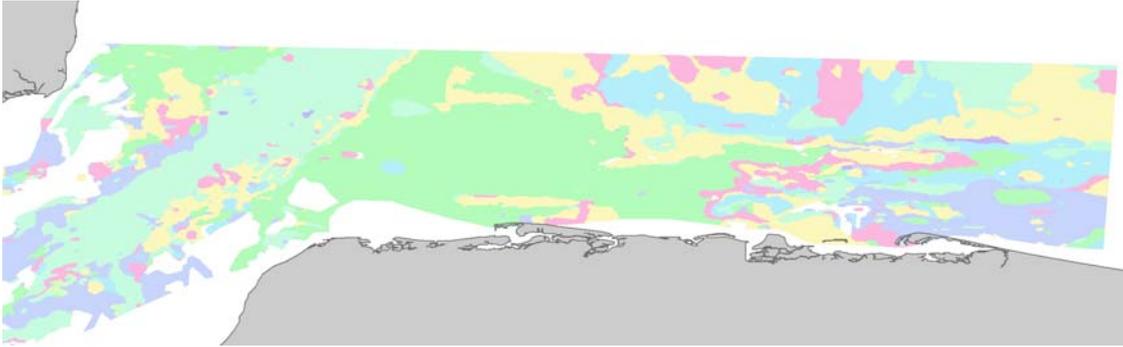


Exemple d'affichage à différentes échelles d'une même *carte* d'*habitats* marins : on voit à gauche une *carte* au 1/50 000, et à droite la même *carte* au 1/1 000 000.

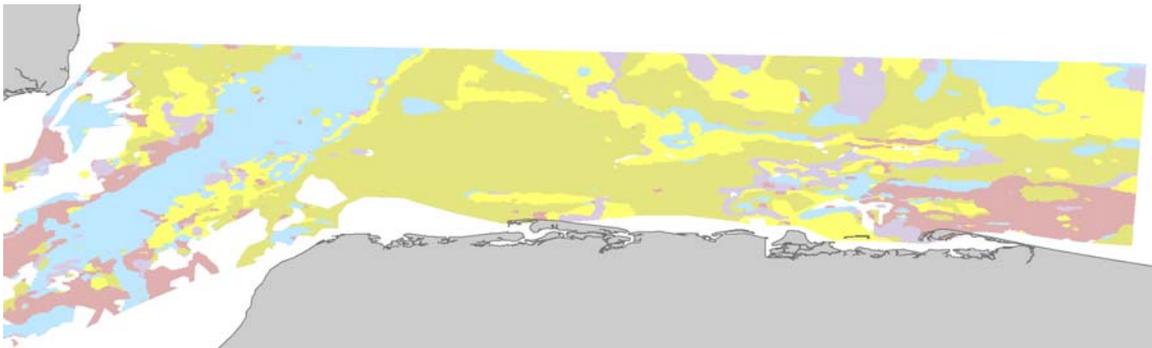
La généralisation cartographique est le processus qui consiste à adapter l'*information* représentée sur une *carte* à l'échelle à laquelle celle-ci est affichée. Plusieurs méthodes de généralisation permettent d'améliorer la clarté d'une *carte* d'*habitats* benthiques affichée dans un *SIG*. Le *lissage* atténue les angles des structures en supprimant des vecteurs. La *mise en évidence* fait ressortir des détails précis, par exemple les structures de l'Annexe I représentées sur une *carte* d'*habitats* benthiques. La *combinaison* de structures est possible si leur séparation n'est pas pertinente à l'échelle de la *carte*. En *cartographie* des *habitats* benthiques, cela peut se faire en regroupant des structures à un niveau hiérarchique supérieur de la *typologie* (voir à ce sujet le prochain paragraphe). De nombreux processus de généralisation cartographique sont automatisés dans des *SIG*. Des outils automatisés de filtrage de *cartes* maillées sont présentés plus loin.

6.5.2.1 - Regroupement de classes d'habitat

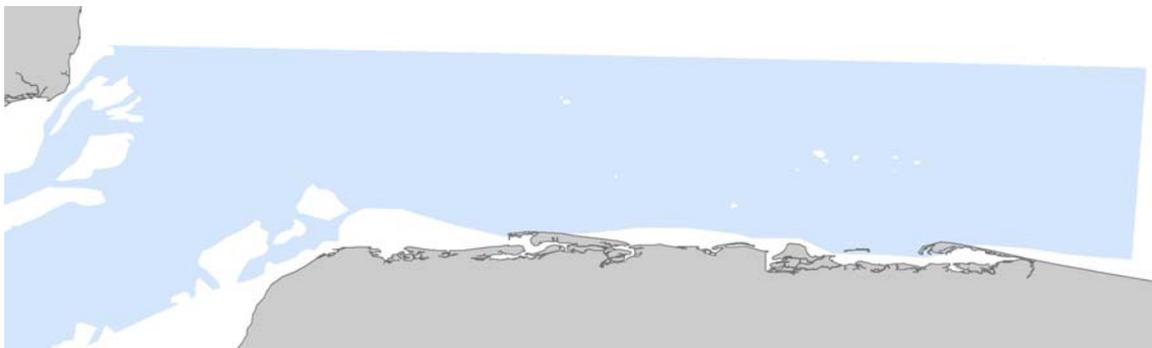
Cette méthode n'est utilisable que pour une *carte* dont les *classes* sont celles d'une *typologie* hiérarchique ou peuvent être traduites dans une telle *typologie*. Une *typologie* hiérarchique repose généralement sur la prémisse selon laquelle plus une *classe* se situe haut dans la hiérarchie, plus sa définition est générale.



Carte d'habitats détaillée au niveau 5 de la typologie EUNIS, par exemple *Echinocardium cordatum* et espèces d'*Ensis* dans des sables fins vaseux en zone inférieure du littoral ou en zone sublittorale de petit fond



Carte d'habitats généralisée au niveau 3 de la typologie EUNIS : les polygones sont classifiés selon l'un des cinq types de sédiment sublittoral, par exemple sédiment grossier sublittoral, sable sublittoral, etc.



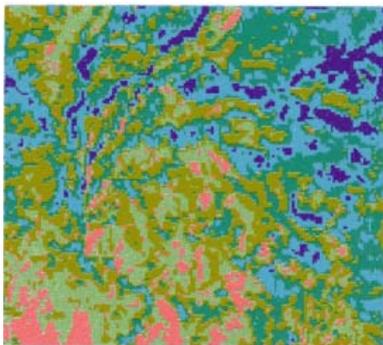
Carte d'habitats généralisée au niveau 2 de la typologie EUNIS : tous les polygones sont classifiés comme sédiments sublittoraux

Exemple de généralisation possible dans la hiérarchie EUNIS (échelle 1/500 000)

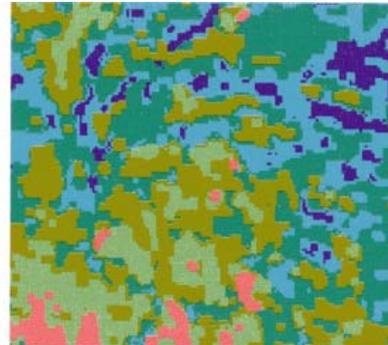
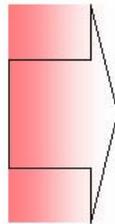
La suite de *cartes* ci-dessus montre un exemple de ce qui se passe à mesure que l'on monte dans la hiérarchie de la *typologie* EUNIS. En comparant les *cartes* des niveaux 5 et 3 de la *typologie* EUNIS, il y a peu de différence dans le contenu en *information* de la *carte*, probablement parce que très peu de *polygones* avaient été classifiés jusqu'au niveau 5. Par contre, lorsque la *carte* est généralisée au niveau 2, presque toute l'*information* qui pourrait être utile à cette échelle est perdue. Par contre, une généralisation au niveau 2 de la *typologie* EUNIS pourrait être appropriée à une échelle plus globale que celle de cette *carte* au 1/500 000. Une amélioration de la clarté d'une *carte* généralisée dépend en grande partie de *polygones* adjacents qui appartiennent à la même « branche » d'une *typologie* hiérarchique, comme « sédiment sublittoral » dans l'exemple ci-dessus. Ce n'est pas toujours le cas, et il est donc possible que de nombreux *polygones* d'*habitat* soient conservés même à un niveau élevé de la *typologie*. Par conséquent, il est possible qu'une vue à *échelle globale* d'un territoire hétérogène demeure peu claire, même après généralisation à un niveau supérieur d'une *typologie* hiérarchique.

6.5.2.2 - Filtrage automatisé de données matricielles

De nombreux SIG comportent des outils de filtrage de données *matricielles* (ou données maillées) qui constituent un moyen de généralisation cartographique. Ils permettent de réduire le niveau de détail de données *matricielles* qui contiennent plus d'*information* que nécessaire. La figure ci-dessous montre un exemple de traitement d'une image satellitaire à l'aide de fonctions du module *Spatial Analyst* du logiciel *ArcGIS*^{MC} de la société ESRI.



The base classification from a satellite image
Classification brute à partir d'une image satellitaire

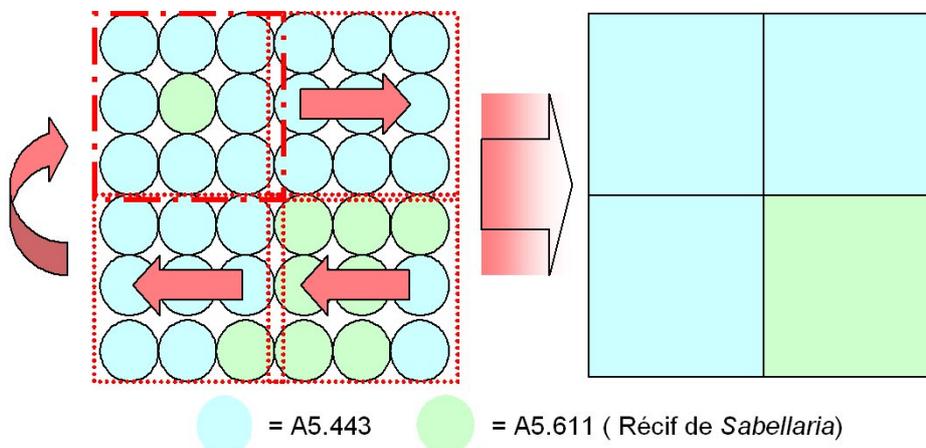


Effect of MajorityFilter applied to the output from Nibble
Résultat de la fonction « MajorityFilter » appliquée au résultat de la fonction « Nibble »

Exemple de généralisation cartographique d'une image satellitaire à l'aide du module « Spatial Analyst » mis au point par ESRI

Par rapport à un simple regroupement des *classes d'habitat* à un niveau supérieur d'une *typologie*, une telle généralisation cartographique automatisée présente l'avantage de conserver quelques occurrences d'*habitats* rares et protégés. Ces *habitats* se présentent généralement à un niveau détaillé d'une *typologie* hiérarchique puisqu'ils sont souvent propres à certaines espèces. À titre d'exemple, les récifs de *Sabellaria* (code EUNIS A5.611) ou les bancs d'*Ostrea edulis* (code EUNIS A5.435) peuvent servir d'indicateurs de la biodiversité.

Dans le schéma ci-dessous d'une procédure de généralisation, on remarque que, même si la petite zone de récif de *Sabellaria* reef est « perdue » dans le processus, la zone plus grande de ce type d'*habitat* est conservée, de sorte que cet *habitat* est quand même représenté sur la *carte* généralisée. Il est à noter que si les *habitats* de ce schéma avaient été regroupés au niveau 3 ou à un niveau supérieur de la *typologie* EUNIS, les cellules en bleu auraient été classifiées A5.4 (sédiment mixte sublittoral), et les cellules en vert A5.6 (récif sublittoral biogène), et l'*information* sur la répartition de *Sabellaria* n'aurait plus été disponible sur la *carte* généralisée. Évidemment, les procédures automatisées de généralisation posent-elles aussi des problèmes ; il est souvent nécessaire de mettre au point des méthodes propres à chaque *carte*, afin de conserver le niveau de détail voulu.



Exemple de procédure de généralisation qui consiste à examiner les cellules d'une zone définie (cadre rouge), à déterminer la *classe d'habitat* majoritaire et à attribuer cette *classe* à toutes les autres cellules de la zone

6.6 - Diffusion de cartes dans Internet

Les progrès rapides de l'informatique depuis une dizaine d'années ont accéléré l'accès aux données et leur traitement, ce qui a modifié radicalement notre approche de la recherche et de la gestion en matière d'environnement marin. Il est maintenant possible de rechercher rapidement de l'*information* de multiples sources dans Internet, et même de télécharger des données (de manière réelle pour les stocker, ou virtuelle par un accès dynamique) en vue de les afficher et de les analyser localement. La diffusion de *cartes* dans Internet présente plusieurs avantages importants, autant pour les propriétaires que pour les utilisateurs de *cartes* : la diffusion de l'*information* permet d'économiser des ressources en faisant connaître les données déjà disponibles et ainsi éviter des levés supplémentaires ; les propriétaires bénéficient de la publicité à propos de données qu'ils possèdent ; les *cartes* sont accessibles au personnel à l'extérieur du réseau Intranet ou du réseau local de leur bureau. Ces avantages s'accompagnent néanmoins de certains problèmes : la multiplication des sites Web de *cartographie* entraîne souvent de la confusion chez les utilisateurs sur les sites à consulter pour trouver des données sur le milieu marin. La disponibilité de *cartes* en ligne amène des non-experts à utiliser et à interpréter des *cartes* dans n'importe quel but, sans avoir à consulter des spécialistes des *habitats*, ni à réfléchir aux méthodes employées pour les levés. On ne ressent plus comme autrefois le besoin de communiquer avec les auteurs des *cartes*. Avant de décider de réaliser un site Web pour la diffusion de données de *cartographie*, il est essentiel de vérifier si l'on ne pourrait pas économiser des ressources en versant plutôt ces données dans un site Web de *cartographie* existant.

La technologie des SIG sur micro-ordinateur et l'avènement de normes internationales relatives aux données permettent de réaliser des visualisations complexes de données spatiales, souvent à partir de données situées à la fois sur place et dans des serveurs Internet à distance. Cette section explique comment rendre des *cartes* accessibles par Internet, que ce soit en alimentant ou en créant un site Web, et résume comment combiner des *cartes* avec d'autres *cartes* accessibles en ligne.

6.6.1 - Alimentation d'un site Web de cartographie existant

De nombreux programmes et organismes prennent actuellement en charge la *cartographie* par Internet. Pour un organisme qui a des ressources limitées, mais qui souhaite diffuser ses données de *cartographie*, l'option la plus simple est probablement de verser ses *cartes* dans un site Web de *cartographie* existant. Cela se traduit certainement par des économies de temps et d'argent, puisqu'il n'est pas nécessaire de créer son propre site, au prix toutefois d'une certaine perte de contrôle sur la manière dont les données sont affichées en ligne. L'une des parties les plus difficiles du processus est de démêler l'écheveau complexe des sites locaux, nationaux et internationaux qui se consacrent à la diffusion de données de *cartographie* des *habitats* marins, afin de trouver lequel convient le mieux. La décision dépend souvent de considérations pratiques comme le fait qu'un site accepte ou non des données d'autres organismes, le type de données dans lequel il se spécialise, ainsi que ses exigences en matière de format des données. Ce dernier point ne doit pas être négligé, puisqu'un site peut exiger que les données soient fournies dans un format précis. À titre d'exemple, les *cartes* d'*habitats* versées dans le [SIG webGIS de MESH](#) le sont dans un *format d'échange de données*, afin de simplifier le processus de compilation des *cartes*. Les sites Web exigent également de fournir des *métadonnées* qui décrivent les données versées. Dans le choix d'un site, il faut tenir compte de son profil et de sa longévité. Quelle est la réputation d'un site existant dans le secteur de la *cartographie* des *habitats* marins ? Quel est l'avenir du site en question ?

6.6.2 - Construction d'un site Web de cartographie

Il y a deux avenues principales de construction d'un site Web de *cartographie* : mettre au point un logiciel sur mesure ou personnaliser un logiciel existant, afin de l'adapter à des besoins précis. On trouve dans Internet des exemples des deux manières de procéder, mais la seconde est plus répandue et potentiellement plus économique. Parmi les logiciels de développement disponibles sous licence, mentionnons *ArcIMS*^{MC}, de la société ESRI, et *MapExtreme*^{MC}, de la société MapInfo. Plus récemment, on a vu apparaître des logiciels libres, tels que *MapServer*, dont l'exploitation dans un serveur Web ne requiert pas de licence commerciale. À moins que les fonctions de *cartographie* voulues soient extrêmement complexes à réaliser à l'aide des divers logiciels existants, le développement d'un logiciel sur mesure n'est probablement pas justifiable. Les divers environnements de développement ont chacun leurs avantages et leurs inconvénients, mais le choix est essentiellement le suivant :

- utiliser un logiciel disponible sous licence, tel que *ArcIMS*^{MC} ou *MapExtreme*^{MC}, pour lequel il y a de nombreux programmeurs expérimentés, mais qui entraîne des frais d'utilisation sous licence ;
- utiliser un logiciel libre, tel que *MapServer*, pour lequel il y a moins de programmeurs expérimentés, mais que l'on peut utiliser sans frais.

L'équipe du projet MESH a choisi la seconde option. Pour de plus amples renseignements sur le *SIG webGIS* de MESH, voir l'exemple contenu dans le fichier *MESH webGIS user guide.doc*, accessible dans le dossier des documents de ce *Guide MESH*.

6.6.3 - Comment combiner des cartes avec d'autres cartes accessibles par Internet ?

En plus de consulter et de visualiser des données dans Internet, les utilisateurs souhaitent souvent voir leurs propres données combinées avec des gisements de données d'autres organismes. Un moyen possible de répondre à une telle demande est de donner accès à un gisement de données par le truchement d'un serveur Internet qui permet à l'utilisateur d'ajouter dans son *SIG* des données extraites par exemple d'un site Web de *cartographie*, sans avoir à télécharger une copie du gisement de données dans son ordinateur. Ainsi, l'utilisateur a toujours accès à la version la plus à jour des données, ce qui est un avantage évident du point de vue de la gestion des données. Autrement dit, le concept de « réserves individuelles » de données est remplacé par celui de jeux de données interreliés. Un inconvénient de ce genre d'accès direct est qu'il faut être relié à Internet pour voir les données.

Interopérabilité géospatiale

« L'interopérabilité géospatiale est la capacité de deux logiciels différents d'exploiter la même information géospatiale. L'interopérabilité entre des systèmes informatiques hétérogènes est essentielle pour obtenir des données géospatiales, des *cartes*, des services cartographiques et d'aide à la prise de décisions, ainsi que des fonctions d'analyse. L'interopérabilité géospatiale repose sur des normes volontaires établies par consensus. De telles normes sont essentielles au progrès de l'accès aux données et de la collaboration dans les domaines des services gouvernementaux électroniques, des catastrophes naturelles, de la météorologie et du climat, de l'exploration, ainsi que de l'observation globale de la Terre. »

Bureau de l'interopérabilité géospatiale de la NASA (2005). [Geospatial Interoperability Return on Investment Study Report](#) (rapport d'étude sur la rentabilité de l'interopérabilité géospatiale).

Des normes géospatiales ont été établies par le consortium [OpenGIS](#) et sont énoncées dans un ensemble de spécifications. Les spécifications *OpenGIS*^{MD} sont des documents

techniques utilisés par les ingénieurs en logiciel pour inclure dans leurs produits et services la prise en charge de l'*interopérabilité*. Les utilisateurs peuvent profiter des produits qui incorporent ces spécifications pour publier de l'*information* géospatiale et y avoir accès. Idéalement, lorsque ces spécifications sont mises en œuvre par deux ingénieurs en logiciel qui travaillent indépendamment l'un de l'autre, les composantes qu'ils créent fonctionnent ensemble sans nécessiter d'autre mise au point. Les spécifications sont disponibles gratuitement et mises en œuvre sur une base volontaire, l'objectif visé étant la transparence fondée sur la collaboration.

En particulier, les spécifications de services Web intéressent les utilisateurs qui souhaitent combiner leurs *cartes* avec celles d'autres personnes dans Internet. Un service Web est tout logiciel disponible dans Internet et qui utilise le langage *XML* standard. *Web Map Service* (WMS) et *Web Feature Service* (WFS) constituent deux exemples de service Web susceptibles d'être utilisés par les personnes qui travaillent dans le domaine de la *cartographie* marine. Par exemple, WMS définit la manière de demander et de fournir une *carte* sous forme d'une image ou d'un ensemble de structures, et comment demander et obtenir de l'*information* sur le contenu d'une *carte* (p. ex. la valeur d'un paramètre à un endroit donné). WMS fournit une image de la *carte* à partir d'un serveur de *cartographie* et est plus largement disponible que WFS, qui donne les coordonnées réelles des structures afin que celles-ci soient dessinées localement. WMS présente des avantages considérables par rapport à WFS :

- un bien plus grand nombre d'applications sont compatibles avec WMS qu'avec WFS ;
- WMS requiert moins de bande passante que WFS (souvent beaucoup moins) ;
- WMS protège dans une certaine mesure les données parce que seule une image est téléchargée ; les coordonnées réelles des structures ne sont pas disponibles ;
- la mise en œuvre de WMS dans les principaux logiciels de *SIG* est plus stable que celle de WFS ;
- les services de WMS permettent d'afficher les *attributs* des structures, même s'il n'est pas possible de faire des interrogations spatiales.

WFS présente toutefois certains avantages par rapport à WMS :

- WFS est fondé sur une organisation *vectorielle*, ce qui permet de faire des interrogations spatiales sur des structures ;
- il est possible de numériser (tracer) les frontières des structures.

En plus des options offertes par WMS et WFS, les réalisateurs de sites Web de *cartographie* peuvent définir le logiciel de sorte qu'il agisse comme un serveur (qui fournit des données à des *SIG* locaux) ou comme un client (où l'une des *couches* disponibles est utilisée en entrée par un autre serveur dans un autre ordinateur). Les réalisateurs de sites Web doivent décider s'ils veulent que leur produit fonctionne comme un serveur, comme un client, ou les deux.

Liens vers des documents

Rapport Complet : <http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1603>

Étude de cas n° 1 : Le détroit d'Arisaig, candidat au statut d'aire spéciale de conservation –
Projet des ASC marines du Royaume-Uni :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM6_Case_Study_Arisaig_cSAC.pdf

Étude de cas n° 2 : Évaluation environnementale régionale et *surveillance* de la Manche
orientale à propos des granulats marins :

http://www.searchmesh.net/pdf/GMHM6_Case_Study_ECREA.pdf

Étude de cas n° 3 : Évaluation de la pression de l'activité humaine sur les structures du fond
de la mer : http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM6_Case_Study_Human_pressure.pdf

Étude de cas n° 4 : Un scénario de planification spatiale marine – L'énergie marémotrice :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM6_Case_Study_Marine_Spatial_Planning.pdf

Étude de cas n° 6 : Pêches maritimes et site marin européen de Flamborough Head :

http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM6_Case_Study_Flamborough_Head.pdf

convention d'aarhus : <http://www.unece.org/env/pp/>

règlements du royaume-uni concernant l'information environnementale :

<http://www.defra.gov.uk/corporate/opengov/eir/>

typologie des habitats marins de grande-bretagne et d'irlande :

<http://www.jncc.gov.uk/Default.aspx?page=1584>

Liens vers des sites Web

Directive 2003/4/CE du Parlement européen :

http://europa.eu.int/eur-lex/pri/en/oj/dat/2003/l_041/l_04120030214en00260032.pdf

MDIP : <http://www.oceannet.org/mdip/index.HTML>

site Web du projet EU-SEASED : <http://www.eu-seased.net/>

Organisation internationale de normalisation : <http://www.iso.org/>

Gigateway : <http://www.gigateway.org.uk/>

OceanNET : <http://www.oceannet.org/>

National Biodiversity Network Gateway : <http://www.searchnbn.net/>

Integrated Coastal Hydrography : <http://www.hydrographicsociety.org/>

MIDA : <http://mida.ucc.ie>

MAGIC : <http://www.magic.gov.uk>

logiciel ReNamer : www.den4b.com

typologie EUNIS : <http://www.eunis.org/>

<http://www.esri.com>

MapServer : <http://mapserver.gis.umn.edu/>

Geospatial Interoperability Return on Investment Study Report :

<http://www.opengeospatial.org/>

Glossaire Guide Mesh

adéquation d'un milieu à un habitat [*habitat suitability*] – n. f.

Qualité d'un milieu physique qui permet la survie et la reproduction des espèces d'une biocénose.

ambiguïté [*ambiguity*] – n. f.

Confusion entre *classes*, souvent due au chevauchement et au partage des attributs qui servent à définir les *classes*.

analyse de l'existant [*gap analysis*] – n. f.

Démarche qui vise à déterminer l'information manquante et donc les données à acquérir pour produire une *carte*.

ArcCatalog^{MC}

Application du SIG ArcGIS de la société ESRI, qui sert à la gestion de fonds de données spatiales ainsi qu'à l'enregistrement, à la visualisation et à la gestion des métadonnées.

ArcToolbox^{MC}

Application du SIG ArcGIS de la société ESRI, qui constitue le lieu central de recherche, de gestion et d'exécution des outils de traitement géographique de ce SIG.

attribut [*attribute*] – n. m.

Caractéristique d'un objet cartographié.

biocénose [*biocenosis*] – n. f.

Ensemble des animaux et végétaux qui vivent en un lieu donné.

biotope [*biotope*] – n. m.

Milieu physique dont les conditions uniformes permettent d'héberger une biocénose déterminée.

capacité discriminative [*discrimination capability*] – n. f.

Capacité à distinguer deux ou plusieurs classes d'habitat. Cette capacité a son importance lors de l'échantillonnage, pour détecter les caractéristiques qui peuvent servir à distinguer les classes, et lors de la télédétection, pour distinguer les classes sur la base de leur réponse aux capteurs.

carte [*map*] – n. f.

Représentation simplifiée d'un territoire qui met en évidence les relations spatiales entre les objets qu'il contient.

carte d'habitats [*habitat map*] – n. f.

Représentation de la meilleure estimation de la répartition des habitats à un moment donné, compte tenu des connaissances disponibles à ce moment.

cartographie [*cartography*] – n. f.

Processus de création d'une *carte* donnant de manière claire et concise de l'information à partir de données, à une échelle adaptée à son objet.

classe [*class*] – n. f.

Catégorie affectée à un ensemble d'attributs, à des fins de représentation sur une *carte*.

classes discrètes [*crisp classes, hard classes*] – n. f. plur.

Classes déterminées par la subdivision de descripteurs continus en catégories selon des seuils arbitraires.

classes floues [*fuzzy classes*] – n. f. plur.

Classes dont la détermination repose sur des probabilités, notamment en raison de la nature continue de leurs descripteurs.

classification [*classification*] – n. f.

Processus d'affectation de classes à un ensemble de données.

classification supervisée [*supervised classification*] – n. f.

Processus d'intégration des données de terrain et des données de télédétection, qui établit le lien entre les données acquises et les catégories d'une typologie donnée, en vue d'étendre ce lien à l'ensemble du territoire couvert par une carte.

communauté [*community*] – n. f.

Ensemble d'espèces vivantes ayant de nombreux liens entre elles au sein d'un système organisé.

confiance [*confidence*] – n. f.

Appréciation par l'utilisateur de la fiabilité d'une carte relativement à son objet.

couche [*layer*] – n. f.

Dans le contexte d'une carte numérique, ensemble de données géographiques du même type. Par exemple, dans le cas d'une carte topographique, les routes, le relief, les parcs nationaux, les frontières politiques et les cours d'eau peuvent donner lieu à cinq couches distinctes.

couche cartographique [*coverage*] – n. f.

Dans le contexte de la cartographie des habitats, ensemble de données primaires de même type réalisant une couverture quasi-exhaustive d'une zone donnée.

degré de couverture [*coverage*] – n. m.

Proportion d'un territoire pour laquelle des données ont été acquises.

distance inter-profils [*track spacing*] – n. f.

Distance sur le terrain entre deux parcours parallèles d'un dispositif de télédétection ou d'observation sur le terrain.

données de vérité-terrain [*ground-truth data*] – n. f. plur. Données, acquises par des observations et des prélèvements, qui permettent d'interpréter des images (visuelles ou acoustiques) acquises par télédétection.

échelle d'une carte [*map scale*] – n. f.

Rapport entre une distance sur une carte et la distance réelle correspondante sur le terrain. Si l'échelle est petite, la carte représente un grand territoire, mais avec peu de détails. On dit alors que la carte est à échelle globale. Si l'échelle est grande, la carte est détaillée, mais représente un petit territoire. On dit alors que la carte est à échelle fine.

échelle fine [*fine scale*] – n. f.

Échelle d'une carte qui représente un petit territoire par unité de surface, avec beaucoup de détails. Synonyme : grande échelle.

échelle globale [*broad scale*] – n. f.

Échelle d'une carte qui représente un grand territoire par unité de surface, avec peu de détails. Synonyme : petite échelle.

empirique [*empirical*] – adj.

Fondé sur l'expérience et l'observation plutôt que sur des données scientifiques prouvées.

endofaune [*infauna*] – n. f.

Ensemble des organismes benthiques qui vivent enfouis dans les sédiments.

épifaune [*epifauna*] – n. f.

Ensemble des organismes qui vivent à la surface du sol, notamment au fond de la mer.

erreur [*error*] – n. f.

Différence entre une mesure et la réalité qu'elle décrit. L'erreur peut être de nature qualitative (inexactitude) ou quantitative (imprécision).

erreur spatiale [*spatial error*] – n. f.

Différence entre la position mesurée d'un objet et sa position réelle.

exactitude [*accuracy*] – n. f.

Conformité d'une valeur mesurée (grandeur ou attribut) avec la réalité. L'exactitude indique jusqu'à quel point une donnée est correcte. Ne pas confondre avec la précision, qui se rapporte au degré d'erreur du résultat d'une mesure.

exactitude classificatoire [*classification accuracy*] – n. f.

Exactitude des classes représentées sur une carte par rapport à la réalité.

exactitude thématique [*thematic accuracy*] – n. f.

Exactitude d'une catégorie affectée à une portion de territoire par rapport à la réalité.

exclusif [*exclusive*] – adj.

Qui appartient à un groupe donné et à aucun autre.

fiabilité [*reliability*] – n. f.

Qualité d'une carte qui représente fidèlement la réalité. L'exactitude et la précision d'une carte sont deux aspects de sa fiabilité.

fichier de formes ESRI [*ESRI shapefile*] – n. m.

Dans le SIG ArcGIS de la société ESRI, lieu de stockage de l'emplacement, de la forme et des attributs de caractéristiques géographiques. Un fichier de formes ESRI est constitué d'un ensemble de fichiers reliés entre eux et portant sur une même classe d'entités.

figure sédimentaire [*bedform*] – n. f.

Toute déviation d'un fond plat, produite par les mouvements d'un agent de transport (l'eau, la glace ou l'air). Les figures sédimentaires peuvent varier énormément en taille, depuis des bandes sableuses distantes de quelques centimètres et hautes de quelques millimètres, jusqu'à des dunes longues de plusieurs kilomètres et hautes de plusieurs dizaines de mètres.

format d'échange de données [*data exchange format*] – n. m.

Ensemble de règles de représentation de données destinées à être transmises à un tiers.

géoréférencement [*georeferencing*] – n. m.

Alignement de données géographiques sur un système convenu de coordonnées, en vue de leur visualisation, de leur analyse et de leur interrogation dans un système de référence commun.

grande échelle [*large scale*] – n. f.

Synonyme d'échelle fine.

habitat [*habitat*] – n. m.

Lieu reconnaissable à ses caractéristiques physiques et sa biocénose, et qui évolue à un rythme donné dans l'espace et dans le temps.

hétérogénéité [*heterogeneity*] – n. f.

Degré de diversité de différents attributs dans un territoire donné. L'hétérogénéité a des conséquences pratiques sur la cartographie des habitats. Si une plus petite unité cartographique est hétérogène, il faut la représenter à l'aide d'une classe mixte ou d'une certaine mesure de la diversité, ou encore simplifier en montrant la classe prédominante. Par ailleurs si de nombreux petits polygones de classes différentes sont regroupés sur une carte, la fiabilité de la position exacte de chaque classe risque d'être réduite.

homogénéité [*homogeneity*] – n. f.

Degré de similitude de divers attributs dans un territoire donné. À l'intérieur d'un polygone donné d'une carte, les attributs de la classe d'habitat correspondante ont une valeur unique, même s'il y a une hétérogénéité mesurable.

HTML

Abréviation de *HyperText Markup Language* ou langage de balisage hypertexte.

hypothèse [*hypothesis*] – n. f.

Proposition qui vise à expliquer certains faits ou observations.

incertitude [*uncertainty*] – n. f.

Degré de manque de fiabilité d'une carte. L'inexactitude et l'imprécision sont deux aspects de l'incertitude.

information [*information*] – n. f.

Données auxquelles une interprétation confère une signification.

intermédiaire [*proxy*] – adj.

Dans le domaine de la cartographie, se dit d'une variable mesurable qui en représente une autre non directement mesurable.

interopérabilité [*interoperability*] – n. f.

Capacité de deux ou plusieurs systèmes d'échanger de l'information et d'utiliser l'information transférée de l'un à l'autre.

interpolation [*interpolation*] – n. f.

Estimation d'une valeur non mesurée en un point à partir des valeurs mesurées en des points avoisinants.

interprétation [*interpretation*] – n. f.

Attribution d'une signification à des données par une analyse orientée. En cartographie des habitats, application systématique de signatures, de typologies, de modèles et de règles à des données spatiales en vue de représenter une prédiction de la répartition d'attributs.

langage de balisage extensible [*extensible markup language*] – n. m.

Langage universel de balisage utilisé pour l'échange d'information, que ce soit ou non dans le Web. Contrairement au langage de balisage hypertexte, qui décrit les modalités de présentation de l'information à l'aide d'un nombre fixe de balises, le langage de balisage extensible décrit la structure des éléments d'un document et permet à l'utilisateur de définir de nouvelles balises.

Abréviation : XML

langage de balisage hypertexte [*hypertext markup language*] – n. m.

Langage de balisage utilisé pour la création de pages Web. Un langage de balisage combine contenu textuel et données supplémentaires de présentation de ce contenu.

Abréviation : HTML

largeur de fauchée [*swath width*] – n. f.

Largeur de la bande de territoire couverte lors d'un passage unique d'un appareil de télédétection.

lidar [*LiDAR*] – n. m.

De l'anglais *Light Detecting And Ranging. Technique* de levé qui mesure l'altitude en utilisant le temps de trajet d'un rayon laser. La lumière infrarouge est adaptée à la détection du sol, alors que la lumière verte, en raison de sa capacité de pénétration dans l'eau, permet de faire des levés bathymétriques.

limite de résolution [*resolution limit, resolution*] – n. f.

Différence minimale entre deux valeurs d'une grandeur mesurée par un instrument. Plus la limite de résolution d'un instrument est petite, plus son pouvoir de résolution est grand.

matriciel [*raster*] – adj.

Se dit d'une image définie par des cellules disposées en lignes et en colonnes. Dans la pratique, chaque cellule correspond à un pixel. La qualité d'une image matricielle dépend

du nombre de pixels par unité de surface (résolution) et de la quantité d'information donnée pour chaque pixel (qui détermine le nombre de couleurs possibles).

métadonnées [*metadata*] – n. f. plur.

Information décrivant des données, par exemple leurs caractéristiques et leur provenance.

métadonnées de base [*discovery metadata*] – n. f. plur.

Métadonnées donnant suffisamment d'information pour répondre aux questions fondamentales (quelles données ? par qui ? où ? quand ? comment ? pourquoi ?) à propos des données.

MNT [*DTM*] – n. m.

Abréviation de modèle numérique de terrain.

modèle [*model*] – n. m.

Dans le contexte de la cartographie des habitats benthiques, toute représentation du fond de la mer fondée sur une investigation systématique de ses paramètres. Tout modèle doit être mis à l'épreuve afin que l'on puisse établir sa valeur prédictive.

modèle numérique de terrain [*digital terrain model*] – n. m.

Représentation des valeurs d'élévation sur un territoire, par rapport à un niveau de référence. Abréviation : MNT.

modélisation cartographique [*cartographic modelling*] – n. f.

Méthodologie qui fait intervenir des modèles d'information géospatiale pour l'analyse des caractéristiques spatiales et thématiques de cette information.

modélisation de l'adéquation des milieux physiques [*habitat suitability modelling*] – n. f.

Méthodologie qui permet de prédire la présence d'espèces à partir de certaines variables environnementales.

niveau typologique [*classification level*] – n. m.

Dans une typologie hiérarchique, nombre correspondant à un degré plus ou moins élevé de détail dans la définition d'un habitat.

norme de métadonnées [*metadata standard*] – n. f.

Ensemble de métadonnées conforme à des règles précises, généralement définies par des organismes officiels de normalisation.

paysage marin [*marine landscape*] – n. m.

Ensemble d'habitats marins constituant un tout et qui possède des caractéristiques sédimentaires, une morphologie et une hydrodynamique propres et importantes dans la détermination des biocénoses hébergées.

petite échelle [*small scale*] – n. f.

Synonyme d'échelle globale.

pixel [*pixel*] – n. m.

De l'anglais picture element. Plus petite unité d'information sur une image ou une carte maillée. Un pixel est généralement carré ou rectangulaire. En télédétection, unité de base de l'acquisition de données.

plus petite unité cartographique [*minimum mapping unit*] – n. f.

Taille de la plus petite structure représentée sur une carte, à ne pas confondre avec la taille minimale d'un habitat. La taille au sol de la plus petite unité cartographique change avec l'échelle de la carte.

plus petite unité interprétable [*smallest interpretable unit*] – n. f.

Taille de la plus petite structure à laquelle on peut attribuer une signification (compte-tenu de l'échelle de travail), par exemple une classe d'habitat.

polygone [*polygon*] – n. m.

Sur une carte, figure fermée définie par un ensemble de paires de coordonnées (x,y), la première et la dernière paires étant identiques et toutes les autres étant différentes. Dans le contexte d'une carte d'habitats, un polygone est réputé représenter une zone homogène.

pouvoir de résolution [*resolving power, resolution*] – n. m.

Capacité d'un instrument à distinguer deux valeurs voisines. Plus le pouvoir de *résolution* d'un instrument est grand, plus sa limite de résolution est petite.

précision [*precision*] – n. f.

Variabilité des mesures d'une même grandeur. La précision indique jusqu'à quel point une mesure se rapproche de la grandeur réelle. Ne pas confondre avec l'*exactitude*, qui se rapporte à la conformité d'une valeur mesurée avec la réalité.

précision spatiale [*spatial precision*] – n. f.

Capacité d'un dispositif à mesurer la position réelle d'un objet. La précision est souvent donnée par l'écart maximal possible entre la position mesurée et la position réelle.

prédiction [*prediction*] – n. f.

Dans le contexte d'une carte d'habitats, action d'annoncer la classe d'habitat ou la valeur d'un paramètre en un lieu donné.

probabilité [*probability*] – n. f.

Rapport entre le nombre de cas favorables à l'occurrence d'un événement et le nombre total de cas possibles. La probabilité d'un événement impossible est de 0, et celle d'un événement certain de 1.

résolution [*resolution*] – n. f.

En informatique, nombre de pixels par unité de surface ou nombre total de pixels d'une image. La résolution s'exprime par deux nombres, qui donnent respectivement le nombre de pixels dans le sens horizontal et dans le sens vertical (p. ex. 1024 x 768). Noter que le mot anglais *resolution* et par voie de conséquence le mot français *résolution* sont souvent employés pour désigner les deux concepts différents de **pouvoir de résolution** et de **limite de résolution**, ce qui peut être source de confusion.

résolution thématique [*thematic resolution*] – n. f.

Niveau (hiérarchique) de détail des classes représentées sur une carte.

SACLAF – n. m.

Système acoustique de classification automatique des natures de fonds.

SIG [*GIS*] – n. m.

Abréviation de Système d'information géographique.

site d'apprentissage [*training site*] – n. m.

Site dont les attributs sont connus et que l'on utilise pour identifier la signature caractéristique de ces attributs pour un instrument de télédétection.

site d'échantillonnage [*sampling site*] – n. m.

Zone plus ou moins grande dans laquelle on procède à un échantillonnage sur le terrain. Un site peut comprendre plusieurs stations d'échantillonnage.

station d'échantillonnage [*sampling station*] – n. f.

Lieu géoréférencé où se fait le prélèvement d'un échantillon ou l'acquisition de données. Il peut y avoir plusieurs stations d'échantillonnage dans un même site.

surveillance [*monitoring*] – n. f.

Ensemble d'observations, de mesures et d'évaluations continues et répétées d'un milieu ou d'un phénomène, effectuées à l'aide de méthodes comparables selon un calendrier et en des lieux bien définis, et dans un but déterminé.

système d'information géographique [*geographic information system*] – n. m.

Ensemble intégré de logiciels et de données servant à visualiser et à gérer de l'information sur des lieux géographiques, à analyser des relations spatiales et à modéliser des processus spatiaux. Un système d'information géographique constitue un cadre pour l'acquisition et l'organisation de données spatiales et de l'information connexe, en vue de leur analyse et de leur représentation. Abréviations : SIG.

table d'attributs [*attribute table*] – n. f.

Tableau contenant des données sur un ensemble de caractéristiques géographiques. Dans un SIG, une table d'attributs est souvent liée à une couche de données spatiales.

taille minimale d'un habitat [*minimum habitat size*] – n. f.

Le plus petit habitat ou type d'habitat défini dans un territoire donné.

tension de cisaillement [*bed stress*] – n. f.

Force exercée sur le fond de la mer par les mouvements de l'eau. Ce paramètre permet de déterminer les perturbations du fond dues entre autres aux vagues et aux courants de marée.

topologie [*topology*] – n. f.

Ensemble des relations spatiales entre des structures adjacentes ou reliées entre elles dans une couche de données géographiques. Dans une base de données géographiques, la topologie permet de définir et d'appliquer des règles d'intégrité des données. On peut par exemple définir la règle suivante : « Il ne peut y avoir aucun chevauchement de deux polygones, et l'ensemble des polygones d'une carte doit couvrir la totalité du territoire représenté. »

typologie [*classification scheme*] – n. f.

Système de classification fondé sur divers attributs.

typologie des habitats [*habitat classification scheme*] – n. f.

Système structuré, souvent hiérarchique, de types (classes) d'habitat bien définis et qui se répètent en des lieux géographiques différents.

unité d'habitat [*minimum habitat unit*] – n. f.

Habitat de taille minimale (recommandée à 5 m × 5 m par le projet Mesh) pour les habitats marins. Toute structure plus petite qu'une unité d'habitat est considérée comme un attribut d'un habitat. Il faut noter que même si l'unité d'habitat se situe largement dans les limites du pouvoir de résolution de nombreux systèmes de télédétection, il est peu probable qu'elle corresponde à la plus petite unité cartographique, sauf dans le cas d'une carte à échelle très fine.

valeur explicative [*explanatory quality*] – n. f.

Capacité de faire comprendre un phénomène ou plusieurs phénomènes.

valeur prédictive [*predictive power*] – n. f.

Capacité d'une carte à prédire correctement le contenu d'une plus petite unité cartographique.

validation sur le terrain [*ground validation*] – n. f.

Ensemble d'observations effectuées sur le terrain pour tester la valeur prédictive d'une carte d'habitats.

variabilité [*variability*] – n. f.

Propriété d'une grandeur de donner lieu à des valeurs différentes lorsque l'on répète un même processus de mesure dans des conditions précises.

vectorel [*vector*] – adj.

Se dit d'une image définie par des éléments géométriques tels que des points, des segments, des courbes, des polygones, etc., décrits par des équations mathématiques. Contrairement à une image matricielle, dont la qualité est déterminée entre autres par le

nombre de pixels par unité de surface, une image vectorielle s'adapte facilement par changement d'échelle à la limite de résolution du dispositif d'affichage utilisé.

XML

Abréviation de *eXtensible Markup Language* ou langage de balisage extensible.