CARHAMB'AR

# COLLOQUE NATIONAL DE CARTOGRAPHIE DES HABITATS MARINS

## 3ème édition

Brest 2017

Photo : Olivier Dugornay / Ifremer

www.carhambar.org

# CARHAMB'AR 2017 - 3ème édition

L'édition 2017 de CARHAMB'AR a été coorganisée par l'Ifremer et l'Agence Française pour la Biodiversité.

L'organisation a bénéficié également du soutien financier de la DREAL Bretagne.

## Comité d'organisation

Touria Bajjouk (Ifremer/DYNECO)
Marie Mahier (AFB/DAPP)
Steven Piel (AFB/DAPP)
Jacques Populus (Ifremer/DYNECO)
Julie Tourolle (Ifremer/LEP)

## Pour citer ce document :

Carhambar, 2017. Cartographie des habitats marins benthiques : de l'acquisition à la restitution. Actes de colloque. Édition Ifremer-AFB. 161 p.

Le présent document est disponible sur le site web dédié : http://www.carhambar.org

# SOMMAIRE

**LES PRESENTATIONS ORALES** ..... **6**

**Session 1 : Typologie des habitats, quoi de neuf ?** ..... **7**

Nouveaux outils nationaux : le référentiel Habitats HABREF et le volet Habitats de l'INPN ..... **8**

Contributions au Référentiel National des Habitats Benthiques de la Région Atlantique - Identification et Classification des Habitats Profonds ..... **12**

BIOCOAST : Application de méthodes d'apprentissage profond pour la cartographie des milieux naturels littoraux par satellite ..... **16**

**Session 2 : Outils et méthodes de cartographie en environnement profond** ..... **20**

Apports de l'imagerie pour la cartographie des habitats profonds ..... **21**

Cartographie des coraux profonds dans les canyons du Golfe de Gascogne ..... **25**

Caractérisation des dunes sableuses des têtes de canyons du Parc naturel marin du golfe du Lion ..... **31**

**Session 3 : Outils et méthodes de cartographie pour l'observation de la zone côtière** ..... **36**

Nouveaux outils de cartographie et de monitoring par fusion multi-capteurs : Application aux zostères d'Arcachon et au coralligène de l'Aire Marine Protégée de la Côte Agathoise ..... **37**

Cartographie et typologie des communautés benthiques : outils indispensables pour la préservation et la gestion des habitats marins de la baie de Seine ..... **41**

Mise au point d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation du détritique côtier à partir d'analyses d'images ..... **45**

Cartographie d'un herbier de Zostera marina L. à l'aide de l'imagerie satellitale à haute résolution spatiale : cas de l'archipel des Glénan (Finistère, France). ..... **49**

Etude de faisabilité de l'estimation de la biomasse des algues de rive par drone hyperspectral ..... **54**

**Session 4 : Outils et méthodes de cartographie : vers de nouveaux développements** ..... **58**

Imagerie ultrasonore de l'intérieur des sédiments: premiers éléments du projet OSCARABIS ..... **59**

Caractérisation des habitats et communautés benthiques en baie de Calvi (Corse) : évaluation du potentiel de l'imagerie ROV. ..... **64**

Optimisation de la cartographie sous-marine : Comment acquérir des données terrain en continu et s'affranchir de la bande aveugle des sonogrammes ? ..... **68**

Les arbres de régression multivariable: une méthode innovante pour construire des systèmes de classification hiérarchique écologiques ..... **72**

**Session 5 : Modélisation des habitats benthiques** ..... **76**

Modélisation mécaniste de la distribution d'espèces benthiques dans un environnement variable ..... **77**

Les sables grossiers de la baie de Seine et de la Manche orientale ont-ils des réseaux trophiques différents ? Le cas des parcs éoliens offshores de Courseulles-sur-mer et de Dieppe - Le Tréport ..... **81**

Modélisation prédictive de la distribution de deux ophiures en Rade de Brest ..... **85**

**Session 6 : Dynamique spatio-temporelle et détection de changement** ..... **89**

L'imagerie hyperspectrale pour évaluer le changement de l'état des habitats en milieu récifal : Application à l'île de La Réunion ..... **90**

Gradient de vulnérabilité des organismes qui forment l'habitat et changements structuraux dans les communautés benthiques mésophotiques et australiennes sous l'effet du changement climatique ..... **94**

L'évaluation surfacique des habitats est elle un indicateur fiable de la dynamique spatio-temporelle en milieu marin? ..... **98**

Le Réseau de Surveillance Posidonies : Un outil pour la détection du changement climatique ? ..... **102**

**Session 7 : Habitats benthiques et liens Pression/Impact** ..... **106**

Mise au point d'INDicateurs d'Impacts de CLAPages sur les habitats benthiques : cas des sites de dépôt de clapages des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen dans la partie orientale de la baie de Seine (projet INDICLAP : AAMP) ..... **107**

Méthode d'analyse de données AIS pour quantifier la pression de mouillage ..... **111**

L'évaluation de la sensibilité des habitats marins, un outil clé pour analyser les risques liés aux activités anthropiques ..... **115**

From seascape level to functional ecology: A case study over P. oceanica seagrass meadows in Calvi, Corsica ..... **119**

**Session 8 : La cartographie au service de la gestion** ..... **123**

STARECAPMED, des indices pour la Méditerranée ..... **124**

Evaluation de l'impact de l'ancrage dans les herbiers à Posidonia oceanica : deux nouveaux indices complémentaires pour la gestion ..... **128**

Cartographie fonctionnelle du banc de maërl de Belle-Ile comme outil de gestion des activités de pêche professionnelle ..... **132**

Vers une stratégie partagée de cartographie des fonds marins de Bretagne à partir de l'expression des besoins d'acteurs bretons œuvrant sur le domaine marin ..... **136**

**Session 9 : Bancarisation, diffusion et valorisation des données** ..... **140**

Traitement des opérations en mer et des données des engins sous-marins ..... **141**

MEDTRIX : Une plateforme en ligne au service des experts du milieu marin ..... **145**

Atlas des invertébrés benthiques issus des campagnes halieutiques et caractérisation des habitats du plateau continental ..... **149**

Attribution de DOI pour les données géographiques marines ..... **153**

**LES POSTERS** ..... **157**

La recherche d'un indice qualité pour les modèles numériques de terrain bathymétriques ..... **158**

Un modèle prédictif basé sur les pressions anthropiques côtières explique le déclin des herbiers de posidonie *Posidonia oceanica* ..... **159**

Cartographie géo-acoustique des fonds de la côte Vermeille (Pyrénées-Orientales) ..... **160**

Des paysages sous-marins : Vulgarisation de données sur le milieu marin et sensibilisation à l'impact humain ..... **161**

Impacts des aménagements portuaires algériens sur les communautés benthiques de fonds meubles .... **162**

Méta-analyse des effets de l'eutrophisation sur les forêts de macro-algues tempérés ..... **166**

Structuration des biocénoses rocheuses et impact des effluents urbains sur les communautés benthiques du sud du golfe de Gascogne ..... **170**

«On ne fait pas de bonne gestion sans une bonne connaissance du milieu» : un portail Web et un Guide d'aide à la recherche de données et d'informations sur les mers celtiques ..... **174**

Le Réseau de Surveillance Posidonies : ..... **175**

Un outil pour la détection du changement climatique ? ..... **175**

Caractérisation morphologique, sédimentaire et biologique d'un espace naturel remarquable de la région de Roscoff : le Plateau de la Méloine. ..... **176**

Evolution des algorithmes de traitement des données hyperspectrales dans le cadre du projet Hyscores : impact sur les cartographies et la validation des résultats produits. ..... **177**

Analyse du réseau trophique du site expérimental de clapage MACHU dans la partie orientale de la baie de Seine (Manche) avant et après dépôt. ..... **178**

Natura 2000 sur le littoral basque - De la cartographie des habitats et des activités à la définition et à la mise en œuvre d'actions de conservation ..... **179**

Evaluation of anchoring impact in Posidonia oceanica seagrass meadows: two new complementary indices for management ..... **180**

Quels outils pour l'évaluation surfacique des puits de carbone : Exemple du littoral de la Corse ..... **181**

Variabilité et limites écologiques des peuplements d'herbiers de *Zostera marina* ..... **182**

Apport de l'imagerie acoustique multifaisceaux pour la caractérisation de l'état physique des récifs artificiels du Parc naturel marin du golfe du Lion. ..... **183**

La cartographie des fonds marins par approche multicapteurs : Une aide à la compréhension de la dynamique sédimentaire d'une zone littorale menacée ..... **184**

# LES PRESENTATIONS ORALES

# Session 1 :

# Typologie des habitats, quoi de neuf ?

Présidente de session : Annabel AISH (MNHN)

# Nouveaux outils nationaux : le référentiel Habitats HABREF et le volet Habitats de l'INPN

Noëmie Michez, Mathieu Clair, Vincent Gaudillat

UMS 2006 (MNHN/AFB/CNRS) - Patrimoine Naturel
Centre d'expertise et de données

L'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN[1]), plateforme nationale pour le Système d'Information la Nature et les Paysages (SINP[2]), a pour objectif, de consolider et structurer les connaissances du territoire français sur les espèces, les habitats et les espaces naturels et le patrimoine géologique. Dans ce cadre, les référentiels représentent des outils indispensables pour organiser et échanger les grandes quantités d'informations produites. Dans une logique d'interopérabilité, ils constituent les socles des systèmes d'informations et se trouvent à la base de l'acquisition et de la diffusion des connaissances.
Dans cette démarche, en 2015, deux nouveaux outils ont été mis à la disposition de tous : le référentiel Habitats « HABREF » et le volet Habitats de l'INPN.

## 1 Le référentiel Habitats HABREF

Depuis plusieurs années, le Service du Patrimoine Naturel du MNHN, devenu, début 2017, l'Unité Mixte de Service Patrimoine Naturel (AFB/MNHN/CNRS), structure et rend disponible les typologies utilisées en France et leurs correspondances sous la forme de fichiers formatés (Excel). Avec le temps et l'augmentation des connaissances et des besoins, cette gestion des typologies et des correspondances sous forme de tables distinctes a fini par se révéler complexe et moins adaptée. Dans le cadre des missions confiées par le ministère en charge de l'écologie, un nouvel outil a été créé pour faciliter la gestion de grande quantité d'informations ainsi que des liens existants entre elles. Il prend la forme d'une base de données regroupant les typologies des habitats et des végétations utilisées en France appelé le référentiel HABREF.

### 1.1 Objectifs

Pour pouvoir échanger des informations (notamment des données), une langue commune est nécessaire. De nombreuses typologies d'habitats et de végétation existent selon les projets mis en œuvre et les échelles territoriales concernées. Elles sont disponibles dans des formats variés, des structurations spécifiques, des versions différentes sans pouvoir déterminer celle de référence si aucune documentation ne lui est associée.
HABREF a pour objectifs de :

- proposer un référentiel national réunissant les versions officielles de référence des typologies d'habitats et de végétations, comprenant les informations relatives aux identifiants, libellés, positionnement hiérarchique, validité et descriptif de l'ensemble des unités de toutes les typologies ;

[1] https://inpn.mnhn.fr
[2] http://www.naturefrance.fr/

- constituer, en complément du référentiel *sensu stricto*, une base de connaissances sur les unités des typologies, avec des informations sur leur statut de présence dans les territoires français, les espèces associées (en lien avec le référentiel TAXREF), leurs correspondances avec d'autres typologies… ;
- standardiser et référencer les informations, et assurer leur mise à jour régulière ;
- faciliter l'interopérabilité entre les programmes qui les utilisent (tels que ZNIEFF ou Natura 2000) ;
- permettre la mise à disposition de ces typologies, dans le cadre de l'INPN, par le téléchargement de fichiers structurés et l'affichage en ligne de pages spécifiques aux habitats.

## 1.2 Portées du référentiel

Le référentiel HABREF a vocation à couvrir l'ensemble des territoires français, de métropole et d'outre-mer. Les typologies incluses sont les typologies de référence de chaque territoire ainsi que celles utilisées dans les programmes nationaux de connaissance ou de conservation du ministère en charge de l'écologie (ZNIEFF par exemple). Les typologies internationales y figurent également lorsqu'elles concernent la France (elles sont alors intégrées entièrement), tout comme les listes d'habitats issues de directives communautaires ou de conventions internationales. Il prend en compte les typologies d'habitats ou de végétations couvrant les milieux marins et/ou continentaux, naturels ou semi-naturels, avec parfois à la marge, des milieux anthropiques. Sont exclues les typologies régionales métropolitaines, d'occupation du sol, ou qui ne prennent en compte qu'un seul type de milieu, sauf dans le cas où ce type de milieu est très largement dominant dans le territoire concerné (par exemple, les habitats forestiers en Guyane).

## 1.3 Structure

Le référentiel se compose de 2 tables principales (Figure 1) :

- la table TYPOREF qui constitue le référentiel des typologies utilisées en France ;
- la table HABREF qui constitue le référentiel *sensu stricto*.

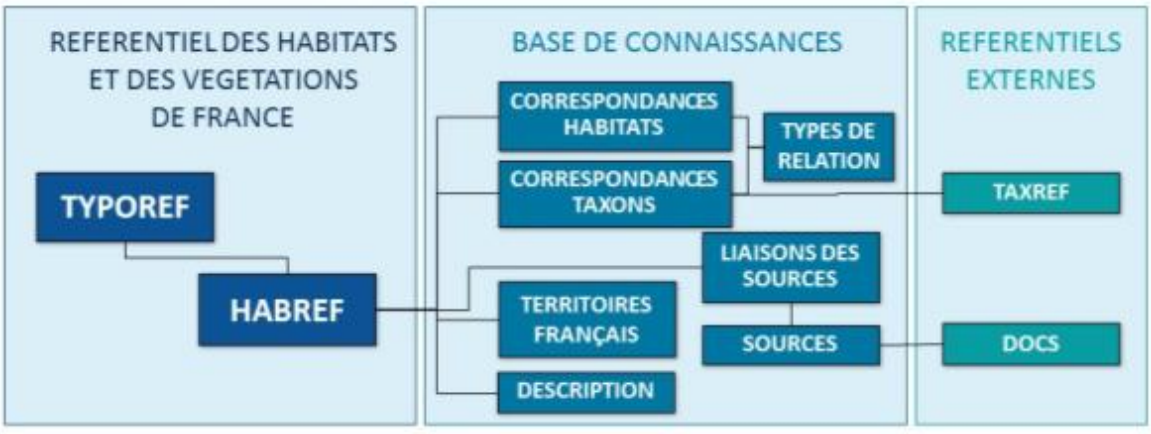



**Figure 1 : Schéma simplifié du modèle de données d'HABREF**

TYPOREF est une table qui liste l'ensemble des typologies utilisées en France et disponibles dans le référentiel, en quelque sorte le catalogue des typologies françaises. À chaque typologie des métadonnées descriptives sont associées. Elles présentent l'origine de la typologie, son contexte de création, la description du travail de mise en table et les modifications éventuelles apportées, ainsi que l'origine des données entrées dans la base. Cette table inclut aussi les métadonnées inhérentes à la constitution des correspondances entre typologies.

HABREF regroupe l'ensemble des unités de toutes les typologies disponibles. Cette table comporte pour chaque unité son nom, son code et son niveau hiérarchique ainsi que son identifiant unique : le CD_HAB.

### 1.4 Quelques chiffres

La version 3.1 d'HABREF (janvier 2017) contient 21 typologies : 14 nationales (7 relatives au territoire métropolitain, 7 aux territoires d'outre-mer) et 7 internationales (6 concernant le territoire métropolitain et 1 les territoires d'outre-mer). 3 typologies traitent exclusivement du milieu terrestre, 12 typologies sont mixtes et 6 typologies traitent exclusivement du milieu marin. Deux de ces typologies forment le référentiel national des habitats benthiques métropolitains, la première dédiée à la mer du Nord, à la Manche et à l'Atlantique, la seconde à la Méditerranée.

Un total de 18 779 unités typologiques et 1 395 synonymes sont référencés dans HABREF. Il contient également 22 803 correspondances entre habitats ainsi que 54 995 liaisons avec des taxons.

## 2 Le volet Habitats de l'INPN

Le référentiel HABREF est associé à une base de connaissance contenant les informations reliées à une unité typologique. Elle permet de faire le lien entre un habitat et son descriptif, ses correspondances avec les autres typologies, les taxons qui s'y rencontrent ainsi que ses sources. A partir de cette base de données, toute une nouvelle partie dédiée aux habitats du site internet de l'INPN a pu être développée. Elle permet une visualisation simple et interactive ainsi que la possibilité de naviguer entre les différents programmes.

### 2.1 Fiche Habitat

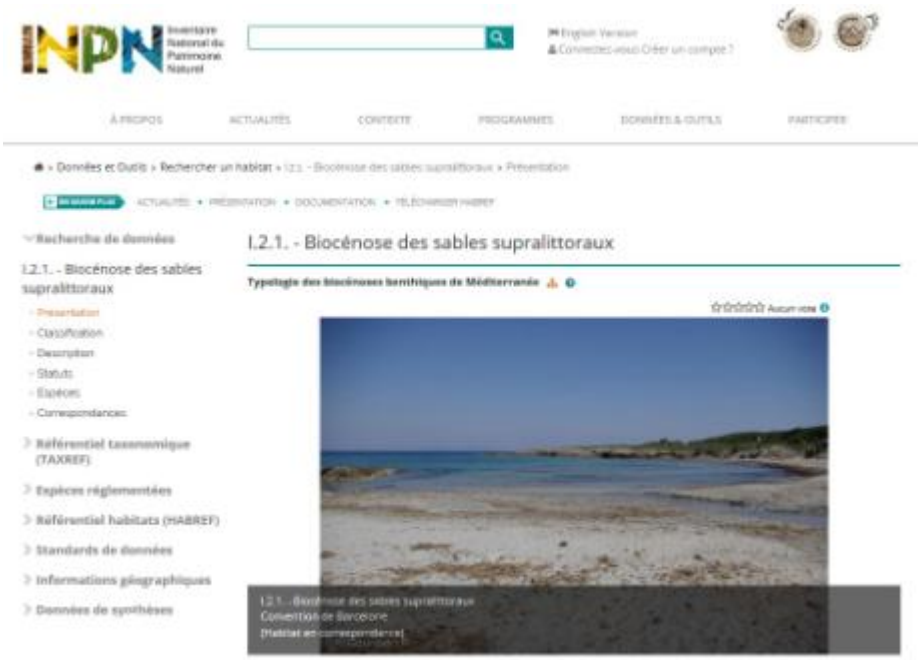



Figure 2 : Capture d'écran de la fiche INPN d'un habitat

Pour chaque habitat présent sur un territoire français, une fiche regroupe l'ensemble des informations qui lui sont associées. Les différents onglets d'une fiche permet l'accès à : une ou plusieurs photos illustratrices, la typologie à laquelle il se rapporte et ses métadonnées, sa place au sein de la classification, sa présence

dans les territoires français, sa description, les taxons qui peuvent s'y rencontrer ainsi que ses correspondants dans les autres typologies (Figure 2). Pour ces deux derniers éléments, il est alors possible de naviguer d'une fiche à l'autre pour consulter les informations liées à une espèce ou à un autre habitat.

### 2.2 Recherches avancées

Plusieurs modules de recherche permettent d'accéder aux fiches des habitats selon 4 entrées :

1. par typologie, le choix d'une typologie donne accès à l'ensemble de ses unités sous la forme d'un arbre hiérarchique. La sélection d'une typologie limite les résultats des 3 autres types de recherche à cette dernière (2, 3 et 4 ci-dessous).
2. par habitat, en indiquant son code et/ou son nom.
3. par espèce, en indiquant un ou plusieurs noms d'espèces. Le résultat liste les habitats au sein desquels ces espèces ont été identifiées.
4. par mots-clés, en indiquant un ou plusieurs mots-clés. Le résultat est une liste d'habitats où ces mots apparaissent et les champs dans lesquels ils sont cités.

## 3 Enjeux et perspectives

La consolidation et l'utilisation de ce référentiel en tant que langage commun s'inscrivent dans la logique de partage des informations qui est aujourd'hui une nécessité « réglementaire » et une attente sociétale (convention d'Aarhus, directive INSPIRE,…). Il répond aux enjeux de mise en commun des connaissances scientifiques pour une meilleure étude et conservation de la nature, d'une simplification de l'échange de données entre systèmes d'informations ainsi que de leur structuration, valorisation et diffusion.

Ces deux nouveaux outils, encore très récents, sont voués à se développer et intégrer de nouvelles fonctionnalités. De nouvelles typologies, des correspondances entre habitats ainsi que des liens avec des taxons viendront compléter HABREF. Pour les habitats marins, en particulier, sa prochaine version inclura la mise à jour du référentiel européen EUNIS ainsi que celle de la partie « Atlantique » du référentiel national. La diffusion des informations venant des programmes de connaissance ou de conservation sera développée en indiquant, par exemple, les statuts d'évaluation (état de conservation, liste rouge). Enfin, l'occurrence des habitats sur nos territoires constitue un enjeu clé dans le contexte du SINP. Les réflexions débutent par la création d'un standard d'échange de ces données venant d'inventaires et de cartographies. Leur collecte, synthèse et diffusion nécessiteront la définition de méthodologies, le développement d'outils techniques ainsi que la mise en place d'un processus dynamique permettant de mobiliser les producteurs et fournisseurs de ces données.

## 4 Liens utiles

Présentation des typologies : https://inpn.mnhn.fr/programme/referentiel-habitats
Recherche sur les habitats : https://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/habitats
Exemple d'une fiche d'un habitat : https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd_hab/9299
Téléchargement d'HABREF : https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentiels/habitats

Clair M., Gaudillat V., Michez N. & Poncet L., 2017. HABREF v3.1, référentiel des typologies d'habitats et de végétation pour la France. Guide méthodologique. Rapport SPN 2017-1. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 60 p. http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2017/SPN_202017_20-_201_2020Guide_methodologique_HABREF_V31.pdf

# Contributions au Référentiel National des Habitats Benthiques de la Région Atlantique - Identification et Classification des Habitats Profonds

Bajjouk T.[a], Menot L.[b], Van den Beld I.[b], Tourolle J.[b], Fabri M.C.[c] & Chauvet P.[b]
Laboratoire d'Ecologie Benthique Côtière (ODE-DYNECO-LEBCO)
Laboratoire Environnement Profond (REM-EEP-LEP)
Laboratoire Environnement Ressources Provence-Azur-Corse (ODE-LITTORAL-LERPAC)

Les directives européennes Habitat (DH), Cadre sur l'Eau (DCE) et Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) ainsi que les conventions internationales, notamment OSPAR, imposent une amélioration sensible des connaissances relatives aux habitats benthiques et conduisent à développer des démarches d'harmonisation parmi lesquelles la réalisation d'inventaires d'habitats.

Dans le cadre d'une convention Ifremer-MEDDE, L'Ifremer a été sollicité pour contribuer à la mise à jour du référentiel national de la typologie des habitats marins en tenant compte des sites Natura 2000 d'extension en mer ou concernés par la démarche de mise en oeuvre de la directive stratégie milieux marin.

Les travaux menés en 2014 dans le cadre de la présente étude concernent les actions suivantes : (i) la mise à jour des habitats marins benthiques profonds du référentiel national de la façade Atlantique, (ii) l'élaboration de fiches descriptives des habitats marins benthiques.

L'étude a permis d'identifier un nombre important d'habitats profonds de la Région Atlantique. Dans la mesure du possible, la cohérence avec la structure générale d'EUNIS a été maintenue. Par ailleurs, La distinction d'habitats fonctionnels permet une utilisation directe pour la gestion et notamment en vue de l'évaluation du bon état écologique au sein de la DCSMM. Des actions complémentaires sont envisagées afin de compléter le référentiel avec les traitements en cours de nouvelles données de campagnes.

## 1. Documents de référence

Cette analyse a permis d'identifier de nouveaux habitats d'importance régionale en vue de la mise à jour du référentiel national. Elle a également permis de mieux évaluer les possibilités techniques et la fiabilité des discriminations faites et des délimitations d'habitats pouvant être réalisées.
Les principaux documents de référence sur lesquels s'est basée l'étude sont décrits ci-dessous.

### 1.1 Typologie CoralFISH

Il s'agit du catalogue d'habitats établi dans le cadre du projet européen CoralFish. Les habitats catalogués répondent principalement à deux critères :
1) Ils ont été observés sur une suite d'images contigües ou une séquence vidéo représentantune aire minimale de l'ordre de 25 m²
2) Ils présentent une association d'espèces dominantes similaires, observée de manièrerépétitive le long d'un ou plusieurs transects.

### 1.2 Typologie EUNIS

Dans sa version 2007**, EUNIS** (European Environment Agency, 2004) et son dictionnaire de description des habitats intègre dans son système de classification des habitats profonds, mais ces derniers y sont cependant peu développés et présentent des incohérences. Les définitions qui apparaissent dans OSPAR et

dans EUNIS (A5.631) concernent plus particulièrement les récifs à *Lophelia pertusa* tels que connus au nord de l'Europe, mais d'autres espèces de Scléractiniaires peuvent contribuer très fortement, voire s'avérer dominantes dans certains secteurs, notamment *Madrepora oculata* pour ce qui concerne le golfe de Gascogne (B. Guillaumont, communication personnelle).

### 1.3 Liste OSPAR

Il s'agit de la description des espèces et des habitats menacés et/ou en déclin (OSPAR, 2008).

### 1.4 Le Danois 1948

Il s'agit des habitats présents sur le pente continentale du golfe de Gascogne.

## 2. Principes d'élaboration

Pour l'élaboration d'une typologie, la définition retenue pour le terme « **Habitat** » est celle établie en 2006 par le groupe de travail CIEM sur la cartographie des habitats marins :
« Un environnement particulier qui peut être distingué par ses caractéristiques abiotiques et ses assemblages biologiques associés, fonctionnant à des échelles spatiales et temporelles spécifiques mais dynamiques, dans un secteur géographique reconnaissable ».
Les principes suivants ont été retenus :

- La liste des habitats a été établie d'après l'analyse des connaissances scientifiques et techniques, en tenant compte de la faisabilité technique basée essentiellement sur l'observation par photographies ou vidéos du fond prises à l'aide de caméras tractées, de submersibles habités ou de ROV (Remotely Operated Vehicle),
- Les habitats se réfèrent dans la mesure du possible à un système de description partagé par d'autres acteurs européens : la typologie EUNIS version 2007 ,
- Tous les «habitats prioritaires OSPAR» et les «habitats génériques Natura 2000» doivent systématiquement être discriminés.
- les habitats marins sont définis par le «Couvert benthique» et les conditions physiques et environnementales associées plutôt que leur géoforme. Un même habitat pouvant être présent dans plusieurs géoformes.

## 3. Critères et structuration

La première étape de l'analyse a consisté à définir un cadre de classification des habitats en fonction des critères préétablie. EUNIS étant reconnue comme le standard de référence à l'échelle européen, nous avons fait le choix de l'utiliser comme structure de base pour l'identification des habitats. Afin d'accompagner le processus de refonte en cours, c'est plus précisément les nouvelles propositions de structuration qui ont été utilisées. Ces dernières s'articulent selon 6 niveaux hiérarchiques :
**Niveau 1** : concerne les habitats marins, le pendant des habitats terrestres
**Niveau 2** : défini selon deux critères que sont la zone biologique et le type de substrat. La zone doit être définie par des paramètres biologiquement significatifs sachant que leurs valeurs seuil peuvent varier d'une région à l'autre.
**Niveau 3** : est associé à la biorégion (par exemple de l'Atlantique, de la Méditerranée ou de la mer Baltique). Ces dernières sont délimitées selon des modèles biogéographiques à grande échelle, résultant de caractéristiques majeures tels que la salinité et la température. Bien que plusieurs bassins ou sous-régions puissent partager des caractéristiques ou des paramètres identiques, leur importance et par conséquent leurs seuils peuvent varier considérablement entre bassins.
**Niveau 4** : Il s'agit principalement d'habitat fonctionnel décrit par le substrat, la zone biologique, la biorégion, la salinité, l'énergie ou autre paramètre physique et/ou aspect biologique tel que sa 'life-form' (Ex. forêt de laminaire, moulières, …).

**Niveau 5** : Dans ce niveau, l'habitat est défini par des caractéristiques de sa biocénose et par ses particularités qui permettent de le distinguer d'autres types d'habitats voisins.
**Niveau 6** : Niveau le plus fin de la classification EUNIS qui reflète les variations de la composition spécifique et les différences physiques de l'habitat. Ce niveau n'a pas été retenu pour l'instant par notre étude compte tenu des difficultés d'identification, à partir des seules images et en l'absence de collecte de spécimens, de l'ensemble des espèces présentes dans
l'habitat.

## 4. Proposition pour la région Atlantique

Pour les propositions de classifications des habitats profonds, cette étude s'est focalisée sur les habitats de la Région Atlantique. Ceux de la Région Méditerranée étant pris en charge par le MNHN.
Pour les habitats de substrat meuble (niveau 2), le système de classification EUNIS reconnaît quatre classes de sédiments, à savoir sédiments grossiers, sable, vase et sédiments hétérogènes. Cependant, souvent les informations disponibles concernant les habitats profonds ne permettent pas d'accéder à ce niveau de détail, en raison de l'absence de prélèvements *in situ* tels que c'est le cas en côtier. Seules deux classes sont donc distinguée : les substrats durs, incluant les substrats mixes et les vases indurés, et les substrats meubles. Les différentes classes du niveau 4 ont été définies par l'accès à une description de l'habitat fonctionnel. Cette approche se reflète déjà dans certaines régions et classifications (par exemple l'utilisation de faciès / associations dans la Méditerranée). Elle permet une utilisation directe pour la gestion et la définition du bon état écologique au sein de la DCSMM. Ainsi, plusieurs notions peuvent se distinguer en milieux profond :

### 4.1 Récifs de coraux

les récifs de coraux peuvent être définis comme des structures biogéniques créées par l'accumulation de squelette carbonatés de coraux durs (Scléractiniaires), induisant des modifications des processus de dépôt sédimentaire ( Roberts *et al.*, 2006). Les récifs dans les eaux profondes et froides, sont pour la plupart des coraux du genre *Lophelia, Goniocorella, Solenosmilia, Madrepora* (bien que l'on ait trouvé des récifs de *Lophelia* dans des fjords norvégiens à des faibles profondeurs). Ces coraux ne dépendent pas des zooxanthelles, et peuvent donc se développer jusqu'à plus de 1 000 mètres de profondeur.

### 4.2 Massifs de coraux

Agrégation de coraux récifaux (*Lophelia, Solenosmilia, Madrepora*) qui se développent sur substrat durs, souvent falaises, mais qui ne forment pas un socle de squelettes carbonatés

### 4.3 Jardins de coraux

La notion de jardin de coraux, introduite en 2008 dans le cadre d'OSPAR, rassemble un ensemble d'habitats coralliens relativement hétéroclite. C'est une agrégation relativement dense de colonies ou d'individus de coraux appartenant à une ou plusieurs espèces d' alcyonidés (gorgones), d'antipathaires (gorgones) ou de pennatulidés. Les jardins de coraux se développent sur de larges gammes de substrats mous ou durs. Pour les substrats meubles, les principaux coraux dominants peuvent être des Scléractiniaires solitaires, des Pennatulacées et des Isididae (coraux « bambou »). Pour les substrats durs, les principaux groupes concernés sont les Gorgones, les Antipathaires (coraux noirs), les Stylasteridae ; les scléractiniaires coloniaux peuvent être présents mais non dominants. …

### 4.4 Colonie

Une colonie (du latin *colonia*) est un groupe d'organismes individuels appartenant à la mêmeespèce vivant rassemblés selon un mode de vie particulier.

### 4.5 Agrégation

Un regroupement dense de la même espèce dans un espace restreint.

### 4.6 Biohermes

Un mont, un dome ou un massif récifal composé presque exclusivement des restes d'organismes marins sédentaires.

### 4.7 Débris

Il s'agit d'accumulations de fragments d'organismes morts pouvant être colonisés par d'autres espèces. Les débris de coraux sont également considérés comme des récifs dans le sens qu'ils sont constitués d'un socle de squelettes carbonatés.

En plus de ces unités structurantes, le niveau 4 informe de la faune colonisatrice dominante de coraux au niveau de la classe. La dominance d'espèces sessiles de grande taille telles que les coraux (scléractiniaires, gorgones, antipathaires), les éponges, les huitres, les crinoïdes ou les brachiopodes est ainsi prise en compte pour définir les classes d'habitats de ce niveau. Le niveau 5 précise par ailleurs la résolution taxonomique au niveau du genre et de l'espèce lorsque l'observation de photographies ou vidéos du fond le permettent. Nous avons ainsi pu définir 24 habitats correspondants au niveau 4 de la classification EUNISet 35 assemblages correspondant au niveau 5 d'EUNIS.

## 5. Contribution aux propositions d'amélioration d'EUNIS

La composante marine de la classification des habitats EUNIS n'a pas été révisée depuis 2004, à l'exception de l'ajout de certains habitats de la mer Noire et quelques modifications mineures à la description de l'habitat. L'expérience acquise en utilisant la classification EUNIS autour de régions européennes, a en effet suscité des exigences en vue d'une révision d'EUNIS, à l'instar de la réunion d'experts tenue à San Sebastian, en Espagne en Avril 2012 (Galparsoro, 2012). Selon cette étude, l'Agence européenne pour l'environnement (AEE), avec son Centre thématique européen sur la diversité biologique (CTE / DB), a accepté de revoir la composante maritime de la classification des habitats. L'ensemble des Etats membre ont ainsi été invités à participer au processus de refonte. Suite à l'atelier du groupe d'expert qui a eu lieu à l'Agence Européenne de l'Environnement en novembre 2013 et auquel l'Ifremer et le MNHN ont participé, une restructuration du référentiel EUNIS a été proposée.

## 6. Conclusion

L'étude a permis d'identifier un nombre important d'habitats profonds de la Région Atlantique. Dans la mesure du possible, la cohérence avec la structure générale d'EUNIS a été maintenue. La distinction d'habitats fonctionnels permet une utilisation directe pour la gestion et notamment en vue de l'évaluation du bon état écologique au sein de la DCSMM.

Des actions complémentaires sont par ailleurs envisagées pour poursuivre la présente étude :

**1.** Intégrer la liste des habitats profonds identifiés par la classification proposée par la présente étude dans le référentiel national

**2.** Compléter le référentiel par les résultats d'analyses des nouvelles données

**3.** Poursuivre la rédaction des fiches descriptives pour l'ensemble des habitats identifiés par ces nouvelles propositions, à l'image du dictionnaire EUNIS. Il s'agit de mettre à disposition des outils de travail suffisamment précis pour limiter au maximum les erreurs et variations d'interprétation des observations de terrain effectuées par les différents opérateurs et leur transcription en libellés d'habitats. Ces fiches descriptives sont également nécessaires pour demander la création de nouveaux habitats dans le référentiel EUNIS.

# BIOCOAST : Application de méthodes d'apprentissage profond pour la cartographie des milieux naturels littoraux par satellite

Virginie Lafon[1], Aurélie Dehouck[1], Olivier Regniers[1], Béguet Benoît[1], Marie-Lise Benot[2], Didier Alard[2], Emmanuel Benazera[3], Lionel Bombrun[4], Christian Germain[4]

[1] I-SEA, Bordeaux TechnoWest, 25 rue Marcel Issartier, 33700 Mérignac – virginie.lafon@i-sea.fr
[2] UMR 1202 INRA – BIOGECO, Biodiversité Gènes & Communautés
[3] Jolibrain
[4] Université de Bordeaux, Laboratoire IMS, Groupe Signal et Image

## 1 Introduction

Les milieux littoraux sont caractérisés par une faune et une flore extrêmement riches et diversifiées. A l'interface entre terre et mer, ces espaces concentrent de nombreuses pressions anthropiques et de fortes pressions naturelles qui accentuent la vulnérabilité d'écosystèmes déjà fragiles. Pour les protéger et préserver les nombreux services fonctionnels qu'ils assurent, les environnements littoraux font l'objet d'une surveillance attentive, réglementaire (DCE, convention RAMSAR, politiques publiques nationales, Directive Habitat). En s'appuyant sur les protocoles de suivi existants, le projet BIOCOAST vise à développer une nouvelle approche méthodologique de surveillance des milieux naturels littoraux, pertinente scientifiquement, reproductible et adaptée à l'échelle globale. BIOCOAST s'appuie sur l'exploitation semi-automatisée de très importantes bases de données d'observation : images satellites (Spot-6/7, Sentinel-1/2, Pléiades, TerraSAR-X...), hyperspectrales, photographies aériennes, par des méthodes d'apprentissage profond (deep learning). L'approche que nous proposons repose sur un apprentissage automatique des algorithmes de classification à partir de bases de données in situ existantes constituant la vérité terrain qui vont permettre de définir des descripteurs radiométriques, temporels, géométriques (etc.) de l'occupation du sol des milieux naturels. Nous présentons ici les bases méthodologiques d'une application naissante du deep learning aux sciences de l'environnement et les cas d'étude concrets abordés dans le projet BIOCOAST. Les résultats préliminaires du projet seront également présentés, en particulier ceux concernant la première étape du projet : la sélection des données d'entrainement, en traitant un exemple emblématique, celui de la cartographie de l'espèce invasive *Spartina anglica*.

## 2 Sites d'étude et objectifs visés

Trois sites ont été définis dans le cadre du projet BIOCOAST qui sont soutenus par les gestionnaires et/ou propriétaires fonciers. Ainsi, chaque entité participe au projet, contribuant à élaborer les objectifs cartographiques (typologie …) et à valider les résultats des classifications.

### 2.1 Réserve Naturelle Nationale des prés salés d'Arès et de Lège

La Réserve Naturelle Nationale des prés salés d'Arès et de Lège est le plus petit des sites atelier du projet. Situé au nord du Bassin d'Arcachon en domaine intertidal à supratidal, il couvre une superficie de 200 ha. Six classes phyto-sociologiques sont recherchées (Tableau 1), les spartines apparaissant dans deux des

associations recherchées. Ce site, particulièrement riche en données d'observation, relevés floristiques *in situ* compris (Reveillas et al., 2012), a servi d'appui à la définition des grands concepts du moteur de cartographie BIOCOAST qui repose sur une approche de classification multi-temporelle de données multi-sources (ex. terrain, satellite, lidar topo, Yeo, 2014, Yeo et al., 2015).

**Tableau 1. Classes phyto-sociologiques, nom des associations végétales et codes des habitats Natura 2000 de la RNNAL**

| Group Code | Alliance | Association | N2000 Code |
|---|---|---|---|
| A | *Agropyrion pungentis* | *Atriplici hastatae-Agropyretum pungentis* | 1330-5 |
| B | *Agropyrion pungentis* | *Agropyro pungentis-Inletum crithmoidis* | 1330-5 |
| C | *Halimionion portulacoidis* | *Halimionetum portulacoidis* | 1330-2 |
| D | *Salicornion dolichostachyae* | *Astero tripolii-Suaedetum maritimae / Salicornietum obscurae* | 1310-1 |
| E | *Spartinion anglicae* | *Spartinetum maritimae* | 1320-1 |
| F | *Spartinion anglicae* | *Spartinetum anglicae* | NA |

## 2.2 Réserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de la Seine

La Réserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de la Seine (RNN Seine) s'étend à l'interface terre-mer sur une superficie d'environ 8500 hectares à l'Est de l'embouchure de l'estuaire de la Seine (Figure 3).

**Figure 3 : Emprise de la Réserve Naturelle de l'Estuaire de la Seine © Map Image Layer par Esri**

**Figure 4 : Emprise du site Rives de Gironde du Conservatoire du Littoral © Map Image Layer**

Elle est constituée en grande partie de zones humides sur lesquelles sont recensés 30 habitats inscrits au titre de la directive Habitat Natura 2000. Les grands habitats suivants y sont inventoriés : les habitats marins en zone subtidale et intertidale ; les dunes (sur la rive sud) ; le schorre ; les mégaphorbiaies ; les roselières ; les prairies humides ; les mares ; les forêts. La typologie d'intérêt (niveau de classification des Cahiers d'habitat et/ou Eunis) est en cours de définition, le plus fin niveau connu sur ce site comprenant 140 habitats identifiés.

## 2.3 Site des Rives de Gironde du Conservatoire du Littoral

Situé sur la rive droite de la Gironde (Figure 4), le troisième site atelier du projet BIOCOAST représente une superficie totale de 1 874,51 hectares. Protégé depuis 2000, le site appartient au Conservatoire du Littoral qui en a confié la gestion au Conservatoire Régional d'Espaces Naturels de Poitou-Charentes (CREN). Sept

grands habitats présents sur le périmètre du site sont recherchés : les prés salés à Spartines ; les prés salés non pâturés à Chiendent ; les roselières mixtes ; les phragmitaies ; les végétations à Scirpes halophiles sans roselières ; les formations dominées par ou riche en Jonc de Gérard ; les vases estuariennes.

# 3 Données et méthodes

## 3.1 Méthode d'analyse

Pour démarrer nos travaux, nous avons choisi une approche par détections successives de substrats et d'espèces, afin de contrôler pas à pas les erreurs de classification et repérer les erreurs majoritaires pour améliorer notre compréhension de la confusion entre les classes. Ici, nous nous focalisons sur les spartines, en particulier l'espèce *Spartina anglica*, invasive, que nous recherchons à détecter et discriminer de l'ensemble des autres classes. Les premiers tests ont été menés à Arcachon. Au total, 17 classes sont considérées sur ce secteur : 3 représentant les spartines (*Spartina anglica*, *Spartina maritima*, et *Spartina maritima* mélangée à d'autres espèces, majoritaires ou non), 9 individualisant d'autres espèces ou mélanges du pré salé et 5 en domaine intertidal dont 3 sédiments, 1 classe eau, et une 1 classe zostère. Pour entraîner la classification, 183 polygones ont été générés dont 34 réalisés à dire d'expert sur les sédiments nus et l'eau. Les autres ont été définis à partir de relevés floristiques réalisés en 2016. Seuls les relevés d'espèces ou mélanges présentant des surfaces > 10 m² ont été retenus pour le présent exercice.

L'algorithme des forêts aléatoires (OTB) pour classer ces échantillons. Les premiers tests de classification portent sur des images Pléiades (produits fusionnés à 50 cm de résolution) acquises en 2016 au cours de l'été, l'automne et l'hiver. Les images sont utilisées individuellement ou combinées. Nous avons considéré dans une première étape de classer deux groupes, l'un regroupant l'ensemble des spartines, l'autre rassemblant le reste des autres classes. Puis nous avons cherché à individualiser les 3 classes de spartines, les autres classes pouvant être confondues. Pour chacun des tests, 50% des données ont été utilisées pour l'entrainement et 50% pour la validation.

## 3.2 Données BIOCOAST

Si nos premiers tests se basent sur les images Pléiades uniquement, pour répondre à l'objectif principal de l'étude qui vise à définir le jeu de données nécessaire et suffisant pour entrainer l'algorithme de classification, chaque site disposera à terme d'un jeu de données d'observation complet et très conséquent. Il s'agit de plusieurs dizaines à centaines de relevés floristiques, d'un couvert ortho-photographique d'une résolution centimétrique à décamétrique, d'un survol lidar, tous mis à disposition par les gestionnaires partenaires du projet. Dans le cadre de BIOCOAST ont été financées des campagnes hyperspectrales ainsi que des images Pléiades qui sont complétées de données gratuites Sentinel-1 (radar) et -2 (optiques) de l'ESA.

# 4 Résultats préliminaires

Sur le site atelier, les classifications montrent des résultats particulièrement encourageants. L'ensemble des spartines (toutes classes confondues) est détecté dans 87% des cas (sur près de 7000 pixels considérés) si on utilise uniquement la date d'été. En combinant les trois images Pléiades, ce pourcentage passe à 97%. Ce test montre clairement l'intérêt du multi-temporel pour la cartographie des spartines du Bassin d'Arcachon. Puis, nous avons cherché à individualiser les trois classes de spartine (*Spartina anglica*, *Spartina maritima*, et *Spartina maritima* + autres espèces) entre elles, d'une part, du reste des espèces

d'autre part. En utilisant les trois images comme données d'entrée, les résultats restent probants. En effet, près de 76% des 1650 pixels utilisés pour la validation sont correctement classés. Le meilleur score (92%) est obtenu pour *Spartina anglica,* le moins bon pour *Spartina maritima* + autres espèces (40%), confondue dans la plus de la moitié des cas avec la classe *Spartina maritima,* qui peuvent être finalement regroupées.

Si ces résultats montrent une très bonne discrimination de nos échantillons, en particulier des deux grandes espèces de spartines parmi l'ensemble des espèces du schorre, le comportement du classifieur pour la cartographie est bien moins contrôlé. En effet, les spartines apparaissant en masse sur la slikke. Nos échantillons sont donc mal choisis pour évaluer suffisamment la carte produite sur la slikke, alors qu'ils sont très représentatifs des espèces typiques du pré salé. Ces confusions, comme l'ont montré de précédents travaux seront levées en ajoutant une image radar (Dehouck et al., 2012) ou encore un levé lidar aux données d'entrée du classifieur. Un levé hyperspectral permettra d'améliorer le score intra-schorre.

## 5 Conclusions et perspectives

Le projet BIOCOAST vise à produire à l'échelle locale la cartographie Natura 2000 des habitats des zones humides littorales. La définition des habitats et les objectifs cartographiques sont définis par les gestionnaires qui ont également pour mission d'évaluer les résultats du projet. Le projet BIOCOAST apporte un complément aux relevés exhaustifs de terrain, en spatialisant la donnée sur une maille cartographique fine (résolution comprise entre 2 et 10 m), mais offre également une alternative aux relevés dans certains secteurs que la télédétection spatiale peut cartographier précisément avec un minimum de points d'appui les classes phyto-sociologiques d'intérêt pour les gestionnaires des réserves et sites protégés, comme ici les *spartinetum anglicae* et *maritimae*. Les méthodes développées dans le projet BIOCOAST, se veulent efficaces, dans le sens où, sans les remplacer, elles permettront d'optimiser et de rationaliser l'effort de terrain. Elles se veulent également précises, peu coûteuses, robustes et reproductibles. Enfin, ce concept doit permettre de répondre à un enjeu majeur : celui de produire des cartographies standardisées suivant une typologie homogène à grande échelle. Cet objectif forme l'une des perspectives les plus ambitieuses, mais également les plus concrètes du projet BIOCOAST.

## 6 Références

Dehouck A., Lafon V., Baghdadi N., Marieu V., 2012. Use of optical and radar data in synergy for mapping intertidal flats and coastal salt-marshes (Arcachon lagoon, France). IGARSS 2012. IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, München, Germany, 2853-2856.

Reveillas, M., Alfonsi, E, Alard, D., 2012. Typologie et cartographie des habitats naturels du compartiment sous influence tidale - Réserve naturelle nationale des prés sales d'Arès et Lège Cap-Ferret. Rapport Université Bordeaux 1, Convention ONCFS. 50 p.

Yeo S., 2014. Habitat mapping and phytosociological classification of salt marsh vegetation combining multispectral images with field data. Rapport de Master 2, Université de Bordeaux, 43 p.

Yeo S. , Reveillas M., Alfonsi E., Fievet V., Allou J., Steinmetz J., Paris A., Brun S., Lafon V., Dehouck A., Benoit M.-L., Alard D. (2014). Saltmarsh vegetation ytpology and mapping by the combination of field data with multispectral satellite images. An example in the french natural reserve of Arès Lège Cap Ferret saltmarshes. Proceeding of the 24th International Workshop of European Vegetation Survey, Book of abstract, 124 p.

# Session 2 :

# Outils et méthodes de cartographie en environnement profond

Présidente de session : Karine OLU (IFREMER)

# Apports de l'imagerie pour la cartographie des habitats profonds

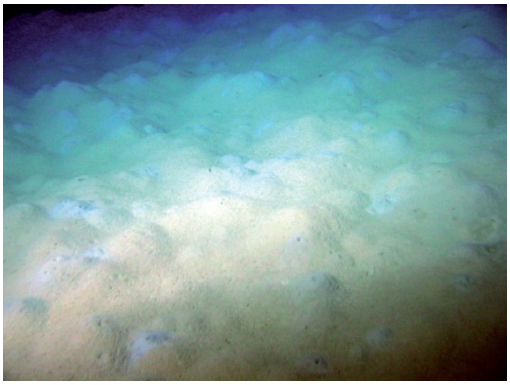
J. Tourolle[1], K. Olu[1], L. Menot[1], M. Matabos[1], S. Soubigou[2]

1. IFREMER, Laboratoire Environnement Profond, Plouzané, France
2. IFREMER, Service Ingénierie des Logiciels Embarqués, Plouzané, France

Le domaine profond qui s'étend de la base du talus continental jusqu'aux plus grandes profondeurs recouvre près de 307 millions de km², soit 80% de la superficie des fonds marins et près de 66% de la surface du globe.
Il constitue, dans l'ensemble, un milieu peu favorable au développement de la vie car les conditions extrêmes qui le caractérisent (pression hydrostatique élevée, température constante et inférieure à 4°C, obscurité totale, apports nutritifs restreints provenant de la surface) limitent considérablement le développement de la vie.
Or, d'après des évaluations récentes, c'est dans les sédiments océaniques profonds que la diversité spécifique est l'une des plus élevées. De plus, le paradigme d'une uniformité des conditions de vie a fortement évolué après la découverte d'écosystèmes originaux basés sur la chimiosynthèse et associés aux sources hydrothermales sur les axes des dorsales et aux sources de fluides froids dans les zones de marges.

## 1 Les habitats profonds

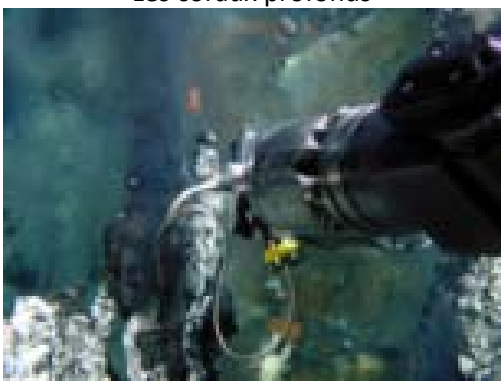
On appelle habitats profonds, les habitats situés au-delà de 200 m de profondeur, là où la lumière ne pénètre pas.
Au sein du laboratoire Environnement Profond de l'Ifremer, différents habitats profonds sont étudiés.


Les écosystèmes sédimentaires

Les canyons

Les coraux profonds

Les plaines à nodules



Les sources hydrothermales

Les sources froides

**Figure 5 : Les habitats profonds © IFREMER**

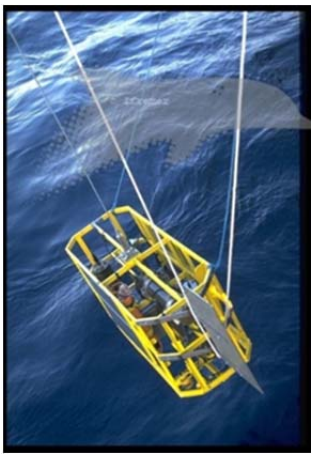
L'accès à ces écosystèmes nécessite des moyens lourds comme des navires hauturiers et des submersibles pour acquérir de nouvelles données.

## 2 Les outils d'acquisition des données

Les données acquises en environnement profond pour la cartographie des habitats sont essentiellement des données d'imagerie : vidéos et photos. La qualité de ces données dépend du matériel utilisé et de la résolution des images.

ROV Victor

Nautile



SCAMPI

Figure 6 : Les outils d'acquisition de données © IFREMER

L'analyse de ces données d'imagerie se fait actuellement toujours de manière non automatique. Il est nécessaire de visionner des heures de vidéos et des milliers d'images pour cartographier les habitats marins. Des logiciels spécialisés sont ainsi utilisés pour leur annotation.

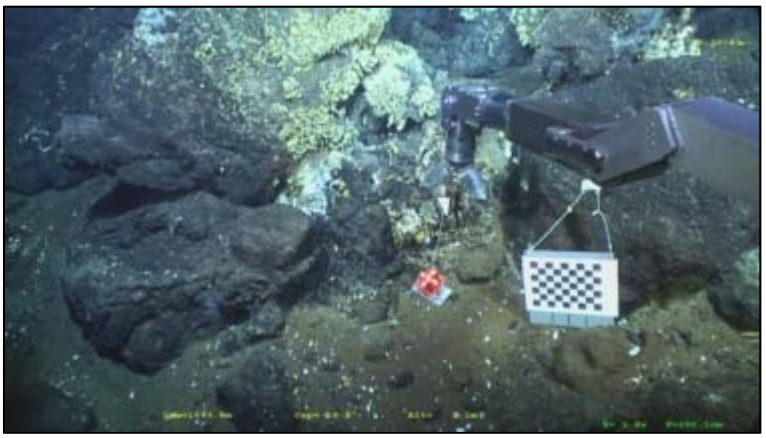


Figure 7 : Calibration des images © IFREMER

## 3 Le traitement des données

Le dépouillement des données vidéos s'effectue à l'aide de logiciels spécialisées. Le logiciel Adelie, développé à l'Ifremer pour le post-traitement des données des engins sous-marins, est une application associée au logiciel ArcGIS. Son application Adelie-Vidéo permet de visualiser et de manipuler les vidéos. Les occurrences de chaque taxon observé sont ainsi relevées et géoréférencées. Les vidéos permettent une acquisition continue des données mais une identification moins précise de la faune, due à la moins bonne résolution de l'image. La reconnaissance préalable des morphotypes sur les photos contribue grandement à diminuer ce biais.

Le dépouillement des images se fait actuellement directement dans un fichier Excel. Néanmoins, des tests avec BIIGLE DIAS sont en cours et est étudiée la possibilité de créer un nouvel outil Adelie Image sur le même principe que le jeu DeepSeaSpy.

# 4 Perspectives

La cartographie des habitats, notamment en environnement profond, présente de nombreux enjeux. Les données sont difficiles et onéreuses à acquérir, leur traitement est très long. Plusieurs approches sont donc envisagées afin de faciliter les traitements :

- Approche expérimentale sur le terrain avec la mise en œuvre de nouveaux outils (imagerie hyperspectrale, acoustique…) au moyen de HROV qui permettrait de traiter automatiquement les données. Des tests seront lancés prochainement.
- Approche statistique par modélisation prédictive à partir de données physiques et biologiques qui permettrait d'appréhender la distribution de certains habitats, notamment les coraux profonds.

# Cartographie des coraux profonds dans les canyons du Golfe de Gascogne

I. Van den Beld[1], K. Olu[1], L. Menot[1]

1. IFREMER, Laboratoire Environnement Profond, Plouzané, France

Les habitats de coraux d'eau froide formés par des scléractiniaires coloniaux, des gorgones, des antipathaires et des pennatules sont des hotspots fonctionnels de biodiversité et de biomasse. Ils fournissent des fonctions importants, comme des refuges et des zones d'alimentation, pour d'autres organismes. Mais, ils sont également vulnérables aux activités humaines, parce qu'ils sont fragiles, croissent lentement et atteignent des records de longévité. Dans les canyons sous-marins, le relief tourmenté, l'hydrodynamisme et l'hétérogénéité des substrats offrent des conditions environnementales propices au développement des habitats coralliens. Dans le Golfe de Gascogne, les coraux d'eau froide sont connus depuis le début de 20e siècle, mais leur distribution, leur densité et leur rôle fonctionnel avaient été très peu étudié.

Pour augmenter cette connaissance, 24 canyons sous-marins et 3 sites sur l'interfluve/haut de pente contiguë aux canyons adjacents ont été visités par un ROV et une caméra tractée pendant 46 plongées au cours de 7 campagnes océanographiques. Les habitats coralliens définis par le système de classification CoralFISH ont été cartographiés à partir des images prises par les engins sous-marins puis la faune associée, les types de substrat et les déchets ont été annotés.

Onze habitats coralliens et 62 morphotypes de coraux ont été observés dans les 24 canyons sous-marins du Golfe de Gascogne hébergeant 192 morphotypes de faune associée. Les patrons de distribution à l'échelle locale et à l'échelle régionale pourraient être liés aux régimes hydrodynamiques et sédimentaires. Le type de substrat était important pour les assemblages de coraux et leurs faunes associées, distinguant les habitats biogéniques, sur substrat dur et sur substrat meuble. Les assemblages de coraux étaient similaires entre habitats biogéniques et habitats sur substrat dur, mais la faune associées était plus abondante et diversifiée sur les habitats biogéniques. La diversité-alpha et -gamma étaient étonnement élevée sur les habitats coralliens sur substrat meuble, égalant ou dépassant la diversité des habitats biogéniques.

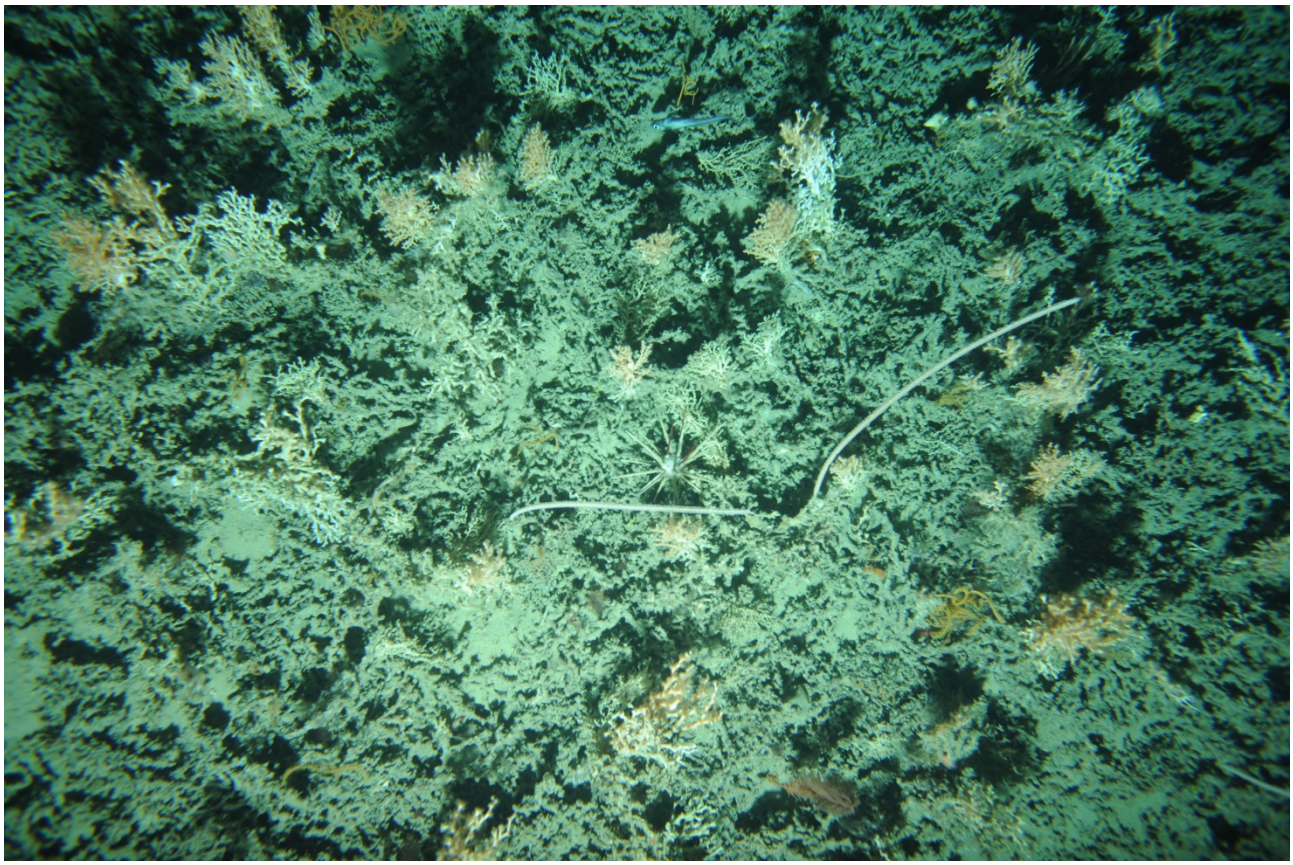


**Figure 8 : Récif coralien © Ifremer – Campagne BOBGEO 1**

Cette étude a contribué à l'initiative en cours de création d'un réseau Natura2000 qui protégera à terme l'habitat 'récif' dont les habitats coralliens biogéniques et sur substrat dur, mais pas les habitats coralliens sur substrat meuble. Pour ces derniers, un complément d'étude et d'autres stratégies de préservation seront nécessaires.

# Distribution de la faune benthique sur plusieurs monts sous-marins du canal du Mozambique, à partir de données de la caméra tractée SCAMPI

M. Boulard [1], I. Van den Beld [1], J.Tourolle, O. Soubigou [2], S. Jorry [3], K. Olu [1]

1 IFREMER, Laboratoire Environnement Profond, Plouzané, France.
2 IFREMER, Service Ingénierie des Logiciels Embarqués, Plouzané, France
3 IFREMER, Laboratoire Environnements Sédimentaires, Plouzané, France.

Dans le cadre du projet Pamela, mené en collaboration avec la compagnie TOTAL et les géologues de l'Ifremer, l'exploration de divers types d'environnements profonds du canal du Mozambique notamment des monts sous-marins a été effectuée. Les objectifs sont de (1) réaliser des cartes de distribution de la mégafaune et des habitats à partir des enregistrements vidéo et des photos de la caméra tractée Scampi et (2) donner une première estimation de la composition, la densité et la diversité des peuplements benthiques aux échelles locale et régionale, qui sera par la suite affinée à l'aide des prélèvements de faune..

## 1 1. Acquisition des données

### 1.1 1.1Campagne PAMELA-Moz01

Les données ont été récoltées lors de cinq plongées, effectuées sur les sommets et hauts de pente de monts sous-marins ou le long des pentes des îles situés entre 300 et 1.000 m de profondeur. Les îles Glorieuses et les monts Sakalaves, l'île de Bassas da India et Banc de Hall sont distribués le long d'un gradient latitudinal important (Figure 9).
La terrasse des Glorieuses est le mont situé le plus au Nord et le plus proche des côtes (200 km). A 1.300 km au Sud, l'île de Bassas da India et le Banc de Hall sont les plus éloignés des côtes (370-400 km).

### 1.2 1.2 Caméra tractée Scampi

Le Scampi évolue à une altitude moyenne de 3 mètres et à une vitesse moyenne de 1 nœud. Il est muni d'une caméra photo numérique HD et d'une caméra vidéo HD. Pour chaque plongée la caméra photo a pris une image toutes les 30 secondes et la caméra vidéo a filmé en continu. Plus de 6.000 photos et près de 40 heures de vidéos ont ainsi été acquises. Leur dépouillement a permis d'identifier 400 morphotypes d'invertébrés et de poissons et d'observer plus de 70.000 individus.

# 2 2. Dépouillement des données

## 2.1 2.1 Données d'imagerie

Les photos, offrant une meilleure qualité d'image, ont été dépouillées en premier lieu. Elles ont permis une identification préliminaire, en séparant des morphotypes, à défaut de pouvoir 'identifier aux niveaux du genre et/ou de l'espèce, et leur quantification. Le logiciel ImageJ a servi au dépouillement, notamment lors des calculs de fortes abondances (e.g. champs d'ophiures).
Ainsi 38.482 spécimens ont été observés sur les photos et 373 morphotypes identifiés, parmi lesquels 70 n'ont été observés que sur les photos.

Le logiciel Adélie, développé à l'Ifremer pour le post-traitement des données des engins sous-marins et récemment adapté pour les données de la caméra tractée, est une application associée au logiciel ArcGIS. Il a permis de géo-référencer ces observations le long des trajets de plongée.

Son application Adélie-Vidéo a permis de visualiser et manipuler les vidéos. Les occurrences de chaque taxon observé ont ainsi été relevées et géoréférencées. Les vidéos ont permis une acquisition continue des données mais une identification moins précise de la faune, due à la moins bonne résolution de l'image. La reconnaissance préalable des morphotypes sur les photos a grandement contribué à diminuer ce biais. Ainsi 74.142 spécimens ont été observés et 328 morphotypes identifiés, parmi lesquels 28 n'ont été observés que sur les vidéos.

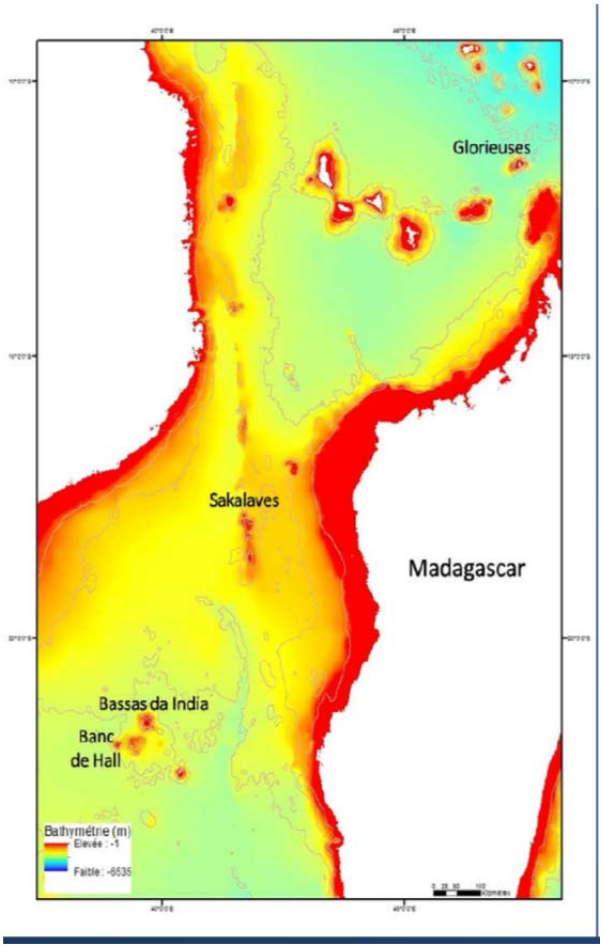



Figure 9 : Localisation des monts sous-marins explorés

## 2.2 2.2 Estimation des densités

A partir des observations video géoréférencées, les densités faunistiques sont calculées par l'application Adelie-Observation dans des polygones d'une surface standardisée choisie par l'opérateur (ici 100 m²) (Figure 12). La structure des assemblages basée sur la densité de chaque taxon par unité d'échantillonnage, et la diversité peuvent ainsi être comparées entre les monts ou à l'échelle d'une structure.

# 3 3. Analyse des données

## 3.13.1Données d'imagerie

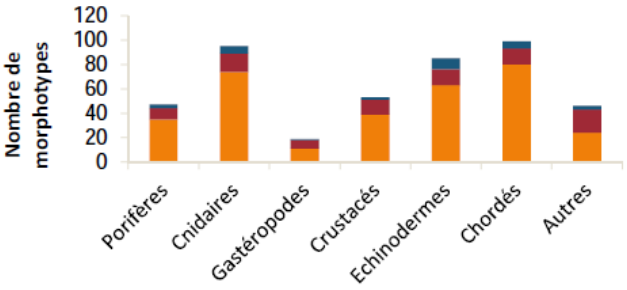



Figure 10 : Nombre de morphotypes identifiés sur les photos et vidéos (•), uniquement sur les photos (•) et uniquement sur les vidéos (•).

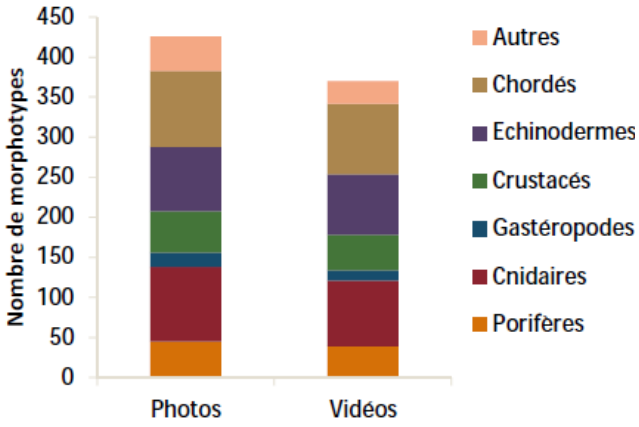



Figure 11 : Nombre de morphotypes identifiés par embranchements, sur les photos et vidéos.

La majorité des taxons a été identifiée sur les deux formats, photos et vidéos (Figure 10 et Figure 11). Toutefois la diversité observée est plus importante sur les photos, notamment en ce qui concerne les morphotypes de petite taille. A l'inverse les vidéos permettent une reconnaissance des morphotypes rares et/ou mobiles. Cependant, la proportion des morphotypes identifiés sur les photos ou les vidéos est à peu près constante selon les groupes taxonomiques, l'une ou l'autre des approches ne « favorise » donc pas un groupe taxonomique particulier (Figure 11).

Dépouiller les photos avant les vidéos a contribué à améliorer l'identification des morphotypes sur les vidéos. Néanmoins ces méthodes comportent quelques limites. Le niveau d'identification dépend de la turbidité de l'eau, de l'éclairage, de l'altitude, du focus, de l'angle de vue (l'orientation) et de la vitesse de l'appareil. Mais aussi des caractères morphologiques ou comportementaux des organismes, comme leur taille, leur mobilité, leur capacité à se camoufler et leur visibilité (contraste par rapport au substrat).

Le niveau d'identification reste le plus souvent limité à l'ordre, la classe, voire l'embranchement.
Un travail en collaboration avec des taxonomistes sera nécessaire pour améliorer ces identifications et valider les séparations en morphotypes.
Ce travail est d'autant plus nécessaire que l'on se situe dans une zone géographique vierge d'observation de la faune benthique profonde.

### 3.2 3.2 Distribution des densités

Les cartes de distribution des densités montrent une variabilité des densités de mégafaune entre les monts et pentes des îles étudiées, mais aussi à l'échelle d'un mont. Pour cette étude, chaque zone explorée a été découpée en « sommet » et « haut de pente » correspondant aux sommets et haut de pentes sur les terrasses de Glorieuses et le Banc de Hall, ou à d'autres morphologies contrastées (plates versus plus pentues et chaotiques) sur les pentes de bassas da India et la terrasses des Sakalaves. Les principaux groupes taxonomiques se distribuent différemment selon ces entités géomorphologiques, selon leur préférence trophique, édaphique (substrat), vis-à-vis du courant, etc. Il sera donc pertinent de coupler les cartographies des substrats, et les analyses plus fines de la bathymétrie et de ses dérivées (pente, rugosité…) aux données faunistiques afin de rechercher les facteurs qui influencent la structure des assemblages (densité, diversité) et la distribution des taxons identifiés.

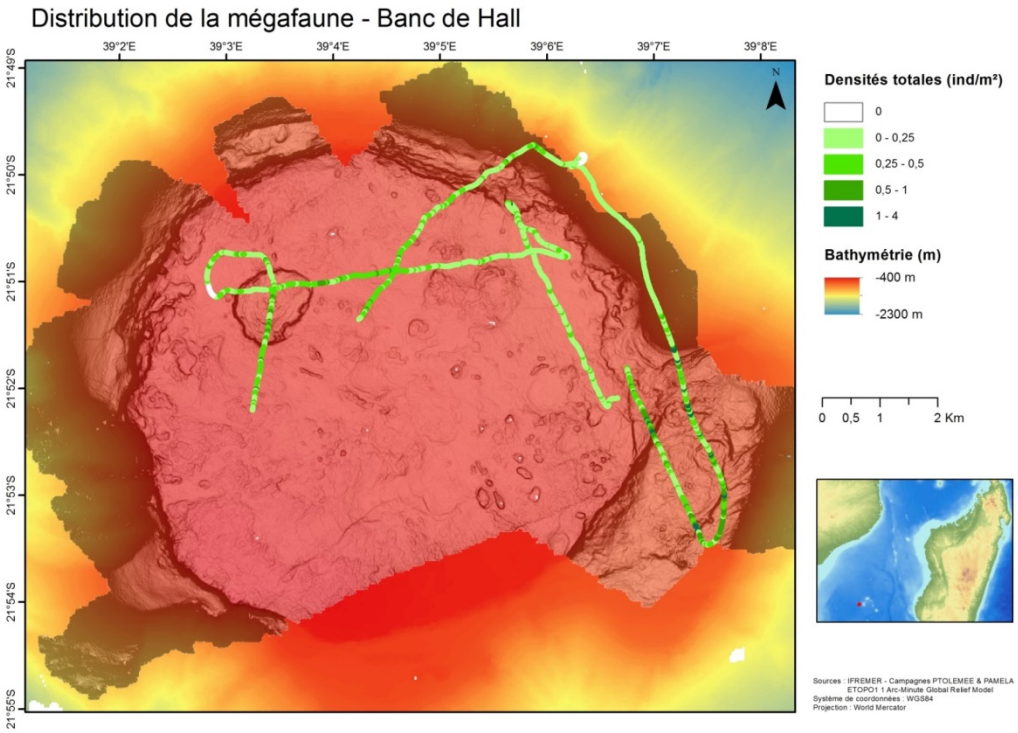



**Figure 12 : Variabilité de la densité de la mégafaune sur le sommet et le haut de pente du Banc de Hall. Chaque point représente une densité estimée dans un polygone de 100m² (logiciel Adelie-video et Adelie-SIG).**

# Caractérisation des dunes sableuses des têtes de canyons du Parc naturel marin du golfe du Lion

Yoann Alonso*, Serge Berné* et Grégory Agin**

* Université de Perpignan, CEFREM
** Parc naturel marin du golfe du Lion

Dans le périmètre du Parc naturel marin du golfe du Lion (Figure 13), sous l'influence des forçages hydrodynamiques, les sables du large sont modelés sous formes de figures sédimentaires asymétriques, appelées communément dunes sous-marines. Ces dunes, situées entre 90 et 110 m de profondeur, sont particulièrement abondantes à proximité des têtes des canyons, en particulier aux bordures des canyons de Bourcart et du Lacaze-Duthiers. La connaissance de ces dunes se limitait à leurs localisations. Ce projet est né d'un besoin commun entre scientifiques et gestionnaires de caractériser ces figures sédimentaires marines, en tête du canyon de Lacaze-Duthiers : sont-elles fossiles ou actives ? Quel rôle jouent-elles dans le bilan général du transport sableux ?

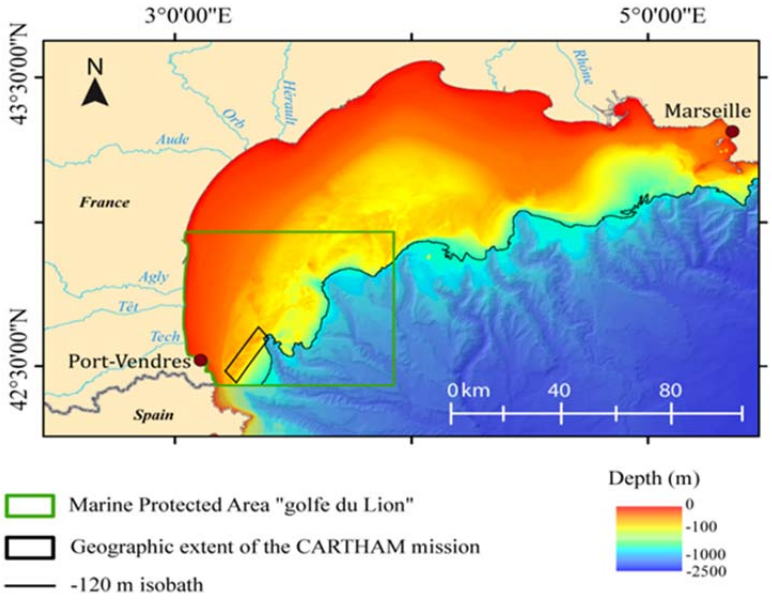



**Figure 13 : Carte morpho-bathymétrique du Golfe du Lion (source Ifremer) sur laquelle figurent la localisation du parc marin (cadre vert) et la zone d'étude (rectangle noir).**

La valorisation, au plan sédimentaire, de données brutes bancarisées et les collaborations entre scientifiques (AAMP, CEFREM, IFREMER, Labo d'aérologie de Toulouse, MOI de Marseille) ont permis de caractériser de manière plus précise ces dunes sableuses et de mieux comprendre leur fonctionnement.

La plateforme externe du Golfe du Lion (de 70 à 120 m de profondeur), fortement entaillée par une série de canyons, présente une large gamme de dépôts sédimentaires. C'est dépôts sont caractérisés par des sables reliques d'anciens rivages de la dernière période glaciaire (- 120 000 ans BP). Ces sables sont, dans de nombreux secteurs, modelés par des dunes, dont la taille atteint 12m à l'ouest du canyon Lacaze-Duthiers (Fig. 2), ce qui en fait les dunes les plus grandes du Golfe du Lion. Les sables sont généralement

recouverts, au moins durant les périodes de beau temps, par des sédiments fins, en provenance des fleuves côtiers, principalement le Rhône. Les premiers chercheurs à décrire ces dunes, dans les années 70, en avaient conclu qu'elles étaient fossiles, héritées de périodes où le niveau marin était plus bas que de nos jours.

## 4 Le programme CARTHAM

Dès 2010, l'inventaire des habitats marins patrimoniaux de France métropolitaine a été entrepris à la demande du ministère du Développement durable par l'agence des aires marines protégées, pour répondre aux engagements communautaires en matière de désignation des sites d'importance écologique devant intégrer le réseau européen Natura 2000. Le programme CARTHAM à permis de cartographier la majeure partie des habitats marins patrimoniaux de plus de 40 % des eaux territoriales. Cette zone de dunes a été identifiée comme importante et une campagne de levés au sondeur multifaisceaux a été effectuée en 2011.

## 5 Description des dunes

Les données brutes acquises dans le Parc spécifiquement pour le programme CARTHAM permettent d'étudier en détail la morphologie d'un champ de dunes, situé en tête du canyon Lacaze-Duthiers (Figure 14).

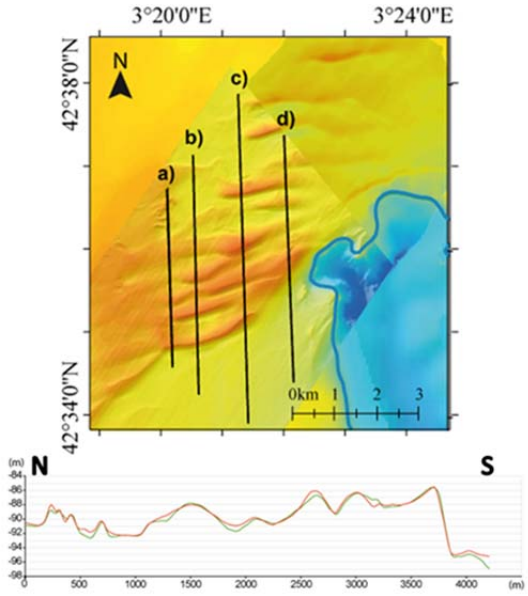



Figure 14 : Une représentation inédite des dunes du large

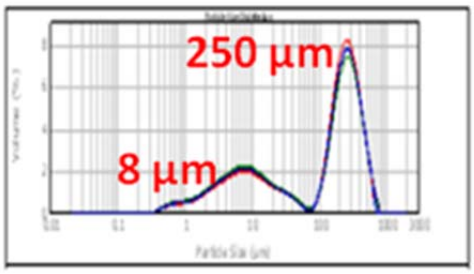



Figure 15 : Distribution granulométrique des sédiments

Elles confirment la présence ponctuelle de rides de courant et la morphologie assez escarpée des dunes, traduisant à la fois de la mobilité épisodique de ces dunes et d'un transport sédimentaire actuel à dominance vers le sud.

Les formes sédimentaires observées en tête de canyon Lacaze-Duthiers présentent une série de particularités liées à leur grande variabilité en termes de substrats, dimensions et orientation. Au sein de cette zone les prélèvements de surface révèlent une distribution bimodale, avec la présence de sédiments fins (8µm) et de sables (250 µm) (Figure 15). La longueur des crêtes varie entre une centaine de mètres et

5 km. L'orientation de leur flanc raide est majoritairement vers le sud. Ces nouvelles données, acquises lors du programme CARTHAM, font apparaître des dunes à vergence vers le nord (Figure 16b).

Pour expliquer ces observations, l'apport des mesures de courant près du fond (programme LATEX, laboratoire MIO de Marseille), par un ADCP placé entre mai et août 2010, a été primordial. Elles ont permis d'enregistrer trois événements à haute énergie près du fond, en lien avec trois épisodes de tramontane.

On observe à partir de ces résultats, des vitesses près du fond de plus de 60cm/s vers le nord, en période de Tramontane et de stratification des masses d'eau (suffisant pour transporter le sable) (Figure 16b).

L'analyse des données issues du programme CARTHAM permet également d'observer la présence de sables indurés, interprétés comme des grès de plage, déjà décrits dans d'autres secteurs du Golfe du Lion à des profondeurs similaires (90m). Ces sables indurés fournissent un point de référence fixe pour l'évaluation de la migration en 15 ans (décrite ci-après). Ils fournissent de précieux jalons des changements du niveau de la mer, et constituent des habitats particulièrement favorables à de nombreux organismes fixés. La présence de ces sables indurés permet d'expliquer, pour partie, la forte activité de chalutage dans cette zone.

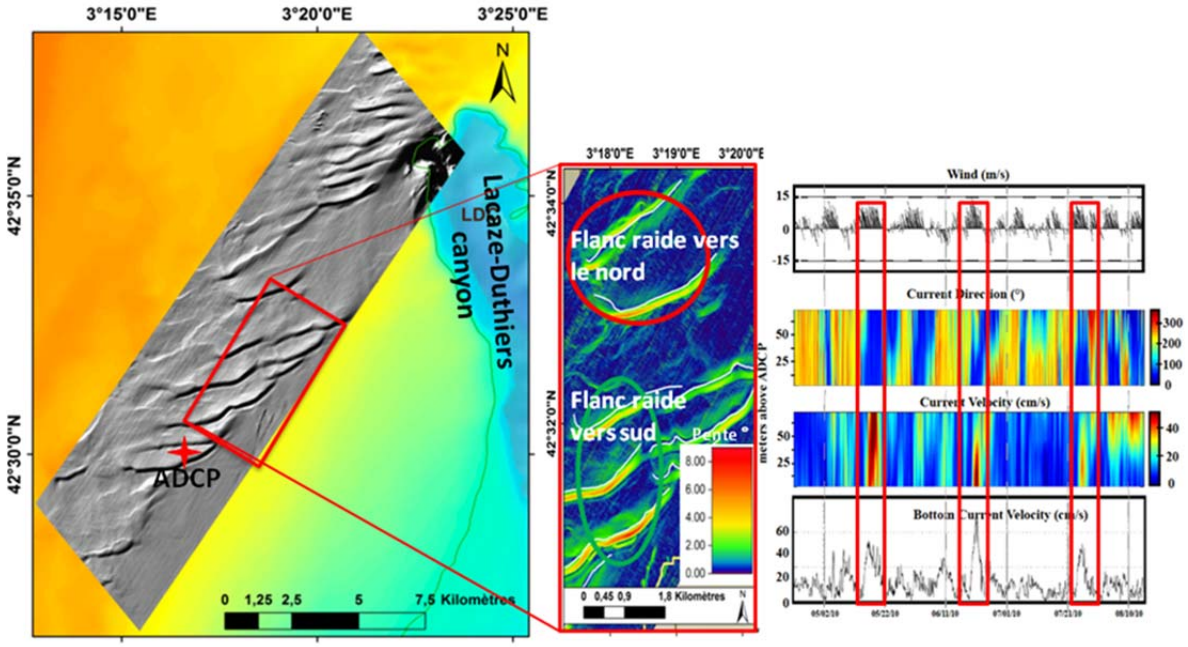



**Figure 16 : a) Carte bathymétrique multi-faisceau de la zone des dunes (campagne Cartham, 2010) ; b) carte des pentes mesurées par le logiciel Fledermaus ; c) profils ADCP entre mai et août 2010**

## 6 Bilan sédimentaire (1995 – 2010)

Une autre partie de ce projet a été de réaliser un bilan sédimentaire à partir de la comparaison spatio-temporelle de deux Modèles Numérique de Terrain (MNT) issus de levés réalisés à partir des levés dits « CARTHAM » et des levés issus de la campagne BASAR 2 réalisée en 1995 par l'IFREMER. Cette comparaison montre une relative stabilité, avec un déplacement horizontal de quelques mètres vers le nord uniquement (Figure 17) et une variation du stock sédimentaire quasi nulle au niveau du plateau continental avec des variation inférieures à 1m à proximité immédiate des crêtes de dunes (Figure 18a),

probablement dû au fait de l'inversion saisonnière des directions de transport. Les levés ont été acquis durant la période automnale, à la fin de la période de stratification (septembre 1995 et octobre 2010).

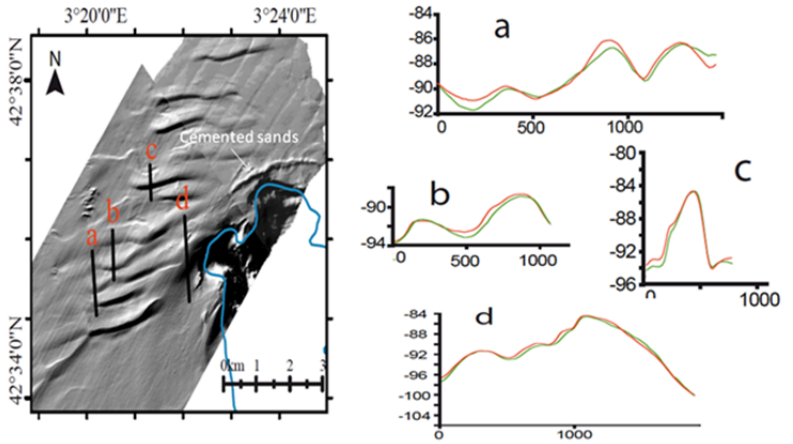



**Figure 17 : dynamique des dunes. Comparaison des MNT de 1995 (courbe bleue) et 2010 (courbe rouge)**

En revanche, la tête du canyon Lacaze-Duthiers a été affectée par une perte sédimentaire pouvant atteindre jusqu'à 20 m d'épaisseur (Figure 18b), en lien avec la forte hydrodynamique de la zone, impactant les habitats benthiques et influençant les transferts sédimentaires vers le domaine profond.

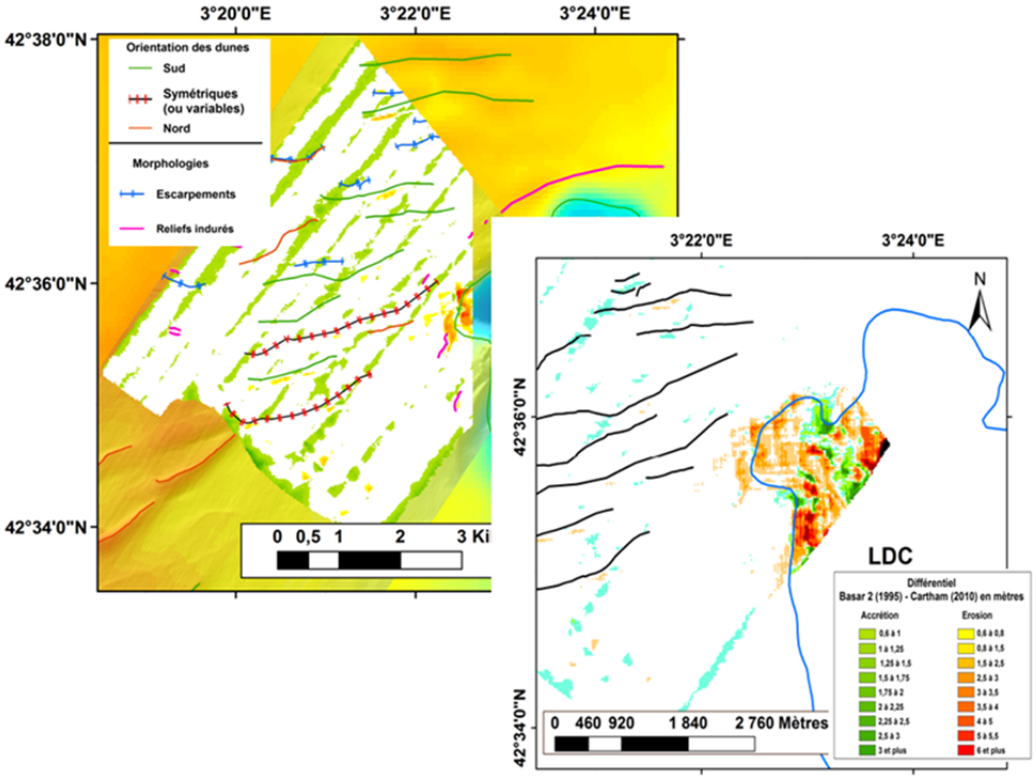



**Figure 18 : Variations en mètres de la topographie sous-marine sur le plancher marin (a) et à la tête du canyon Lacaze-Duthiers (b), à partir des levés multi-faisceau des campagnes BASAR 2 (1995) et CARTHAM (2010). Noter les zones en accrétion (en vert) et en érosion (en rouge)**

# 7 Conclusion

En définitive, l'hydrodynamique importante et le mélange de stocks sédimentaires reliques (grossiers) et actuels (fins) sont à l'origine d'une grande diversité biologique dans ce secteur d'interface entre le domaine côtier et le domaine profond. Une acquisition de données haute fréquence sur une année complète des paramètres hydro-sédimentaires, afin d'évaluer les effets saisonnier sur la dynamique des dunes, accompagnée d'une quantification des transferts particulaires (en particulier du sable), afin de pouvoir évaluer les pertes dans le canyon, restent à faire. Les résultats obtenus à partir de données bancarisées montrent l'intérêt de l'étude de la nature et de l'évolution des fonds sédimentaires de la plate-forme du Golfe du Lion, généralement considérée comme moins sujette à des remaniements que celles des façades atlantique et de la Manche.

Cette amélioration de la connaissance des dunes du large permettra par la suite de déterminer les enjeux associés (par exemple leur éventuel rôle pour les ressources halieutiques ou leur influence directe ou indirecte sur le trait de côte) et les modalités de gestion envisageables.

**Remerciements**

*Nous remercions Laure Simplet (IFREMER Brest) pour nous avoir donné accès aux données de la campagne BASAR et à Anne Petrenko (MIO de Marseille) pour l'accès aux données du programme LATEX.*

# Session 3 :

# Outils et méthodes de cartographie pour l'observation de la zone côtière

Présidente de session : Touria BAJJOUK (IFREMER)

# Nouveaux outils de cartographie et de monitoring par fusion multi-capteurs : Application aux zostères d'Arcachon et au coralligène de l'Aire Marine Protégée de la Côte Agathoise

C. NOEL[1], JM TEMMOS[1], S. MARCHETTI[1] , E. BAUER[1] , M. COQUET [1],
G. TRUT[2], L. RIGOUIN[2], I. AUBY[2], S. BLOUET[3], R. DUPUY DE LA GRANDRIVE[3], E CHERE[3]

1 SEMANTIC TS. 1142 chemin de St Roch, 83110 SANARY s/Mer. Email : noel@semantic-ts.fr
2 Ifremer LER d'Arcachon. Quai du Commandant Silhouette, 33120 ARCACHON
3 Aire marine protégée de la côte agathoise, Direction gestion du milieu marin Ville d'Agde - 34300 AGDE

## 1 Développement de nouveaux outils de cartographie et de surveillance

Nous présentons le résultat de travaux de recherche menés depuis 2004 par SEMANTIC TS (Bureau d'Etudes en Environnement, Océanographie & acoustique), dans le domaine de la cartographie et de la surveillance des fonds aquatiques : végétation, topographie et nature des sédiments superficiels, ainsi que la colonne d'eau (Ressources halieutiques). Dans le cadre de ces travaux, nous avons développé des méthodes de fusion des informations contenues dans les données acoustiques provenant de différents appareillages, opérés simultanément ou non (Figure 19). Ces systèmes fonctionnent à différentes fréquences et apportent des informations complémentaires sur le milieu marin. Les données provenant de différents instruments sont très précisément géoréférencées par le même système de positionnement DGPS RTK/Centrale d'inertie (précision centimétrique) et sont synchronisées sur la même base temps.

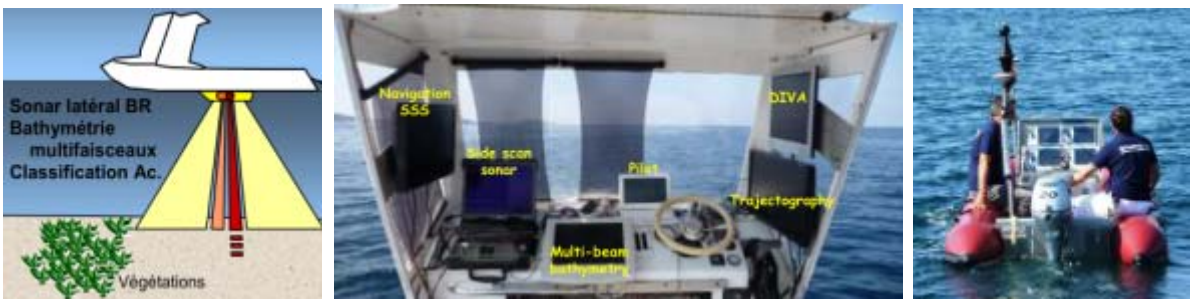



**Figure 19 : Plates-formes légères de sondage multi-capteurs : Principe - Poste de pilotage - MIni Navire Océanographique**

Nous avons pour ce faire mis au point un logiciel superviseur innovant, dont le rôle est de cadencer les mesures : acquisitions en provenance des différents appareillages, communications avec la station d'acquisition et gestion des synchronisations, enregistrement des données. Un SIG scientifique spécifique a été développé intégrant le traitement des différentes données acoustiques et la fusion de leurs informations. Les données étant enregistrées dans le même référentiel ''position-temps'', la fusion des données est extrêmement performante dans le cadre de l'amélioration de la connaissance et du suivi du milieu marin.

Pour cartographier et monitorer les fonds marins, on utilise tout d'abord une méthode de type surfacique qui permet d'obtenir une image multi-faisceaux (Figure 20A) et/ou l'imagerie sonar latéral (Figure 20B) et de contourer sur cette image des zones de réponses acoustiques homogènes. Ces zones sont ensuite

"classifiées" à l'aide d'un écho-sondeur (Système de classification acoustique des fonds : SACLAF). Celui-ci émet du son à la verticale du navire, puis le signal sonore réfléchi par le fond est analysé. Ceci permet d'extraire des caractéristiques du fond qui aident à la classification en diminuant les vérités terrains (Figure 20C). Pour cela il est nécessaire de disposer d'un écho-sondeur qui enregistre et restitue le signal réfléchi.

**Figure 20 : De gauche à droite : (A) Isobathes (micro-rugosité bathymétrique) - (B) Imagerie sonar latéral (C) Classification acoustique (Détection végétation en vert - Sédiment en jaune). Taille des zones : 500 m par 300 m**

# 2 Application

Ces systèmes innovants sont mis en œuvre dans les différentes directives cadres (DCE, DCSMM, DHFF) de l'évaluation initiale aux dispositifs de surveillance. Nous présentons ici des extraits de travaux réalisés en 2016 sur les zostères marines du bassin d'Arcachon (Gironde) et le coralligène de l'Aire Marine Protégée de la côte Agathoise (Hérault).

## 2.1 Application au suivi des zostères du bassin d'Arcachon

Le suivi des zostères (*Zostera marina*) (Figure 21) du bassin d'Arcachon est particulièrement délicat à conduire en raison des dimensions du bassin, de la turbidité des eaux et des contraintes liées à la marée à la fois pour la navigation sonar, mais aussi pour les contrastes acoustiques liés aux variations d'angles d'insonification qu'elle engendre. La méthode monitoring par fusion multi-capteurs a été appliquée en 2008 et en 2016 dans le cadre de la DCE.

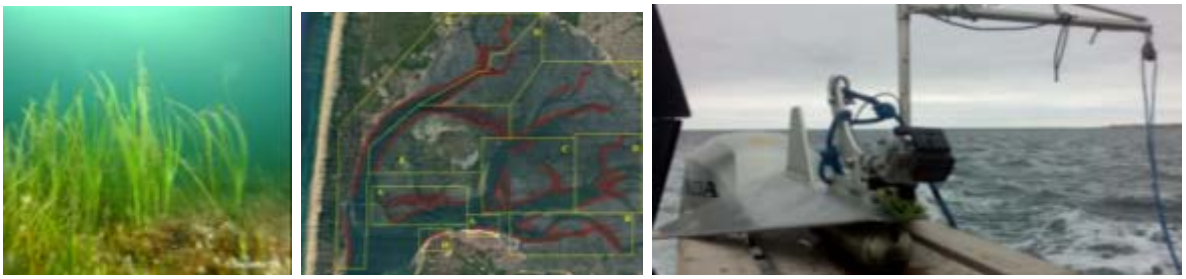


**Figure 21 : Mise en œuvre de la méthode de monitoring par fusion multi-capteurs pour le suivi des zostères De gauche à droite : Zostera marina - Zone monitorée – Vidéo tractée de vérité terrain (retour temps-réel de la vidéo)**

La figure ci-après présente un exemple de données réelles superposées à l'imagerie sonar latéral représentée en niveau de gris, ainsi que l'isobathe correspondant à la limite basse de zone de zostères : -4 m, celle correspondant à la limite haute de zone de zostères : -1,75 m (Figure 22).

La méthode de fusion multi-capteurs est particulièrement adaptée à ce type de problématique. En effet le sonar latéral ne présentant pas de signature caractéristique systématique, l'apport de la bathymétrie en

temps réel est un avantage. Elle permet de contourer les zones de présence de végétation par fusion avec la méthode SACLAF et de relier la présence de ces phanérogames à des tranches bathymétriques.

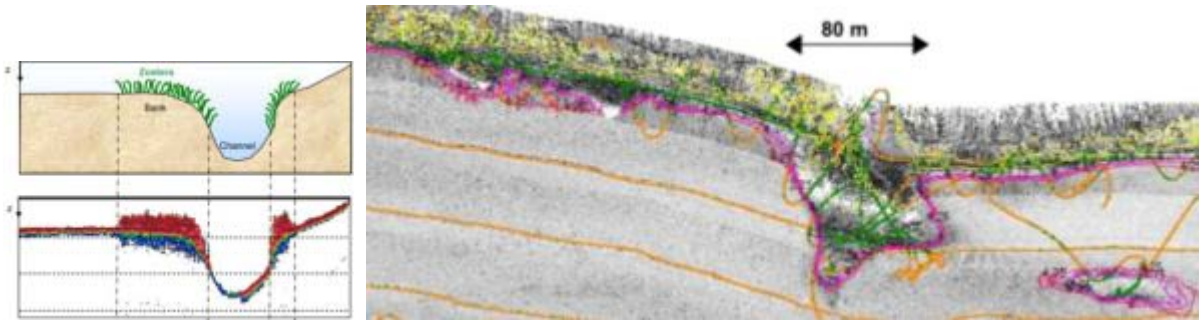



**Figure 22 : A gauche : Illustration de la méthode - A droite : Résultats (en vert la zostère, en orange le sable) Isobathe (Magenta) relative à la limite basse de zone de zostères : - 4 m –et à la limite haute : - 1,75 m(en jaune)**

Les données obtenues avec cette méthode de fusion multi-capteurs, de meilleure résolution que celles de 2008, ont permis l'élaboration d'une carte globale d'habitat aux contours plus précis et plus détaillés.
Les zostères marines, avec une signature particulièrement forte pour la méthode DIVA, se révèlent être un bon candidat pour la mise en œuvre de ces solutions de cartographie, automatisées. L'analyse des résultats du monitoring est en cours.

## 2.2 Application à la cartographie du coralligène de plateau dans l'aire marine protégée de la côte agathoise

Le coralligène de plateau constitue un enjeu majeur pour la conservation de la biodiversité dans l'aire marine protégée de la côte agathoise. Cet habitat est difficile à cartographier en raison de la profondeur à laquelle il se développe (au-delà des - 15m), de la forte turbidité des eaux et de la typicité de cet habitat dans cette zone formant de petits édifices de formes patatoïdes imbriqués et mosaïqués dans l'habitat récifs (Figure 23A). La méthode de lever multi-faisceaux HR (Figure 23B) a été calibrée sur des modules immergés de type bloc de corps morts en zone portuaire (Figure 23 C et D), avant d'en étendre, en aveugle, l'application à l'ensemble d'une zone pilote de 11 km$^2$.

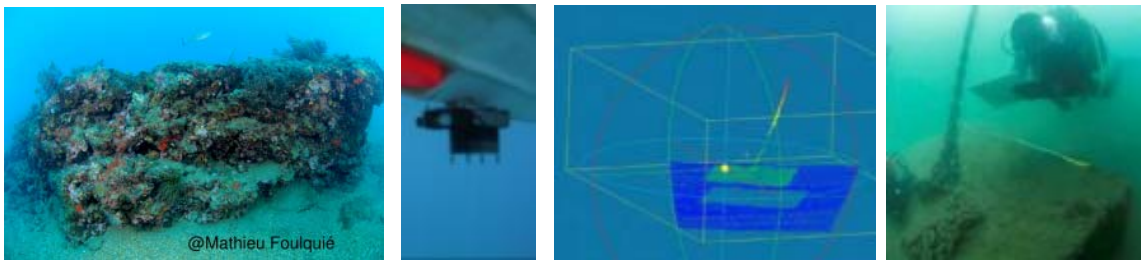



**Figure 23 : A : Coralligène de plateau. B : Sondeur multi-faisceaux très haute résolution R2Sonic. C/D : Calibration sur bloc**

L'intégration d'un algorithme de traitement des signaux issus de la haute précision et résolution de la micro-rugosité bathymétrique sur la zone entre -12 et -38 m de profondeur permet de discriminer les sites présentant une forte probabilité d'appartenance à la biocénose les habitats à coralligène des autres habitats.

Suite à des vérités de terrain de validation de la présence de coralligène sur les sites pré identifiés, une cartographie précise du coralligène dans l'AMP a été réalisée (Figure 24). La surface désormais connue de cet habitat est de 15 301m².

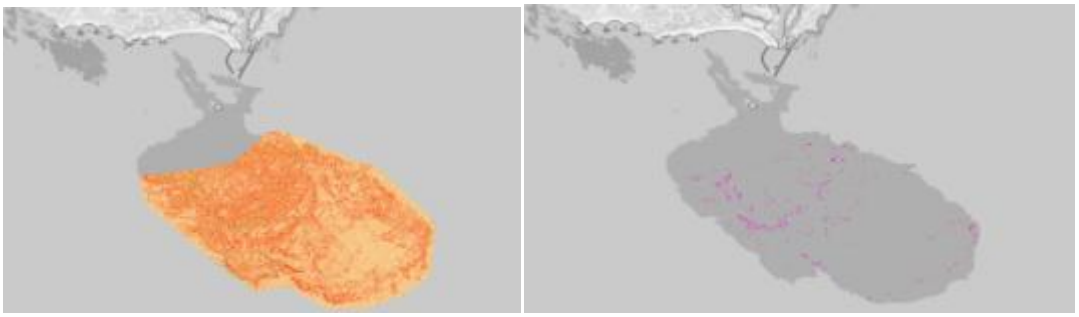


Figure 24 : A gauche : Données de micro-rugosité sur la zone rocheuse du Roc de Brescou. A droite : Interprétation et cartographie de la biocénose du coralligène (en violet) sur la zone rocheuse du Roc de Brescou

## 3 Conclusions & Perspectives

Les nouvelles méthodes de cartographies basées sur de la télédétection acoustique, opérées à partir de petites plate-formes, avec suite logicielle de classification acoustique et fusion des données (Bathymétrie, rugosité, sonar latéral, sédiments, végétations, poissons) offrent une approche surfacique reproductible, de grande couverture à haute précision (géo-référencement précis de la donnée) et de haute résolution (petits pixels). Les techniques opératoires sont légères, à la fois en coût et en maniabilité, pour servir des besoins de suivis opérationnels, et désormais accessibles au monde civil pour la gestion de territoires aquatiques et marins.

Le système Mini-SACLAF innovant eBEEM que nous venons de mettre au point est un Mini Système Acoustique de CLassification Automatique des natures de Fonds ; il offre des perspectives d'usage simplifiées et notamment en termes d'exploration des très petits fonds (jusqu'à 35 cm de profondeur). Il utilise notre suite logicielle de classification, à présent opérationnelle sur les 13 navires océanographiques du SHOM et permettant le monitoring simultané des échos dans la colonne d'eau, ainsi que de la nature, de la profondeur et de la couverture végétale des fonds marins. Le système embarqué est optimisé en poids et en consommation énergétique. Il opère une sonde acoustique miniature légère et facile à mettre en œuvre. Des traitements spécifiques du signal sont ensuite effectués sur la réponse impulsionnelle afin d'en déduire de façon automatisée les caractéristiques géo-référencées de la végétation fixée ou du sédiment superficiel. La suite logicielle permet d'incorporer des vérités terrain afin de prendre en compte la calibration. Le SACLAF peut être utilisé seul ou en fusion avec des données surfaciques.

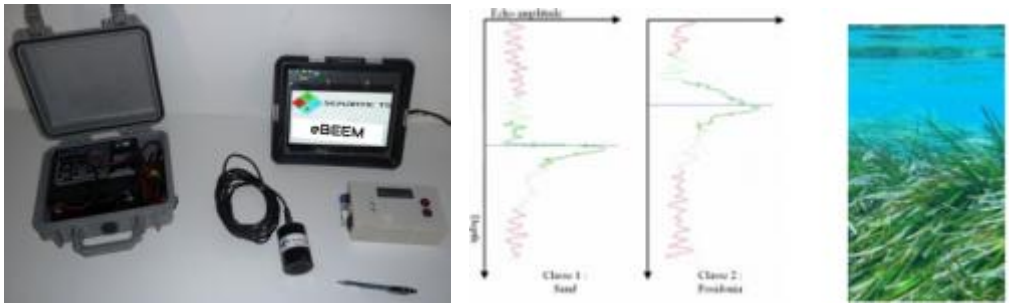



Figure 25 : Mini Système de Classification Acoustique des Fonds marins

Les auteurs remercient l'AGENCE de l'EAU et la DS4/MRIS de la DGA, ainsi que l'ADEME et le Programme des Investissements d'Avenir qui ont soutenu ces travaux

.

# Cartographie et typologie des communautés benthiques : outils indispensables pour la préservation et la gestion des habitats marins de la baie de Seine

Alexandrine Baffreau[a], Jean-Philippe Pezy[a], Chloé Dancie[b], Bastien Chouquet[b], Pascal Hacquebart[c], Emeline Poisson[b], Yann Joncourt[c], Sylvain Duhamel[b], Jean-Claude Dauvin[a]

[a]Normandie Univ., UNICAEN, UNIROUEN, Université de Caen Normandie, Laboratoire de Morphodynamique Continentale et Côtière, UMR CNRS 6143 M2C, 24 rue des Tilleuls, F-14000 Caen, France
[b]Cellule de Suivi du Littoral Normand, 53, rue de Prony, F-76600 Le Havre
[c]GEMEL Normandie, 54, rue du Docteur Charcot, BP 49, F-14530 Luc-sur-Mer

Mots clés : cartographie, ZNIEFF-Marines, connaissance, gestion

## 1 Contexte

La baie de Seine, dans le bassin oriental de la Manche, de par sa situation géographique et par les nombreuses activités humaines qui s'y développent, est un territoire marin à forts enjeux économiques et patrimoniaux. Les deux Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen (GPMH et GPMR) sont en constant développement avec des aménagements permanents : dragages et clapages, constructions de quai, réarrangements de digues, creusement de chenaux.... A ces enjeux socio-économiques forts, s'ajoutent plusieurs lignes de ferries, l'extraction de granulats ainsi qu'une forte activité de pêche (sole, crevette grise, coquille St-Jacques, moulières subtidales) et bientôt un champ d'éoliennes à Courseulles-sur-Mer. La conchyliculture et la pêche récréative sont également des activités régionales importantes. En 2009, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) a proposé une méthodologie pour élaborer l'inventaire des ZNIEFF-Marines (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique) comme périmètres de zones ayant un intérêt patrimonial fort (Simian et al., 2009). En 2012, les régions normandes s'associèrent avec différentes structures afin de réaliser cet inventaire dans tout le domaine maritime normand.

## 2 Actualisations de cartographies

Les seules cartographies globales qui font référence en écologie benthique pour la baie de Seine sont basées sur des échantillonnages réalisés il y a plus de 40 ans (Gentil et Cabioch, 1997). Toutefois, une cartographie des assemblages benthiques à l'échelle de la baie a été dressée à partir des échantillonnages des campagnes PNEC 1998 et 1999 (Dauvin, 2015). Dans la partie orientale de la baie, diverses cartographies ont été réalisées sur des emprises plus locales comme le domaine maritime du GPMH et le périmètre « Baie de Seine orientale » des Aires Marines Protégées (Baffreau et Dauvin, 2014). Les disparités entre les différentes cartes historiques et les récentes plus partielles ainsi que le fort effort d'échantillonnage en baie de Seine nous ont conduit à proposer une nouvelle carte des habitats benthiques subtidaux et intertidaux pour cette région marine grâce à l'analyse statistique des données disponibles les

plus récentes (Figure 26 ; Baffreau et al., 2017). Pour les stations suivies depuis longtemps (4 à 13 ans), nous avons utilisé les données correspondant aux deux dernières années de suivis. L'ensemble du jeu de données a été analysé de façon globale puis sous-analysé en fonction de la répartition statistique des données (intertidal/subtidal ; les faciès de la communauté des sables fins plus ou moins envasés de la baie de Seine orientale). De plus, Baux et al. (2016) ont proposé une cartographie des habitats benthiques subtidaux de la Rade de Cherbourg grâce à l'acquisition de données nouvelles dans le cadre du programme GEDANOR (vers une GEstion Durable pour l'Aquaculture en Basse-NORmandie) ce travail ayant permis d'identifier de nouveaux habitats pour la Manche.

## 3 Les ZNIEFF-Marines : support de connaissance et de gestion

La démarche des ZNIEFF-Marines consiste en un inventaire des espèces et habitats déterminants à forte valeur patrimoniale. A partir des données agrégées depuis plusieurs dizaines d'années dans le cadre de divers programmes scientifiques (PECTOW, PNEC baie de Seine et Mont-Saint-Michel, INTERREG IVa CHARM 2 et 3, DCE, suivis intertidaux de la Cellule de Suivi du Littoral Normands, LANICE…) ainsi que les listes d'espèces disponibles dans des publications et rapports scientifiques, il a été possible d'établir une liste d'espèces non exhaustive de la faune macrobenthique présente dans les sous-régions marines des régions Haute- et Basse-Normandie et d'en extraire une liste des espèces déterminantes (= à forte valeur patrimoniale, en danger ou encore espèce ingénieure). A partir de la méthodologie du MNHN (Simian et al., 2009), l'inventaire normand a proposé une approche basée en priorité sur les habitats benthiques. En effet, une approche par la présence d'espèces déterminantes s'est révélée non pertinente ; au moins une étant présente dans 99% des stations échantillonnées. Les périmètres géographiques des habitats benthiques déterminants proposés sont issus des cartes actualisées. Il a été nécessaire d'établir la liste de ces habitats à partir des classifications existant tant au niveau européen (EUNIS) que français (MNHN). Ce travail de classification a permis d'enrichir la classification française en caractérisant de nouveaux habitats comme les faciès de la communauté des sables fins envasés à *Abra alba* (Figure 1) ou la communauté à *Spio* et *Apseudopsis latreilli* qui seront proposées pour être intégrées aux classifications nationales (Michez et al., 2015) et européennes (EUNIS).

Les cartographies réalisées ainsi que les campagnes d'acquisition de données nouvelles sont la clé pour identifier les secteurs qui seront potentiellement les plus impactés en baie de Seine et en Manche en relation avec l'accroissement des activités humaines en zone côtière. Le programme d'inventaire des ZNIEFF-Marines permet de mettre en exergue les zones de forte diversité, abondance ou productivité. Cette connaissance des habitats benthiques et des enjeux écologiques liés sont également un support de connaissance essentiel pour les différents acteurs dans les politiques de gestion du domaine maritime via des outils réglementaires comme l'inventaire Natura 2000 en Mer.

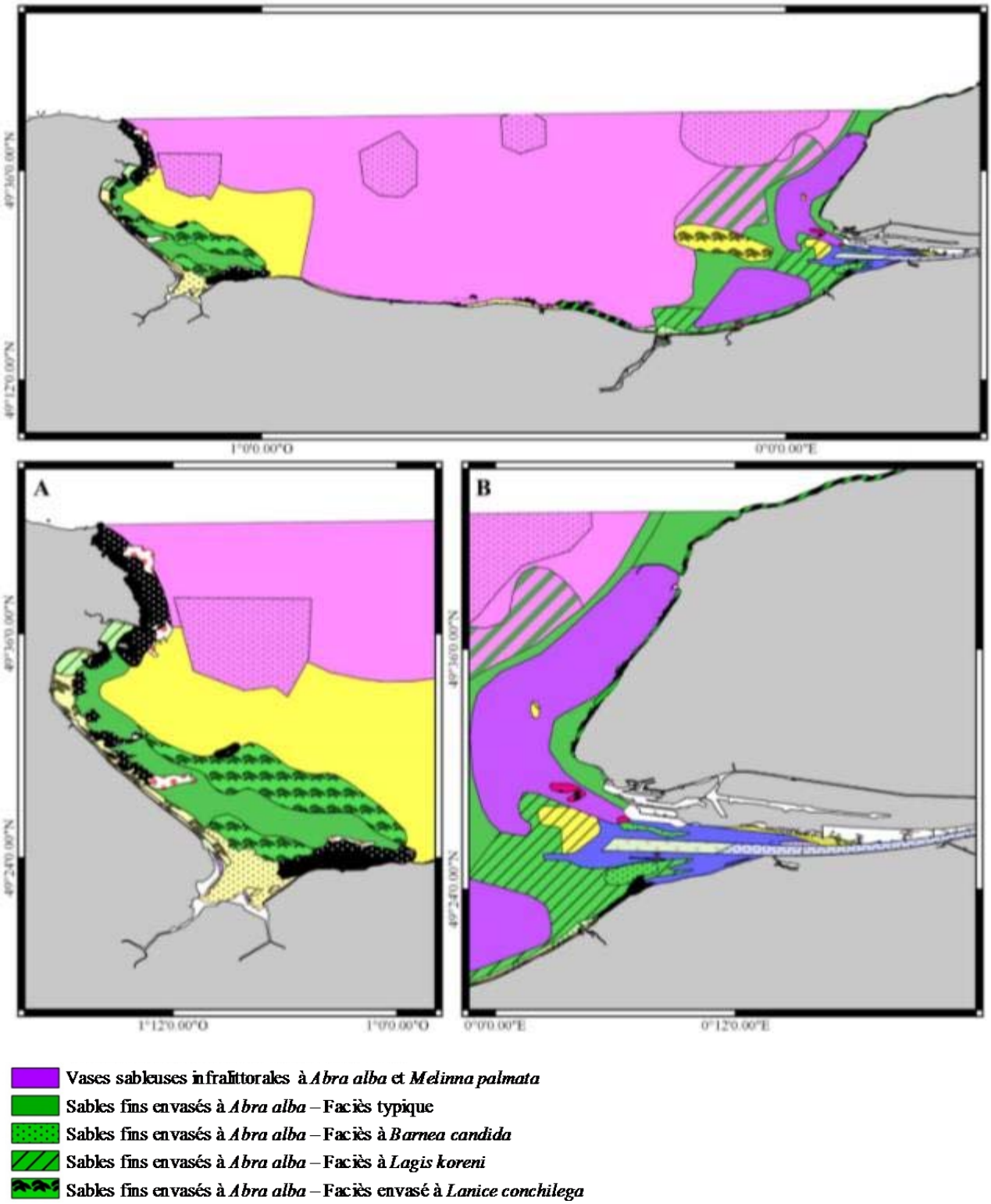



**Figure 26 : : Carte des 47 communautés définies par analyses statistiques et expertise scientifique. Vue générale de la Baie de Seine, avec zooms sur les parties ouest (A) et est (B). D'après Baffreau et al., 2017. Précisions de légende sur l'habitat des sables fins envasés à *Abra alba*.**

# 4 Références

Baffreau A, Pezy JP, Dancie C, Chouquet B, Hacquebart P, Poisson E, Foveau A, Joncourt J, Duhamel S, Navon M, Marmin S, Dauvin JC (2017) Mapping benthic communities: an indispensable tool for the preservation and management of the eco-socio-system in the Bay of Seine. *Regional Studies in Marine Sciences* 9: 162-173.

Baffreau A, Dauvin JC (2014) Définition, caractérisation et élaboration d'une cartographie des habitats marins et estuariens sur le domaine maritime du Grand Port Maritime de Rouen. Rapport GPMR. Numération partenariat 105921. M2C/GPMR. 14 pp.

Baux N, Pezy JP, Bachelet Q, Baffreau A, Méar Y, Poizot E, Guyonnet B, Dauvin JC (2016) Soft bottom macrobenthic communities in a semi enclosed Bay bordering English Channel: The Rade de Cherbourg. *Regional Studies in Marine Sciences* 9: 106-116.

Dauvin JC (2015) History of benthic research in the English Channel: From general patterns of communities to habitat mosaic description. *Journal of Sea Research* 100: 32-45.

Gentil F, Cabioch L (1997) Carte des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine et de la Manche centrale sud, éditions de l'Observatoire Océanologique de Roscoff".

Michez N, Bajjouk T, Aish A, Andersen A, Ar Gall E, Baffreau A, Blanchet H, Chauvet P, Dauvin J-C, De Casamajor M-N, Derrien-Courtel S, Dubois S, Fabri M-C, Houbin C, Legall L, Menot L, Rollet C, Sauriau P-G, Thiebaut E, Tourolle J, Van den Beld I (2015) Typologie des habitats marins benthiques de la Manche, de la Mer du Nord et de l'Atlantique Version 2. Rapport SPN 2015 - 45, MNHN, Paris, 61 pp.

Simian G, Auxiètre JP, Doré A, Horellou A, Noël P, Siblet JP, Trouvilliez J, Vaudin AC (2009) Guide méthodologique pour l'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique en milieu marin. SPN-DMPA-MNHN, 92 pp.

# Mise au point d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation du détritique côtier à partir d'analyses d'images

Adrien Goujard[1], Elodie Rouanet[1], Patrick Astruch[1], Lola Berthier[1], Arianna Peterca[1], Jean-Georges Harmelin[1], Marc Verlaque[1], Thierry Thibaut[2], Marion Peirache[3]

[1]GIS Posidonie, campus de Luminy, OCEANOMED, 13 288 Marseille cedex 09
[2]Institut Méditerranéen d'Océanographie, campus de Luminy, OCEANOMED, 13 288 Marseille cedex 09
[3]Parc national de Port-Cros, allée du Castel Sainte-Claire, BP 70 220, 83 406 Hyères cedex

**Mots-clefs** : Détritique Côtier, images, analyses visuelles et automatisées, état de conservation

## 1 Introduction

L'extension vers le large du périmètre des sites Natura 2000 en mer (Directive Habitat Faune Flore 92/43/CEE) augmente considérablement le territoire de gestion des opérateurs locaux. Le programme national CARTHAM mené par l'Agence des aires marines protégées a permis de cartographier l'ensemble des habitats marins de ces sites en France. Habitat non communautaire, le détritique côtier (DC) inclus dans ces sites, a était délimité, mais son état de conservation n'a pas systématiquement été évalué. En Méditerranée, le DC est un habitat plus ou moins sableux constitué de débris coquilliers et organogènes plus ou moins colmatés se situant généralement dans l'étage circalittoral entre 30 et 80 mètres de profondeur. Les associations végétales (dont les Corallinales libres, *e.g.* maërl) et les faciès (cnidaires, bryozoaires, échinodermes, etc.) sont en principe conditionnés par les habitats alentour, la dynamique hydro-sédimentaire et la disponibilité en lumière. Cependant, les conséquences des activités anthropiques ont localement dégradé cet habitat jouant pourtant un rôle fonctionnel primordial et qui contribue à l'ensemble de la zone côtière.

Dans ce contexte, le Parc national de Port-Cros (PNPC) a souhaité disposer d'une évaluation de cet habitat à l'échelle de son territoire (127 000 ha, cœurs de parc et aire marine adjacente inclus). A partir d'une approche innovante basée sur l'analyse d'images couplée à des observations *in situ*, l'épi-mégafaune benthique et les associations de macrophytes, dont les Corallinales libres (Rhodolithes, Peyssonneliaceae, maërl), ont été caractérisées de façon standardisée et selon plusieurs méthodes visuelles et automatisées.

## 2 Matériel et méthodes

### 2.1 Dispositif d'acquisition d'images : le BioCube

Cinq sites d'étude ont été désignés sur l'ensemble du territoire du PNPC. Il s'agit de Giens, Porquerolles, Port-Cros, Le Levant et du cap Lardier, entre la limite inférieure de l'herbier de posidonie (25-35 m) et environ 80 m de profondeur. L'échantillonnage a été réalisé avec le **BioCube** : dispositif permettant la prise de photos standardisées (photo-quadrats) et de vidéos au moyen d'une cage de 80 cm de côté et de 100 cm de haut. L'objectif d'un grand quadrat est d'augmenter les chances de rencontre avec des espèces isolées, telles que les pennatulaires, les hydraires ou encore les cystoseires. La cage est munie de 3 caméras

Gopro® dont une reliée à un moniteur à la surface permettant de valider la nature du fond et la bonne mise en place du BioCube. Une autre caméra réalise la prise de photo-quadrats à l'aide d'un intervalomètre (photo déclenchée toutes les 10 secondes). Enfin, la troisième caméra filme toute la plongée afin de compléter l'inventaire avec une vision paysagère de chaque station. Le BioCube a été mis en œuvre entre 40 et 93 m de profondeur (mais il peut atteindre 150 m de fond). Au sein de chaque station, 30 réplicats (*i.e*. photo-quadrats) ont été réalisés. Au total, 39 stations ont été échantillonnées sur les cinq sites, permettant la collecte de 1 213 photo-quadrats.

## 2.2 Analyse des photo-quadrats

Les photo-quadrats ont été analysés à partir de deux méthodes visuelles et deux méthodes automatisées. Outre l'évaluation de l'état de conservation du DC, un des objectifs portait sur le développement de méthodes automatisées et une comparaison des différentes méthodes.

- **Méthode visuelle par diagrammes de fréquence**

A partir des photo-quadrats, les espèces sont identifiées au niveau taxonomique le plus précis en fonction de la qualité de la photo. Le taux de recouvrement des macrophytes dominantes est estimé visuellement à l'aide de diagrammes de fréquence (Charollais et Davaud, 1976). Pour chaque photo-quadrat, la profondeur, la nature du substrat, la typologie de l'habitat (Pérès et Picard, 1964 ; Michez *et al*., 2014) sont renseignées.

- **Analyse visuelle par nuage de points aléatoires ou RPCM**

De façon analogue, les mêmes critères ont été renseignés avec la méthode RPCM (Random Point Count Methodology). Pour cela, le logiciel CPCe (Coral Point Count with Excel extensions ; Kohler *et al*., 2006) a été utilisé et adapté à la biocénose du DC. Tout d'abord, une pré-analyse a permis de déterminer le nombre optimal de points à projeter pour que l'échantillonnage des photo-quadrats soit représentatif. Ce sont ainsi 72 points (équivalent à un recouvrement de 100% de l'image) qui ont été répartis sur l'image de façon aléatoire stratifié. Pour chaque point, l'identification taxonomique ou la catégorie dans le cas d'item non identifié (*e.g.* 'autres bryozoaires') ou les caractéristiques du substrat (*e.g.* 'sable grossier') ont été renseignés.

- **Analyse automatisée par classification**

La méthode de classification d'une photo se base sur l'identification automatisée d'entités regroupant des pixels ayant à peu près les mêmes caractéristiques spectrales. Ceci est possible à partir du logiciel SIG ®ArcGis (ESRI). Les images ont été converties en nuance de gris afin d'obtenir une information binaire lors de la classification : fraction organique et fraction inorganique. A partir d'un modèle de géotraitement, le taux de recouvrement des deux fractions a pu être mesuré. Une automatisation du traitement a ensuite permis de traiter l'ensemble des photo-quadrats.

- **Analyse automatisée à partir de descripteurs numériques**

Une image correspond à une représentation ou une reproduction d'une scène ou d'un objet. Il existe différents types d'images : les images analogiques et les images numériques. Les images numériques,

utilisées dans cette étude, sont caractérisées par un ensemble fini de valeurs entières appelées pixels. Chaque pixel renferme un nombre d'informations qui n'est pas toujours analysable ou visible à l'œil nu. Le traitement d'images a pour objectif d'extraire et d'analyser ces informations. La quantité d'informations est liée à la résolution de l'image. Plus la résolution est fine, plus le nombre de pixels échantillonné est important. Sur ces photos, deux analyses ont été effectuées : l'analyse fractale, qui permet de décrire la texture d'un ensemble géométrique et l'analyse par l'hétérogénéité spatiale qui permet d'analyser la répartition des pixels.

### 2.3 Evaluation de l'état de conservation du détritique côtier

A partir des différentes analyses, complétées par des observations *in situ* (description et prélèvements), une évaluation de l'état de conservation du DC au niveau des différentes stations a été réalisée selon la méthode présentée par Lepareur (2011). L'état de conservation du DC a été évalué à partir des trois sous-critères suivants : (1) le degré de conservation de la structure, (2) le degré de conservation des fonctions et (3) les possibilités de restauration. La combinaison des différents sous-critères mène à trois notes de l'état de conservation de la biocénose : (A) conservation excellente, (B) conservation bonne et (C) conservation moyenne ou réduite.

## 3 Résultats

### 3.1 Comparaison des méthodes

Le traitement des photo-quadrats a été réalisé selon quatre méthodes : deux méthodes visuelles et deux méthodes automatisées. Chaque méthode a ses avantages et limites. Le post-traitement des données pour les analyses visuelles prend beaucoup de temps mais permettent d'obtenir un inventaire taxonomique, de caractériser la typologie des biocénoses, la nature du substrat et d'obtenir un taux de recouvrement des espèces dominantes. De nombreuses métriques peuvent donc être calculées et nous informer sur les degrés de conservation de la structure et des fonctions. Les analyses automatisées, une fois totalement développée, ont l'avantage de traiter les données rapidement (*i.e.* 5 h pour 400 photo-quadrats). Cependant les résultats sont orientés sur les taux de recouvrement ou sur la dimension fractale des images, ce qui nous renseigne uniquement sur le degré de conservation de la structure.

### 3.2 Evaluation de l'état de conservation du DC

La caractérisation du DC a été réalisée en particulier à partir de la méthode visuelle RPCM (nuage de points aléatoires). Cette méthode demande un traitement des données très long, mais elle est très rigoureuse pour analyser des photos-quadrats. A partir de cette méthode, plusieurs métriques ont pu être analysées comme : la typologie des biocénoses et la nature du substrat, le taux de recouvrement des parties organique et inorganique, la composition de la partie organique (diversité taxonomique, diversité en macrophytes, associations à Corallinales et à *Peyssonnelia* spp., à macrophytes molles, la faune épigée, les feuilles en épaves). La similarité entre les stations a ainsi pu être analysée. Avec la méthode RPCM, au sein du PNPC, 3 groupes de stations ont été déterminées : (1) les stations avec une dominance de posidonie en épave (nord du Levant et sud-ouest de Porquerolles), (2) les stations où la partie inorganique (sédiment) est dominante (sud-est de Porquerolles et à l'ouest de Bagaud) et (3) les stations où la partie organique est

importante et diversifiée (ouest de Giens, nord-est de Porquerolles, tout autour de Port-Cros, nord-est du Levant et au sud du cap Lardier). Au niveau de la composition de la partie organique et de la diversité de macrophytes, on constate des différences significatives du taux de recouvrement entre les stations selon le recouvrement en algues calcaires et en algues molles. Les stations avec un fort recouvrement en macrophytes calcaires sont situées au sud et nord-est de Porquerolles et au nord de Port-Cros. Les stations présentant un fort recouvrement en macrophytes molles sont localisées à l'ouest de Giens et au sud-ouest de Port-Cros. Sur la base de l'analyse visuelle RPCM et en considérant l'ensemble des données acquises dans le cadre d'étude (identification de prélèvements, analyse d'enregistrements vidéo non détaillé ici), une évaluation de l'état de conservation a été réalisé. A l'échelle du PNPC, le DC est en bon ou excellent état de conservation. L'état de conservation est bon (B) autour de Giens et du cap Lardier, excellent (A) à l'échelle de Porquerolles et Port-Cros, bon à excellent (A/B) autour du Levant.

## 4 Discussion et Conclusion

Le BioCube s'est avéré être un engin adapté pour l'acquisition d'images standardisées (photo-quadrats et vidéos paysagères), il est peu onéreux, léger et facile à mettre en œuvre sur de petites embarcations (bateau de type semi-rigide). D'après ce travail, la méthode RPCM couplée aux méthodes automatisées d'analyse fractale et de l'hétérogénéité spatiale apparaissent complémentaires et semblent de bons outils pour aider à évaluer l'état de conservation du DC. Quelques améliorations devraient être apportées, une meilleure homogénéité de l'éclairage permettrait une analyse colorimétrique automatisée pour une classification plus fine de la fraction organique ; une meilleure résolution des prises de vue aiderait à préciser l'identification taxonomique de certaines espèces. A terme, de nouvelles acquisitions devraient être menées sur une plus grande variété de sites selon un gradient d'anthropisation plus marqué à l'échelle de la Méditerranée française. Le protocole d'évaluation de l'état de conservation est à ce jour subjectif et peu discriminant, nous proposons donc de développer une approche écosystémique pour se baser sur la qualité du DC dans son ensemble, afin d'évaluer plus finement les critères qui définissent l'état de conservation. Cette approche s'intègre dans la démarche de la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin pour évaluer l'état écologique des habitats marins. A terme, le protocole sera adapté à toute la façade maritime française (Méditerranée, Atlantique et Manche).

## 5 Bibliographie

Charollais J., Davaud E., 1976. *Microfaciès et ordinateur*. Editions Technip, Paris. 225 p.

Kohler K.E., Gill S.M., 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, Vol. 32 (9): 1259-1269.

Lepareur F., 2011. *Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 – Guide méthodologique - Version 1.* Février 2011. Rapport SPN 2011 / 3, MNHN, Paris. 55 p.

Michez N., Fourt M., Aish A., Bellan G., Bellan-Santini D., Chevaldonné P., Fabri M.-C., Goujard A., Harmelin J.-G., Labrune C., Pergent G., Sartoretto S., Vacelet J., Verlaque M., 2014. *Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée Version 2*. Rapport SPN 2014 / 33, MNHN, Paris. 26 p.

Pérès J.M., Picard J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux Station marine d'Endoume*, Fr., 31 (47) : 5-137.

# Cartographie d'un herbier de Zostera marina L. à l'aide de l'imagerie satellitale à haute résolution spatiale : cas de l'archipel des Glénan (Finistère, France).

N. Harin[1], A.L. Barillé[1], M. Oriot[2], N. Truhaud[1], A. Lerouxel[3], P. Gernez[3], P. Rosa[3]
[1]Bio-Littoral, 2 rue du château de l'Eraudière, Immeuble le Nevada, CS 80693, 44306 Nantes Cedex 3
[2]Kemm, Monitoring en sciences marines, Beuzec, 29120 Plomeur
[3]Université de Nantes, Equipe Mer Molécules et Santé EA 2160, Faculté des Sciences et Techniques, BP 92208, 44322 Nantes Cedex 3

## 1 Introduction

Les herbiers de zostères sont des habitats benthiques de faible profondeur qui présentent un fort intérêt patrimonial et écologique mais qui figurent également parmi les plus menacés sur terre (Waycott *et al.,* 2009). Ils nécessitent donc la mise en place de mesures de gestion, notamment dans le cadre des périmètres Natura 2000. Pour mettre en œuvre une stratégie efficace de gestion, une cartographie précise et régulière de ces herbiers est indispensable. Si le traitement d'images satellitales est largement utilisé pour le suivi des herbiers intertidaux de *Zostera noltii* (Barillé *et al.,* 2010 ; Bargain *et al.*, 2013), la méthode de photo-interprétation d'orthophotographies littorales est couramment utilisée pour les herbiers subtidaux de *Zostera marina* dans le cadre de suivis type Rebent ou DCE. Malheureusement, la fréquence et la qualité des campagnes nationales d'acquisition d'images aériennes ne sont pas suffisantes et les survols ponctuels ont un coût. L'arrivée de l'imagerie satellitale à haute résolution spatiale devrait palier à ces inconvénients. L'objectif de cette étude est d'évaluer les potentialités qu'offre l'imagerie satellitale à très haute résolution spatiale pour la cartographie des herbiers subtidaux. Nous avons testé 2 types d'approches : (1) la photo-interprétation d'une image satellitale couplée à une campagne d'observations de l'herbier *in situ* ; (2) le traitement automatique de l'image basée sur les données radiométriques délivrées par ce type de capteur. Cette étude s'est intéressée aux herbiers subtidaux de la zone Natura 2000 de l'archipel des Glénan, dans le cadre d'une action soutenue par l'Agence des Aires Marines Protégées.

## 2 Matériel et méthodes

### 2.1 Acquisition de données

En mai 2016, plus de 500 points d'observation *in situ* ont été réalisés à l'aide d'une lunette de Calfat et d'un système d'enregistrement photo + vidéo immergé (Figure 27). La stratégie d'échantillonnage a été élaborée sur une zone couvrant environ 28 km², à partir des données historiques (couche SIG de l'inventaire 2007 des herbiers de Bretagne) et l'analyse de l'Ortho Littorale V2 (résolution 50 cm) acquise en 2011 sur le secteur des Glénan (MEDDE) (Figure 28).

Les 06 et 07 juillet 2016, une campagne de mesures radiométriques *in situ* a été réalisée sur 15 cibles à l'aide du radiomètre hyperspectral TriOS-RAMSES pour enregistrer les spectres de réflectance entre 350 et

950 nm des différents substrats infralittoraux rencontrés sur site. Simultanément, une acquisition Pléiades (PHR1A) a pu avoir lieu le 6 juillet 2016 à 13h30. La scène a été délivrée en mode panchromatique avec 50 cm de résolution et en mode multispectral avec 2 m de résolution pour 4 bandes spectrales localisées dans le bleu, le vert, le rouge et le proche infrarouge (PIR).

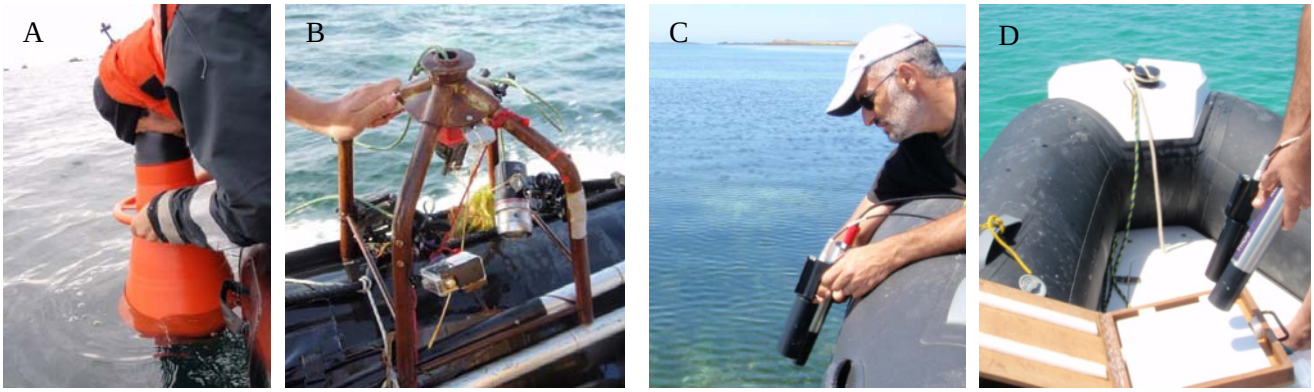



**Figure 27 : Matériel de prospections : Lunette de Calfat (A) et système d'enregistrement photo et vidéo (B). Mesure de la luminance d'une cible (C) et de l'éclairement descendant (D) avec le radiomètre TriOS RAMSES.**

## 2.2 Traitements des données

1) Photo-interprétation + observations de terrain

Les fichiers photo et vidéo ont été analysés et interprétés, les données ont été intégrées dans un SIG. Les enveloppes d'herbiers ont été numérisées par photo-interprétation de la scène Pléiades de 2016 et classées selon les observations.

2) Traitement automatique de l'image multispectrale

La scène Pléiades a fait l'objet de corrections géométrique et atmosphérique. Deux modèles de transfert radiatif ont été testés pour la conversion des comptes numériques en réflectances au sol : d'une part l'application du module FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) sous le logiciel ENVI®, développé à partir du code de transfert radiatif MODTRAN 4 (Matthew *et al.*, 2000), et d'autre part l'application du modèle 6S (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) (Vermote *et al.*, 1997) via le logiciel Orfeo Toolbox.

Les spectres hyperstrectraux mesurés sur le terrain (données TriOS) ont été dégradés par l'intégration des valeurs de réflectance sur la largeur de chaque bande afin de proposer une méthode de détection applicable aux données Pléiades. Sous l'eau, les spectres de réflectance des zostères présentant un maximum entre ~ 500 et 600 nm, la normalisation de $R_{rs}$ à 495 nm a été appliquée.

# 3 Résultats

## 3.1 Photo-interprétation + observations de terrain

Les observations *in situ* ont permis de réaliser une carte de la répartition de *Zostera marina* avec un gradient de sa densité (Figure 28). Les enveloppes d'herbiers numérisées d'après la scène Pléiades représentent une superficie de 3,22 km², soit 0,77 km² de plus que la surface estimée en 2007.

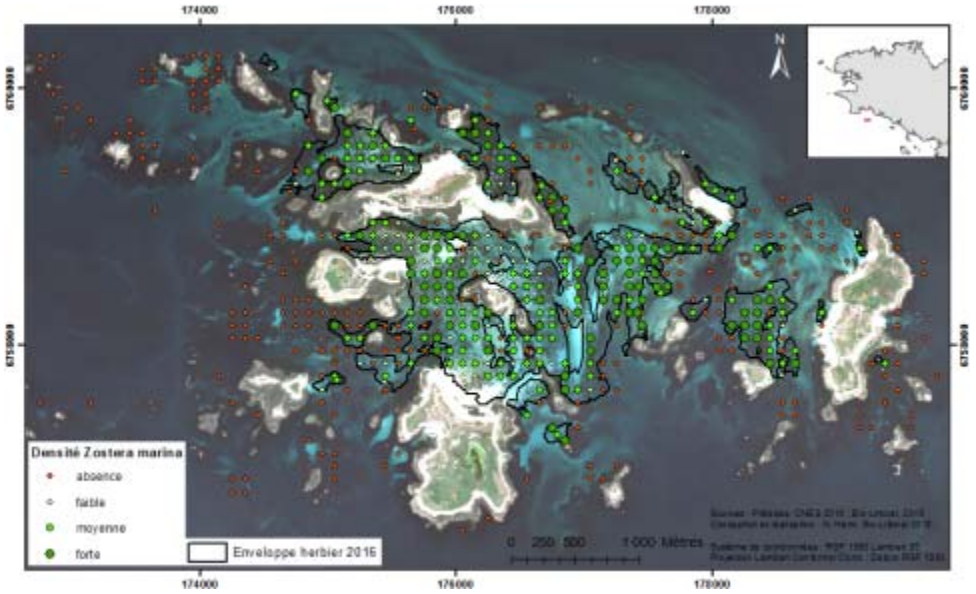



**Figure 28 : Densités de *Zostera marina* observées en mai 2016 et détourage des herbiers d'après la scène Pléiades (2016).**

## 3.2 Traitement automatique de l'image multispectrale

Les données hyperspectrales mesurées sur 15 cibles *in situ* montrent que le rapport $R_{rs}(558)/R_{rs}(495)$ (B1/B0 pour Pléiades) permet la discrimination des zones d'herbiers de zostères vis à vis des autres types de fonds (sable, macroalgues) (Figure 29A), même lorsque ces données sont dégradées à la résolution spectrale du radiomètre PHR1A du satellite Pléiades (Figure 29B). Appliqué à chacune des cibles relevées sur l'image Pléiades, les résultats diffèrent selon les types de corrections atmosphériques employés : avec FLAASH, le rapport B1/B0 ne permet pas de différencier les différents substrats (Figure 29C), mais avec Orfeo Toolbox (6S), ce rapport est toujours discriminant (Figure 29D). Plusieurs seuils compris entre 1,23 (cible 10 : fucales) et 1,35 (cible 5 : valeur minimale de zostères) ont été testés. Le seuil optimal retenu pour cette étude est B1/B0 = 1,35. La pertinence de cette classification automatique est évaluée à l'aide de matrices de confusion utilisant les 526 points d'observation *in situ* comme référence. Les résultats indiquent une précision générale de 64 % (indice de Kappa = 0,3) en intégrant toutes les données de 0 à – 10 m.

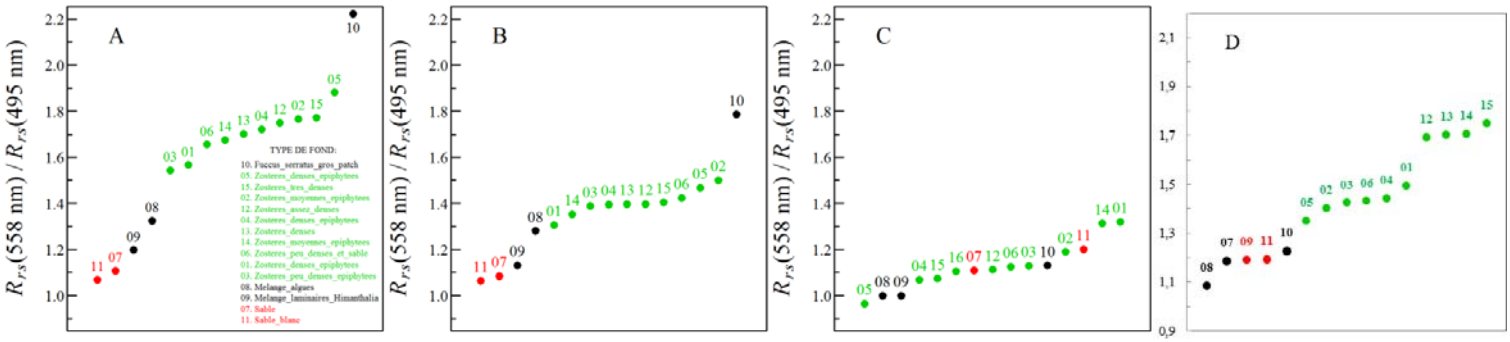



**Figure 29 : Rapport de réflectance vert (558 nm) / bleu (495 nm) ordonné de manière croissante, calculé à partir des spectres de terrain à la résolution spectrale native du radiomètre TriOS (A), à la résolution spectrale du radiomètre PHR1A embarqué sur le satellite Pléiades (B), et à partir des spectres extraits de l'image Pléiades du 6 juillet 2016 corrigée avec FLAASH (C), corrigée avec Orfeo Toolbox 6S (D).**

L'utilisation du critère B1/B0 des images Pléiades pour déterminer la présence de zostères est théoriquement satisfaisant (Figure 3D) mais son application à l'ensemble de l'image reste à améliorer. En absence de données bathymétriques (MNT), ce rapport peut être employé pour cerner les zones potentielles d'herbiers subtidaux.

## 4 Conclusions et perspectives

L'imagerie satellitale à très haute résolution spatiale présente de nombreux avantages pour la cartographie des habitats marins subtidaux tels que les herbiers de *Z. marina*, que ce soit dans l'acquisition programmée des images pour coïncider avec des campagnes de terrain ou faire des suivis à pas de temps rapprochés. Même si on ne peut s'affranchir des campagnes de terrain pour caler les critères de discrimination et vérifier la pertinence des cartographies, l'effort d'échantillonnage peut s'en trouver considérablement réduit. Moins satisfaisante dans les zones profondes, cette technique pourrait être améliorée par le traitement du signal dans la colonne d'eau. En l'état actuel, les différents traitements de l'image que nous avons réalisés par ailleurs, indiquent que l'utilisation d'une analyse orientée objet (segmentation et classification supervisée) donne un meilleur résultat que la classification automatique (B1/B0) des pixels.

## 5 Références bibliographiques

Les herbiers de zostères de la région Bretagne Inventaire 2007. Produit numérique REBENT sources Ifremer-CNRS-CEVA, 2007.

Bargain, A., M. Robin, V. Méléder, P. Rosa, E. Le Menn, N. Harin, and L. Barillé (2013). Seasonal spectral variation of *Zostera noltii* and its influence on pigment-based Vegetation Indices. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 446, 86-94.

Barillé, L., M. Robin, N. Harin, A. Bargain, and P. Launeau (2010). Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing. Aquatic Botany 92, 185-194.

Matthew, M. W., S. M. Adler-Golden, A. Berk, S. C. Richtsmeier, R. Y. Levine, et al. (2000). Status of atmospheric correction using a MODTRAN4-based algorithm. Algorithms for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VI, 199: 207. SPIE Proceedings volume 4049.

Vermote, Eric F., D. Tanré, J. L. Deuze, M. Herman, and J.-J. Morcette (1997). « Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: An overview ». IEEE transactions on geoscience and remote sensing 35 (3): 675–686.

Waycott, M., C.M. Duarte, T.J.B. Carruthers, R.J. Orth, W.C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine et al. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106 (30): 12377–12381.

# Etude de faisabilité de l'estimation de la biomasse des algues de rive par drone hyperspectral

J. Duchêne [1], J. Prudhomme [1], C. Laspougeas [2], D. Davoult [3], N. Thomas [4], M. Lennon [4]

[1] Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de Bretagne – 35 700 Rennes
[2] Parc Naturel Marin d'Iroise – 29217 Le Conquet
[3] Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 6, CNRS, UMR 7144, Station Biologique – 29680 Roscoff
[4] Hytech-Imaging SAS – 29200 Brest

Mots clés : drone, hyperspectral, biomasse, algues de rive, pêche, gestion

## 1 Contexte

En 2015, la France a produit 72 000 tonnes de macro-algues (90 % en Bretagne), principalement pour des usages agroalimentaire, phytosanitaire, cosmétique et pharmaceutique. C'est le 9ème pays producteur d'algues dans le monde (récolte et importation confondues), soit le 2ème pays européen après la Norvège. La majorité de la production algale provient du milieu naturel : elle est récoltée en mer à l'aide de navires ou à pied sur l'estran. Au total, l'exploitation des algues pourvoit plus de 2 500 emplois, avec près de 80 entreprises de transformation et de commercialisation, dont la moitié installée dans le Finistère Nord, pour une valeur estimée à 700 millions d'euros (chiffres IDEALG 2016).

En Bretagne, plus de 5 000 tonnes d'algues de rives sont récoltées chaque année sur l'estran par environ 130 récoltants professionnels indépendants et 420 récoltants saisonniers qui bénéficient d'une autorisation individuelle de récolte (chiffres CRPMEM de Bretagne et DIRM NAMO 2016). Face à une demande en matière première de plus en plus forte et à la pression sur la ressource qui augmente, il devient indispensable pour la filière de disposer d'éléments fiables sur la biomasse en algues de rive et de se doter d'outils efficaces pour assurer la durabilité de son exploitation.
C'est dans ce contexte que le programme Biomasse Algues a été initié en 2016 pour une durée de 32 mois afin de mieux caractériser la biomasse des principaux champs d'algues de rive exploités en Bretagne et de développer une méthode de suivi annuel. Ainsi, durant l'été 2016, l'utilisation de la télédétection hyperspectrale par drone couplée à une validation par la méthode classique des quadrats a notamment été testée dans une zone pilote du Parc Naturel Marin d'Iroise (PNMI), dans l'objectif d'estimer les stocks de plusieurs espèces d'algues présents sur l'estran (expérimentation CARHYP). L'ensemble des résultats du programme permettra à terme de fixer les conditions d'exploitation avant chaque campagne dans un but de gestion durable de l'activité professionnelle de récolte.

## 2 Méthode

### 2.1 Acquisition des données hyperspectrales par survol d'un drone

Des survols de l'estran à 150 m d'altitude par drone à voilure fixe de longue endurance équipé d'un capteur hyperspectral miniature de très haute précision ont été mis en œuvre par la société Hytech-Imaging en été

2016 à l'Ile Ségal (Plouarzel) et à l'anse de Gouérou (Lampaul-Plouarzel) dans le PNMI. Les champs d'algues exploités y étant fortement mosaïqués, les images ont été acquises à haute résolution spatiale de 20 cm. Les levés par capteurs hyperspectraux ont été effectués à basse mer de vives eaux afin de bénéficier d'une zone exondée maximale (Figure 30). Ce premier vol sert à obtenir des cartographies de peuplement des différentes espèces d'algues et un second vol réalisé à haute mer, lorsque les algues sont dressées dans la colonne d'eau, à évaluer la faisabilité de mesure du volume des stocks en place. Si cette dernière (couplée aux cartographies de peuplement) se révèle pertinente, nous obtiendrions alors une première estimation approchée des biomasses pour chaque type d'algue.

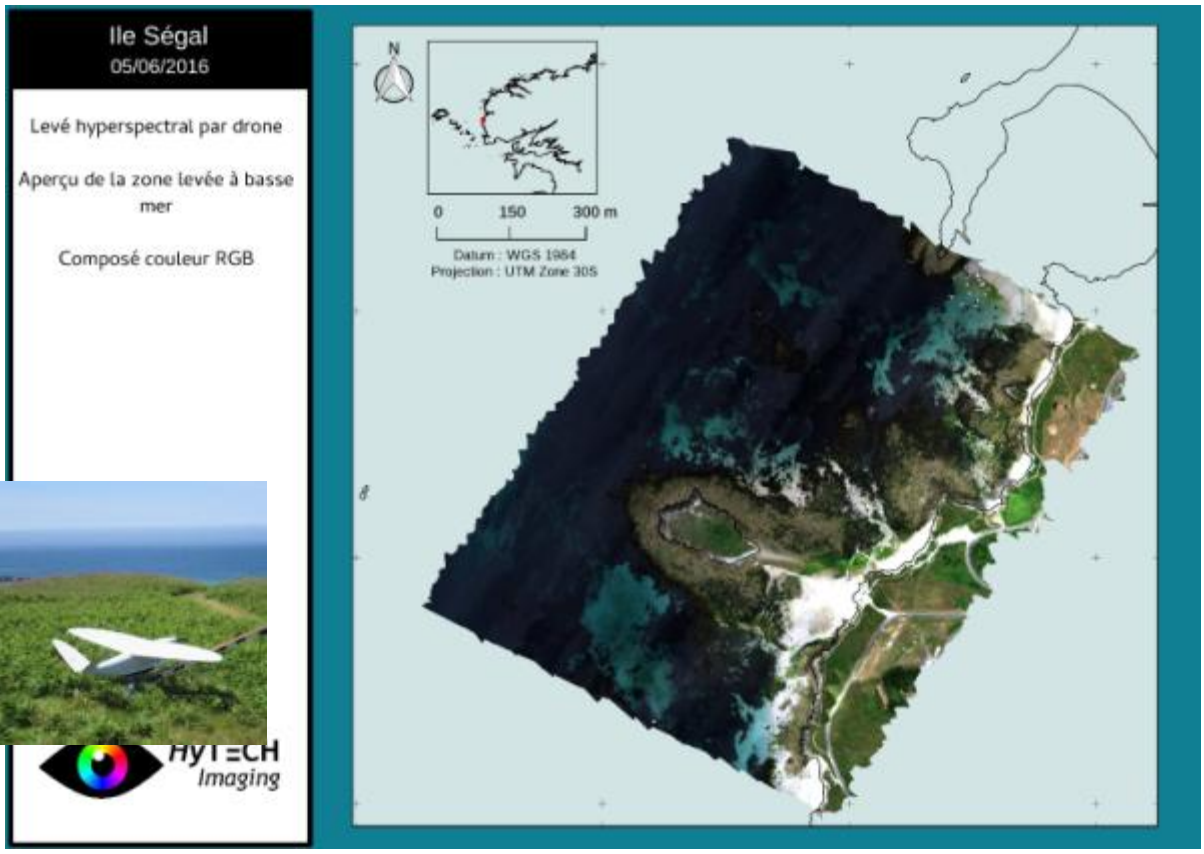



**Figure 30 : Exemple d'un levé hyperspectral de l'Ile Ségal dans le PNMI réalisé à basse mer.**

**Représentation rouge, vert, bleu, pseudo vraies couleurs.**

## 2.2 Création d'une bibliothèque spectrale

Une bibliothèque spectrale des espèces d'algues et des substrats présents sur l'estran a été constituée à marée basse à l'aide d'un spectroradiomètre de terrain (Figure 31) conjointement aux levés hyperspectraux. Le spectroradiomètre utilisé couvre la gamme Visible-Proche infrarouge (VNIR) similaire à celle du capteur hyperspectral aérien. Les levés ont été supervisés par des experts scientifiques pour identifier sans ambiguïté les espèces ciblées. Même si elle pourra être enrichie par d'autres levés lors de conditions environnementales ou stades de vie des algues différents qui peuvent faire varier les spectres, cette bibliothèque spectrale constitue une première référence « absolue » de signatures spectrales en réflectance, qui ne nécessite pas d'être actualisée lors de chaque levé hyperspectral par drone.

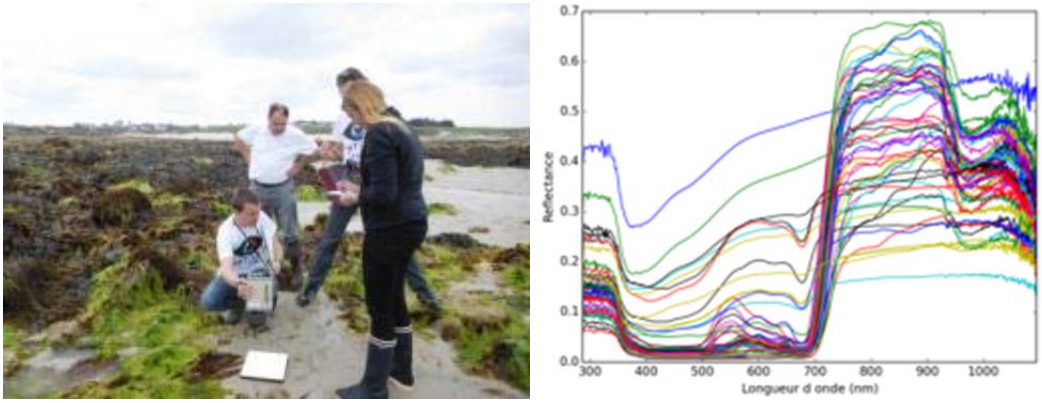



**Figure 31 : Spectroradiométrique de terrain et aperçu de la diversité spectrale de la bibliothèque spectrale.**

## 2.3 Etude du contenu de quadrats ciblés pour valider la méthode

Les principales espèces exploitées dont la surface et la biomasse doivent être évaluées par levé hyperspectral (*Fucus spp.*, *Ascophyllum nodosum, Himanthalia elongata*, *Saccharina latissima*, *Palmaria palmata, Chondrus crispus/Mastocarpus stellatus* et *Porphyra spp.)* ont été recherchées sur la zone d'étude afin de constituer une référence au sol et d'estimer la biomasse manuellement pour s'assurer de la précision de la méthode. Des quadrats d'une surface d'1 m² ou 0,25 m² en fonction de l'abondance et de la taille de l'algue ciblée ont été placés au cœur de tâches monospécifiques. Ils ont été géolocalisés et marqués au sol à basse mer avant le passage du drone de façon à être visibles sur les images hyperspectrales.

Au sein de ces quadrats, après le passage du drone, les paramètres liés à la biomasse et à l'état des algues ont été relevés : hauteur de la canopée, humidité relative des algues du dessus, taux de recouvrement de l'espèce cible, présence d'algues sous-jacentes et poids frais total (excepté pour *Palmaria palmata* pour qui la longueur et la circonférence maximale de chaque individu ont été mesurées pour que le peu d'individus présents puisse être visible lors du vol à haute mer).

## 2.4 Traitement des données

Dans le but d'obtenir une cartographie des espèces d'algues, suite aux opérations de prétraitements radiométriques et géométriques des images hyperspectrales, une méthode de classification supervisée utilisant la bibliothèque spectrale a été développée et appliquée à ces dernières. La cartographie a été réalisée dans un premier temps pour les trois grandes classes d'algues (rouges, vertes, brunes) puis testée au niveau des espèces.

La méthode d'estimation de la biomasse en cours de validation consiste à évaluer avec précision la bathymétrie sur les algues dressées à haute mer, par inversion du modèle de transfert radiatif dans la colonne d'eau. Cette bathymétrie à très haute résolution doit permettre de déterminer la position de la surface de la canopée des algues dressées, et d'en déduire un volume par différence avec un modèle numérique de terrain obtenu à marée basse. Il s'agit en fait de transposer au milieu marin les approches utilisées en zone émergée, par exemple pour l'estimation des volumes / biomasses forestières par techniques de photogrammétrie.

## 3 Résultats et discussion

La Figure 32 illustre les premiers résultats obtenus sur la zone pilote de l'Ile Ségal : les cartes obtenues au niveau des trois grands types d'algues (rouges, vertes, brunes), ainsi qu'au niveau spécifique présentent une bonne cohérence spatiale conforme à la vérité terrain générale connue.

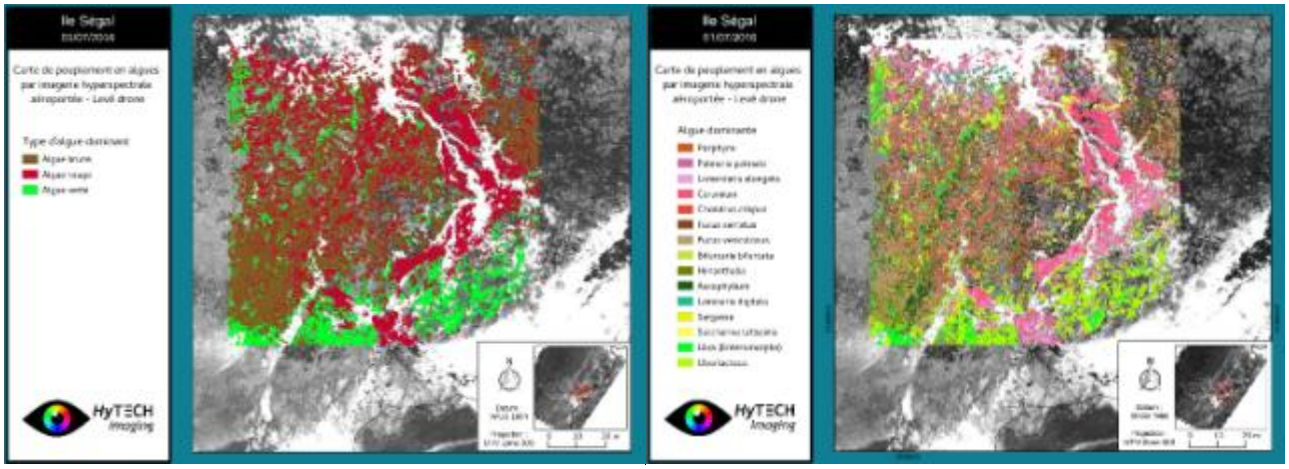



**Figure 32 : Cartographie des trois grands types d'algues sur la zone pilote de l'île Ségal et test de cartographie au niveau spécifique.**

Au niveau des espèces, une analyse détaillée pour les discriminer est en cours afin de mettre en place une procédure automatique de regroupement d'espèces et d'augmenter la précision des cartes produites rendant l'approche pleinement opérationnelle.

L'algorithme de classification a été conçu pour être robuste aux variations d'éclairement (robustesse validée sur la zone pilote), permettant la réalisation des levés sous ciel nuageux, ce qui constitue un avantage important en vue de l'utilisation en routine de la méthode.

## 4 Conclusion

Une analyse coût/bénéfice de cette méthode innovante en cours de validation par comparaison avec les relevés quadrats sera lancée dans l'optique de savoir si elle pourrait être déployée à grande échelle pour évaluer la ressource disponible et suivre l'impact de l'activité de récolte ou encore des aléas climatiques. Elle a en effet vocation à devenir un véritable outil de gestion, servant à ajuster l'effort de récolte et de ce fait assurer une exploitation durable des stocks d'algues de rive.

### Remerciements

Le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de Bretagne, porteur du projet, remercie la Région Bretagne, financeur principal du projet Biomasse Algues, ainsi que l'ensemble de ses partenaires : le Parc Naturel Marin d'Iroise (financeur à hauteur de 75% de l'expérimentation CARHYP), la Station Biologique de Roscoff, Actimar, Hytech-Imaging, Agrocampus Ouest, les Comités Départementaux des Pêches Maritimes et des Elevages Marins du Finistère, des Côtes-d'Armor, du Morbihan et d'Ille-et-Vilaine.

### Références

http://www.idealg.ueb.eu/

Arrêté Préfectoral 2016-13977 relatif à l'exploitation durable des algues de rives en Bretagne du 25 novembre 2016.

# Session 4 :

# Outils et méthodes de cartographie : vers de nouveaux développements

Présidente de session : Claire NOEL (SEMANTIC TS)

# Imagerie ultrasonore de l'intérieur des sédiments: premiers éléments du projet OSCARABIS

Camille Lemagnen[1], Romain Jan[2], Didier Clec'h[2], Xavier Demoulin[1], Sandrine Rakotonarivo[3]

(1) MAREE, 15 rue Galilée 56270 Ploemeur
(2) RTSYS, 25 rue Michel Marion 56280 Caudan
(3) LMA, 4 impasse Nikola Tesla - 13453 Marseille Cedex

## 1 Introduction

Le projet OSCARABIS (Outil et Software pour la Caractérisation Acoustique des Richesses et des hABItats des sédiments marins) consiste à développer un prototype pour détecter et imager les inclusions biologiques (coquillages et galeries de langoustines) présentes dans les sédiments marins. Commencé en septembre 2016, il durera 2 ans et il est financé par l'ADEME. Ce projet porté par la société RTSYS avec la société MAREE en sous-traitance s'appuie sur l'adaptation d'un célérimètre portatif, commercialisé sous le nom de INSEA (pour Investigation of Sediments by Acoustics). Cet appareil, très facile à manipuler, est muni de piquets instrumentés (ondes de compression d'une centaine de kHz) qui sont enfoncés dans le sédiment pour y effectuer les mesures acoustiques dans le premier décimètre de sédiment. Au cours de cette présentation, on effectuera un bref état de l'art et on montrera que les mesures INSEA ont déjà révélé un potentiel intéressant pour caractériser les hétérogénéités. On présentera ensuite les résultats des simulations et des essais réalisés en cuve (inclusions détectées avec le INSEA existant) ayant permis d'établir un cahier des charges pour ce prototype. Une description succincte des algorithmes de traitement pressentis pour la détection d'inclusions et l'imagerie sera également faite.

## 2 Description du projet OSCARABIS

### 2.1 Etat de l'art

Les systèmes de caractérisation des fonds sont le plus souvent acoustiques et généralement déployés dans la colonne d'eau depuis un navire. Ils sont conçus pour réaliser des cartographies de la surface du fond ou bien pour évaluer les épaisseurs de sédiment qui se trouvent au-dessus du toit rocheux. Malgré les avancées significatives dans les méthodes de traitement des signaux, la détection de la présence d'hétérogénéités de volume demeure une tâche très difficile avec ces systèmes. On trouvera ainsi [1, Guigné] une synthèse intéressante des différentes approches permettant de révéler la composition de l'intérieur du sédiment à partir de sondeurs placés dans l'eau. Les progrès obtenus proviennent en grande partie de la fusion d'informations issues de plusieurs systèmes (sondeur paramétrique, sondeurs basses fréquences et sondeur moyennes fréquences, traitement d'antenne) utilisés conjointement, immobiles et placés près du fond. Dans notre cas, on cherche à réaliser un « sonar à sédiments », intrusif et qui émet des ondes acoustiques depuis l'intérieur du sédiment, système qui n'existait pas sous forme de prototype, même si des travaux qui vont dans ce sens ont déjà été réalisés [2, Hines]. Dans le sédiment, les signaux

acoustiques sont atténués par l'absorption du sable qui est très forte (une centaine de dB/m à 200kHz typiquement, l'atténuation dans l'eau est négligeable en comparaison). Les signaux ultrasonores émis par INSEA (50kHz à 300kHz), ne permettent pas de détecter au-delà du m, mais offrent une bonne résolution spatiale (<1cm). Les coquillages à détecter mesurent de 2 à 5cm et sont typiquement répartis selon 1 élément par $dcm^3$. La rétrodiffusion acoustique par des langoustines a déjà été traitée [3, Stanton], et on suppose une répartition typique d'un ou deux terriers par $m^2$, occupé ou pas par un (ou plusieurs ?) individus.

Pour détecter des inclusions dans le sable, diverses méthodes sont à envisager en fonction du contexte:

- Si les inclusions sont peu nombreuses et que le milieu est homogène et non diffusant, on peut en principe appliquer une méthode de triangulation basée sur la mesure des temps de vols source-diffuseur-récepteur extraits du signal.
- Dans un milieu hétérogène faiblement diffusif, avec des éléments à détecter à faible contraste mais de grande taille (cas des galeries de langoustines), des techniques tomographiques exploitant les multiples projections de l'environnement issues des différents plans sont à privilégier. Dans le cas d'une multiplicité de diffuseurs discrets, on privilégiera des techniques de tomographie de diffraction, sachant qu'une des difficultés pressentie est le besoin de traitements augmentant le rapport signal à bruit et la résolution temporelle [4, Lingvall].
- Enfin, dans les cas plus complexes de milieux multiplement diffusifs, des techniques ont récemment été mise en œuvre telles que le retournement temporel ou l'interférométrie de coda [5, Larose].

## 2.2 Les apports de INSEA

Le célérimètre INSEA développé dans le cadre de projets RAPID/DGA enregistre les données brutes des ondes ultrasonores propagées entre 4 piquets en aluminium enfoncés dans le sédiment. Les mesures des vitesses et des absorptions des ondes de compression en sont déduites, (i) par la mesure du temps de vol pour la vitesse, (ii) par la mesure d'amplitude des signaux pour l'absorption. La géométrie de mesure est modulaire grâce à un contrôle des profondeurs (5 à 15 cm), des distances (15 à 35 cm) et des orientations des piquets. On peut choisir n'importe quel type de signal et envoyer la séquence de son choix.

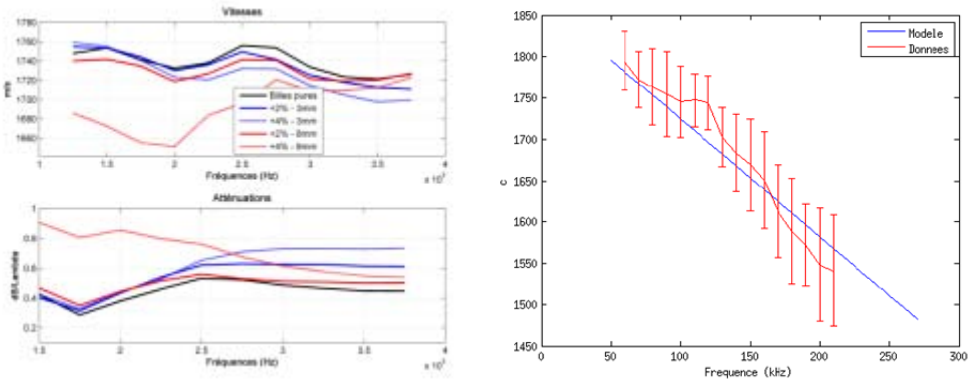



**Figure 33 : A gauche, mise en évidence des effets des inclusions (même en petites quantité) sur les vitesses et les atténuations dans des billes. A droite, exemple de courbe avec dispersion négative des vitesses mesurée (en rouge) et modélisée (en bleu).**

Au cours de ces travaux [6, Durafour], une base de données de mesures géoacoustique a été constituée sur un grand nombre de plages du littoral français et a mis en évidence la variabilité des résultats liée aux hétérogénéités [7, Corfou] et ce à toutes les échelles : (i) les inclusions même en faible pourcentage modifient la vitesse (Figure 33, à gauche), (ii) la diffusion par les grains engendre une dispersion négative de vitesses (Figure 33, à droite).

Il est donc proposé qu'un travail de démonstration de la faisabilité de la cartographie des premiers 50cm du sous-sol soit réalisé, (i) sur la base de l'instrument actuel optimisé, (ii) grâce au développement d'un algorithme spécifique permettant la détection, l'identification et l'estimation de la concentration d'organismes biologiques occupant le sous-sol marin.

# 3 Travaux réalisés

Au cours de l'année 2016, un premier travail d'approche a été entrepris, (i) en effectuant des simulations de l'INSEA en présence d'inclusions, (ii) en réalisant de petites expérimentations avec l'INSEA placé dans une cuve de sable immergé.

## 3.1 Simulateur

Un simulateur (Figure 34) a été réalisé sous Matlab pour prédire les formes d'onde reçues par le dispositif INSEA en fonction, (i) de la géométrie ; distances inter-piquets, profondeurs, placement dans la cuve …), (ii) des signaux ; signaux émis, directivité …, (iii) des matériaux présents ; type de sable, présence d'inclusions ou non.

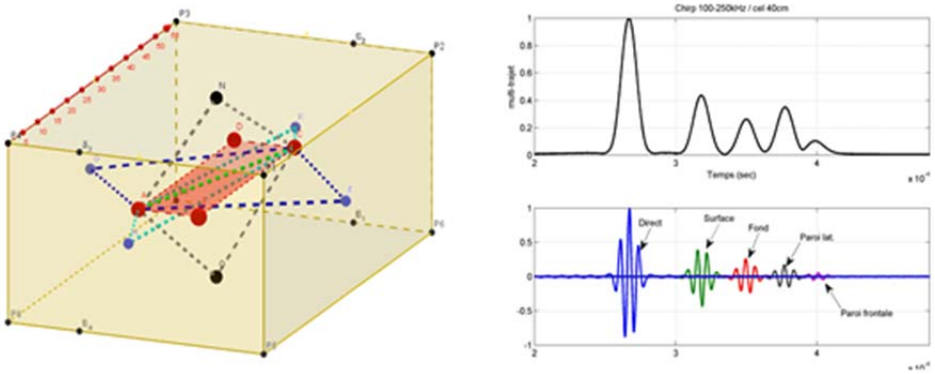



**Figure 34 : A gauche, visualisation des 4 transducteurs acoustiques (en rouge) placées dans la cuve et des trajets qui composent le signal propagé entre eux. A droite, signal temporel correspondant (ici sans inclusion). En bas, signal brut et mise en évidence des contributions des différents trajets. En haut, enveloppe du signal**

## 3.2 Mesures réalisées

On a ensuite réalisé des essais en cuve pour tester la détectabilité des inclusions dans un environnement contrôlé (Figure 35). On a ainsi placé le célérimètre dans un sable marin dans lequel on a disposé à des positions bien déterminées une ou plusieurs billes de fer de diamètre centimétrique.

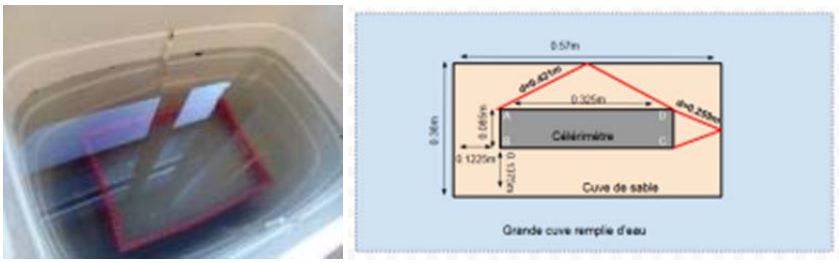



**Figure 35 : Expérimentations en cuve réalisées avec INSEA dans une cuve de sable dans laquelle on a placé une ou plusieurs billes (à gauche). Ses dimensions et l'emplacement du dispositif INSEA sont rappelés à droite.**

## 3.3 Discussion et nouveau design

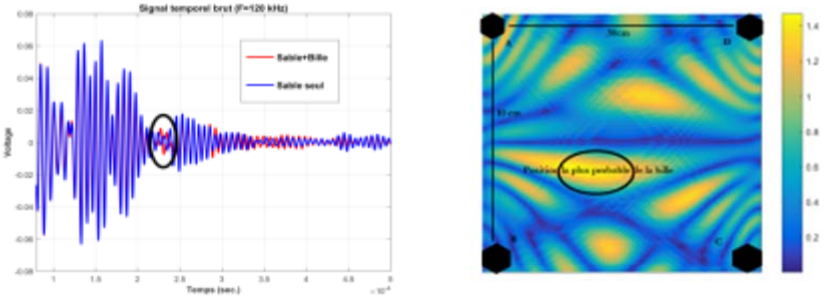


**Figure 36 : Résultats expérimentaux. A gauche, signal temporel brut avec (courbe rouge) et sans (courbe bleu) inclusion (trajet A->B). On observe le déphasage entre les deux signaux à la date qui correspond à l'emplacement de la bille de fer (et au multi-trajet associé). A droite, image résultant de la différence des images (avec et sans inclusion) révélant la présence de la bille placée près du centre.**

Parmi les traitements des signaux appliqués, un traitement de focalisation par pseudo ouverture synthétique consistant à imager le plan à partir des sommations des signaux temporels (après compression d'impulsion) reçus par les couples émetteur-récepteur disponibles a permis de révéler la présence de la cible dans le plan (Figure 36 à droite). On a pu constater que la présence de l'inclusion était la plus visible sur les signaux rétrodiffusés, notamment au travers de la phase (Figure 36 à gauche). On note cependant qu'il est nécessaire, (i) d'optimiser les signaux : les signaux transmis sont trop longs, des problèmes de phases subsistent et la directivité n'est pas suffisamment maitrisée, (ii) de modifier le système de mesure pour privilégier les signaux rétrodiffusés, pour exploiter les phases et pour augmenter le nombre de capteurs. C'est pourquoi, il a été décidé de modifier le design de l'INSEA pour améliorer les capacités de détection, (i) en ajoutant une antenne à phases d'émission verticale avec les mêmes capteurs (tout en gardant le dispositif initial pour les fonctions tomographiques). Il est ainsi prévu que de nouvelles expérimentations du même type soient entreprises avec ce nouveau design instrumental et que d'autres algorithmes de détection soient testés. Des travaux à la mer seront entrepris en 2018 pour valider le dispositif et les algorithmes qui auront été développés.

# 4 Références bibliographiques

[1] J.Y. Guigné (2015), "Acoustic interrogations of complex seabeds", Proceedings of the Institute of Acoustics, Vol.37.

[2] P.C. Hines (2010), "Time-of-flight measurements of acoustic wave speed in a sandy sediment at 0.6-20 kHz". In : IEEE journal of oceanic engineering 35.3, p. 502-515.

[3] Timothy K Stanton, Dezhang Chu et Peter H Wiebe (1998). "Sound scattering by several zooplankton groups. II. Scattering models". In : The Journal of the Acoustical Society of America 103.1, p. 236-253.

[4] Fredrik Lingvall, Tomas Olofsson et Tadeusz Stepinski (2003). "Synthetic aperture imaging using sources with finite aperture : Deconvolution of the spatial impulse response". In : The Journal of the Acoustical Society of America 114.1, p. 225-234.
[5] Eric Larose, Vincent Rossetto et Ludovic Margerin (2010). "Localisation d'un petit changement en milieu multiplement difusant (LOCADIFF) : Application à la localisation d'un défaut millimétrique dans le béton". In : 10ième Congrès Français d'Acoustique.
[6] M. Durafour, X. Demoulin, T. Garlan, L. Guillon, and P. Guyomard. "vitesse du son et absorption dans les sédiments sableux : analyse de mesures réalisées sur plages" . In Acoustics 2016 Conference, Le Mans, France, 2016.
[7] X. Demoulin, L. Guillon, T. Garlan, and P. Guyomard. "sound speed and attenuation measurements in sandy sediments :comparisons between tank measurements, in-situ measurements, and theoretical predictions". In J. Papadakis and L. Bjorno, editors, 1st Int. Conf. and Exhibition on Underwater Acoustics, pages 927_934, Corfou Island, Greece, 2013.

# Caractérisation des habitats et communautés benthiques en baie de Calvi (Corse) : évaluation du potentiel de l'imagerie ROV.

Damien Sirjacobs[1]*, Antonio Aguera Garcia[2], Corinne Pelaprat[3], Michèle Leduc[3], Alexandre Volpon[3], Bruno Danis[2], Sylvie Gobert[4], Pierre Lejeune[3].

1 Laboratoire de Phylogénomique des Eucaryotes, InBioS, B22, Sart Tilman 4000 Liège, Université de Liège, Belgique
[2] Laboratoire de Biologie Marine, Université Libre de Bruxelles, 50 Avenue F.D. Roosevelt, Brussels B-1050, Belgique
[3] STARESO, Pointe Revellata BP33, 20260 Calvi, France
[4] Laboratoire d'Océanologie, MARE Centre, B6c, Sart Tilman 4000 Liège, Université de Liège, Belgique

*Corresponding author: tel: +32 4 366 38 54; e-mail: d.sirjacobs@ulg.ac.be

## 1. Contexte et introduction

La Station de Recherches Sous-Marines et Océanographiques (STARESO) contribue à la caractérisation des habitats et communautés benthiques depuis de nombreuses années, notamment en baie de Calvi (Corse). Ces efforts sont réalisés à différentes échelles spatio-temporelles, mais se focalisent aussi à diverses résolutions biologiques: tant sur des communautés globales et des indices paysagers (i.e. indice LIMA ; Gobert et al., 2014) que sur des compartiments de ces communautés (transects macroalgues – Demoulin et al., 1980 ; Janssens et.al., 1993 ; indice CARLIT – Wyffels, 2014 ; indice ICAR - Cariou et al., 2013) ou encore sur des espèces clés constitutives d'habitats remarquables (*Posidonia oceanica*) (Gobert et al., 2009).

Ces données sont traditionnellement acquises en plongée autonome le long de transects de référence répartis à travers la baie et permettent de décrire la dynamique spatio-temporelle de ces habitats comme d'en suivre les changements de manière précise (œil du biologiste) mais inévitablement discrète (sous-échantillonnée). Bien que nécessaire pour établir une première connaissance détaillée des habitats de référence, l'observation humaine *in situ* impose certaines limitations et risques associés à la plongée en scaphandre, en terme de surface et gammes de profondeur observables en un temps donné.

Le développement de robots sous-marins (ROV) permet d'envisager un support à la compréhension de la dynamique des habitats benthiques, soit en termes d'acquisition d'une partie des informations (permettant aux plongeurs de se concentrer sur d'autres), en termes d'augmentation des surfaces, diversités de milieux et gammes de profondeur observables, ou encore en termes de fréquences des campagnes réalisables.

Une campagne d'observation des habitats benthiques a été réalisée en juillet 2016 afin d'évaluer les apports potentiels de cette approche dans certains des suivis environnementaux menés à STARESO sur base d'un robot de type VideoRay (Marine Biology Lab, ULB). Ce robot a été équipé de caméras GOPRO orientées vers le bas et vers l'avant (configurations d'acquisition en mode vidéo, vidéo stéréoscopique ou photos digitales à haute fréquence).

Des essais ont été réalisés dans le cadre de différentes évaluations environnementales (profondeur, substrat, …). Les potentiels et limitations de certaines de ces approches sont en cours d'analyse,

notamment sur base de comparaison avec des observations produites en plongée. Les principaux objectifs ou résultats préliminaires sont présentés ci-après.

## 2. Approches

### 2.1 Support à l'évaluation des indices LIMA.

L'indice LIMA (Gobert et al, 2014) traduit de manière chiffrée l'attrait paysager et la richesse patrimoniale du benthos méditerranéen entre 0 et –40 m. C'est un indice global, facile à mettre en œuvre, qui permet une comparaison spatiale des sites. Il se compose de 2 facteurs: une qualification topographique (classification de 15 typologies) et une qualification biologique (présences ou absences d'une trentaine d'espèces ou groupes d'espèces structurantes, remarquables et envahissantes). Durant l'été 2016, les trois radiales habituellement suivies par la STARESO pour l'application du LIMA ont été parcourues de manière simultanée par le ROV et les plongeurs biologistes (site de la pointe de la Revellatta, Fig. 1).

Les relevés effectués en plongée ont permis de calculer les différents indices intervenant dans le calcul de l'indice LIMA qui qualifie pour 2016 ce site comme attrayant avec une richesse patrimoniale moyenne. Cette valeur représente une baisse de qualité continue depuis 2005, à mettre en relation avec l'augmentation d'algues envahissantes.

La comparaison des données issues des profils LIMA traditionnels (plongée) avec celles dérivées des profils photos et vidéo acquises avec le ROV a permis de mettre en évidence :

- une forte sous-estimation de l'indice biologique principalement pour les espèces remarquables. En effet les vidéos réalisées n'ont pas permis l'observation d'espèces de poissons comme le mérou pourtant noté par les plongeurs ou les espèces situées en zone superficielle comme la patelle géante *Patella ferruginea.* Il en est de même pour les espèces structurantes fixées sur des surplombs (gorgones, *Parazoanthus*, etc.), mais pour lesquelles un effort de navigation supplémentaire du ROV pourrait améliorer la cohérence des approches.
- une bonne visualisation des algues filamenteuses et de la caulerpe (*C. cylindracea*) sur les images ROV. La différence de valeur de l'indice E (espèces envahissantes) est notamment liée à la relative précision de localisation du ROV le long du transect. Cela pourrait permettre dans une réflexion future d'imaginer son utilisation dans le cadre de suivi à grande échelle sur la progression de ces espèces.
- La possibilité d'obtenir un indice topographique sensiblement égal à celui relevé par les plongeurs à condition qu'un suivi de la radiale soit systématiquement filmé en plan frontal suffisamment large.

### 2.2 Support à la surveillance habituelle des profils historiques de distribution de macroalgues.

Des transects ont été réalisés pour 10 des 24 stations historiques (Demoulin et al. 1980 ; Janssens et al., 1993), choisis pour couvrir la gamme des communautés présentes en terme de composition spécifique et de taux de couverture. En première étape, les objectifs principaux sont : 1) établir un listing des espèces identifiables pour les transects réalisés dans les communautés les plus distinctes; 2) comparer pour les algues pérennes principalement (i.e. *Cystoseira brachycarpa*) les abondances estimées via l'imagerie du ROV aux abondances enregistrées en plongée sur ces mêmes transects durant l'été 2015. Une attention particulière sera dédiée aux algues filamenteuses qui colonisent régulièrement certaines zones étudiées.

### 2.3 Exploration et caractérisation des habitats et communautés benthiques macroscopiques non décrites ou non régulièrement surveillées.

Plusieurs long transects (100 à 700 m) ont été réalisés soit dans des sites pour lesquels des communautés de macroalgues étaient attendues par les cartes d'habitats benthiques (Abadie 2012 in Velimirov et al., 2016 ; Lejeune et al. 2014 ; Richir et al. 2015) mais qui ne faisaient pas partie des sites historiquement surveillés au moyen des relevés algologiques traditionnels, soit dans des sites dont l'habitat était considéré comme "sédiments" ou "autres". Dans l'un de ces derniers par exemple, l'utilisation du ROV a permis de mettre en évidence la présence de larges étendues de prairies d'algues (principalement *Caulerpa cylindraceae*, *Osmundaria volubilis*, .. ) fixant et tapissant certains fonds référencés comme « sédiments meubles » au large de la pointe Oscellucia, entre 25 et 40 mètres de fond (Figure 37). D'autres transects ont illustré la présence d'algues vertes du genre *Codium* (de type adhérent) par 75 m de fond au sein des communautés d'algues rouges de plateaux coralligènes, au nord de la Pointe Revellatta.

## 3. Perspectives

Pour les contextes d'étude explorés, l'analyse plus avancée de ces transects d'imagerie permettra d'extraire de plus amples informations concernant ces communautés benthiques particulières. Cette analyse permettra aussi de distinguer les limitations inhérentes à la méthode des limitations temporaires liées aux équipements et configurations testées (caméra, éclairage) et aux problèmes techniques rencontrés lors de cette première mission avec un ROV de type VideoRay en Baie de Calvi. L'information acquise par ce type d'outil, en complément aux données collectées en plongée, pourrait constituer à terme un apport majeur aux cartes d'habitats ou aux modèles de distribution d'organismes benthiques, tout comme à la compréhension de leur dynamique de développement et leur évolution à long terme. Bien que chaque approche ait ses avantages (précision de l'observation in situ, temps de développement de l'analyse d'image, avantage de l'archivage visuel, extension et gamme des zones accessibles), il est possible d'envisager qu'une fois en routine, une équipe de 2 personnes puisse couvrir près de 3 à 10 fois plus de longueur de transect par semaine passée sur le terrain au moyen de ce genre d'approche ROV, par rapport à une équipe de 2 plongeurs, pour les gammes de profondeur de 0-40 m. Ces rapports augmenteraient probablement pour les habitats situés entre 40 et 100 m. Particulièrement, les développements de protocoles de surveillance et d'analyse d'images acquises par ROV pourraient être utiles pour le suivi à long terme de la colonisation d'algues envahissantes, notamment en baie de Calvi. Par exemple si ces efforts permettent la quantification au minimum d'une notion de taux de couverture de la Caulerpe, dont les grandes catégories pourraient être reliées aux indices *in-situ* déjà développés, et de manière analogue pour le développement d'indice spécifiques aux algues filamenteuses.

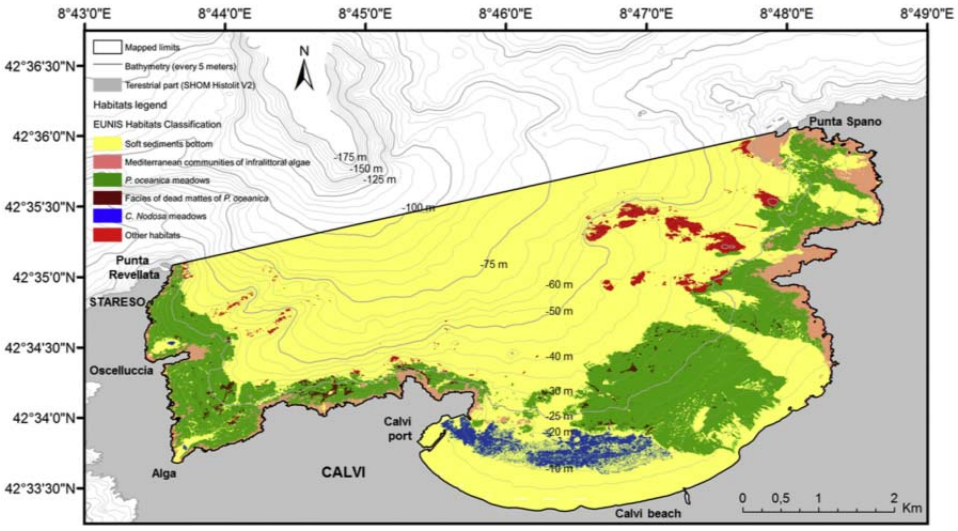



Figure 37 : Carte des habitats benthiques de la baie de Calvi (Abadie 2012)

## 4. Références

Abadie, A., 2012. Evolution des herbiers à Posidonia oceanica (L.) Delile dans la baie de Calvi (Corse, France) et influence de l'ancrage dans la baie de l'Alga. Mémoire de Master II. STARESO-Universit_e Aix Marseille, France, p. 45.

Cariou, N., Chery, A., Jousseaume, M., Richir, J., Lejeune, P., & Gobert, S., 2013. L'indice paysager Caulerpa racemosa "I.Ca.r". In Ifremer (Ed.), CARtographie des HAbitats Marins Benthiques : de l'Acquisition à la Restitution. Brest, France. http://hdl.handle.net/2268/139675

Demoulin, V., Janssen, M. P. and Licot, M., 1980. Mise au point d'une méthode de cartographie des macroalgues marines : application à la région de Calvi (Corse). Lejeunia, 102: 1-68.

Gobert, S., Sartoretto, S., Rico, Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., and Boissery, P., 2009. Assessmentof the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the Posidonia oceanica Rapid Easy Index: PREI. Marine Pollution Bulletin, 58, 1727-1733.

Gobert, S., Chéry, A., Volpon, A., Pelaprat, C. and Lejeune, P., 2014. The Seascape as an Indicator of Environmental Interest and Quality of the Mediterranean Benthos : The in Situ Development of a Description Index : The LIMA. Chapter 18 in O. Musard et al. (eds.), Underwater Seascapes, DOI 10.1007/978-3-319-03440-9_18, 273 © Springer International Publishing Switzerland 2014.

Janssens, M., Hoffmann, L. and Demoulin, V., 1993. Cartographie des macroalgues dans la région de Calvi (Corse) : comparaison après 12 ans (1978-79, 1990-91). Lejeunia, 141, 62 pp.

Lejeune, P., Abadie, A., Binard, M., Biondo, R., Borges, A., Collignon, A., Champenois, W., Chéry, A., Diaz, D., Donnay, A., Fréjefond, C., Gobert, S., Goffard, A., Hecq, J-H., Jousseaume, M., Lepoint, G., Michel, L., Pelaprat, C., Pere, A., Sirjacobs, D., Thomé, J-P. & Volpon, A. (2014) STARE-CAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) : Rapport d'activité – Année 2013. Rapport de recherches, STARESO, 147 pp.

Richir, J. , A. Abadie, M. Binard, R. Biondo, A. Borges, N. Cimiterra, A. Collignon, W. Champenois, A. Donnay, C. Fréjefond, S. Gobert, A. Goffart, G. Lepoint, C. Pelaprat, A. Pere, D. Sirjacobs, J.-P. Thomé, A. Volpon & P. Lejeune (2015) : STARECAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) – Année 2014. Rapport de recherches, STARESO, 84 pp.

Velimirov, B., Lejeune, P., Kirschner, A., Jousseaume, M., Abadie, A., Pête, D., Dauby, P., Richir, J., Gobert, S., 2016. Estimating carbon fluxes in a Posidonia oceanica system : Paradox of the bacterial carbon demand. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 171 : 23-34.

Wyffels, R. 2014. Détermination du statut écologique d'un milieu côtier méditerranéen (Corse : face à STARESO) par évaluation de l'état de peuplements et par recensement d'habitats. Mémoire de Master en Océanographie à l'Université de Liège, 51 pp.

# Optimisation de la cartographie sous-marine : Comment acquérir des données terrain en continu et s'affranchir de la bande aveugle des sonogrammes ?

Briac Monnier[1], Gérard Pergent[1], Philippe Clabaut[2], Gilles Gascon[3], Christine Pergent-Martini[1]

[1] Equipe Ecosystèmes Littoraux, FRES 3041/UMR CNRS SPE 6134, Université de Corse, 20250 Corte (France)
[2] Clabaut Consultant, 9, Impasse du Boutillier, 62240 Selles (France)
[3] GENAVIR, Service DEC/SEE, CS 20071, 29280 Plouzané (France)

**Mots clés :** Cartographie, habitats marins, sonar à balayage latéral, vidéo sous-marine, Corse

## 1 Introduction

La cartographie des habitats côtiers benthiques constitue une priorité pour les gestionnaires de l'espace littoral afin d'évaluer l'ampleur des changements et mettre en œuvre des politiques de gestion pour la conservation de ces habitats clés (Lopez y Royo *et al*., 2010). Les méthodes de cartographie les plus utilisées font appel à des capteurs optiques (près de la surface) ou acoustiques plus profondément (e.g. sonar à balayage latéral ; Godet *et al*., 2009). Quel que soit le type de capteur utilisé, il est nécessaire d'acquérir des données terrain (Brown *et al*., 2011) afin de calibrer et interpréter les informations fournies par ces dispositifs (réponse spectrale, sonogrammes). L'acquisition de données terrain est un processus souvent long et onéreux et les méthodes retenues dépendent essentiellement, des habitats présents, de la surface et de la profondeur de la zone d'investigation (Kenny *et al*., 2003). Plusieurs techniques sont communément employées comme des observations en plongée, des enregistrements vidéos (Remotely Operated Vehicles – ROVs) ou des prélèvements en aveugle (bennes, dragues, carottiers) correspondant le plus fréquemment à des informations sporadiques (points ou transects), alors que les capteurs fournissent une donnée surfacique (images, sonogrammes). De plus, même s'il est possible d'acquérir une grande quantité de données terrain, il est souvent difficile de calibrer toutes les réponses spectrales d'une image. La cartographie laisse ainsi une grande part d'interpolation, voire de subjectivité, surtout pour les données issues d'un sonar à balayage latéral où la présence d'une bande aveugle centrale complique l'interprétation (données manquantes). Au cours des dernières années, les caméras sous-marines ont été de plus en plus utilisées pour discriminer les habitats et les espèces (Rooper *et al*., 2008) et en particulier pour calibrer les données des capteurs optiques et acoustiques (Lefebvre *et al*., 2009). L'objectif de cette étude est d'expérimenter le couplage entre une caméra sous-marine et un sonar à balayage latéral afin d'acquérir en continue des données acoustiques et des données terrains, de manière à en faciliter l'interprétation et à optimiser le rendu cartographique.

## 2 Matériel et méthodes

Les données sont acquises, dans le cadre de la campagne PosidCorse, au cours de l'été 2015 à bord du N/O L'Europe de l'Ifremer, le long de la côte Est de la Corse (site Natura 2000 'Grand Herbier de la Côte Orientale'), entre 10 et 50 m de profondeur. Deux équipements complémentaires sont utilisés : un sonar à

balayage latéral (Klein 3000™) fournissant des données acoustiques des fonds (sonogrammes) et une caméra miniature haute définition (GoPro™ HD Hero3 Black Edition), équipée de son caisson (Subspace Picture™ ; Figure 38).

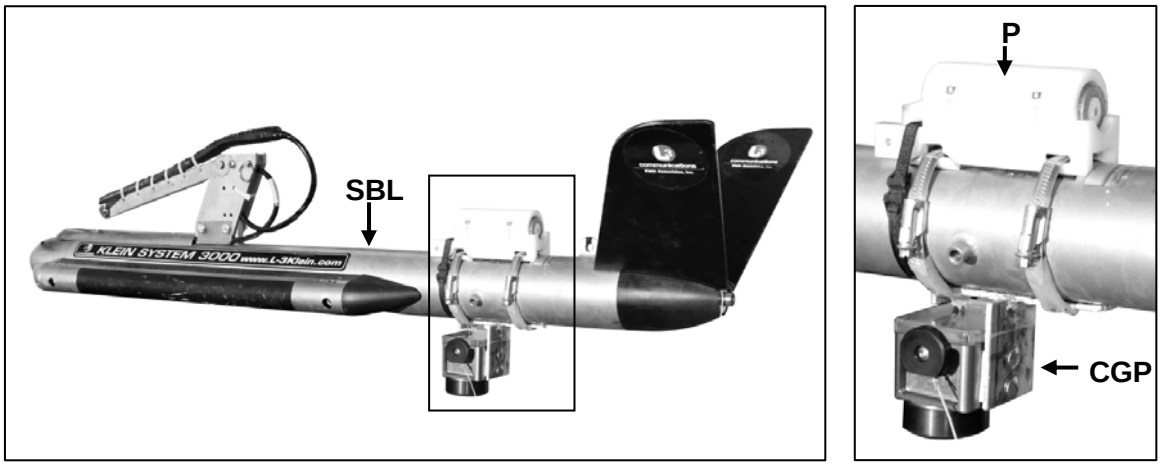



**Figure 38 : Le sonar à balayage latéral Klein 3000™ (SBL) équipé d'un pinger (P) et d'une caméra GoPro™, munie de son caisson (CGP) fixé sur le poisson tracté.**

La caméra GoPro™, positionnée face vers le bas, permet d'acquérir des images verticales des fonds marins situés sous le sonar à balayage latéral avec un champ de vision medium (127°). Différents paramètres vidéos (résolution, nombre d'images par seconde) sont testés mais également l'altitude du poisson par rapport au fond et la portée du sonar (entre 25 et 50 m). Cinq profils, représentant plus de 20 km d'acquisition, sont acquis à une vitesse de navigation variant de 4,5 à 6,0 km.h$^{-1}$ (Tableau 2) ; ils intègrent les principaux habitats présents le long du littoral insulaire : herbiers de Posidonies, herbiers de Cymodocées, substrats rocheux, fonds meubles, fonds à rhodolithes.

**Tableau 2 : Caractéristiques des transects effectués avec le sonar à balayage latéral Klein 3000™ et la caméra GoPro™.**

| Transect | Distance parcourue (m) | Durée (min) | Profondeur (m) | Portée du sonar (m) | Altitude du poisson (m) | Résolution de la caméra (pixels) | Images.s$^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| L3-102 | 1700 | 20 | 10 - 12 | 25 | 2.5 – 3.3 | 1920x1080 | 60 |
| L3-110 | 1600 | 21 | 10 - 16 | 25 | 2.5 – 4.9 | 1920x1080 | 60 |
| L3-128 | 2800 | 29 | 20 - 45 | 25 | 2.5 – 4.0 | 1920x1080 | 60 |
| L4-152 | 8100 | 84 | 10 - 50 | 25 | 2.5 – 2.8 | 2048x1536 | 30 |
| L4-166 | 6200 | 68 | 10-20 | 50 | 3.9 – 5.4 | 1920x1080 | 60 |

Le traitement des vidéos est réalisé à l'aide du logiciel Microsoft© Image Composite Editor (ICE) v. 2.0.3.0 (mode « Auto-detect ») afin de créer des panoramas de haute qualité. Le processus de création d'une photomosaïque, relativement simple et rapide, peut être décomposé en quatre étapes : (i) l'importation de la vidéo, (ii) la sélection d'un intervalle de temps déterminant la longueur de la photomosaïque, (iii) l'extraction automatique des images du plan focal à un moment précis et (iv) la composition d'une photomosaïque des fonds marins correspondant à la bande aveugle des sonogrammes.

# 3 Résultats

Le couplage entre les données acoustiques (sonogrammes) et les images de la caméra fournit différentes informations pour l'établissement des cartographies sous-marines. Les images, issues de la caméra, permettent de calibrer précisément les données acoustiques et de leur attribuer un habitat ou un type de fond. En effet, hormis pour les zones les plus profondes, une bonne discrimination des principaux habitats et types de fonds est possible sur 94 % des profils. La présence de structures spécifiques, liées à l'hydrodynamisme ('ripple marks', intermattes, accumulation de feuilles mortes de Posidonies), aux activités anthropiques (macro-déchets, coques de bateaux, etc.) et aux activités biologiques (traces de bioturbation du sédiment par des crustacés décapodes) est également enregistrée et quantifiée. Les images fournissent des informations sur la 'bande aveugle', non échantillonnée par le sonar à balayage latéral. Cela permet de réduire l'interpolation en précisant les limites des habitats de part et d'autre de la bande aveugle, mais également de détecter des petites structures présentes au sein de celle-ci (Figure 39). En outre, il est possible d'identifier la nature du substrat, plus particulièrement le substrat sur lequel se développe les herbiers (e.g. vase, sable, matte, roche) ; cette information, parfois manquante sur les sonogrammes, est d'une grande aide pour l'interprétation des données acoustiques.

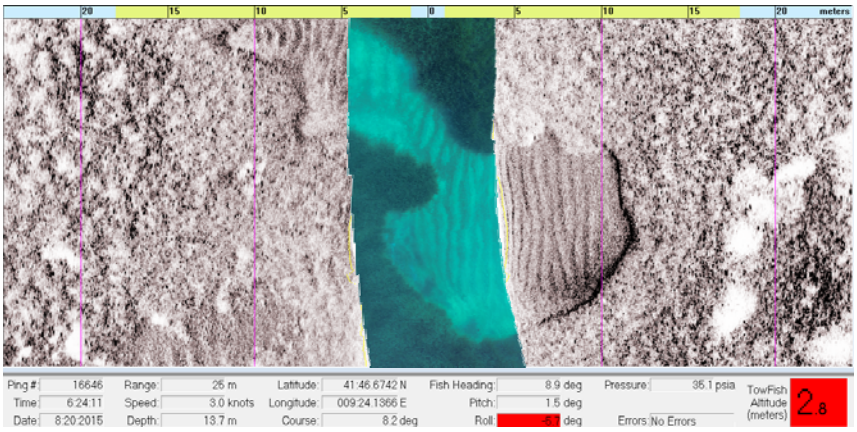



**Figure 39 : Couplage entre un sonogramme et une photomosaïque ; la limite entre le substrat meuble et l'herbier est bien visible ainsi que les 'ripple marks'.**

# 4 Discussion

Dans cette étude, le couplage d'une caméra et d'un sonar à balayage latéral a permis de valider les données acoustiques pour la cartographie des principaux habitats et types de fonds entre 10 et 50 m de profondeur. L'acquisition de données terrain par cette méthode s'est avérée rentable (en terme de temps et de coût) et non-destructrice vis-à-vis des fonds marins. Pour la première fois, la bande aveugle, située à l'aplomb du sonar est correctement étudiée alors que les seules techniques disponibles jusqu'à présent consistaient à recourir à des algorithmes spécifiques lors du traitement des sonogrammes ou à réaliser une interpolation manuelle. A l'instar de nombreux systèmes tractés (Rooper et al., 2008 ; Rende et al., 2015 ), les enregistrements vidéo, acquis au cours de cette étude, sont très peu soumis aux effets de tangage et de roulis. Les ailerons avec lesquels sont équipés les sonars à balayage latéral assurent une stabilisation efficace et garantissent une bonne qualité d'image. De plus, la taille réduite et le faible poids du caisson n'entraînent pas de perturbation pour l'enregistrement des données acoustiques. Les vidéos, réalisées avec un champ de vision de 127° et 60 images par secondes, fournissent des photomosaïques de très bonne

qualité bien que des distorsions occasionnelles puissent être observées. Un champ de vision plus large (170°) mériterait d'être testé car les distorsions plus importantes qu'il génère peuvent être facilement corrigées (Bouguet et al., 2010). De même, il serait intéressant de tester le mode 'time-lapse' de la caméra GoPro™ afin de réduire les effets de flou dus au couvert végétal dense des herbiers marins et au mouvement des feuilles ('effet de la canopée' ; Rende et al., 2015). Enfin, il conviendra de s'affranchir des limitations telles que la durée de la batterie (enregistrement maximal de deux heures) et la sensibilité de la caméra qui impose une profondeur d'acquisition maximale de 50 m et une altitude du sonar par rapport au fond comprise entre 2 et 5 m.

## 5 Remerciements

Les présents travaux sont issus de la campagne PosidCorse réalisées à bord du navire L'Europe de la Flotte Océanographique Française. Les auteurs remercient l'équipage (Ifremer – Genavir) pour leur efficacité ainsi que la Collectivité Territoriale de Corse et l'Agence des Aires Marines Protégées pour le soutien financier.

## 6 Références bibliographiques

Bouguet, J.Y., 2010. Camera, Calibration. Toolbox for Matlab.

Available online. http:// www.vision.caltech.edu/bouguetj/calib_doc/index.html.

Brown, C., Smith, S., Lawton, P., Anderson, J., 2011. Benthic habitat mapping: a review of progress towards improved understanding of the spatial ecology of the seafloor using acoustic techniques. Estuarine Coastal and Shelf Science, 92 (3), 502-520.

Godet, L., Fournier, J., Toupoint, N., Olivier, F., 2009. Mapping and monitoring intertidal benthic habitats: a review of techniques and a proposal for a new visual methodology for the European coasts. Progress in Physical Geography, 33 (3), 378-402.

Kenny, A.J., Cato, I., Desprez, M., Fader, G., Schuttenhelm, R.T.E., Side, J., 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. ICES Journal of Marine Science, 60, 411-418.

Lefebvre, A., Thompson, C.E.L., Collins, K.J., Amos, C.L., 2009. Use of a high-resolution profiling sonar and a towed video camera to map a Zostera marina bed, Solent, UK. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 82 (2), 323-334.

Lopez y Royo, C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Casazza, G., 2010. Seagrass (*Posidonia oceanica*) monitoring in western Mediterranean: implications for management and conservation. Environmental Monitoring and Assessment, 171, 365-380.

Ludvigsen, M., Sortland, B., Johnsen, G., Singh, H., 2007. Applications of georeferenced underwater photo mosaics in marine biology and archaeology. Oceanography, 20 (4), 140-149.

Rende, S.F., Irving, A.D., Bacci, T., Parlagreco, L., Bruno, F., De Filippo, F., Montefalcone, M., Penna, M., Trabucco, B., Di Mento, R., Cicero, A.M., 2015. Advances in micro-cartography: a two-dimensional photo mosaicing technique for seagrass monitoring. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 167, 475-486.

Rooper, C.N., 2008. Underwater video sleds: Versatile and cost effective tools for habitat mapping. Marine Habitat Mapping Technology for Alaska. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks.

# Les arbres de régression multivariable: une méthode innovante pour construire des systèmes de classification hiérarchique écologiques

Fontaine A. (1,2), Devillers R. (3)
1 Département de biologie, Université Laval, Québec, QC, Canada,
2 AgroParisTech, F-75005 Paris, France,
3 Department of Geography, Memorial University of Newfoundland, St John's NL, Canada

## 1. Introduction

Les activités de gestion du milieu marin, telles la planification d'aires marines protégées ou le suivi de l'état des milieux, s'appuient de plus en plus sur un découpage préalable de la zone gérée en unités écologiques, représentant des habitats et/ ou des communautés biologiques distinctes (Costello 2009).
Deux grands types d'approches de cartographie écologique sont généralement reconnus : (1) les approches dites abiotiques qui délimitent des unités écologiques à partir de facteurs environnementaux réputés influencer la structure des communautés biologiques et (2) les approches dites biotiques basées sur une analyse quantitative de données biologiques, qui permettent une délimitation de communautés écologiques distinctes. Entre ces deux extrêmes, il existe une grande variété d'approches mixtes utilisant à la fois des données biotiques et abiotiques. Chaque approche présentant un certain nombre d'avantages et d'inconvénients, il est souvent difficile d'en choisir une. L'objectif de cet article est de présenter une méthode originale, basée sur les Arbres de Régression Multivariable (ARM) décrits par De'ath (2002), qui présente de nombreux atouts pour construire un système de classification écologique. Un exemple est fourni pour la région de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au Québec (Canada).

## 2. Matériel et méthode

Des relevés pluri-spécifiques au chalut de fond sont effectués tous les ans dans le golfe du Saint-Laurent. Sur la période 2007 à 2009, 1081 sites au total ont été échantillonnés suivant un plan de relevé aléatoire stratifié en fonction de la profondeur (voir Figure 40 ; voir Chadwick et al. (2007) pour plus de détails sur les protocoles utilisés).
Les principales variables environnementales susceptibles d'influencer la structure des communautés benthiques (voir McArthur et al. 2010) ont été cartographiées à l'échelle du golfe du Saint-Laurent à partir de différentes sources de données. La profondeur et la pente sont dérivées de la carte bathymétrique du Service Hydrographique du Canada. La géomorphologie est caractérisée par quatre variables proposées par Dutil et al. (2011). Trois classifications différentes des sédiments de surface sont tirées des cartes géologiques de Loring et Nota (1973) et Fulton (1995). La température, la salinité au fond et la vitesse du courant au fond sont issues de statistiques calculées par Petrie et al. (1996) à partir de mesures *in situ* rastérisées par Dutil et al. (2011) et à l'aide d'un modèle physique en 3D du golfe du Saint-Laurent (Saucier et al. 2003). Par ailleurs, afin de maximiser les chances d'identifier les variables les plus pertinentes, certaines variables ont été décrites en utilisant plusieurs métriques, telles que les valeurs moyennes, minimum, maximum, le percentile 90 et l'écart-type des variables océanographiques. La teneur en chlorophylle *a*, mesurée à partir du capteur MODIS de la NASA, a également été introduite comme variable car considérée comme une bonne approximation de la biomasse phyto-planctonique, principale source de

nourriture des communautés benthiques (Witman et Roy 2009). Les images traitées par l'Institut Océanographique de Bedford, Canada, ont été utilisées uniquement sur la période de mars à août des trois années afin de limiter les biais de mesures mis en évidence par Gregg et Casey (2007) à ces latitudes durant la période hivernale. Au total, 32 métriques différentes, de type numérique ou catégoriel, sont disponibles sous format raster ou fichier de forme et ont été extraites pour chacun des sites d'échantillonnage. ArcGIS® v.10 a été utilisé pour les traitements cartographiques.

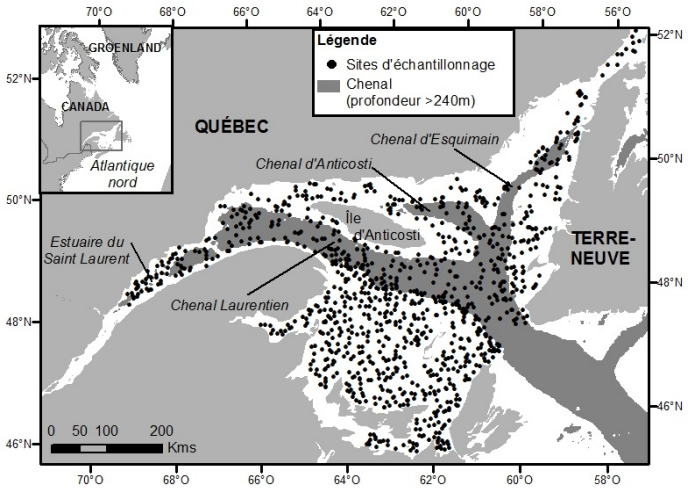



**Figure 40 : Carte de la zone d'étude montrant la répartition des sites d'échantillonnage (points noirs) dans le golfe du Saint-Laurent, Canada.**

La méthode de l'arbre de régression multivariable (ARM ou « *multivariate regression tree* » en anglais) utilisée dans cette étude et décrite par De'ath (2002) consiste à identifier des groupes de sites présentant une composition biologique similaire en procédant à des divisions successives des données à partir du groupe de sites initial. La différence avec les autres méthodes de groupements hiérarchiques est que chaque partition en deux sous-groupes de sites est définie par rapport à une variable environnementale choisie en testant toutes les bipartitions possibles et en retenant celle qui permet de minimiser la dissimilarité intra-groupe relative à la composition spécifique (voir Figure 41). La mesure de dissimilarité étant basée sur une distance euclidienne, les données d'abondance sont transformées en abondances relatives préalablement aux calculs suivant la transformation de Hellinger (Legendre et Gallagher 2001). Le processus de bipartition peut se poursuivre jusqu'à ce que chaque sous-groupe ne contienne plus qu'un site. Un processus de validation croisée à υ-recouvrements, répété n fois, permet de calculer pour chaque arbre l'erreur relative de validation croisée (« CVRE » en anglais) qui est une mesure du pouvoir prédictif d'un arbre. Pour notre étude, nous avons retenu υ =5 et n=10. Le meilleur modèle prédictif est celui qui permet de minimiser la CVRE. Une autre caractéristique importante d'un arbre est l'erreur relative qui mesure le potentiel explicatif de l'arbre et qui, soustraite de la valeur 1, donne le coefficient de détermination $R^2$ de l'arbre (Ouellette 2011a). Selon l'objet de l'étude, des arbres plus ou moins complexes sont retenus, la complexité de l'arbre étant mesurée par le nombre de groupes terminaux, ou « feuilles ». En termes biogéographiques, chaque feuille de l'arbre correspond donc à un ensemble de sites présentant une composition spécifique similaire, c'est-à-dire un type de communauté biologique, et à une succession de règles sur les variables environnementales explicatives, c'est-à-dire un type d'habitat pouvant être aisément cartographié à partir des couches environnementales correspondantes dans ArcGIS® v.10 (voir figure 3). Les analyses de données ont été faites avec le logiciel R v.2.15.3 (R Core Team 2012), notamment la fonction mvpart() de la bibliothèque MVPART (De'ath 2012) et ses améliorations apportées par la bibliothèque MVPARTwrap (Ouellette 2011b).

## 3. Résultats

Le modèle présentant le meilleur pouvoir de prédiction, avec un CVRE de 0.50, comprend un nombre élevé de types d'habitat (54). Afin de simplifier la représentation cartographique des unités écologiques, il a été décidé de se limiter à huit types d'habitat, correspondant à un CVRE de 0.58 et un pourcentage de variance expliquée de 45% (voir Figure 41).

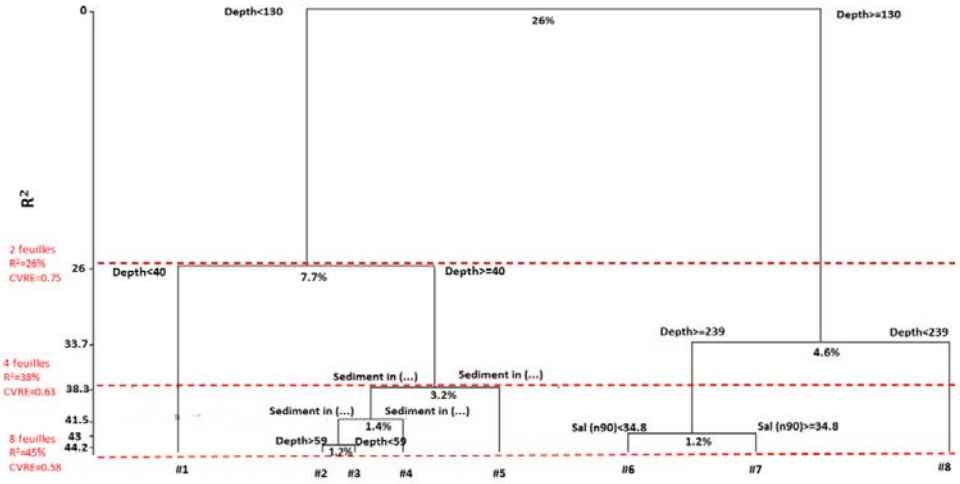



Figure 41 : Arbre de Régression Multivariable créé avec les données des sites de relevés de poissons de fond du golfe du Saint-Laurent (Canada). A chaque bipartition est indiqué le pourcentage de variance expliquée par la variable environnementale retenue ainsi que la valeur-seuil lorsque la variable est numérique. Pour la variable « Sédiment », de type catégoriel, les ensembles de valeur correspondant à la bipartition n'ont pas été indiqués pour simplifier la représentation originale issue de la fonction MRT() de MVPARTwrap. L'algorithme attribue un numéro aux 8 groupes terminaux retenus ici. Le potentiel prédictif (CVRE) de l'arbre a été rajouté pour différents niveaux de complexité (lignes rouges pointillées).

Les variables environnementales rentrant dans le modèle sont par ordre d'importance décroissant la profondeur, le type de sédiment et la salinité au fond mesurée par le percentile 90. La profondeur, intervenant à quatre reprises dans le processus de division hiérarchique, permet d'expliquer 39.5% de la variabilité biologique. Les unités écologiques correspondant à ces huit types d'habitat ont été cartographiées faisant apparaître par exemple une stratification des habitats le long des pentes du chenal Laurentien, avec des limites à 130 et 239 m de profondeur (voir Figure 42).

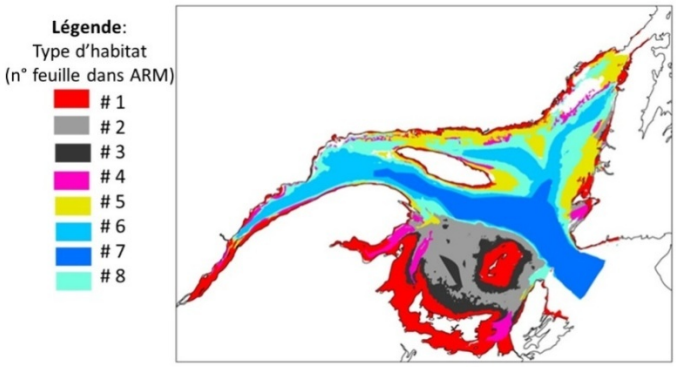



Figure 42 : Unités écologiques du golfe du Saint-Laurent (Canada) cartographiées à partir des variables environnementales retenues dans l'ARM modélisant la distribution des poissons de fond. Les huit types d'habitat sont identifiés par une couleur et le numéro du groupe terminal de l'arbre

## 4. Discussion et perspective

Comme les méthodes exclusivement abiotiques, la méthode de l'ARM présente l'avantage de permettre une représentation aisée des unités écologiques à partir d'un nombre limité de variables environnementales qui sont en général plus faciles à collecter ou à modéliser à l'échelle d'un vaste territoire que les données biologiques. Pour chaque variable environnementale, des valeurs-seuils sont

clairement identifiées par l'ARM et permettent de justifier aisément le contour des unités. Par contre, à la différence des méthodes exclusivement abiotiques, les unités sont également définies par rapport à des communautés biologiques distinctes que l'on peut décrire, ce qui leur donne une légitimité biologique. Enfin, contrairement aux autres méthodes dites « mixtes », combinant des variables abiotiques et biotiques, la construction de l'ARM ne requiert qu'une seule étape qui combine la sélection des variables environnementales explicatives, la modélisation des communautés biologiques et leur prédiction. Par ailleurs, cette méthode présente des propriétés qui lui permettent d'être bien adaptée à une grande diversité de situations. Elle peut utiliser des variables explicatives aussi bien numériques que catégorielles et est peu sensible en cas de valeurs manquantes dans la matrice explicative (De'ath 2002). Elle permet donc de tester un grand nombre de variables environnementales mais aussi différentes métriques de la même variable (par exemple : valeur moyenne, maximum ou percentile 90) afin de sélectionner celle qui permet le mieux d'expliquer et de prédire la structure des communautés biologiques. A la différence d'autres méthodes de modélisation, l'ARM ne requiert pas de faire l'hypothèse d'un type de relation particulier (ex. linéaire ou unimodal) entre les abondances d'espèces et les caractéristiques environnementales. Par ailleurs, la structure hiérarchique du modèle permet de prendre en compte de façon automatique les interactions éventuelles entre variables explicatives (De'ath 2002). La structure hiérarchique permet également d'adapter facilement la représentation graphique au degré de précision souhaité en retenant un nombre plus ou moins grand de groupes terminaux correspondant à autant de types d'habitat différents, tout en évaluant simultanément la perte de pouvoir prédictif et explicatif du modèle simplifié par rapport au meilleur modèle. La structure en arbre, où chaque type d'habitat peut être divisé entre deux sous-types d'habitat, met aussi en évidence les « filiations » et les relations de proximité entre types d'habitat. L'ensemble de ces caractéristiques font de l'ARM une méthode efficace adaptée à la définition d'un système de classification écologique hiérarchique, avec des unités faciles à cartographier et qui ont une signification biologique.

## 5. Bibliographie

Chadwick, E. M. P., W. Brodie, E. Colbourne, D. Clark, D. Gascon and T. Hurlbut (2007). History of Annual Multi-Species Trawl Surveys on the Atlantic Coast of Canada - Bulletin PMZA DFO. 6-05.

Costello, M. J. (2009). "Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management." Marine Ecology-Progress Series 397: 253-268.

De'ath, G. (2002). "Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships." Ecology 83(4): 1105-1117.

De'ath, G. (2012). mvpart: Multivariate partitioning. R package version 1.6-0. http://CRAN.R-project.org/package=mvpart.

Dutil, J.-D., S. Proulx, P.-M. Chouinard and D. Borcard (2011). A Hierarchical Classification of the Seabed Based on Physiographic and Oceanographic Features in the St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2916: vii + 72 p.

European Commission (2010). Commission decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (2010/477/UE).

Fulton, R. J., compiler (1995). Surficial materials of Canada, Geological Survey of Canada, map 1880A, scale 1: 5 000 000.

Gregg, W. W. and N. W. Casey (2007). "Sampling biases in MODIS and SeaWiFS ocean chlorophyll data." Remote Sensing of Environment 111(1): 25-35.

Hutchinson, G. E. (1957). "Concluding remarks. " Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22: 415–427. Reprinted in 1991: Classics in Theoretical Biology. Bull. Math. Biol. 1953:1193–1213.

Legendre, P. and E. D. Gallagher (2001). "Ecologically meaningful transformations for ordination of species data." Oecologia 129(2): 271-280.

Loring, D. H. and D. J. G. Nota (1973). " Morphology and sediment of the Gulf of St.Lawrence ". Bull. Fish. Res. Bd. Can. 182. 147pp.

McArthur, M. A., B. P. Brooke, R. Przeslawski, D. A. Ryan, V. L. Lucieer, S. Nichol, A. W. McCallum, C. Mellin, I. D. Cresswell and L. C. Radke (2010). "On the use of abiotic surrogates to describe marine benthic biodiversity." Estuarine Coastal and Shelf Science 88(1): 21-32.

Ouellette, M. H. (2011a). MRT with R- L'arbre de régression multivariable et les modèles linéaires généralisés revisités : applications à l'étude de la diversité bêta et à l'estimation de la biomasse d'arbres tropicaux. PhD, Université de Montréal.

Ouellette, M. H. (2011b), with contributions from Legendre P. "MVPARTwrap: Additional functionnalities for package mvpart. R package version 0.1-9."

Petrie, B., K. Drinkwater, A. Sandstrom, R. Pettipas, D. Gregory, D. Gilbert and P. Sekhon (1996). Temperature, salinity and sigma-t atlas for the Gulf of St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 178: v + 256 pp..

# Session 5 :

# Modélisation des habitats benthiques

Présidente de session : Frida LASRAM (Université du Littoral Côte d'Opale)

# Modélisation mécaniste de la distribution d'espèces benthiques dans un environnement variable

Yoann Thomas[1], Cédric Bacher[1]

1- Ifremer, DYNECO/LEBCO, Technopole Brest-Iroise, France

## 1 Contexte et objectifs

Les organismes marins font actuellement face à un taux de réchauffement des eaux sans précédent, qui affecte leurs performances physiologiques (e.g. croissance, reproduction), leur phénologie (e.g. période de ponte) et leur biogéographie [1,2]. Le changement climatique est ainsi l'une des principales menaces contre l'intégrité des écosystèmes, notamment en terme de biodiversité [3]. Mieux comprendre et anticiper la réponse des populations aux changements globaux constitue donc un enjeu majeur, notamment dans les écosystèmes côtiers, qui sont vitales d'un point de vue écologique, social et économique [4].

Pour comprendre et anticiper la distribution des espèces, de nombreuses recherches développent des modèles de distribution d'espèce : *species distribution models* (SDMs), qui utilisent des données environnementales spatiales, pertinentes pour une espèce données, pour prédire sa distribution. Ces modèles peuvent être corrélatifs ou mécanistes [5]. Les SDMs corrélatifs sont basés sur des corrélations entre données de distribution d'espèce et variables environnementales [6]. Les SDMs mécanistes sont eux construits sur la connaissance des processus de réponse, physiologique, phénologique ou autre, aux variables environnementales, qui vont déterminer la dynamique démographique des espèces [7]. Ces deux approches apparaissent complémentaires, et présentent chacune leurs limites, principalement liées aux difficultés de développer des approches dynamiques avec les SDMs corrélatifs et aux difficultés de paramétrisation des modèles mécanistes [5]. Une perspective forte en écologie des populations, notamment dans un contexte de changements globaux qui soumettent les organismes à des stress multiples, réside donc dans l'opportunité de combiner les approches corrélatives et mécanistes, pour l'étude de la distribution des espèces. Par ailleurs, il est démontré que toutes les espèces ne répondent pas de façon identique aux changements globaux en terme de tolérance physiologique, traits d'histoire de vie, probabilité d'extinction, colonisation ou dispersion, ce qui peut avoir des conséquences notables à l'échelle des communautés et donc sur les fonctions des écosystèmes (e.g. concept du « *match mismatch* »). Procéder à un transfert d'échelle, de l'individu à la population et à la communauté constitue donc un objectif nécessaire pour projeter des scénarios d'évolution [8].

Dans ce contexte, l'objectif principal de ce projet est de modéliser la réponse d'espèces benthiques à des changements environnementaux, et les conséquences sur leur biogéographie. Pour cela, nous proposons de combiner une approche de modélisation statistique, définissant l'habitat potentiel de trois espèces de bivalves à partir de critères physiques, à une modélisation mécaniste, générique, individu-centrée, à même d'évaluer la dynamique de population de ces trois espèces en réponse au réchauffement climatique.

## 2 Stratégie

Cette étude est établie à l'échelle des côtes du Golfe de Gascogne et de la Manche. Il s'agit en particulier (1) de développer un modèle bioénergétique à l'échelle individuelle sur la base de la théorie *dynamic*

*energy budget* (DEB) [9], à même de simuler les traits d'histoire de vie de chaque espèce (i.e., croissance, reproduction) en fonction des variables environnementales (i.e. température, nourriture), (2) d'intégrer ce modèle dans un modèle de dynamique de population avec une approche individu-centrée (*individual based modelling*, IBM) et (3) de projeter des scénarios d'évolution sur la base des projections climatiques de température de l'eau à l'horizon 2100 (i.e. scénarios IPCC). Ce projet repose sur des travaux précédents, qui ont permis de mettre en place la modélisation statistique des habitats [10]. L'ensemble de ce travail doit permettre de tester des hypothèses afin de réduire la complexité des modèles de distribution d'espèces, en particulier en traitant la question des groupes fonctionnels [8], par l'utilisation du modèle DEB et de ses paramètre pour définir des traits fonctionnels.

Les trois espèces retenues pour cette étude sont l'huître creuse : *Crassostrea gigas*, et deux Mytilidés : *Mytilus edulis* et *Mytilus galloprovincialis*. Ces trois espèces sont des espèces majeures des écosystèmes intertidaux, qui sont largement exploitées par la pêche et l'aquaculture en Europe. D'un point de vue biogéographique, *Mytilus edulis* est une espèce des secteurs tempérés froids, qui se répartie du nord de l'Europe aux côtes Espagnoles. *Mytilus galloprovincialis* est une espèce Méditerranéenne, que l'on retrouve jusqu'au nord des îles Écossaises. *Crassostrea gigas* a quant à elle été introduite sur les côtes Françaises dans les années 1970 et colonise depuis l'ensemble des côtes Européennes, notamment sous l'effet du réchauffement climatique [11].

# 3 Résultats

## 3.1 Projection climatique et habitats potentiels

La combinaison de données de présence/absence (bases EurOBIS, NBN), avec la description de l'habitat (i.e. nature du fond, zone bathymétrique, agitation ; base EMODNet), a permis de définir les caractéristiques de l'habitat de chaque espèce. Combiné avec la typologie EUNIS, cela a permis d'identifier les secteurs d'habitat potentiel sur la zone d'étude, soit 143 points retenus, avec une définition spatiale de 12x12 kms (Figure 43).

L'extraction des températures de surface de l'eau, simulées par le modèle climatique CNRM-CM5 (scénario RCP8.5) sur la période 1995-2100 permet d'associer à chaque point d'habitat potentiel un profil de température. La carte en Figure 43 décrit spatialement la différence de température moyenne annuelle entre le scénario de projection climatique et le scénario de référence.

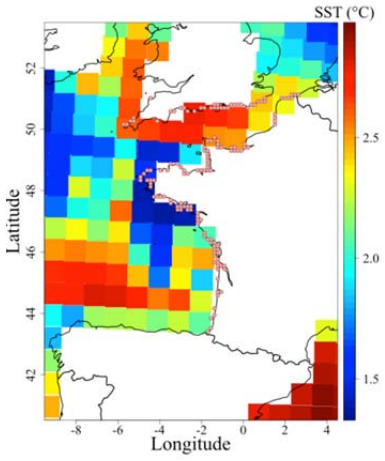



**Figure 43 : Localisation des points d'habitat potentiel pour la moule (points rouges le long des côtes). Les pixels de couleur indiquent le delta de température moyenne annuelle de l'eau entre les deux scénarios : 1995-2010 (référence) et 2085-2100 (projection, scénario RCP8.5, modèle CNRM-CM5).**

## 3.2 Réponse des organismes à la température

De nombreuses fonctions physiologiques sont modulées par la température (e.g. acquisition de l'énergie, maintenance). Dans le modèle DEB, cette modulation est faite par l'application d'un facteur de correction par la température ($c_T$), élaboré à partir du modèle d'Arrhenius (standardisé à 1 à 20°C). Le profil de ce

facteur de correction apparaît très différent entre les trois espèces étudiées (Figure 44), notamment entre les 2 espèces de moule, *M. edulis* ayant un optimum plus faible (18°C) que *M. galloprovincialis* (24°C). *M. galloprovincialis* apparaît par ailleurs plus sensible aux faibles températures, en deçà de 10°C. L'huître creuse *C. gigas* présente quant à elle une gamme de tolérance plus large et un optimum à 28°C. Ces profils permettent d'anticiper une réponse contrastée à une modification des conditions du milieu, décrite en Figure 44 par la distribution de probabilité des températures sur l'ensemble des sites habitats potentiels pour les deux scénarios climatiques.

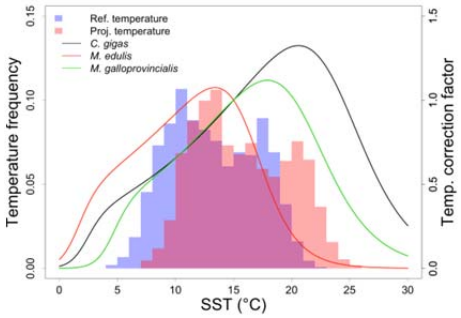



**Figure 44 : Profils du facteur de correction $c_T$ appliqué dans le modèle DEB pour les trois espèces sur le gradient de température 0-30°C et histogrammes de la distribution de probabilité de la température pour l'ensemble des sites pour les deux scénarios : 1995-2010 (référence) et 2085-2100 (projection, scénario RCP8.5, modèle CNRM-CM5).**

## 3.3 Phénologie de la ponte

Le modèle DEB permet de simuler la ponte sur la base de seuils de température et de maturation (i.e. rapport gonado-somatique) [12]. Chaque individu simulé peut pondre à tout moment au cours de l'année en fonction de ces paramètres. La Figure 45 présente les distributions des dates de ponte simulées dans l'ensemble des sites sélectionnés pour les 2 scénarios climatiques et deux espèces : *C. gigas* et *M. edulis*. En conditions de référence, *C. gigas* pond en période estivale, entre juin et septembre, avec un pic en juillet. *M. edulis* présente des évènements de ponte toute l'année avec un mode en fin d'hiver aux mois d'avril mai, et un mode important en automne, au mois de septembre [13]. Dans le scénario de projection future, la période de ponte de *C. gigas* est étendue du mois de mai au mois de novembre, avec un mode important qui apparaît entre août et septembre. Pour *M. edulis*, aucune ponte n'intervient en période estivale du fait d'une inhibition de la ponte en-deçà de 7-8°C et au-dessus de 18°C [14]. En revanche, le pic de ponte automnal devient majoritaire et déplacé sur les mois d'octobre novembre.

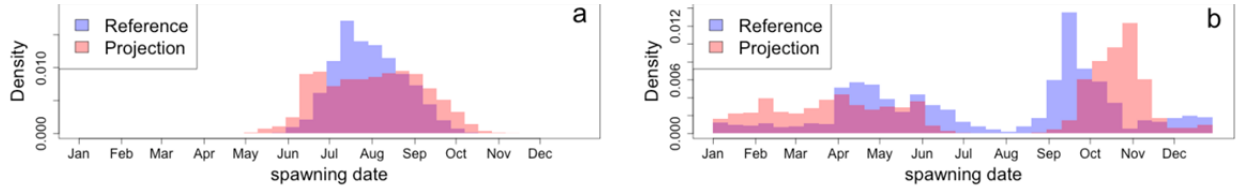



**Figure 45 : Distribution des probabilités de date de ponte pour (a) *C. gigas* et (b) *M. edulis* pour les 2 scénarios testés : la période de référence 1995-2010 et le scénario de projection 2085-2100.**

## 3.4 Croissance des populations et scénarios d'évolution biogéographique

Le taux de croissance de la population (*population growth rate*, PGR) évolue de façon différente pour les trois espèces sous l'effet du réchauffement climatique, avec une nette structuration le long du gradient latitudinal (Figure 46). Le PGR augmente ainsi pour l'ensemble des sites pour *C. gigas*, et de façon plus marquée sur les côtes Bretonnes et en Manche. Pour les deux espèces de moule, le PGR est diminué sur la majorité des sites. Cependant certains secteurs au nord montrent une sensible augmentation : 22% des sites pour *M. edulis* et 31% des sites pour *M. galloprovincialis*. Le PGR diminue ainsi nettement dans le

Golfe de Gascogne, la variation est quasi nulle en Manche et une augmentation est observable pour *M. galloprovincialis* dans la partie Est de la Manche.

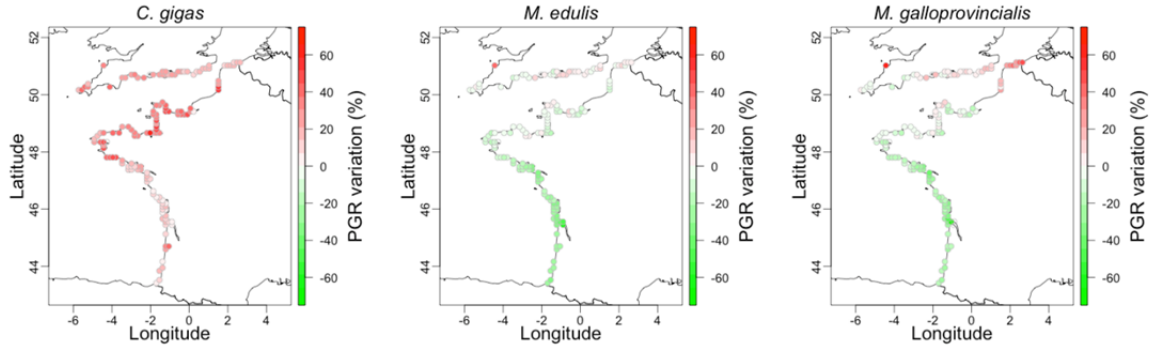



**Figure 46 : Cartographie du pourcentage de variation du taux de croissance des populations (PGR) entre scénario de référence et projection climatique, dans l'ensemble des sites pour les trois espèces.**

# 4 Conclusion et perspectives

Les SDMs combinant les approches statistiques et mécanistes sont encore peu développés. Ce type d'outils offre des perspectives multiples en écologie des populations, par exemple (1) pour développer des scénarios d'évolution de la distribution des communautés en milieu marin, (2) pour soutenir la mise en œuvre de mesures de gestion des écosystèmes. L'intégration du modèle DEB offre par ailleurs des perspectives de premier intérêt sur les questions d'évolution, d'adaptation, de sélection, qu'il sera nécessaire d'aborder dans le cadre de nos scénarios de projection à long terme [15]. Une perspective à court terme de ce travail réside dans l'intégration du processus de connectivité inter-sites, qui est un processus déterminant dans la dynamique des espèces bentho-pélagiques. Il s'agira en particulier d'identifier si la modification de la phénologie de la ponte sous l'effet du réchauffement des eaux impacte la durée de vie larvaire et *in fine* la structure de connectivité entre les zones d'habitat.

# 5 Références

1. Philippart, C. J. M. *et al.* Climate-related changes in recruitment of the bivalve Macoma balthica. *Limnology and Oceanography* **48,** 2171–2185 (2003).
2. Fly, E. K., Hilbish, T. J., Wethey, D. S. & Rognstad, R. L. Physiology and Biogeography: The Response of European Mussels (Mytilus spp.) to Climate Change. *American Malacological Bulletin* **33,** 136–149 (2015).
3. Pereira, H. M. *et al.* Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* **330,** 1496 (2010).
4. Harley, C. D. G. *et al.* The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* **9,** 228?–241 (2006).
5. Buckley, L. B. *et al.* Can mechanism inform species' distribution models? *Ecology Letters* **13,** 1041–1054 (2010).
6. Guisan, A. & Zimmermann, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135,** 147–186 (2000).
7. Kearney, M. & Porter, W. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters* **12,** 334–350 (2009).
8. Kissling, W. D. *et al.* Towards novel approaches to modelling biotic interactions in multispecies assemblages at large spatial extents. *Journal of Biogeography* **39,** 2163–2178 (2012).
9. Kooijman, S. A. L. M. *Dynamic Energy Budget Theory for Metabolic Organisation*. (Cambridge University Press, 2010).
10. Kasmi, A. Modélisation des habitats pour des populations benthiques à l'échelle de la Manche et du Golfe de Gascogne : approche bioénergétique. *Rapport Master 2, Université Aix-Marseille.* 30 pp. (2013).
11. Thomas, Y. *et al.* Global change and climate-driven invasion of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) along European coasts: a bioenergetics modelling approach. *J. Biogeogr.* **43,** 568–579 (2016).
12. Fabioux, C., Huvet, A., Le Souchu, P., Le Pennec, M. & Pouvreau, S. Temperature and photoperiod drive *Crassostrea gigas* reproductive internal clock. *Aquaculture* **250,** 458–470 (2005).
13. Pouvreau, S. *Observer, analyser et gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l'huître creuse en France : Le réseau VELYGER*. (Ifremer, 2015).
14. Lubet, P. Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilidés et les Pectinidés (Mollusques bivalves). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* **23,** 397–547 (1959).
15. Sotka, E. E. Natural Selection, Larval Dispersal, and the Geography of Phenotype in the Sea. *Integrative and Comparative Biology* **52,** 538 –545 (2012).

# Les sables grossiers de la baie de Seine et de la Manche orientale ont-ils des réseaux trophiques différents ? Le cas des parcs éoliens offshores de Courseulles-sur-mer et de Dieppe - Le Tréport

Jean-Philippe Pezy [1,3], Aurore Raoux [1, 2], Nathalie Niquil[2], Jean-Claude Dauvin [1,3]

[1] Normandie Université, UNICAEN, UNIROUEN, Laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière M2C, UMR 6143 M2C, 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen, FRANCE

[2] Normandie Université UNICAEN, UMR Biologie des Organismes Marins et Écosystèmes Aquatiques (CNRS-7208, IRD-207, MNHN, UPMC), Esplanade de la Paix, 14032 Caen, France

[3] CREC, Station Marine de l'Université de Caen-Basse Normandie, 54, rue du Docteur Charcot, BP 49 14530 Luc-sur-Mer, France

## 1 Introduction

La volonté de développement des technologies d'énergies marines renouvelables (EMR) a connu ces dernières années un essor considérable. L'Etat français a planifié pour le moment la construction de six parcs éoliens offshores sur les côtes métropolitaines, dont deux sont localisés sur les sédiments grossiers du bassin oriental de la Manche : le site de Dieppe-Le Tréport (DLT) et celui de Courseulles-sur-Mer (CSM). Ces EMR devront s'insérer dans des écosystèmes déjà soumis à de nombreuses pressions d'origine naturelle et anthropique. La compréhension du comportement des écosystèmes face à ces multiples perturbations est un objectif fondamental en écologie. En effet, ces dernières peuvent être à l'origine de changement dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes, les faisant parfois basculer d'un état écologique vers un autre. La compréhension du comportement de ces systèmes complexes est essentielle afin d'anticiper des changements d'états et de mettre en place des actions de conservation dans une optique de développement durable. A ce jour, il n'existe pas d'étude globale et intégrée de ces effets sur l'écosystème. C'est pourquoi ont été développées : 1) une stratégie d'échantillonnage permettant d'échantillonner les différents compartiments biologiques ; et 2) une mise en œuvre d'outils de modélisation pour développer une vision intégrée du fonctionnement de l'écosystème. Pour cela, des modèles de réseau trophique sont utilisés, se basant sur la quantification des biomasses et des flux entre l'ensemble des êtres vivants de l'écosystème. Cette approche intégrée, basée sur les processus écologiques se traduisant par des flux de matières entre compartiments biologiques, et modélisée par des approches complexes de l'analyse des réseaux, a été fortement développée au cours de la dernière décennie dans le cadre de la gestion écosystémique des pêches. Est présentée ici une méthodologie pour analyser les réseaux trophiques au niveau des sédiments grossiers de deux futurs parcs éolien à l'aide de l'outil « Ecopath with Ecosim » et ainsi voire spatialement s'il existe ou non une différence de fonctionnement de ce même habitat benthique dans deux sites du bassin oriental de la Manche séparés de 135 km.

# 2 II- Présentations des deux futurs parcs éolien

## 2.1 1.1 Le parc éolien au large de Courseulles-sur-Mer

Le futur parc éolien au large de CSM devrait présenter 75 éoliennes d'une capacité unitaire de 6 MW (puissance totale de 450 MW) localisées à plus de 10 km des côtes du Bessin, sur une surface globale de 50 km². Ces éoliennes seront disposées entre 22 et 31 m de profondeur par rapport aux cartes marines du SHOM. Elles seront raccordées par des câbles électriques inter-éoliennes à un poste de transformation en mer, lui-même raccordé au réseau public terrestre d'électricité afin d'évacuer la production électrique. Les fondations des turbines seraient de type monopieux et présenteraient un diamètre de 7 m.

## 2.2 1.2 Le parc éolien de Dieppe-le Tréport

Le futur parc éolien de DLT sera localisé à plus de 15 km des côtes du Tréport et de Dieppe. Il présentera une superficie totale d'environ 92 km² et serait composé de 62 éoliennes d'une capacité de 8 MW chacune (puissance totale de 496 MW). Ces éoliennes seront disposées entre 12 et 25 m de profondeur par rapport aux cartes marines du SHOM. Elles seront raccordées par des câbles électriques inter-éoliennes à un poste de transformation en mer, lui-même raccordé au réseau public terrestre d'électricité afin d'évacuer la production électrique. Les fondations des turbines seraient de type jacket.

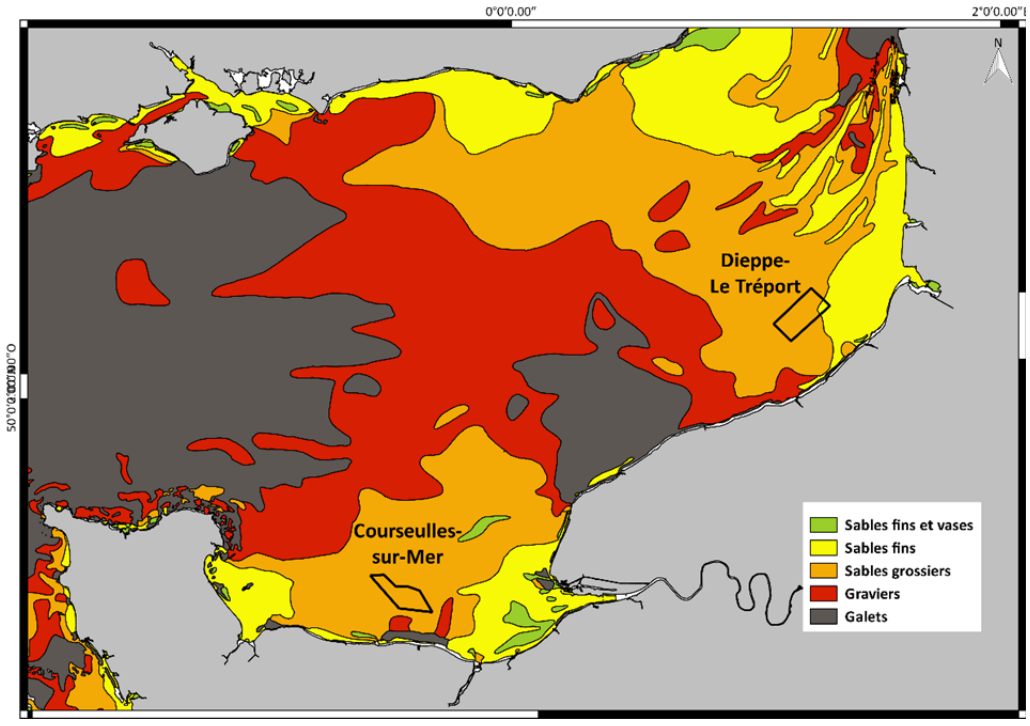



Figure 47 : Faciès sédimentaires de la Manche Orientale avec localisation des sites (Larsonneur et al., 1982)

## 3 II- Méthodes

Les modèles développés sont issus de la suite *Ecopath with Ecosim (EwE)*, qui est largement utilisée et internationalement reconnue (voir le site http://www.ecopath.org qui rassemble plusieurs centaines d'applications). Le module Ecopath donne une image instantanée des flux formant le réseau trophique. Le module Ecosim est un module dynamique qui peut prendre en compte la variabilité des facteurs par l'intégration de séries temporelles (Walters et al., 1997). Ce dernier peut servir de base au développement d'un modèle spatial, appelé Ecospace (Christensen & Walters 2004). Le logiciel Ecopath with Ecosim permet de comprendre l'organisation et le fonctionnement trophique d'un écosystème en le considérant dans sa totalité. L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ainsi répartie entre différentes boîtes trophiques appelées compartiments. Ces compartiments peuvent être constitués d'une seule espèce et /ou de plusieurs espèces ayant un régime alimentaire commun. Le modèle Ecopath utilise un système d'équations linéaires pour décrire le système dans un état d'équilibre et estimer les flux d'énergie entre des compartiments ou groupes fonctionnels (une espèce ou un groupe d'espèces avec les mêmes traits écologiques ou trophiques). Calibré à partir de séries de variations de l'effort de la pêche, des biomasses des espèces-clé, et d'autres facteurs environnementaux, le modèle temporel Ecosim permet d'appréhender les variations temporelles de la biomasse de l'ensemble des groupes trophiques, leurs changements, aussi bien que l'évaluation au fil de temps des indicateurs de santé écosystémique basés sur le fonctionnement du réseau trophique. De plus, Ecosim permet de réaliser des simulations à partir de scénarios théoriques, et de décrire la dynamique des indicateurs de fonctionnement sous forme d'une projection dans le futur.

## 4 III- Résultats

Les résultats préliminaires mettent en évidence une richesse spécifique benthique plus élevée aux niveaux des sables grossiers de la Manche Orientale par rapport à ceux de la Baie de Seine. Sur ces deux sites c'est la biomasse des invertébrés benthiques filtreurs qui est la plus élevée (49.38 g $m^{-2}$ de C à DLT et de 19.93 g $m^2$ de C à CSM) (Tableau 3). La biomasse des invertébrés benthiques est 2,4 fois plus élevée à DLT qu'à CSM. Par ailleurs, la biomasse des poissons (tous compartiments confondus) est plus importante à CSM par rapport à ceux de DLT. Les principaux objectifs de cette étude sont de construire un modèle trophique pour quantifier les flux d'énergie et de matière au sein de ces deux écosystèmes, afin de décrire leur structure et leur fonctionnement trophique.

**Tableau 3 : Valeurs des biomasses des différents compartiments trophiques des sables grossiers de la Manche Orientale (DLT) et de la Baie de Seine (CSM)**

| | Biomass gC $m^{-2}$ | |
|---|---|---|
| | **DLT** | **CSM** |
| **Fish piscivorous** | 0,001 | 0,008 |
| **Fish planktivorous** | 0,0006 | 0,0016 |
| **Fish. benthos feeders** | 0,011 | 0,13 |
| **Fish flatfish** | 0,04 | 0,006 |
| **Benthic invertebrate. Omnivorous** | 0,66 | 0,73 |
| **Benthic invertebrate. Predators** | 1,51 | 1,91 |
| **Benthic invertebrate. Filter feeders** | 49,38 | 19,93 |
| **Benthic invertebrate. Deposit feeders** | 5,21 | 0,76 |

## Référence

- Christensen V, Walters CJ. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecol. Model. 172, 109–139
- Dauvin, J.C., 2015. History of benthic research in the English Channel: from general patterns of communities to habitat mosaic description. J. Sea Res. 100, 32-45.
- Larsonneur C, Bouysse P, et Auffret JP. (1982). The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. Sed. 29, 851–864
- Raoux, A., Tecchio, T., Pezy, J.P., Lasalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Leguen, C., Haraldsson, M., Grangere, K., Le Loch, F., Dauvin, J.C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: which effects on the trophic web functioning? Ecol. Ind. 72, 33-46.
- Walters CJ, Christensen V, Pauly D. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Rev. Fish Biol. Fish. 7, 139–172

# Modélisation prédictive de la distribution de deux ophiures en Rade de Brest

Fernando Tempera [1], Aline Blanchet-Aurigny [1], Antoine Carlier [1], Céline Cordier [1] & Matthieu Caillaud [1]

[1] IFREMER, DYNECO, Centre de Bretagne, Z.I. de la Pointe du Diable, CS 10070, 29280 Plouzané, France

## 1 Introduction

Les campagnes scientifiques menées en Rade de Brest durant les trois dernières décennies ont mis en évidence une importante dynamique spatio-temporelle des communautés benthiques. Deux espèces natives d'ophiures, *Ophiothrix fragilis* (Abildgaard, 1789) et *Ophiocomina nigra* (Abildgaard, 1789) en sont ressorties de part les bancs extrêmement denses qu'elles constituent (jusqu'à plusieurs milliers individus au $m^2$), mais également par leurs trajectoires populationnelles inverses. Tandis que *O. fragilis* est devenue une espèce de plus en plus rare (absente même dans les vidéos collectées en 2016), *O. nigra* est devenue l'espèce d'ophiure dominante, avec une augmentation d'un facteur de 5 de sa densité (Blanchet-Aurigny et al., 2012). En parallèle, une dynamique de prolifération puis de régression a été montrée pour l'espèce exotique *Crepidula fornicata* durant la même période. Cette invasion a changé profondément la nature du fond dans certaines zones de la Rade et semble avoir interféré avec la répartition et l'abondance d'autres espèces (Guérin, 2004).

Compte tenu de leur abondance et de leur large répartition dans la Rade, la dynamique entre ces trois espèces entraîne des transformations importantes au moins pour la structure, voir le fonctionnement, des communautés benthiques locales. Ce sujet revendique ainsi une compréhension des facteurs abiotiques et biotiques qui régulent l'évolution spatio-temporelle du patron de distribution de ces organismes benthiques et de leurs interactions biotiques potentielles.

Cette communication présente les efforts de modélisation statistique de la répartition de deux espèces d'ophiures : *O. fragilis*, *O. nigra* à partir d'un vaste ensemble de variables abiotiques et biotiques. L'identification des facteurs les mieux corrélés avec la variation spatiale de l'abondance des deux espèces, permettra de mieux cibler les causes des changements observés au fil du temps, soit celles de nature abiotique, soit celles résultant des interactions biotiques (e.g., invasion de la Rade par la crépidule).

## 2 Méthodologie

### 2.1 Zone d'étude

La Rade de Brest est une grande baie littorale semi-fermée de 180 $km^2$ située à l'extrême ouest de la Bretagne (France). Elle est reliée à l'océan Atlantique par un goulet de 1,8 km de large à travers lequel se produit un mixage hydrodynamique intense alimenté par un régime macrotidal (Le Pape et al. 1996).

En raison de sa vaste gamme de conditions hydrologiques et sédimentaires, la Rade présente une grande variété d'habitats benthiques, y compris des chenaux exposés aux courants de marée, des zones aux sédiments hétérogènes, des affleurements rocheux et des vasières.

Malgré la concentration importante d'activités socio-économiques, on y trouve encore des habitats benthiques d'intérêt pour la conservation, notamment des bancs de maërl et des herbiers de zostère, ainsi que des populations importantes de bivalves et poissons d'intérêt commercial.

## 2.2 Collecte des données

Les observations biologiques qui constituent les variables dépendantes (densités par $m^2$ d'*O. nigra* et d'*O. fragilis*) résultent de l'analyse des profils vidéo collectés pendant la campagne REBENT RADE en Février 2013. Celle-ci comprend un total de 124 stations reparties aléatoirement en Rade de Brest. Cette campagne est considérée comme étant la plus représentative pour cette zone d'étude étant donné qu'elle couvre largement la gamme bathymétrique, sédimentaire, hydrodynamique et d'influence estuarienne où ces espèces sont censées être présentes.

Chaque station fait l'objet d'un profil vidéo de 50m à 75m sur le fond enregistré avec une caméra vidéo HD montée sur un bâti lesté. Le comptage des organismes sur le fond est réalisé à partir de 20 photographies prises perpendiculairement au fond à intervalles plus au moins réguliers le long du profil et couvrant un total de 1 m².

Les densités d'*O. nigra* et d'*O. fragilis* ont été estimées à chaque station en sommant le nombre d'individus de chaque espèce visibles dans les vingt quadrats (0.05 m²) représentés dans les photographies. En revanche, pour *Crepidula fornicata*, le nombre et le pourcentage de recouvrement des chaines (mortes et vivantes) par rapport à la surface totale ont été estimés. Les observations faites dans chaque station ont été géo-référencées en utilisant la moyenne des coordonnées initiales et finales de chaque profil.

Trente variables potentiellement explicatives ont été ajoutées à la matrice de modélisation par intersection spatiale des stations avec un ensemble de couches géospatiales en SIG. Cet ensemble inclue des (i) variables géomorphologiques dérivées de la bathymétrie, (ii) des statistiques climatologiques extraites des modèles hydrologiques, (iii) des interpolations produites à partir de données ponctuelles décrivant une série de paramètres sédimentologiques, (iv) des couches générées par des opérations géomatiques entre variables géomorphologiques et moyennes hydrologiques (notamment les indices d'exposition aux vagues et aux courants et le pourcentage de lumière au fond) et (v) de l'information issue des cartes d'activités humaines (présence d'activités de pêche aux bivalves par dragage). Les abondances d'*O. nigra* et d'*O. fragilis* intègrent également cette matrice et ont été à la fois utilisées comme des variables indépendantes ou dépendantes en fonction de la réponse modélisée.

Préalablement à l'ajustement des modèles statistiques, l'ensemble des variables indépendantes a été réduit en utilisant des critères d'inflation de la variance (VIFs). Une valeur seuil de VIF>3 a été utilisée pour exclure des variables très corrélées. En outre, vu que le nombre de variables restait élevé, les diagrammes de dispersion entre la variable dépendante et chacune des variables indépendantes ont été analysés, permettant de retirer davantage de variables indépendantes qui ne montraient pas de rapport visible avec la réponse.

## 2.3 Modélisation statistique

La théorie de la réponse écologique suggère qu'en général, l'abondance d'une espèce (ou sa probabilité d'occurrence) varie le long d'un gradient environnemental en suivant une courbe unimodale plus au moins symétrique, déterminée par la sensibilité des organismes à la variable en jeu (Shelford, 1931). Dans les situations où une gamme suffisamment large de conditions environnementales est échantillonnée, comme c'est le cas de la Rade de Brest pour plusieurs variables (ex.: exposition hydrodynamique, nature du fond, salinité), les réponses en forme de cloche ou de courbes sigmoïdales sont probables.

Des *modèles additifs généralisés* (MAG) ont donc été utilisés pour analyser les rapports entre l'abondance de chaque espèce et les facteurs abiotiques et biotiques. Au lieu d'ajuster des relations exclusivement linéaires entre la variable dépendante et chaque variable indépendante (comme les modèles linéaires généralisés), les MAG permettent de saisir aussi des réponses plus ou moins courbées et ainsi mieux expliquer la variation (voir Hastie and Tibshirani, 1990 pour des détails).

Pour tenir compte des distributions très asymétriques des variables dépendantes, également du fait qu'elles contenaient beaucoup de zéros (entre 38% et 71% des observations), des modèles ont été ajustés à l'aide d'une distribution *tweedie*.

*Ajustement des modèles*
Toutes les analyses ont été effectuées en utilisant l'environnement de programmation statistique R (version 3.2.5 ; ©The R Foundation for Statistical Computing, 2016). Le package «mgcv» (v. 1.8-12 ; Simon Wood, 2016) a été utilisé pour l'ajustement des MAG.

L'ensemble des variables indépendantes utilisé pour initier chaque modèle se composait des 10 à 12 variables résultant de la procédure de réduction de variables décrite précédemment. Des *splines* de lissage *thin-plate* ont été utilisés pour généraliser la relation entre la variable dépendante et chaque variable indépendante. Une fonction de liaison *identité* a été utilisée, c'est-à-dire que la combinaison linéaire des valeurs des variables prédictives n'est pas transformée.

La sélection de variables prédictives significatives a ensuite été effectuée par sélection en arrière (*backwards elimination*), en utilisant les coefficients aux valeurs *p* non-significatives pour éliminer d'autres variables indépendantes du modèle. En général, l'élimination de ces variables n'a produit que des variations minimales (< 2) au niveau de l'AIC (Akaikes' Information Criterion) et de la proportion de la déviance expliquée par le modèle. De plus, l'ajustement du modèle a été évalué à travers une analyse des résidus.

## 3 Résultats

Le modèle final obtenu pour *O. nigra* explique 87% de la déviance et retient 7 variables indépendantes. Par ordre d'importance relative estimée à travers une approche « drop one », elles se composent de (i) niveau de luminosité par rapport à la surface, (ii) concentration d'oxygène, (iii) fraction de sédiment sableux, (iv) exposition aux vagues, (v) pourcentage de recouvrement du substrat par la crépidule, (vi) exposition aux courants et (vii) rugosité du substrat.

Le modèle final pour *O. fragilis* explique 76% de la déviance et retient 6 variables indépendantes. Encore par ordre d'importance relative elles incluent : (i) pourcentage de recouvrement du substrat par des coquillages de crépidule, (ii) concentration d'oxygène, (iii) niveau de luminosité par rapport à la surface, (iv) exposition aux vagues, (v) fraction de sédiment grossier et (vi) abondance de crépidules vivantes.

La Figure 48 représente la répartition spatiale des deux espèces en Rade de Brest prédite sur la base des modèles finaux et des couches géospatiales continues représentant les variables indépendantes retenues. Les résultats suggèrent qu'en 2013 la population d'*O. nigra* de la Rade atteindrait les 17.4 milliards d'individus, 90% desquels se concentreraient sur une surface de 44km$^2$ (Figure 48 A). La population d'*O. fragilis* serait d'une plus faible magnitude, soit environ 1.5 milliards d'individus. 90% de sa population se concentrerait sur 33km$^2$ (Figure 48 B) correspondant à une niche réalisée plus restreinte.

## 4 Discussion

Vu que l'approche de réduction de variables et de sélection du modèle final est purement statistique, l'ensemble des variables retenues doit être jugé par rapport à des processus écologiques. Il sera important de vérifier si chaque variable indépendante retenue varie dans un intervalle suffisamment large et/ou peut être impliquée dans un processus de régulation écologique, écophysiologique, reproductif ou de recrutement qui vraisemblablement pourrait influencer la densité des espèces. Des modèles alternatifs qui fournissent un meilleur raisonnement écologique sont envisageables en remplaçant les variables indépendantes par d'autres qui ont été écartées en raison de sa colinéarité avec les variables retenues. Des techniques statistiques multivariées comme l'analyse de facteurs contribueront à identifier des variables analogues.

Même si les modèles statistiques n'attesteront pas une vraie causalité, les résultats démontrent une corrélation de l'abondance des deux espèces avec des facteurs abiotiques (conditions hydrodynamiques, caractéristiques du sédiment, paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau), ainsi qu'avec des paramètres biotiques (abondance d'autres espèces). La réponse d'*O. nigra* et d'*O. fragilis* par rapport aux mêmes facteurs est de toute manière distincte (Figure 48 C, D). Ceci se reflète dans des aires de répartition qui ne se superposent que partiellement (~12% de l'union des deux aires). Ces zones de coexistence ont pu être confirmées sur le terrain où des bancs multispecifiques aux densités élevées ont étés observés. Le fait que les variables liées à l'abondance de crépidule soient significatives dans les modèles des deux espèces suggère des interactions avec cette espèce introduite proliférante.

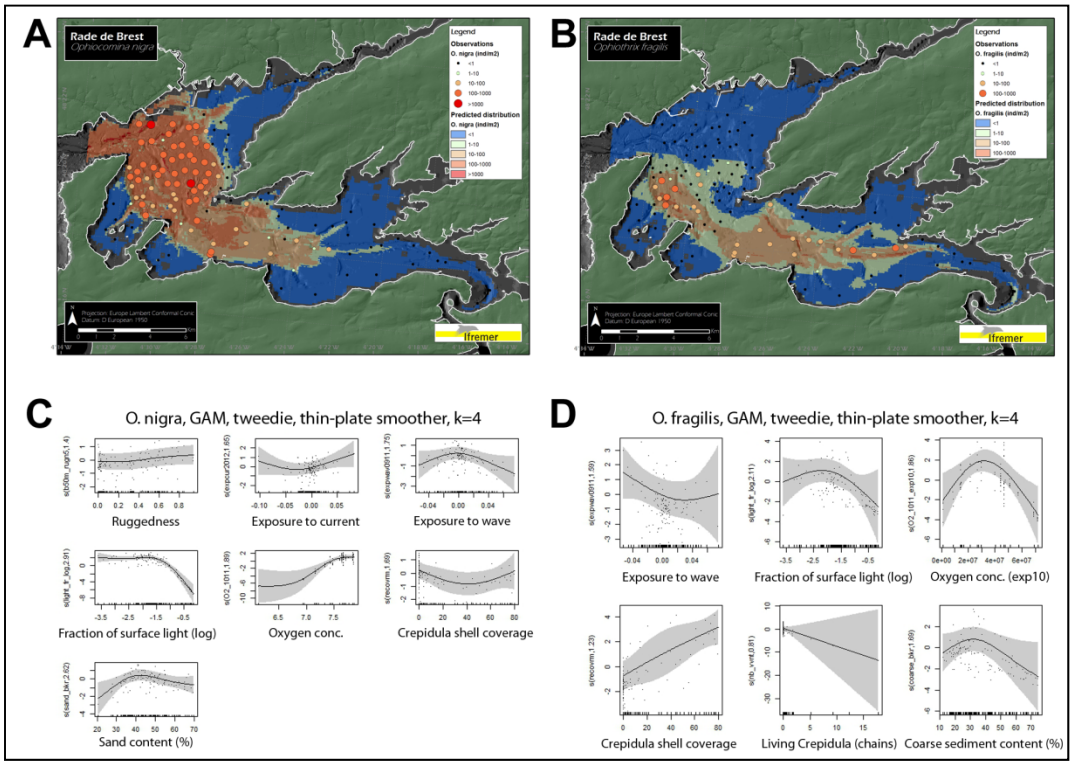



**Figure 48 : Cartes de répartition prédictive d'*Ophiocomina nigra* (A) et d'*Ophiotrix fragilis* (B) en Rade de Brest en 2013. Notez la bonne correspondance globale entre les observations originales (cercles colorés) et le patron de distribution continue prédit. C, D. Graphes de résidus partiels du modèle final représentant l'effet principal de chaque variable indépendante sur l'abondance de chacune des espèces. Notez les différences en termes de variables explicatives et de la réponse de chaque espèce par rapport aux mêmes facteurs.**

# 1 Références

Blanchet-Aurigny A. et al. (2012). Multidecadal changes in two co-occurring ophiuroid populations. MEPS, 460: 79-90.

Guérin, L. (2004). La crépidule en rade de Brest : un modèle biologique d'espèce introduite proliférante en réponse aux fluctuations de l'environnement. Thèse de doctorat. Université de Bretagne Occidentale.

Hastie, T.J. & R.J. Tibshirani (1990). Generalized additive models. Chapman & Hall.

Le Pape O. et al. (1996). Resistance of a coastal ecosystem under increasing eutrophic conditions: the Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe. Cont Shelf Res, 16: 1885-1907

Shelford, V.E. (1931). Some concepts of bioecology. Ecology, 12(3): 455-467.

# Session 6 :

# Dynamique spatio-temporelle et détection de changement

Président de session : Jacques POPULUS (IFREMER)

# L'imagerie hyperspectrale pour évaluer le changement de l'état des habitats en milieu récifal : Application à l'île de La Réunion

Bajjouk T.[1], Mouquet P.[2], Ropert M.[3], Hoarau L.[3] Le Dantec N.[2,4] & Delacourt Ch.[2]

[1]Ifremer/DYNECO, [2]UBO/LGO, [3]Ifremer/DOI, [4]CEREMA/EMF

## 1 Contexte et objectif

Avec l'avènement des directives européennes (DCE, et DCSMM pour la métropole), les questions de suivi temporel du bon état des habitats et espèces des fonds marins se trouvent au premier plan. L'approche zonale est souvent plus adaptée que l'approche stationnelle pour alimenter certains indicateurs d'évolution et rendre compte d'un niveau de qualité à une échelle globale, dans la mesure où elle est aujourd'hui cartographiable sur de grands espaces. Détecter et qualifier le changement à partir d'acquisitions de données physiques aériennes ou satellites peut aider à répondre à ce besoin, en lien avec la représentativité à l'échelle des masses d'eau demandée par la DCE.

En 2013, les résultats des travaux menés dans le cadre du projet "SpectrhabentOI" (Ifremer/DEAL Réunion/ AAMP/TAAF), étendus au projet "Bioindication" (Ifremer/ONEMA) ont permis d'illustrer le potentiel de l'imagerie hyperspectrale pour (i) appréhender l'hétérogénéité spatiale des écosystèmes récifaux de faible profondeur et (ii) proposer un indice surfacique d'état de santé VCH (vitalité corallienne hyperspectrale) à l'échelle des masses d'eau côtières. Ces travaux ont été conduits sur les plateformes récifales de La Réunion. Les fortes hétérogénéités spatiales et temporelles qui caractérisent ces écosystèmes récifaux limitent la mise en œuvre de suivis stationnels. Les nouvelles données hyperspectrales acquises en 2015 dans le cadre du projet HYSCORES (Ifremer/OLE/UBO) avaient pour objectifs, non seulement de consolider ces premiers résultats dans une perspective de mise en œuvre opérationnelle, mais également d'apprécier la répétabilité de la méthode et de tester la capacité de l'indice à mettre en évidence une évolution de l'état global par une analyse diachronique entre 2009 et 2015. Des contraintes, liées principalement à la précision géométrique, ont nécessité des traitements alternatifs pour estimer et localiser le changement des communautés benthiques du récif corallien. C'est ce que nous avons cherché à mettre en place dans le cadre du projet HYSCORES.

## 2 Approche méthodologique

En général, la détection de changement s'appuie sur un ensemble de données multi-temporelles pour analyser quantitativement les effets dans le temps. L'objectif dans le cadre d'une approche surfacique est la production de cartes dans lequel les zones changées et inchangées sont distinguées, en identifiant ce qui relève du bruit et non d'un réel changement (Varshney & Arora, 2004).

Une première considération, dans l'analyse du changement avec des données de télédétection, consiste à prendre en compte les sources d'erreurs instrumentales et celles relatives aux conditions d'acquisition et de traitement, la calibration géométrique des images étant la plus critique. Ainsi, l'étude des évolutions

survenues entre 2009 et 2015 a nécessité de pouvoir s'affranchir des incertitudes liées aux méthodes de traitements appliquées aux deux jeux de données. Les données brutes Spectrhabent-OI (2009) ont ainsi fait l'objet d'un "retraitement" selon les méthodes améliorées dans le cadre du projet HYSCORES. Deux approches ont par la suite été explorées pour les analyses diachroniques afin d'atténuer les effets de légers décalage spatiaux entre les images liés aux incertitudes du géoréférencement :

**Comparaison Pixel/Pixel** en s'appuyant sur les techniques de lissage spatial. L'utilisation d'un filtre de convolution de 10 x 10 m permet ainsi de prendre en compte l'environnement immédiat de chaque pixel et d'atténuer ainsi les effets potentiels liés aux décalages entres les images. La taille de la fenêtre du filtre a été déterminée par des méthodes géostatistiques.

**Comparaison après agrégation** et intégration des données surfaciques dans des entités spatiales de taille bien supérieure à celle du pixel. L'ensemble de la plateforme récifale a ainsi été découpé en polygones pseudorectangulaires de 20 m de large et perpendiculaires au trait de côte s'étendent depuis la plage jusqu'au front récifal. Cette agrégation zonale a permis de calculer et d'attribuer à chaque polygone, un "linéaire de corail", longueur théorique de corail depuis la plage vers le front récifal sur la largeur de 20 m.

Ces deux approches ont été utilisées pour estimer le changement selon différents critères : le recouvrement corallien, la vitalité corallienne ainsi que la topographie du fond.

# 3 Résultats

## 3.1 Les entités coralliennes

Les résultats des traitements 2009 et 2015, ont montré pour les couvertures coralliennes que les incertitudes les plus élevées se situent dans les zones de mélanges où les tauxde recouvrement sont plus faibles.Le seuil de 30% de corail vivant a ainsi été fixé comme valeur pour la définition des entités coralliennes. Les pixels sont alors assimilés à du corail lorsque ce seuil est dépassé. Les colonies coralliennes sont en effet souvent partiellement enalguées, avec des taux de couvertures algales absolus qui dépassent régulièrement les 50-60%. L'examen des cartes de différentiel (approche pixel) montre, à travers le linéaire corallien, que les régressions les plus importantes sont localisées en dehors des zones sanctuaires, notamment autour et au sud de la Passe de l'Ermitage (Figure 49).

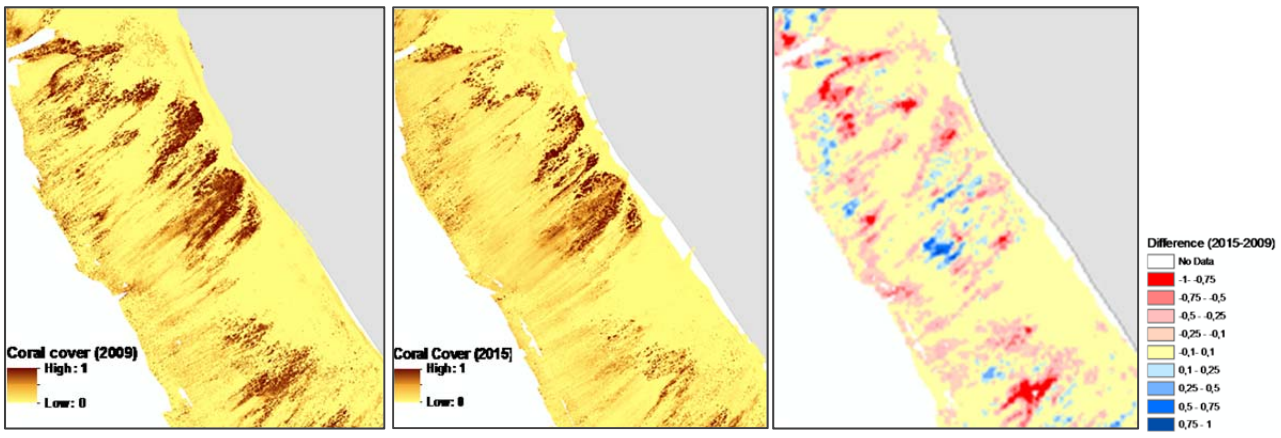



**Figure 49 : A gauche et au centre, entités coralliennes obtenues respectivement pour l'année 2009 et 2015 au sud de la passe de l'Ermitage. A droite le différentiel des entités coralliennes moyennées sur 10m**

## 3.2 La vitalité corallienne

La Figure 50 illustre les résultats de la vitalité corallienne hyperspectrale (VCH) calculée à partir des taux de couvertures en corail ramenés à la part de substrat potentiellement colonisable (substrat dur) obtenus pour 2009 (Projet Spectrhabent-OI) et 2015 (projet HYSCORES). Le différentiel estimé par unité d'agrégation (polygone de 20 m) est proposé à droite (Figure 50).

Le différentiel 2009-2015 localise les tendances à la dégradation ou à l'amélioration de l'indice VCH. Comme avec les entités coralliennes (Figure 49), l'examen de cette carte de différentiel VCH montre que des progressions supérieures à 70% sont enregistrées à proximité de la zone « Réserve intégrale ».de Trou d'Eau (sud) alors que les régressions les plus marquées se localisent à proximité immédiate la Passe de l'Ermitage. Ceci renforce l'hypothèse d'un effet positif des zones sanctuaires bénéficiant de mesure de protection intégrale.

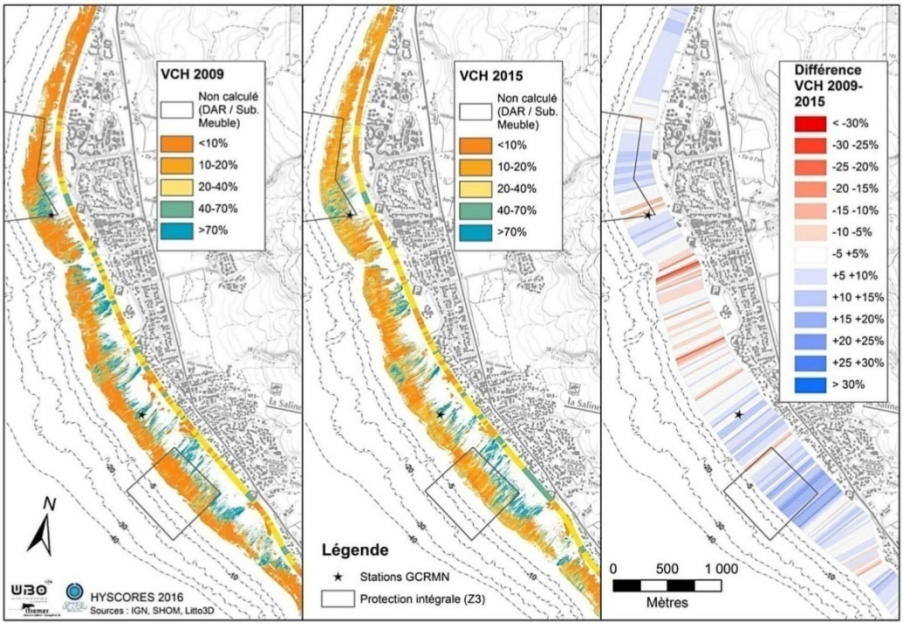



**Figure 50 : A gauche et au centre, indices VCH (Vitalité Corallienne Hyperspectrale) obtenus respectivement pour l'année 2009 et 2015 sur la plateforme récifale de Saint-Gilles, superposés aux VCH moyennes au sein des polygones de 20 m (linéaire côtier). A droite : différentiel 2009-2015 de la VCH au sein des polygones de 20m.**

## 3.3 La topographie

La topographie des fonds constitue également une donnée importante permettant de qualifier et de quantifier les différents niveaux plus ou moins marqués de changement géomorphologiques . A l'image de ce qui a été développé pour les entités coralliennes et la VCH, les modèles numériques de terrain extraits des traitements d'imagerie hyperspectrale à partir des données2009 et 2015 ont étécomparés. La Figure 51 (gauche) montre le résultats obtenus pour le secteur de la Passe de l'Ermitage.

On peut ainsi identifier les changements qui se sont opérés entre 2009 et 2015 sur certaines structures géomorphologiques, à savoir le banc de sable en amontde la Passe de l'Ermitage ainsi que l'avancée remarquable d'unelangue dedébris coralliens composés essentiellement de petits gazons algaux et de

d'algues corallines encroûtantes. En effet, la photo-interprétation des images hyperspectrales acquises sur ces 2 années a permis de quantifier cette progression qui s'étale sur plus de 80 m (Figure 51 à droite).

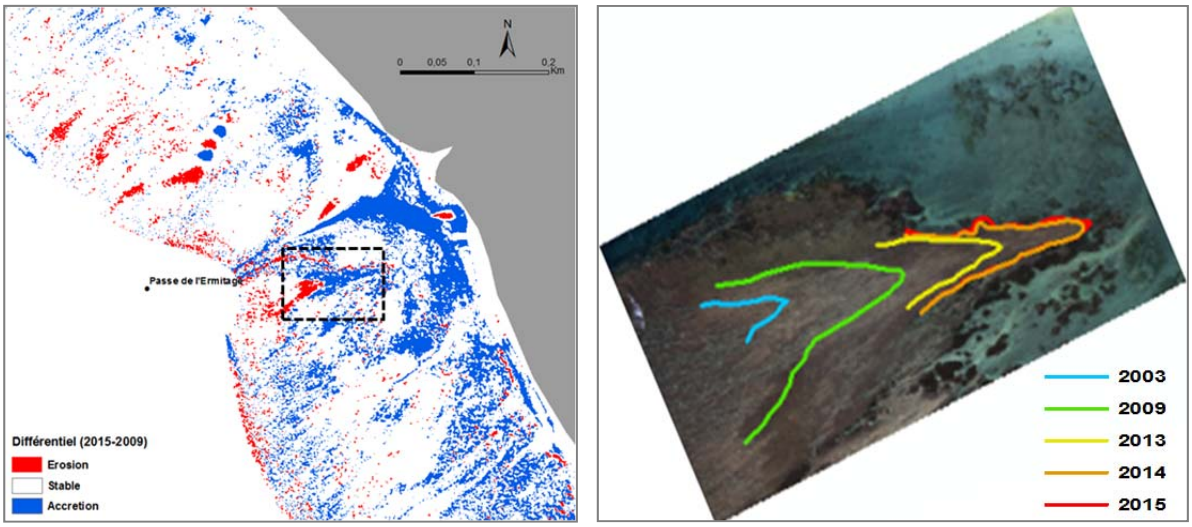



**Figure 51 : Différentiel altimétrique entre 2009 et 2015 (Gauche) et estimation de la progression de la langue de débris au niveau de la Passe de l'Ermitage (zone en pointillé) à partir des images hyperspectrales 2009 et 2015 visualisées en composition RGB (droite) et complétées d'images satellites (2013, 2014) et ariennes(2003).**

## 4 Conclusion et perspective

Notre étude décrit les approches méthodologique mises en œuvre pour localiser et quantifier le changement. A travers une analyse diachronique, elle confirme et illustre l'intérêt de ces nouvelles techniques pour évaluer les changements (gains et pertes) tant pour le recouvrement et la Vitalité Corallienne que celle de la géomorphologie des fonds, ouvrant ainsi de nouvelles perspectives pour le suivi opérationnel à large échelle. Des précautions doivent cependant être prises pour reconnaître les erreurs potentielles ainsi que les limites de précision intrinsèques aux jeux de données. Le compromis est la possibilité d'omettre des mesures parasites qui résultent d'erreurs plutôt que de réels changements en supprimant systématiquement les petits changements d'élévation qui deviennent cumulativement grands lorsqu'elles sont additionnées sur de vastes étendues. Disposer de données *in situ* reste cependant un élément clé pour estimer la précision des traitements.

## 5 Références bibliographique

Ropert M., Mouquet P., Bajjouk T., Delacourt Ch. (2016). HYSCORES : Cartographies hyperspectrales appliquées aux écosystèmes coralliens et à leur état de santé. http://doi.org/10.13155/46122

Joyce K.E., Phinn, S.R.,Roelfsema C.M. (2013)Live Coral Cover Index Testing and Application with Hyperspectral Airborne Image Data. Remote Sens., 5, 6116-6137. https://dx.doi.org/10.3390/rs5116116

Le Goff R., Ropert M., Bajjouk T., Bein A., Cambert H., Cebeillac A., Cuet P.,Delacourt Ch., Duval M., Maurel L., Mouquet P., Nicet J.B., Populus J., Quod J.P., Talec P., Turquet J., Vermenot C., Zubia M. (2012). Projet Bio indication à La Réunion. Contribution au développement d'indicateurs adaptés aux platiers récifaux de La Réunion. Rapport final 2012. http://archimer.ifremer.fr/doc/00209/32022/

Varshney P. K. and Arora M.K., 2004. Advanced image processing techniques for remotely sensed hyperspectral data. Edition Springer. 322p.

# Gradient de vulnérabilité des organismes qui forment l'habitat et changements structuraux dans les communautés benthiques mésophotiques et australiennes sous l'effet du changement climatique

Martin P. Marzloff[1,2], Eric C.J. Oliver[1], Neville Barrett[1], Neil J. Holbrook[1], Lainey James[1], Simon Wotherspoon[1], Craig R. Johnson[1]

[1]Institute for Marine and Antarctic Studies (IMAS), University of Tasmania, Private Bag 129, Hobart TAS 7001, Australia
[2] LEBCO-DYNECO, Ifremer, Centre de Bretagne, CS 10070, 29280 Plouzané, France

## 1 Abstract and keywords

Benthic habitat-forming organisms (e.g. kelp, corals, sponges) largely determine the structure and functioning of important marine reef ecosystems in providing food, complex structure, and shelter. Southeastern Australia is a global hotspot for ocean warming where ongoing climate change affects benthic habitat-formers and communities. The distribution and ecology of deep meso- and sub-photic temperate reef communities and their potential responses to ocean warming are poorly known for any region globally. We scored the presence-absence of 13 habitat-forming functional groups from seafloor images obtained using an Autonomous Underwater Vehicle (AUV) at depths from 30 to 100 m on the eastern seaboard of Australia, from Queensland (25°S) to Tasmania (45°S). We modelled the distribution of these organisms using a range of environmental covariates related to seafloor features (depth, relief, slope, aspect), sea surface temperature (mean, variance, skewness, minimum and maximum), and biogeochemical conditions (mean salinity, nitrate concentration, and phytoplankton concentration), for which projections to 2060 were available. Random Forest models indicate that different groups of organisms will respond differently to climate-driven ocean change. All functional groups show overall southward re-distribution, but the extent of the change is group-specific. Most temperate groups are likely to decline regionally, while subtropical ones are projected to increase at higher latitudes. Because different functional groups will shift southward to different extents, overall community structure of deep reefs will change fundamentally which may alter ecosystem function (e.g. production). Our results indicate the need for comprehensive monitoring of deep reefs and the study of their responses to extreme events.

**Key words**: Benthic community, Distribution modelling, Range shift, AUV, Eastern Australia, Projected responses to climate change.

# 2 Introduction

Benthic habitat-forming organisms (e.g. kelp, corals, sponges) largely determine the structure and functioning of important reef ecosystems in providing food, complex structure, and shelter. Southeastern Australia is a global hotspot for ocean warming [2] where rapid and ongoing climate-driven ocean change affects benthic habitat-formers and communities [3] Currently, the distribution and ecology of deep meso- and sub-photic temperate reef communities, and their potential responses to climate-driven ocean warming, are poorly known.

# 3 Main Objectives

1. Characterise the current distribution of key habitat-forming functional groups on deep reefs across temperate (25-45°S) eastern Australia, and their relationships with environmental variables

2. Predict changes in distribution in response to climate-driven changes in the East Australian Current by 2060s, using downscaled Global ocean Circulation Model projections [1, 4].

# 4 Material and Methods

## 4.1 4.1 Ecological data

The presence-absence of 13 key habitat-forming functional groups were scored from seafloor images obtained from the IMOS Autonomous Underwater Vehicle (AUV) *Sirius* (Figure 52), at depth ranging from 30 to 100 m at 12 sites (44 replicates in total) on the eastern seaboard of Australia, from southern Queensland (25°S) to southern Tasmania (45°S) [5].

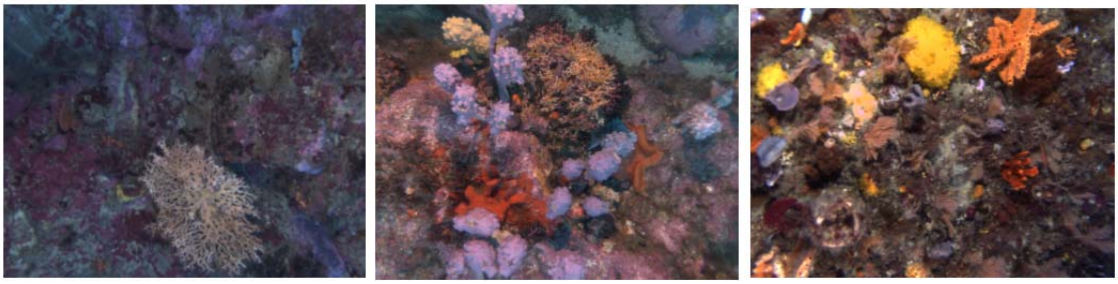


**Figure 52 : Seafloor imagery of subtropical (left), warm (centre) and cold (right) temperate sessile benthic communities taken by the AUV *Sirius* at 3 of the sites considered in our study. Each picture covers 1.6 m by 1.4 m on average.**

## 4.2 4.2 Environmental data

We considered a range of environmental covariates related to seafloor features (depth, relief, slope, aspect), Sea Surface Temperature (mean, variance, skewness, minimum and maximum) & biogeochemical conditions (mean salinity, nitrate concentration, and phytoplankton concentration), for which projections to 2060s were available [4].

### 4.3 4.3 Analyses

We compared alternative statistical modelling techniques (Bootstrapped-aggregated Binomial GLMs, Bootstrapped-aggregated Binomial GAMs & Random Forests) and determined that Random Forest models were most robust and useful.

## 5 Results

Random Forest models of the present and future (2060s) predicted distributions of 3 example habitat-formers (octocorals, stalked solitary ascidians, ball sponges), that are currently distributed along subtropical, warm temperate, and cold temperate latitudes in eastern Australia indicate that different benthic groups will respond differently. Overall, warm and cold temperate benthic sessile invertebrates are expected to significantly decline in the study region because the northern boundaries of their current range will contract noticeably while their southern boundary will only extend slightly (e.g. stalked solitary ascidians and ball sponges). Conversely, subtropical sessile invertebrates, such as the octocorals, are projected to extend their range into current warm temperate latitudes. Hence, subtropical habitat-formers are likely to increase in the study region.

## 6 Conclusion

Different groups show overall southwards re-distribution, but the extent of the change is group-specific: most temperate groups are likely to decline regionally; conversely, subtropical ones are projected to increase. Because different functional groups will shift southwards to different extent, overall community structure of deep reefs will change fundamentally. Our results indicate the needs for comprehensive monitoring of deep reefs and the study of their responses to extreme events.

## 7 References

[1] M. A. Chamberlain, C. Sun, R. J. Matear, M. Feng, and S. J. Phipps. Downscaling the climate change for oceans around australia. *Geoscientific Model Development*, 5(5):1177–1194, 2012.

[2] Alistair J. Hobday and Gretta T. Pecl. Identification of global marine hotspots: sentinels for change and vanguards for adaptation action. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(2):415–425, 2013.

[3] Martin Pierre Marzloff, L. Richard Little, and Craig R. Johnson. Building resilience against climate-driven shifts in a temperate reef system: Staying away from context-dependent ecological thresholds. *Ecosystems*, 19(1):1–15, 2015.

[4] Eric C. J. Oliver and Neil J. Holbrook. A statistical method for improving continental shelf and nearshore marine climate predictions. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 31(1):216–232, 2014.

[5] James L, Marzloff MP, Barrett N, Johnson CR. Characterising latitudinal gradient in deep-reef benthic assemblages in temperate eastern Australia and their physical environment. Marine Ecology Progress Series, In press.

## 8 Acknowledgements

This research, MPM and ECJO were funded by a 2011 SuperScience Fellowship from the Australian Research Council (project FS110200029). We would like to acknowledge IMOS for funding the AUV monitoring programme, as well as IMAS, DPI NSW and Marine biodiversity hub for facilitating certain of the deployments. Special thanks to Stefan Williams, Ari Friedman and the Australian Centre for Field Robotics (University of Sydney) for their support in terms of accessing and scoring the AUV imagery.

# L'évaluation surfacique des habitats est elle un indicateur fiable de la dynamique spatio-temporelle en milieu marin?

Christine Pergent-Martini, Audrey Valette, Elodie Damier, Gérard Pergent

EqEL, FRES 3041 / UMR 6134, Université de Corse, 20250 Corte (France)
Agence des aires marines protégées, 13002 Marseille (France)

## Résumé

Le suivi de la surface couverte par des habitats clés apparaît comme un indicateur régulièrement utilisé pour évaluer l'état de l'environnement (e.g. Directive Habitat-Faune-Flore, DCSMM). Toutefois cette stratégie se heurte souvent à l'absence de données anciennes fiables permettant de reconstituer précisément l'évolution spatio-temporelle de ces habitats mais également, lorsque ces données existent, à l'évolution des méthodes de cartographies sous-marines qui offre une précision plus importante.

Une première cartographie des herbiers à *Posidonia oceanica* de l'ensemble du littoral de la Corse, réalisée par télédétection aéroportée et sonar à balayage latéral, avait permis d'estimer les surfaces d'herbiers à 62 363 ha, en 1997. Une nouvelle synthèse (programme CARTHAMED de l'AAMP[3]), réalisée sur la base des données disponibles et intégrant des données, acquises entre 2010 et 2015 avec des méthodes comparables, donne une surface de 53 736 ha. La diminution surfacique (près de 14 %) ne peut s'expliquer par une régression effective des herbiers de cette région, alors que les pressions anthropiques sont restées limitées. Ceci est confirmé par les résultats du Réseau de Surveillance Posidonies, mis en place avec l'OEC[4] en 2004, qui montrent une stabilité des limites des herbiers en profondeur et l'absence de mattes mortes en avant de ses limites. Les différences relevées semblent plutôt à relier à l'évolution des techniques cartographiques (précision plus importante) et à la réduction de la part d'interpolation. Cette hypothèse est validée au niveau du site NATURA 2000 du « Grand Herbier de la Plaine Orientale » où, du fait de l'interpolation entre les limites supérieures et inférieures, l'herbier était évalué à 22 957 ha, alors qu'il n'occupe que 20 425 ha (présence de nombreuses intermattes naturelles et de traces anthropiques non prises en compte initialement). Si l'indicateur surfacique n'est pas à proscrire, son utilisation doit être faite à la lumière de la fiabilité des cartographies utilisées, et des biais pouvant entacher la qualité du résultat (e.g. précision des capteurs, pourcentage d'interpolation, type de projection utilisée).

## 1 Problématique

Le suivi des surfaces occupées par des habitats clés (e.g. réservoirs de biodiversité) est régulièrement identifiée comme un indicateur permettant d'évaluer les progrès accomplis en matière de gestion que ce

[3] Agence des Aires Marines Protégées, intégrée fin 2016 à l'Agence Française pour la Biodiversité
[4] Office de l'Environnement de la Corse

soit dans le cadre des conventions internationales (e.g. Convention pour la Diversité Biologique, Convention de Barcelone, Directive Habitat-Faune-Flore, Directive Cadre Stratégie Milieu Marin) ou des approches nationales (Stratégie nationale pour la biodiversité ; Levrel *et al*., 2010). Si cet outil s'avère performant en milieu terrestre au regard du niveau de connaissances disponibles, en milieu marin cette stratégie se heurte souvent à l'absence de données anciennes permettant de reconstituer l'évolution spatio-temporelle de ces habitats. En outre, lorsque ces données existent, du fait de l'évolution des techniques cartographiques sous marines, la comparaison des résultats reste difficile (Leriche *et al*., 2004).

Ce problème se pose à l'échelle de la Méditerranée dans son ensemble car les données disponibles restent encore limitées y compris pour des habitats majeurs comme les herbiers à *Posidonia oceanica* (Telesca *et al*., 2015). Si seulement 53 % des côtes ont fait l'objet d'un levé cartographique, souvent avec des méthodes très diverses, le littoral de la Corse a bénéficié, depuis le début des années 90, de plusieurs études visant à établir la superficie des herbiers à *Posidonia oceanica* et offre ainsi la possibilité de tester la pertinence de ce critère surfacique et de tenter d'identifier l'origine des écarts observés.

## 2 Matériel et Méthodes

Les données surfaciques utilisées sont issues de trois études (Tableau 4). Elles concernent toute l'ensemble du littoral de la Corse subdivisé, sur la base de caractéristiques morpho-géologiques, en 14 secteurs (Meinesz *et al*., 1990) afin de faciliter les comparaisons des surfaces d'herbiers.

**Tableau 4** : Caractéristiques des données utilisées

| Référence de l'étude | Date des mesures | Méthodes utilisées pour la cartographie |
|---|---|---|
| Meinesz *et al.* (1990) | 1990 | Mesure des surfaces entre les isobathes -5 m et -35 m, à partir des cartes IGN au 1/25 000. |
| Pasqualini (1997) | 1994-1996 | Localisation des herbiers entre la surface et -15 m par télédétection et traitement de photographies aériennes au 1/20 000 avec un pixel de 5 m.<br>Localisation de la limite inférieure de l'herbier par sonar à balayage latéral (portée 100 m, avec recouvrement de 25 % en cas de tracés successifs |
| Pergent-Martini *et al* (2015) | 2013-2015 | Donnée bibliographique la plus pertinente (âge, adéquation de la méthode cartographique, qualité des données, précision, fiabilité de l'interprétation)<br>Localisation des herbiers entre la surface et -15 m par télédétection et traitement de photographies aériennes au 1/25 000 avec un pixel de 0,5 m, dans les secteurs ne disposant pas de données bibliographiques récentes. Une carte de fiabilité est associée à la carte de synthèse obtenue pour chacun des secteurs |

## 3 Résultats et discussion

Les données de Meinesz *et al*. (1990) donnent une surface potentielle des herbiers de 75 593 ha, alors que l'étude de Pasqualini (1997) fait mention de 62 363 ha et que notre étude n'identifie que 55 516 ha (Tableau 5), soit une réduction des surfaces d'herbiers de plus de 10 % en près de 20 ans.

L'écart, entre nos données et les surfaces de Meinesz *et al* (1990), s'explique facilement dans la mesure où ces derniers font état de surfaces favorables à l'installation d'herbiers et non de surfaces effectivement occupées. A l'inverse l'écart, entre nos données et les résultats de Pasqualini (1997), semble indiquer une dégradation des conditions de milieu qui aurait conduit à une régression des herbiers.

L'intégration des données de la campagne cartographique du site Natura 2000 « Grand herbier de la Plaine orientale » (secteurs 2 et 3 uniquement), fournit une superficie d'herbiers de 53 736 ha, et montre une diminution de 8 % de l'ensemble de ces secteurs en 2016, par rapport à 2015 (Tableau 5).

Tableau 5: Evolution des surfaces de l'herbier à *Posidonia oceanica* le long du littoral de la Corse (à gauche) et du site Natura 2000 « Grand herbier de la plaine orientale » (à droite). Données de : [1] - Meinesz *et al* (1990), [2] – Pasqualini (1997), [3] – Pergent-Martini *et al*. 2015), [4] – Valette *et al*., 2016.

| Période d'étude | 1990[1] | 1994-1997[2] | 2010-2015[3] |
|---|---|---|---|
| Secteur 1 | 4 788 | 4 660 | 4 137 |
| Secteur 2 | 26 151 | 22 957 | 22 184 |
| Secteur 3 | 3 974 | 3 129 | 3 099 |
| Secteur 4 | 7 222 | 6 917 | 6 179 |
| Secteur 5 | 6 027 | 3 890 | 3 534 |
| Secteur 6 | 2 801 | 1 860 | 1 430 |
| Secteur 7 | 4 886 | 3 758 | 2 765 |
| Secteur 8 | 4 387 | 3 520 | 2 981 |
| Secteur 9 | 1 285 | 1 100 | 763 |
| Secteur 10 | 1 994 | 1 405 | 719 |
| Secteur 11 | 2 471 | 1 923 | 1 505 |
| Secteur 12 | 4 044 | 3 522 | 2 940 |
| Secteur 13 | 2 427 | 2 014 | 1 784 |
| Secteur 14 | 3 140 | 1 710 | 1 497 |
| **Total général** | **75 593** | **62 363** | **55 516** |

| Période d'étude | 2010-2015[3] | 2015-2016[4] |
|---|---|---|
| Secteur 2 | 22 184 | 20 425 |
| Secteur 3 | 3 099 | 3 078 |
| **S2 + S3** | 25 283 | 23 503 |
| **Total général** | **55 516** | **53 736** |

Une telle régression des herbiers, entre 1997 et 2015, semble peu probable. En effet les pressions anthropiques en Corse s'avèrent limitées et sont restées relativement constantes comme l'indique le taux d'occupation des fonds (de 0 à -20 m) par des aménagements littoraux qui, évalué à 0,47 %, n'a pas varié au cours de cette période (www.medam.org). Le long du littoral PACA, où ce taux d'occupation atteint 5,89 %, avec une augmentation de 0,3 % au cours de la même période (www.medam.org), Holon *et al.* (2015) montrent que l'extension de 85 % des herbiers superficiels est quant à elle restée comparable à 1922. En outre, le suivi de la vitalité des herbiers et de la position des limites inférieures au niveau de ce site Natura 2000, montre également une stabilité entre 2004 et 2014 (Pergent *et al*., 2015).

La différence observée peut, sans doute, être expliquée par la part d'interpolation importante du travail de Pasqualini (1997), qui correspond à 1) une cartographie effective des herbiers superficiels de la surface jusqu'à -15 m, 2) une absence de données entre -15 et -25 m, 3) un levé partiel des herbiers entre -25 et -40 m lors de la recherche de la position bathymétrique de la limite inférieure de l'herbier. A l'inverse, il n'y a pas d'interpolation au niveau de la campagne 2015-2016, réalisée par sonar à balayage latéral (portée 100 m, recouvrement de 40 % au moins des tracés successifs ; Valette *et al*., 2016), ce qui permet de mettre en évidence de nombreuses discontinuités (e.g intermattes naturelles, traces anthropiques) au sein de ce qui était considéré comme un herbier continu par Pasqualini. Enfin la précision plus importante du levé, liée à l'amélioration des techniques, par rapport à 1997, permet une meilleure détermination des habitats (Bonacorsi *et al*., 2013).

## 4 Conclusion

Si l'évaluation surfacique des habitats peut constituer, en première approche, un élément de diagnostic de l'état de conservation global d'un habitat, elle doit, en milieu marin, être utilisée avec précaution. En effet pour l'appréhender de façon fiable il convient d'être en mesure d'identifier tous les paramètres, inhérents à la démarche cartographique, qui sont de nature à en modifier le résultat et ce, de la phase d'acquisition des données à la production de la carte numérique finale sous SIG. Si certains paramètres, comme la topographie, ont déjà été identifiés et quantifiés d'autres, comme le pourcentage d'interpolation, mérite une attention particulière. Le recours à une échelle de fiabilité, qui intègre un grand nombre de ces paramètres (e.g: topographie du site, précision de l'acquisition, exactitude du résultats, % d'interpolation lors de l'interprétation des données) constitue une démarche qu'il conviendrait de généraliser.

## 5 Références

Bonacorsi M., Pergent-Martini C., Bréand N., Pergent G., 2013. Is *Posidonia oceanica* regression a general feature in the Mediterranean Sea? *Mediterranean Marine Science*, 14 (1): 193-203

Holon F., Boissery P., Jullian B., Pedoussaut A., Deter J., 2013. Deux habitats sous-marins remarquables en Méditerranée : les herbiers de posidonie et le coralligène. Quels indicateurs surfaciques pour le suivi de la qualité des masses d'eau côtières ?. Colloque Carhamb'ar, 2ème édition, Brest, 26 au 28 Mars 2013: 148-151.

Holon F., Boissery P., Guilbert A., Freschet E., Deter J., 2015. The impact of 85 years of coastal development on shallow seagrass beds (*Posidonia oceanica* L. (Delile)) in South Eastern France: A slow but steady loss without recovery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165: 204‑212.

Leriche A., Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Denis J., 2004. A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 59: 353-362.

Levrel H., Fossat J., Pelletier D., 2010. Les indicateurs de biodiversité marine et côtière : état des lieux institutionnel. *VertigO la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], 10 (2): 1-25, mis en ligne le 27 septembre 2010, consulté le 01 février 2017. URL: http://vertigo.revues.org/9893.

Meinesz A., Genot I., Hesse B., 1990. Données quantitatives sur les biocénoses littorales marines de la Corse et impact de l'aménagement du littoral. GIS Posidonie / DRAE Corse : 22 p.

Pasqualini V., 1997. Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral corse (Méditerranée, France). Thèse Ecologie marine, Univ. Corse : 172 p.

Pergent G. Pergent-Martini C., Bein A., Dedeken M., Oberti P., Orsini A., Santucci J.F., Short F., 2015. Dynamic of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in the northwestern Mediterranean: Could climate change be to blame*? Comptes rendus biologies,* 338 (7): 484-93.

Pergent-Martini C., Valette-Sansevin A., Pergent G., 2015. Cartographie continue des habitats marins en Corse / Résultats cartographiques - Programme CARTHAMED. Contrat Agence des Aires Marines Protégées et Université de Corse – Equipe Ecosystèmes Littoraux », Corte: 1-60 + annexes.

Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T., Fraschetti S., Gristina M., Knittweis L., Martin C.S., Pergent G., Alagna A., Badalamenti F., Garofalo G., Gerakaris V., Pace M.L., Pergent-Martini C., Salomidi M., 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, 5: 12505.

Valette-Sansevin A., Alami S., Bonacorsi M., Damier E., Pergent G., Pergent-Martini C., 2015. Continuous mapping of the main habitats of the Corsican littoral. *In "Proceedings of the Twelfth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment - MEDCOAST 2015"*, 06 – 10 October 2015, Varna, Bulgaria, Ozhan E. edit., MEDCOAST Mediterranean Coastal Foundation, Dalyan, Mugla, Turkey, 1: 263-269.

Valette-Sansevin A., Clabaut P., Pergent G., Pergent-Martini C., 2016. Cartographie du Grand Herbier de la Plaine Orientale : Projet POSIDCORSE – Rapport final. AAMP, CTC, DREAL, EqEL & GIS Posidonie - Centre de Corse: 1- 24

# Le Réseau de Surveillance Posidonies : Un outil pour la détection du changement climatique ?

Gérard Pergent[(1)], Aymeric Bein[(2)], Madeleine Cancemi[(3)], Marine Dedeken[(2)], Patrick Filmont[(3)], Pascal Oberti[(1)], Antoine Orsini[(1)], Christine Pergent-Martini[(1)]

(1) FRES 3041 / UMR 6134 / UMR Lisa, Université de Corse, 20250 Corte (France)
(2) GIS Posidonie Centre de Corse, Université de Corse, 20250 Corte (France)
(3) Office de l'Environnement de la Corse, avenue Jean Nicoli, 20250 Corte (France)

## 1 Résumé

La mise en place du Réseau de Surveillance Posidonies (RSP) Corse entre 2004 et 2008 constituait la première étape permettant de disposer d'un état de référence des herbiers à *Posidonia oceanica* du littoral de la Corse (15 sites en limite inférieure et 15 sites en limite supérieure). Le retour sur sites effectué en 2013 a permis d'évaluer l'efficacité du protocole retenu et de suivre l'évolution de l'état de conservation de ces herbiers. Il a en outre permis un renforcement de la surveillance (6 nouveaux sites en limite inférieure et 2 en limite supérieure) dans un secteur présentant un intérêt majeur pour la conservation, la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio.

Le protocole mis en place dans le cadre du RSP Corse a permis (i) de valider la fiabilité des structures mises en place dans les 15 sites situés en limite inférieure (plus de 98% retrouvées après 5 à 9 années sans entretien), (ii) de comparer précisément les données acquises lors de la mise en place (2004-2008) et lors du premier retour (2013), (iii) de détecter et quantifier les modifications enregistrées au niveau de la position de la limite inférieure, de la vitalité de l'herbier et de la qualité de la masse d'eau et (iv) d'intégrer des mesures complémentaires (compacité de la matte, températures). Un effort important a été consenti dans l'acquisition des données de façon à limiter la part de subjectivité liée à l'observateur et de disposer de données brutes (raw data) reproductibles qui pourront être réinterprétées au regard des nouveaux outils disponibles et de l'évolution des connaissances scientifiques.

L'état de conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*, le long du littoral de la Corse, est globalement satisfaisant avec 62% des sites présentant une vitalité « bonne » et 38% présentant une vitalité « Normale ». Toutefois, l'évolution temporelle des herbiers montre une dégradation des principaux descripteurs. Ainsi, l'indice de vitalité de l'herbier diminue en moyenne de 8.6 %, l'indice BiPo de 9.8 % et la position de la limite inférieure régresse pour 6 sites sur 15. Si cette évolution peut traduire des modifications locales de l'environnement (augmentation ou diminution des pressions anthropiques), la dynamique régressive de l'herbier observée en limite inférieure dans des sites de référence (aires marines protégées, sites éloignés de sources anthropiques) est plus préoccupante. Deux hypothèses pourraient expliquer la régression observée: (i) l'augmentation du niveau moyen de la mer pendant la période d'étude, qui pourrait entraîner un recul significatif de l'herbier dans des secteurs où la pente est relativement faible et (ii) l'oscillation Nord Atlantique (NAO), qui a diminué depuis 2002 pour atteindre des valeurs très faibles en 2010.

## 2 Introduction

Le premier réseau de surveillance de l'environnement littoral, basé sur la végétation marine, est le Réseau de Surveillance Posidonies (RSP) ; il a été mis en place en Méditerranée en Région PACA, dès 1984, avec un double objectif (i) surveiller à long terme l'évolution de l'état des herbiers à *Posidonia oceanica* et (ii) utiliser ces herbiers comme indicateurs de la qualité des eaux littorales (Boudouresque *et al*., 2000). Le RSP est étendu dès la fin des années 1980s en région Euro-Méditerranée (Espagne, Italie et Grèce), à travers le COST 647 puis, dès 1995, dans l'ensemble du bassin méditerranéen dans le cadre du Plan d'Action pour la Conservation de la Végétation Marine en Méditerranée (Convention de Barcelone). Le RSP est aujourd'hui utilisé, avec une certaine variabilité (adaptation au contexte local), dans douze pays méditerranéens et plus de 360 sites et bénéficie d'une approche actualisée et standardisée (Pergent *et al.,* 2011).

La mise en place du RSP le long du littoral de la Corse a eu lieu entre 2004 et 2008 à l'initiative de l'Office de l'Environnement de la Corse; il constituait la première étape permettant de disposer d'un état de référence des herbiers à *Posidonia oceanica* (15 sites en limite inférieure et 15 sites en limite supérieure). Le retour sur sites effectué en 2013 vise à (i) évaluer l'efficacité du protocole retenu, (ii) suivre l'évolution de l'état de conservation des herbiers dans les 15 sites en limite inférieure, (iii) renforcer la surveillance (6 nouveaux sites en limite inférieure et 2 en limite supérieure) dans un secteur présentant un intérêt majeur pour la conservation, la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio et (iv) initier un enregistrement en continu de la température de l'eau au niveau des limites inférieures (21 sites).

## 3 Matériel et méthodes

Les 15 sites mis en place en limite inférieure, entre 2004 et 2008, correspondent à des sites de référence et à des sites soumis à des pressions anthropiques et/ou naturelles significatives (Pergent *et al*., 2015 ). Deux profondeurs font l'objet de mesures spécifiques pour chaque site, une profondeur intermédiaire comprise entre -14 et -16m et la limite inférieure. Onze balises sont positionnées et fixées tous les cinq mètres le long de la limite inférieure de l'herbier et leur position précise est reportée à l'aide d'une boussole immergée (Boudouresque *et al.*, 2000). Un plan précis de la position de l'herbier le long de la limite est réalisé grâce à ces orientations et par la réalisation puis l'assemblage de photographies verticales ; des photographies horizontales de l'herbier en arrière de la limite sont également effectuées au niveau de chaque balise.

Plusieurs descripteurs sont également mesurés, au niveau de la profondeur intermédiaire et de la limite inférieure, de façon à évaluer la vitalité de l'herbier (8 descripteurs) et la qualité de la masse d'eau dans lequel il se développe (indice BiPo *in* Lopez y Royo *et al.*, 2010). L'interprétation des mesures est basée sur les échelles standardisées validées par la Convention de Barcelone (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2011) et l'Ecological Quality Ratio calculé dans l'indice BiPo (Lopez y Royo *et al.*, 2010).

Les 6 nouveaux sites mis en place en limite inférieure suivent le même protocole. Les missions de terrain ont eu lieu sur l'ensemble des 21 sites entre Mai et Juillet 2013 de façon à respecter la période optimale de mesure des descripteurs scientifiques.

# 4 Résultats

Sur les 165 balises positionnées en limite inférieure, seules trois n'ont pas été retrouvées en 2013, soit moins de 2% ; elles ont été remplacées grâce aux orientations relevées lors de leur mise en place.

L'herbier a régressé en arrière de 73 balises, il est resté stable pour 63 et il a progressé pour 29; si la dynamique régressive est importante (44%), l'herbier progresse ou reste stable pour plus de la moitié des balises. A l'échelle des sites, six sites régressent, huit restent stables et un progresse. Les plus fortes régressions observées concernent aussi bien des sites anthropisés (Arinella, La Parata) que des sites de référence (Cap Sagro, Porto Pollo). La seule progression est enregistrée au niveau de Canari (Tableau 6).

**Tableau 6 : Evolution de la position de la limite inférieure, de la vitalité de l'herbier et de la qualité de la masse d'eau (Indice BIPO) dans les 15 sites étudiés. (ref) = site de référence.**

| Site | Limite inférieure | Vitalité de l'herbier | | Indice BIPO (EQR) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 2004/2008 | 2013 | 2004/2008 | 2013 |
| Macinaggio | Stabilité | 4.1 (Bonne) | 4.1 (Bonne) | 0.89 (Très bon) | 0.95 (Très bon) |
| Cap Sagro (ref) | Régression | 3.6 (Bonne) | 3.1 (Normale) | 0.84 (Très bon) | 0.69 (Bon) |
| Toga | Stabilité | 2.9 (Normale) | 3.3 (Normale) | 0.52 (Normal) | 0.49 (Normal) |
| Arinella | Régression | 4,0 (Bonne) | 3.1 (Normale) | 0.75 (Bon) | 0.61 (Bon) |
| Bravone | Stabilité | 3.9 (Bonne) | 3.4 (Normale) | 0.67 (Bon) | 0.59 (Bon) |
| Secteur Est (ref) | Stabilité | 3.5 (Bonne) | 3,5 (Bonne) | 0.77 (Bon) | 0.66 (Bon) |
| La Chiappa | Stabilité | 3.9 (Bonne) | 3.1 (Normale) | 0.77 (Bon) | 0.61 (Bon) |
| Les Lavezzi (ref) | Régression | 3.9 (Bonne) | 4.1 (Bonne) | 0.76 (Bon) | 0.82 (Très bon) |
| Porto Pollo (ref) | Régression | 4,0 (Bonne) | 3.1 (Normale) | 0.74 (Bon) | 0.60 (Bon) |
| La Parata | Régression | 3.8 (Bonne) | 3.0 (Normale) | 0.59 (Bon) | 0.55 (Bon) |
| Sagone (ref) | Stabilité | 4.4 (Bonne) | 3.6 (Bonne) | 0.80 (Très bon) | 0.65 (Bon) |
| Porto (ref) | Stabilité | 3.8 (Bonne) | 3.8 (Bonne) | 0.87 (Très bon) | 0.80 (Très bon) |
| Stareso (ref) | Régression | 4,3 (Bonne) | 3.6 (Bonne) | 0.87 (Très bon) | 0.69 (Bon) |
| Ile Rousse | Stabilité | 3,1 (Normale) | 3.1 (Normale) | 0.59 (Bon) | 0.49 (Normal) |
| Canari | Progression | 3.9 (Bonne) | 4.3 (Bonne) | 0.69 (Bon) | 0.83 (Très bon) |

La vitalité moyenne de l'herbier reste « bonne » même si une diminution de l'indice de vitalité moyen est enregistrée au cours du temps (3.8 ± 0.2 à 3.5 ± 0.2) et que le nombre de sites classés « Bon » diminue au cours de la période d'étude (Tableau 6). La qualité de la masse d'eau (Indice BiPo) diminue également (0.74 ± 0.06 à 0.67 ± 0.07) mais reste également « bonne » à l'échelle du littoral de la Corse (Tableau 6).

Les six nouveaux sites mis en place en limite inférieure correspondent à des sites de référence ; ils présentent une vitalité « bonne » (entre 3.1 et 3.8) et la qualité de la masse d'eau est comprise entre « bonne » et « très bonne » (indice BIPO entre 0.66 et 0.82).

# 5 Discussion

L'évolution temporelle des herbiers à *Posidonia oceanica* montre une dégradation générale avec un indice de vitalité qui diminue en moyenne de 8.1% et un indice BiPo qui diminue en moyenne de 9.8%. La prise en compte de l'évolution (i) de la position de la limite inférieure, (ii) de l'indice de vitalité et (iii) de l'indice BiPo montre une régression pour 5 sites (dont 3 sites de référence), une stabilité pour 9 sites (dont 4 sites de référence) et une progression pour 1 site.

La régression enregistrée au niveau des sites de référence est particulièrement préoccupante car elle ne peut pas traduire une dégradation des conditions locales du milieu. Des observations similaires ont été faites au niveau du RSP de la Région PACA (entre 1988 et 1999, in Boudouresque *et al*., 2000) et plus particulièrement au niveau de la limite inférieure le long de la Côte Bleue (Mayot *et al*., 2006). De même, au niveau du Parc National de Port-Cros Bonhomme *et al*. (2010) notent une diminution très importante de la densité de l'herbier et de son recouvrement au niveau de la limite inférieure entre 2002 et 2008.

La limite inférieure correspond à la profondeur de compensation de l'espèce (la quantité de lumière disponible permet à la photosynthèse de compenser la respiration); aussi, toute réduction de cette lumière est de nature à entrainer une diminution de la vitalité de l'herbier et une régression de la position de sa limite inférieure. Deux hypothèses pourraient alors expliquer la régression observée:

- Le niveau moyen de la mer a augmenté de plus de 2 cm au cours des 10 dernières années en Corse (réseau SONEL). Pour les limites inférieures profondes (au-delà de -35 m) cette augmentation de hauteur de la colonne d'eau, se traduit par une diminution de la lumière au niveau du fond de 0.06%. Cette réduction peut entrainer dans des secteurs où la pente est relativement faible (2%) un recul significatif de la position de la limite inférieure d'environ 1 m.

- L'Oscillation Nord Atlantique (NAO) peut jouer un rôle dans la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Cette oscillation climatique entraine lorsqu'elle est faible (NAO-) une augmentation des précipitations (apports des fleuves côtiers et couverture nuageuse plus importants) en Méditerranée. Après des valeurs élevées dans les années 1990, l'indice NAO a diminué depuis 2002 pour atteindre des valeurs très faibles en 2010.

Si l'état de conservation de l'herbier à *Posidonia oceanica* constitue un outil efficace dans l'évaluation des politiques publiques vis à vis des actions engagées pour améliorer la qualité de l'environnement, cette espèce pourrait également jouer un rôle de bioindicateur du changement climatique en Méditerranée.

# 6 Références

Bonhomme P., Bonhomme D., Boudouresque C.F., Cadiou G., Charbonnel E., Ruitton S., 2010. Monitoring of the lower limit of *Posidonia oceanica* meadows at Port-Cros Island, Provence, Mediterranean Sea. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park* 24: 87-103.

Boudouresque C.F., Charbonel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrandy M.C., Foret P., Ragazzi P., Rico-Raimondino V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean sea. *Biologia Marina Mediterranea* 7(2): 328-331.

Mayot N., Boudouresque C.F., Charbonnel E., 2006. Changes over time of shoot density of the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* at its depth limit. *Biol. Mar. Medit* 13 (4): 250-254.

Lopez y Royo C., Casazza G., Pergent-Martini C., Pergent G., 2010. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators* 10: 380–389.

Pergent G., Aktan Y., Beldacha S., Djelloubi A., Dupuy de la Grandive R., Elagil E.M.Y., El Asmi S., Gucu A.C., Langar H., Laouar S., Pergent-Martini C., Rais C., Semroud R., Sherif M., 2011. Setting up the MedPosidonia Programme in the Mediterranean Region. Proceedings of the Tenth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, *MEDCOAST 11*, E. Özhan (Editor), Rhodes, Greece: 242-252.

Pergent G. Pergent-Martini C., Bein A., Dedeken M., Oberti P., Orsini A., Santucci J.F., Short F., 2015. Dynamic of Posidonia oceanica seagrass meadows in the northwestern Mediterranean: Could climate change be to blame*? Comptes rendus biologies,* 338 (7) : 484-93.

UNEP-MAP-RAC/SPA, 2011. Draft guidelines for the standardization of mapping and monitoring methods of marine magnoliophyta in the Mediterranean. Working document, prepared by C. Pergent-Martini for the tenth meeting of Focal Points for SPAs, Marseilles, France 17–20 May 2011, RAC/SPA Publ. 359 (9) (2011) 1–59.

# Session 7 :

# Habitats benthiques et liens Pression/Impact

Président de session : Jean-Claude DAUVIN (Université de Caen)

# Mise au point d'INDicateurs d'Impacts de CLAPages sur les habitats benthiques : cas des sites de dépôt de clapages des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen dans la partie orientale de la baie de Seine (projet INDICLAP : AAMP)

Noémie BAUX[1,2], Alexandrine BAFFREAU[1,2], Pierre BALAY[3], Bastien CHOUQUET[3], Chloé DANCIE[3], Jean-Philippe PEZY[1,2,] Aurore RAOUX[1,4] et Jean-Claude DAUVIN[1,2]

[1] Normandie Univ., UNICAEN, UNIROUEN, Laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière M2C, UMR 6143 M2C, 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen, FRANCE
[2] CREC, Station Marine de l'Université de Caen-Basse Normandie, 54, rue du Docteur Charcot, BP 49 14530 Luc-sur-Mer, France
[3] Cellule de Suivi de Littoral Normand, CSLN, 53 Rue de Prony, 76600 Le Havre
[4]Normandie Univ., UNICAEN, UMR BOREA (MNHN, UPMC, CNRS-7208, IRD-207), Esplanade de la Paix, 14032 Caen CEDEX 5, France

## 1 Contexte général du projet INDICLAP

Plusieurs études ont montré que les dépots de dragage (= clapage ou site d'immersion de sédiments) créent une perturbation et modifient les facteurs physiques pour des ecosystèmes situés à proximité immédiate, affectant à la fois la structure et le fonctionnement des communautés benthiques (Figure 53).
L'objectif du projet porte sur l'impact du clapage exercé (entre 6 et 7 millions de $m^3$ par an) par les deux Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen (GPMH et GPMR) situés dans la partie orientale de la baie de Seine (Site d'Octeville, du Kannik et de Machu) et sur la recherche et la mise au point d'indicateurs spécifiques d'impacts des clapages sur les habitats benthiques. Ce projet constitue une des premières études de type "Zones ateliers" permettant d'étudier des couples pressions/habitats, (Programme de Surveillance "Habitats benthiques et intégrité des fonds" du descripteur D6 de la DCSMM).
L'étude se concentre sur deux compartiments biologiques fortement impactés lors des clapages : la macrofaune benthique et les poissons démersaux.

## 2 Partenaires du projet

Ce projet est conduit en partenariat avec les Grands Ports Maritimes de Rouen et du Havre (GPMR, GPMH), Port Normands Associés (PNA), l'Agence des Aires Marines Protégées (AAMP, antenne du Havre), le GIP Seine-Aval, la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN), le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) et le laboratoire de Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C).

# 3 Objectifs et méthodologies générales du projet

Il s'agit de développer des indicateurs d'état écologique et de pression sur la base d'indices basés sur deux approches : approche structurelle à partir de faune bentho-démersale(invertébrés et poissons) permettant des diagnostics écologiques basés sur la structure des communautés ; et approche fonctionnelle abordée en termes de relations trophiques entre benthos et poissons *via* l'utilisation du modèle ECOPATH.

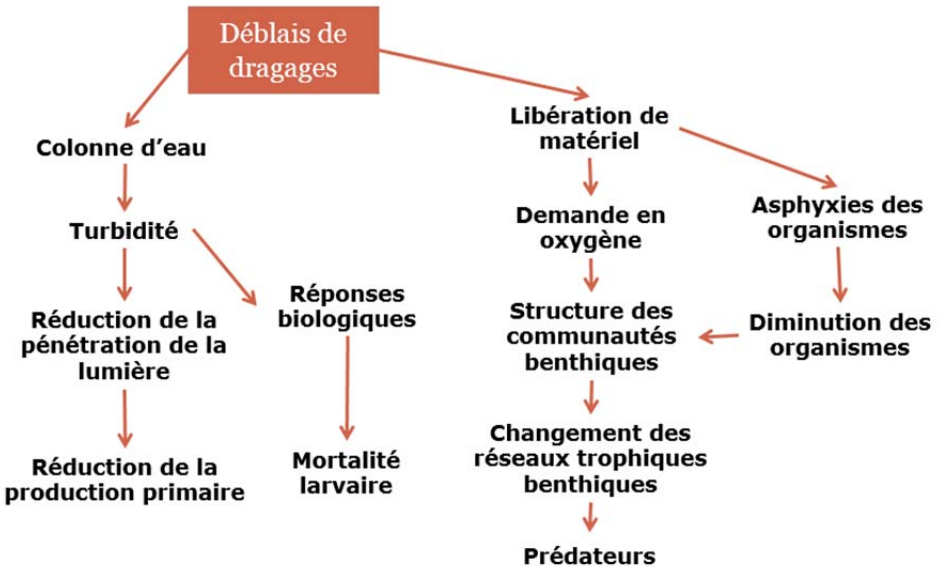



**Figure 53 : Impacts potentiels des déblais de dragage (D'après Marmin, 2013)**

La difficulté réside dans la transposition d'un indice multicritères ou des indicateurs développés d'un endroit à un autre (universalité).
La démarche proposée, afin d'apporter des conseils sur les stratégies durables et les moins impactantes possibles aux acteurs concernés, se base sur une approche DPSIR :

- Drivers (Acteurs/Forces motrices) : responsables d'activités génératrices de nuisances ou consommatrices de ressources (dans le cadre du projet : immersion de sédiments).
- Pressure (Pressions) : quantitatives ou qualitatives sur l'environnement (pression physique induit par l'activité d'immersion : modification de la turbidité, modification de la nature du fond, modification de la morphologie du fond).
- State (Etat) : qui constitue à qualifier une composante de l'environnement (ou son ensemble) à un instant donné (bon, moyen, mauvais) à partir d'élément tangibles.
- Impact : modifications des comportements des espèces, de la biodiversité… (essentiellement sur la faune benthique et poissons démersaux avec des modifications des communautés et des relations proies/prédateurs essentiellement).
- Response (Réactions) : mise en œuvre d'instruments de gestion et collaboration entre divers niveaux de prise de décision afin de minimiser l'impact du clapage.

Pour étudier l'effet des clapages sur le compartiment benthique, la démarche BACI (Before - After - Control- Impact) a été adoptée notamment sur le site expérimental du MACHU (Marmin, 2013) :

- Before : état des communautés avant dépôt : variabilités saisonnières et pluriannuelles.
- After : suivi des communautés après l'arrêt des dépôts.
- Control : stations de référence (ou stations de contrôle) permettant de juger des variabilités naturelles de sites non soumis aux activités humaines.
- Impact : effet de la pression sur le milieu ainsi que résistance, résilience et capacités de restauration des communautés et des écosystèmes.

Elle sera appliquée sur trois sites de clapages, le site d'Octeville utilisé par le GPMH depuis 1949, celui du Kannik utilisé par le GPMR depuis 1977 et le site expérimental du MACHU suivi de 2010 à 2015, avant (2010-2011), pendant l'expérimentation de clapage de 2 millions de $m^3$ (2012-2013) et après (2014 et 2015).

## 4 Composition des bases de données

Toutes les données issues des sites d'Octeville, du Kannik et de Machu ainsi que d'autres données recueillies en Baie de Seine notamment dans le cadre du programme PECTOW et des projets du GIP Seine-Aval ont été regroupées (liste d'espèces, abondances, biomasses) de même que les paramètres abiotiques généraux associés (coordonnées des stations, date d'échantillonnage, température, salinité, engin de prélèvements, bathymétrie, houle, direction et vitesse des courants, météo, granulométrie…).
De plus, des bases de données concernant les traits d'histoire de vie pour la macrofaune benthique et l'ichtyofaune ont été créées (Tableau 7).

**Tableau 7 : Traits d'histoire de vie sélectionnés pour le projet INDICLAP.**

| Traits d'histoire de vie pour la macrofaune benthique | Traits d'histoire de vie pour l'ichtyofaune |
|---|---|
| - Développement larvaire (planctotrophique…)<br>- Durée de vie<br>- Mobilité (nageur, fouisseur…)<br>- Position par rapport au substrat (endo-epifaune)<br>- Habitat (tube, terrier, vie libre…)<br>- Bioturbation (transport vers le haut/bas …)<br>- Groupe trophique (suspensivore, carnivores…)<br>- Groupe écologique (AMBI)<br>- Affinité du substrat (vase, sable…)<br>- Taille maximale<br>- Résistance à l'enfouissement | - Guilde de position<br>- Guilde écologique<br>- Guilde trophique (nature des proies)<br>- Longévité<br>- Mobilité<br>- Nombre d'œufs benthiques ou pélagiques<br>- Migration nycthémérale<br>- Taille<br>- Age<br>- Préférences sédimentaires |

## 5 Indicateur existant

Il existe un seul indicateur spécifique aux clapages, crée par Roberts *et al*. (1998) qui se base sur la classification des espèces en fonction de leur sensibilité/résistance face à l'enrichissement en matière organique (M.O.). Cet indice a été construit de la manière suivante :

- Etape 1 : Comparaison des abondances des espèces dans le site impacté et le site non-impacté et rapport entre les deux, puis classification des espèces en 4 groupes selon leur sensibilité :
  - Groupe 1 : Abondances dans le contrôle > 5 fois plus élevées que sur le site impacté → rapport <0,2.
  - Groupe 2 : Abondances dans le contrôle entre 0,4 et 1 fois plus élevées que dans les stations impactées → rapport 0,4-1.
  - Groupe 3 : Abondances dans le contrôle > 5 fois plus faibles que dans les stations impactées → rapport >5.
  - Groupe 4 : Absentes dans le contrôle et présentes dans les stations impactées.
- Etape 2 : Sélection d'espèces faciles à déterminer et triées parmi les 4 catégories définies précédemment.
- Etape 3 : Etablissement d'un score de 1 à 10 des espèces indicatrices sélectionnées. Score reflétant les impacts des clapages sur les abondances et la possibilité des organismes à survivre lors d'un dépôt. Un score de 10 est donné à une espèce très sensible aux dépôts et de 0 à une espèce indifférente.

Cet indice a été adapté et testé sur les deux sites expérimentaux du MACHU et apparaît pertinent lorsque l'on compare le même nombre de sites impactés à des sites non impactés. Il montre clairement sur MABIO et surtout sur MASED les impacts des clapages sur la faune benthique. Il sera par la suite testé sur les deux autres sites de clapages.

Enfin, une simulation des flux de matière et d'énergie entre les compartiments biologiques des réseaux trophiques avant et après l'expérimentation du MACHU via le modèle ECOPATH montre qu'il y a des changements drastiques dans le réseau trophique après les dépôts. De plus, il est observé l'augmentation de la biomasse des poissons démersaux et des invertébrés benthiques (omnivores,nécrophages et prédateurs) et une diminution de la biomasse des invertébrés déposivores non sélectifs (Pezy *et al*., soumis).
Le site montre également une forte résilience en relation avec le fait que cette zone est régulièrement soumise à des perturbations physiques naturelles et dans un territoire marin où les habitats benthiques sont soumis depuis plusieurs décennies à de nombreuses activités humaines.

## Références

Marmin, S., 2013. Impacts biosédimentaires des expérimentations de clapages en baie de Seine sur la communauté des sables moyens propres à *Nephtys cirrosa*. Thèse de Doctorat, Terre Solide et Enveloppes Superficielles, Université de Caen Basse-Normandie, France, 249 pp.

Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C. (soumis). Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site from the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). Marine Pollution Bulletin.

Roberts, R.D., Gregory, M.R., Foster, B.A., 1998. Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study – a dredge spoil example. Marine Pollution Bulletin 36, 231-235

# Méthode d'analyse de données AIS pour quantifier la pression de mouillage

Deter Julie[1,2], Lozupone Xavier[1], Inacio Adrien[1,2], Boissery Pierre[3], Holon Florian[1]

[1]Andromède Océanologie, Carnon, France
[2]UMR 5554 –ISEM, Université Montpellier, Montpellier, France
[3]Agence de l'eau RMC, Marseille, France

**Mots clé** : impact, habitats, navire, vulnérabilité, données spatialisées

## 1 Introduction

Le mouillage est défini comme le déploiement à court-terme d'un engin physique permettant d'accrocher un navire au substrat. Le mouillage est responsable de dommages mécaniques sur les habitats sous-marins sensibles comme les herbiers (Short and Wyllie-Echeverria, 1996) et les récifs biogènes (Davis, 1977; Ballesteros, 2006) dont le rétablissement est limité par une croissance lente. Toutes les étapes du mouillage peuvent endommager les écosystèmes : déploiement, remontée et mouvements de la chaine/ancre (Walker et al., 2012). Ces écosystèmes côtiers sont parmi les plus utiles pour l'Homme et pourtant ils subissent déjà de fortes pressions du fait de l'artificialisation du littoral, de polluants d'origine terrestre et du changement climatique (Coll et al., 2012). Cette pression de mouillage a d'ores et déjà été quantifiée à partir d'observations directes (Francour et al., 1999), de photographies aériennes (Bonhomme et al., 2013; F. Holon et al., 2015) ou de modèles combinant géophysique, écologie et sciences sociales (Kininmonth et al., 2014).
Nous proposons d'utiliser les données de systèmes d'identification automatiques (AIS) afin de localiser et quantifier la pression de mouillage le long des côtes de Méditerranée française. Ces systèmes sont obligatoires pour des raisons de sécurité depuis le 31 décembre 2004 à bord de tous les navires transportant des passagers, de tous les navires de plus de 500 tonneaux et de tous les navires de plus de 300 tonneaux qui naviguent en eaux internationales (International Maritime Organization, 2016). L'impact de la pression de mouillage a également été recherché sur la base d'une cartographie continue des habitats (11 classes).

## 2 Matériels et méthodes

### 2.1. Carte des habitats

Nous avons utilisé la carte des habitats (1 :10 000) disponible dans le projet "DONIA Expert" de la plateforme MEDTRIX (www.medtrix.fr). Onze habitats sont considérés : Herbier à C*ymodocea nodosa*, herbier à *Posidonia oceanica*, association à matte morte (= résultat de la mort d'herbier à posidonie), association de galets infralittoraux, substrat meuble infralittoral, association à algues photophiles, récifs coralligènes, substrat meuble circalittoral, habitats artificiels et roches du large.

## 2.2. Traitement des données AIS

Les données AIS ont été obtenues de MarineTraffic.com pour la période 2010-2015 le long des côtes méditerranéennes françaises. La base de données se compose de données enregistrées toutes les heures pour les bateaux déclarés comme « à l'ancre ». Un total de 2 145 523 observations est disponible avec l'identité du navire*, vitesse, position (longitude et latitude) et direction. Après suppression des navires non réellement au mouillage (vitesse < 1 nœud, distance parcourue < 600 m par heure, points AIS ≤ 4, localisation dans les ports ou en zones de mouillages organisés), le point d'ancrage a été localisé au centre des points AIS de chaque navire s'il forme un cercle de rayon > 600 m ou au centroide* (fonction "lsfit.circle" du package *Circular v.0.4-7* (Agostinelli and Lund, 2013) sur R version 3.2.4 (R Core Team 2015)).

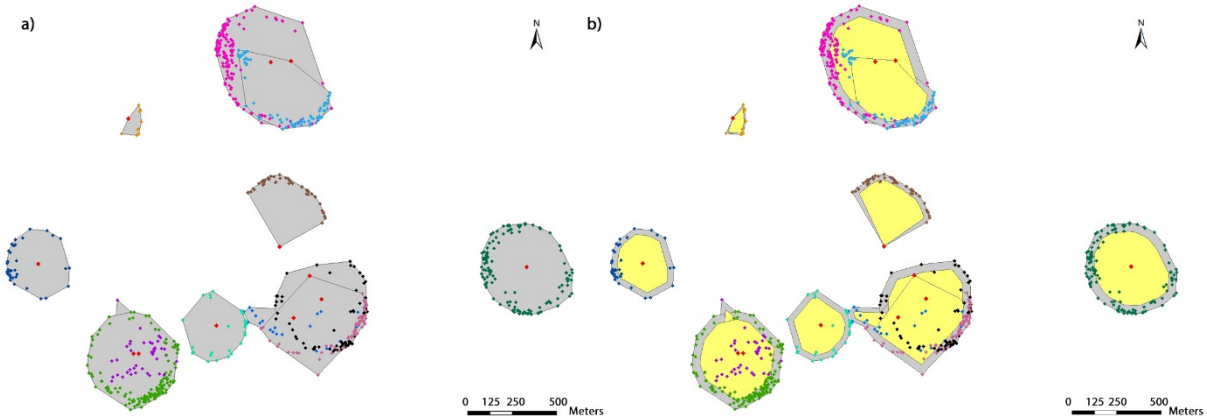



**Figure 54 : Exemple de zone de mouillage (gris) et de zone d'impact (jaune). a) la surface de mouillage est déterminée à partir des données AIS, chaque couleur représente un navire différent. Les positions estimées des points d'ancrage sont affichées en rouge. b) la zone de mouillage est réduite d'1/3 de manière concentrique afin de définir la zone d'impact.**

## 2.3. Impact du mouillage

La zone de mouillage est définie comme un polygone incluant la position d'ancrage du navire et des points AIS. La surface de chacune de ces zones est réduite d'1/3 de manière concentrique pour enlever la portion de chaine placée dans la colonne d'eau et déterminer la zone d'impact de mouillage (Figure 54) (Boudouresque et al., 2012). La durée du mouillage est calculée à partir du premier et dernier point de la zone de mouillage. Une grille de cellules de 20 x 20 m est ensuite appliquée et la durée du mouillage de chaque cellule (400 m²) est calculée en proportion de la surface de zone de mouillage occupée. L'impact du mouillage (durée, surface, saisonnalité) sur les habitats provient de la combinaison de la grille de mouillage avec la carte des habitats sur ArcMap version 10.0 et QGIS 2.13.3.

## 2.4. Biais des données AIS

Nous avons comparé nos données avec des comptages réels disponibles aux mêmes périodes et mêmes sites i) à partir de la côte durant 21 jours en 2014 entre le cap de Nice et le Cap d'Ail (Meinesz and Miranda, 2014) et ii) à partir d'avions durant 3 jours en 2014 (projet MEDOBS, http://medtrix.fr).

# 3 Résultats

Un total de 12 447 navires différents compose la base de données de départ. Après traitement, 60 097 zones d'impact pour 5868 navires réellement ancrés sont analysées pour une surface totale d'impact de 79 214.99 ha (médiane = 3964.33 m²). Le plus grand nombre de navires au mouillage a été observé entre mai et septembre avec des valeurs maximales en juillet (12 623) et août (12 770). La durée moyenne du mouillage par navire est de 27.63 heures (médiane = 14.55 ±47.07). Les points d'ancrage se situent en moyenne à 20 m de profondeur. La plupart des mouillages sont réalisés pendant la nuit (883 530 heures comparées à 779 401 heures durant le jour).

La plupart des impacts est observée en région PACA (99 % of the total impact area) avec quatre zones concentrant 80.7 % des surfaces totales d'impact : Fos-sur-Mer, Cannes/Golfe Juan/Antibes, Beaulieu / Villefranche-sur-Mer et Saint-Tropez (Figure 55). Entre 0 et -80 m, environ 1/3 (29.49 %) des habitats sous-marins sont soumis à une pression de mouillage. Les habitats les plus impactés (en surfaces) sont le substrat meuble circalittoral (6 022 ha), le substrat meuble infralittoral (4 488 ha) et les herbiers à *Posidonia oceanica* (3 772 ha). Proportionnellement à la surface de fonds occupée, la matte morte est l'habitat le plus impacté (11.13 %) suivie par les herbiers à *Cymodocea nodosa* (5.27 %) et à *P. oceanica* (4.52 %). En durée, les herbiers à *P. oceanica* sont l'habitat le plus occupé par du mouillage (36.40 heures de mouillage / ha / an).

La comparaison des données de comptage direct avec les données AIS montre un nombre 19 fois plus grand de navires en comptage direct. Toutefois le nombre de navires > 50 m est similaire au nombre de navires comptés par AIS (>50 m) (Anova: F=0.344; P=0.560). Le nombre de navires estimé par avion est également bien supérieur au nombre estimé par AIS (Anova: F = 38.65; P=0.003).

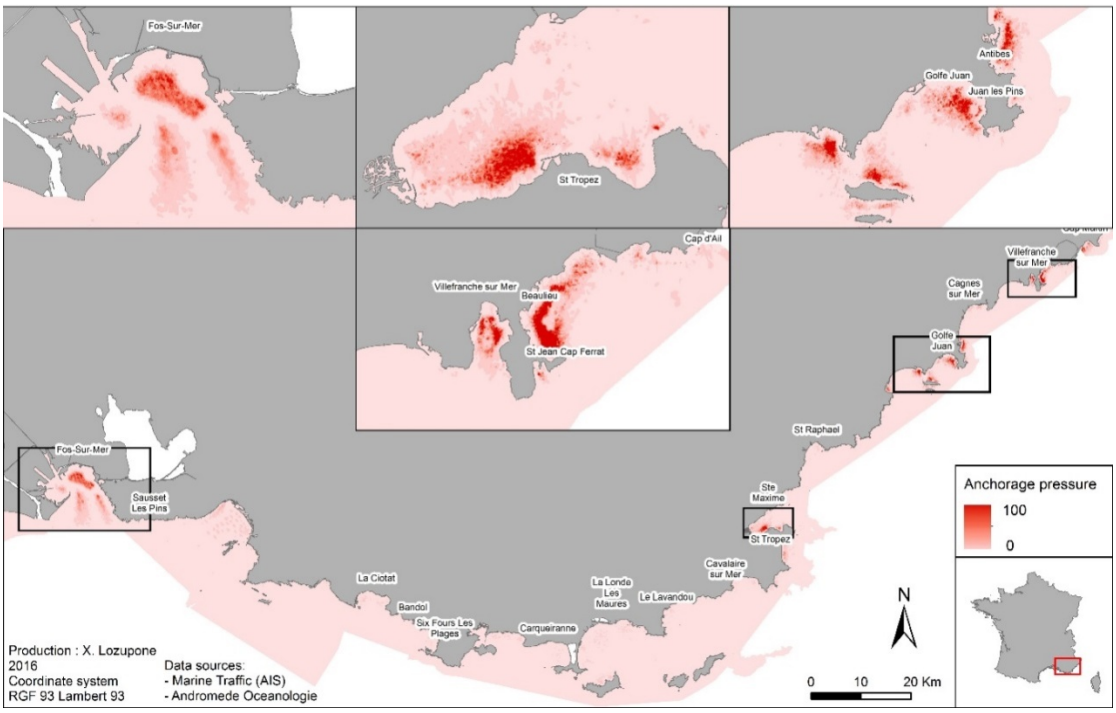



**Figure 55 : Pression de mouillage le long de la côte Est de Méditerranée française. Quatre zones concentrent la plupart des surfaces d'impact.**

## 4 Discussion

Cette méthode se révèle très efficace pour évaluer la pression de mouillage sur de larges échelles spatiales et temporelles. En combinaison avec une carte des habitats, la pression de mouillage subie par chaque habitat peut être localisée et quantifiée. Ceci est directement utilisable pour la mise en œuvre de mesures de gestion (par exemple des zones de mouillages organisés). Les données AIS donnent également accès à l'identification des navires et donc de leur armateur, leur port d'origine et les ports fréquentés. Ceci pourrait permettre de mieux cibler les actions de sensibilisation à mettre en place voire faire payer des dédommagements. Un biais de la méthode réside dans la sous-évaluation des impacts des petits navires non équipés d'AIS. Ce biais pourra être comblé dans le futur au fur et à mesure de la modernisation des navires.

## 5 Bibliographie

Agostinelli, C., and Lund, U. (2013). R package "circular": Circular Statistics (version 0.4-7). URL https://r-forge.r-project.org/projects/circular/.

Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review *44*, 123–195.

Bonhomme, P., Bonhomme, D., Frachon, N., Boudouresque, C.-F., Borocco, S., Bricout, R., Schohn, T., Imbert, T., and Ruitton, S. (2013). A method for assessing anchoring pressure. 40th CIESM congress (Marseille)

Boudouresque, C.-F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., and Tunesi, L. (2012). Protection and conservation of Posidonia oceanica meadows (Tunis: RAMOGE and RAC/SPA publisher).

Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., et al. (2012). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves: The Mediterranean Sea under siege. Global Ecology and Biogeography *21*, 465–480.

Davis, G.E. (1977). Anchor damage to a coral reef on the coast of Florida. Biological Conservation *11*, 29–34.

Francour, P., Ganteaume, A., and Poulain, M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems *9*, 391–400.

Holon, F., Boissery, P., Guilbert, A., Freschet, E., and Deter, J. (2015). The impact of 85 years of coastal development on shallow seagrass beds (*Posidonia oceanica* L. (Delile)) in South Eastern France: A slow but steady loss without recovery. Estuarine, Coastal and Shelf Science *165*, 204–212.

Hughes, T.P., Baird, A.H., Bellwood, D.R., Card, M., Connolly, S.R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J.B.C., Kleypas, J., et al. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. Science *301*, 929–933.

International Maritime Organization (2016). AIS transponders.

Kininmonth, S., Lemm, S., Malone, C., and Hatley, T. (2014). Spatial vulnerability assessment of anchor damage within the Great Barrier Reef World Heritage Area, Australia. Ocean & Coastal Management *100*, 20–31.

Meinesz, C., and Miranda, J. (2014). Document d'objectifs du site Natura 2000 FR 9301996 « Cap Ferrat » - Tome 0 - Etude de fréquentation au mouillage – période estivale 2014 (Métropole Nice Côte d'Azur).

Short, F.T., and Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environmental Conservation *23*, 17–27.

Walker, B., Gilliam, D.S., Dodge, R.E., and Walczak, J. (2012). Dredging and shipping impacts on southeast Florida coral reefs. p. 5.

# L'évaluation de la sensibilité des habitats marins, un outil clé pour analyser les risques liés aux activités anthropiques

Annabelle Aish, Marie La Rivière

Muséum National d'Histoire Naturelle
UMS 2006 - Patrimoine Naturel

## 1 Contexte

La sensibilité des habitats et espèces aux pressions d'origine anthropique fait aujourd'hui partie intégrante des paramètres à prendre en compte pour une gestion efficace du milieu et pour répondre aux objectifs de conservation de l'environnement. Il est notamment essentiel d'évaluer la sensibilité pour :

- permettre d'identifier les pressions qui pourraient compromettre l'état écologique des habitats et espèces,
- évaluer la vulnérabilité des habitats et espèces et les risques d'impact liés aux activités humaines,
- aider à orienter et prioriser des mesures de gestion qui soient adaptées et cohérentes à l'échelle locale, régionale et nationale.

Le Ministère en charge de l'écologie a confié au SPN-MNHN la coordination d'un programme visant à évaluer sensibilité des habitats benthiques de France métropolitaine aux pressions anthropiques. Les livrables de ce projet ont pour vocation à servir d'outil d'aide à la gestion des activités anthropiques.

## 2 Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats marins

En 2015, une méthodologie standardisée à l'échelle nationale a été produite, en collaboration avec des experts scientifiques, pour fixer le cadre des évaluations génériques de sensibilité en définissant la terminologie utilisée, les unités de travail (habitats, pressions), les contours théoriques et les modalités d'utilisation des données produites (La Rivière *et al*., 2015 ; également disponible en anglais).

La méthode se veut harmonisée et cohérente à l'échelle nationale mais également à l'échelle européenne pour pouvoir être utilisée de manière transverse dans différents travaux d'évaluation au niveau régional ou international (ex : DHFF, DCSMM, OSPAR).

La sensibilité d'un habitat est définie comme la combinaison de sa capacité à tolérer une pression externe (résistance) et du temps nécessaire à sa récupération suite à une dégradation (résilience) et est évaluée lors d'ateliers de travail réunissant les experts benthologues français selon la méthodologie pré-citée (Figure 56).

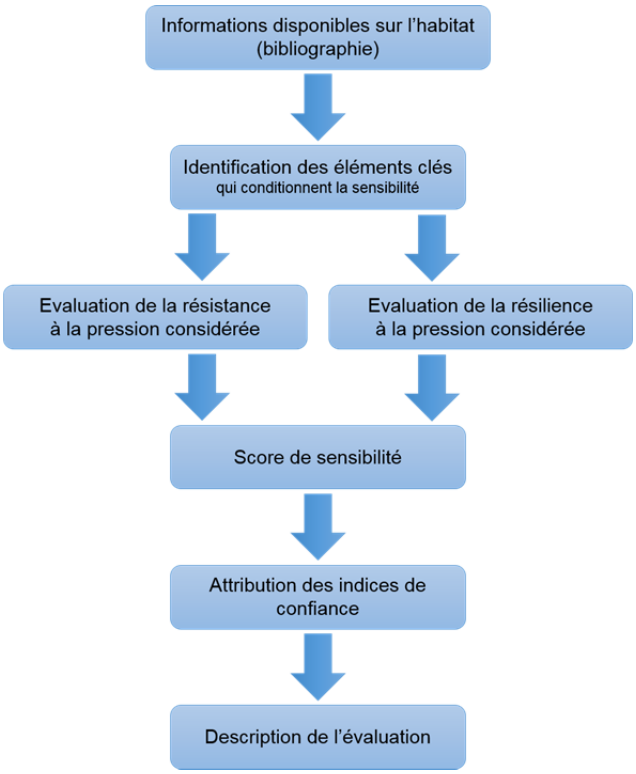



Figure 56 : Etapes d'évaluation de la sensibilité d'un habitat benthique à une pression.

## 3 Données de sensibilité des habitats benthiques de France métropolitaine

Pour chaque habitat, est produite une matrice de sensibilité, qui comporte pour chaque pression :

- un score de résistance associé à un indice de confiance
- un score de résilience associé à un indice de confiance
- un score de sensibilité associé à un indice de confiance
- une description des critères justifiant les scores attribués.

Les matrices de sensibilité à douze pressions physiques sont disponibles pour les unités d'habitats définies dans la version 2 de la typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée (La Rivière et al., 2016a) et pour les unités d'habitats définies dans le Cahier d'Habitats côtiers pour les deux façades : Méditerranée (La Rivière et al., 2016b) et Atlantique-Manche-Mer du Nord (La Rivière et al., 2017).

Les évaluations de sensibilité à toutes les pressions anthropiques (pressions physiques, chimiques et biologiques) pour toutes les unités d'habitats définies dans la typologie des habitats marins benthiques français de Manche, de mer du Nord et d'Atlantique (version 3 à venir) et la typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée (version 2) seront réalisées prochainement.

# 4 Utilisation dans le cadre de la gestion des habitats marins

Les données de sensibilité génériques issues de ce projet constituent un outil d'aide au suivi et à la gestion des activités humaines à différentes échelles. Ils permettent d'identifier les enjeux habitats/pressions prioritaires en termes de conservation et peuvent alimenter des analyses de risque d'impact à l'échelle locale, mais également dans le cadre plus global de la planification spatiale maritime (Figure 57).

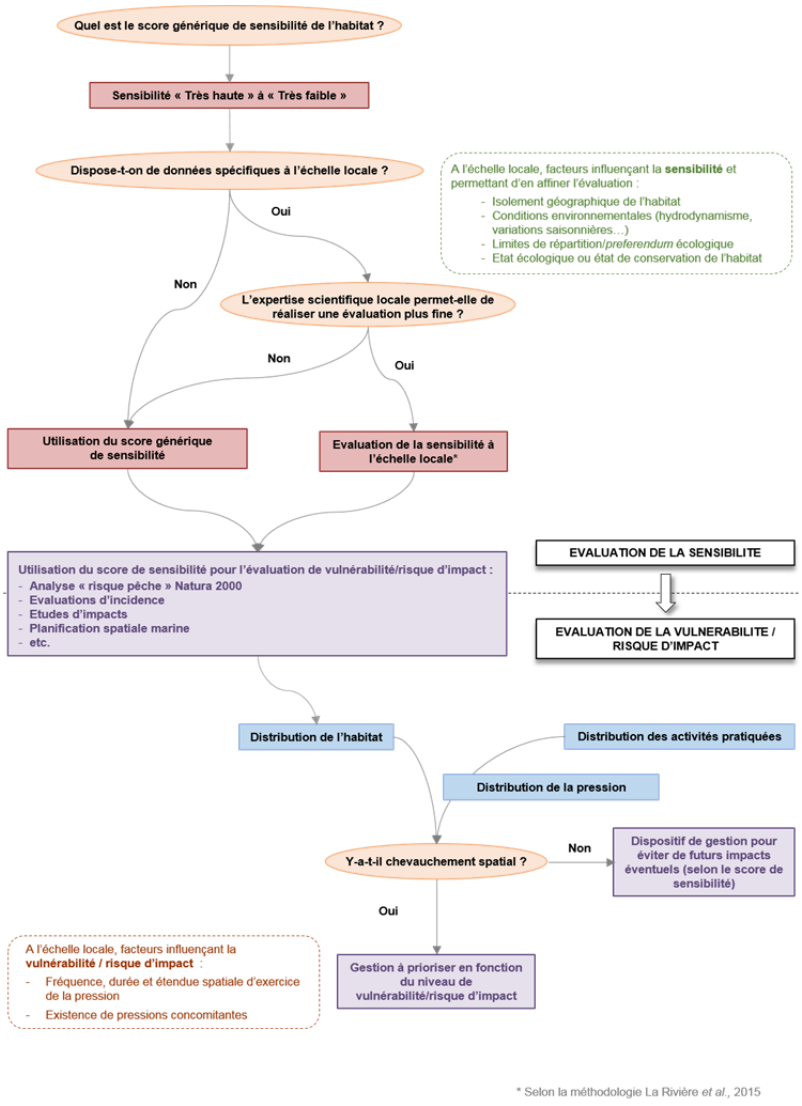



**Figure 57 : Schéma du processus d'utilisation des données sensibilité dans le cadre de la gestion des habitats marins**

Ces données alimentent notamment les travaux de mise en œuvre des analyses de risques de dégradation liés aux activités de pêche au sein des sites Natura 2000, et de l'indicateur commun DCSMM « BH3 » dans le cadre de la convention OSPAR. Ce travail permet également de mettre en exergue les lacunes et les besoins urgents d'acquisition de connaissances sur les habitats benthiques, les pressions auxquelles ils sont soumis et la qualification des impacts, qu'ils soient directs, indirects, simples ou concomitants.

Afin de faciliter l'utilisation des données de sensibilité dans le cadre de la gestion, un travail de mise en corrélation des pressions et des activités humaines susceptibles de les engendrer a également été initié

dans le but créer une base de données globale Activités-Pressions-Enjeux-Sensibilité (« APES ») qui sera prochainement disponible en ligne (Page du programme : https://inpn.mnhn.fr/programme/sensibilite-ecologique).

# 5 Bibliographie

La Rivière M., Aish A., Gauthier O., Grall J., Guérin L., Janson A.-L., Labrune C., Thibaut T. & Thiébaut E., 2015. *Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques*. Rapport SPN 2015-69. MNHN. Paris, 52 pp.

La Rivière M., Michez M., Aish A., Bellan-Santini D., Bellan G., Chevaldonné P., Dauvin J.-C., Derrien-Courtel S., Grall J., Guérin L., Janson A.-L., Labrune C., Sartoretto S., Thibaut T., Thiébaut E. et Verlaque M., 2016a. *Evaluation de la sensibilité des habitats benthiques de Méditerranée aux pressions physiques*. Rapport SPN 2015-70. MNHN. Paris, 101 pp.

La Rivière M., Michez N., Aish A., Bellan-Santini D., Bellan G., Chevaldonné P., Dauvin J.-C., Derrien-Courtel S., Grall J., Guérin L., Janson A.-L., Labrune C., Sartoretto S., Thibaut T., Thiébaut E., Verlaque M., 2016b. *Sensibilité des habitats élémentaires (DHFF) de Méditerranée aux pressions physiques*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, tableur Excel.

La Rivière M., Aish A., Ar Gall E., Dauvin J.-C, de Bettignies T., Derrien-Courtel S., Gauthier O., Grall J., Janson A.-L., Thiébaut E., 2017. *Sensibilité des habitats élémentaires (DHFF) d'Atlantique, de Manche et de Mer du Nord aux pressions physiques*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, tableur Excel.

# From seascape level to functional ecology: A case study over P. oceanica seagrass meadows in Calvi, Corsica

Jon Lapeyra Martin[1], Arnaud Abadie[1,3], Jonathan Richir[2,3], Loïc N. Michel[1], Pierre Lejeune[3], Nicolas Sturaro[1], Sylvie Gobert[1]

1- Laboratory of Oceanology, MARE Centre, University de LIEGE, B6c, 4000 LIEGE – St. Tilman – Belgium
2- Numerical Ecology of Aquatic Systems, Complexys Institute, University of Mons, Place du Parc 20, 7000 Mons
3- STARESO, Pointe Revellata BP33, 20260 Calvi, France.

## 1 Posidonia oceanica meadow seascapes and their decline

The most prominent aspect of Posidonia oceanica is certainly its ecological role (Boudouresque & Meinesz 1982, Pergent et al. 1994). Forming some of the most productive seagrass ecosystems worldwide (Pergent et al. 1994), it serves as feeding and nursery areas for hundred of species, including various commercially important ones (Boudouresque et al. 2012).

Marine scientific community has lately grown aware of the alarming decline of the meadows in Mediterranean Sea (Telesca et al. 2015); mainly driven by and local anthropogenic stressors such as bottom trawling, anchoring or eutrophication, all together producing fragmentation of this valuable habitat.

Fragmentation and the study of the seascape structure it is generally addressed by the seascape ecology, which combines the spatial approach of geography with functional ecology (Bostrom et al. 2011). Indeed, the real interest it is also to investigate the changes that are being produced within the habitat regarding the ecological functions (Turner 1989, Sleeman et al. 2005).

## 2 Linking seascape features to functional ecology: the key concept Edge effect

For this study two sites were selected in the bay of Calvi, Corsica (France). First site (1) is considered to be an environmentally well-preserved area, as no direct anthropogenic impacts have been noticed. Site (2), instead, it is well know for receiving direct impact such as leisure boat anchoring (commonly 10-20m depth), thus the natural structure has suffered a fragmentation process due to the mechanical damages.

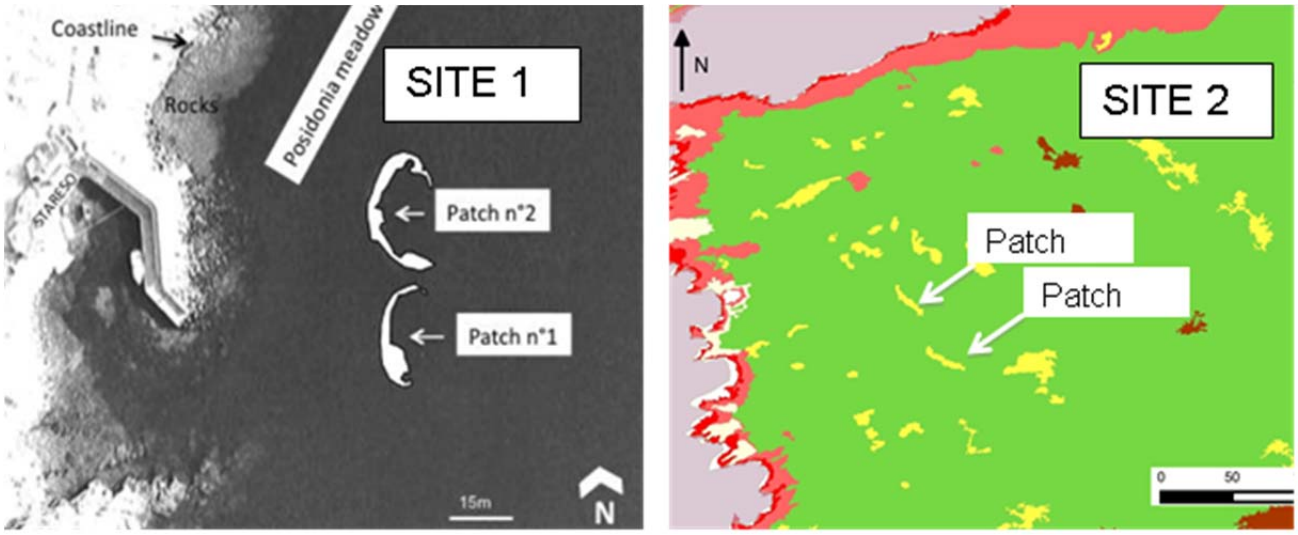



Figure 58 : Cartography of both sampling sites and the Sand Corridors (SC) (patches) used for samplings.

We chose Sand Corridor's (SC) edges over the P.oceanica meadows to study the ecological impacts of fragmentation in the habitat. SC are one of the main structures that naturally occur in between 10-20m depth, these are defined as channels with a length ranging from 10 to 350 m and a width from 2 to 20 m, and positioned parallel to the coast, most probably generated by the water movement (Abadie et al. 2015).

In fact, edges have been studied for decades due to they are considered a key-component to understand how landscape composition influences the habitat quality (Ries et al. 2004). Hence, the 'Edge effect' which is a key concept in seascape ecology, can be considered as the patterns in biological and physical parameters such as species richness and interaction, food availability, disturbance, temperature or biological architecture amongst others (Murcia 1995). Its understanding is essential for management and conservation (Ries et al., 2004; Hinchey et al., 2008).

A multidisciplinary approach combining canopy community invertebrate studies, epiphytes biomass, plant physiology (photosynthetic rate), and seagrass structural parameters characterization was developed in order to investigate whether these anthropogenic pressures can cause disturbances in the ecological functioning. Different zones within the meadows were analysed: the core and the edges.

## 3 Results and discussion

Regarding literature, at small to intermediate spatial scales, seagrass structural features such as biomass/shoot density or structural complexity have already shown correlations with species richness and abundance of seagrass-associated fauna (Bologna & Heck 2002). However, first results showed in our case study showed only a few weak changes in the community structure and abundance of organisms between sites. Deeper vagile-fauna taxonomic studies could eventually show some significant changes regarding P. oceanica associated invertebrate assemblages.

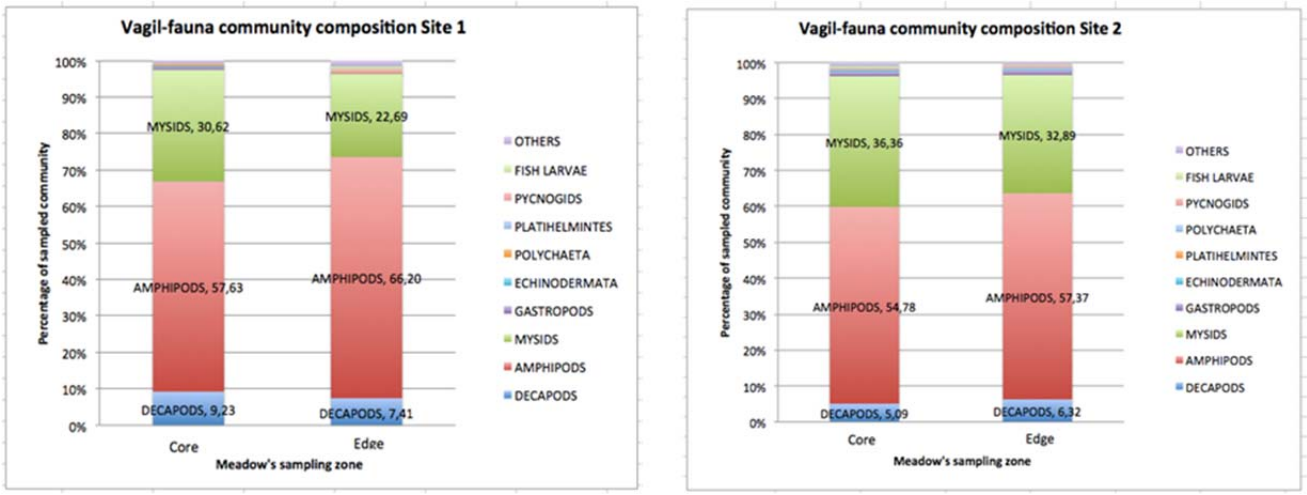



**Figure 59 : Qualitative results of seagrass associated vagil organisms community structure.**

Differences in *P. oceanica* bed architectural parameters were detected, though (see Figure 60). Results showed that edges presented a reduced biomass and contrasting both sites, we remarked that a decrease on shoot density parameters was significant in site 2 most likely due to fragmentation processes occurring, associated with leisure boat anchoring. We noticed also differences in epiphyte biomass measurements: edges showed on average higher epiphyte abundance than the core meadows and moreover, we found that biomass was higher on non-impacted site than on the non-impacted one.

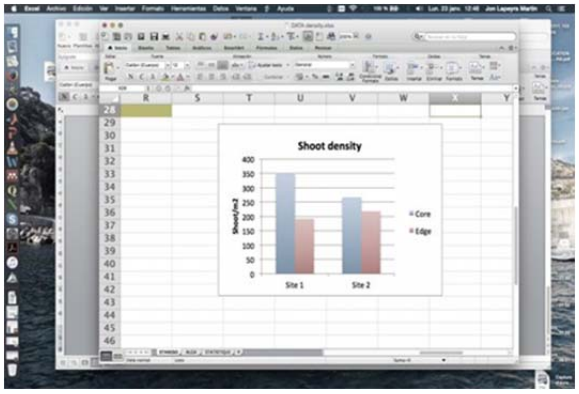



**Figure 60 : Shoot density results displayed by site and area of the meadow**

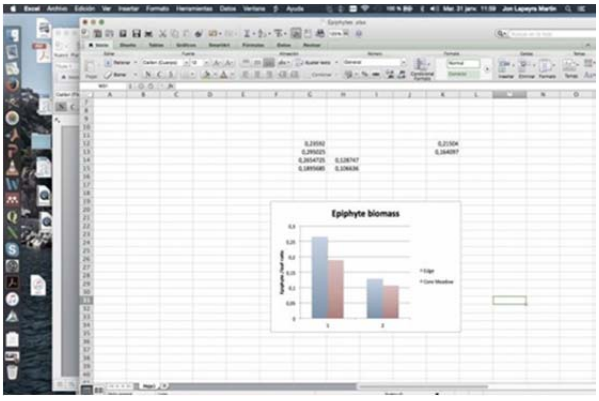



**Figure 61 : Epiphyte biomass results displayed by site and area of the meadow.**

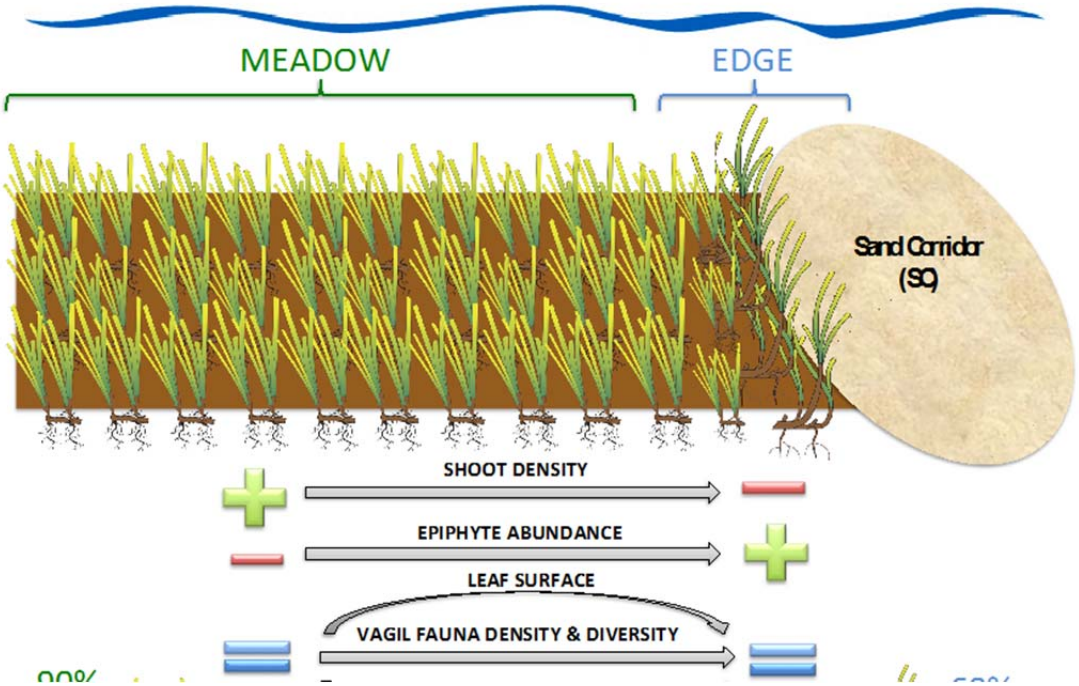



**Figure 62 : Schematic representation of the main outcomes of this study for measured parameters. Where shoot density increased over the core whereas epiphyte abundance showed a decrease. Leaf surface, vagil-fauna density & diversity and ETR maximal results (photosynthetic rate) resulted to have a neutral edge response**

# 4 Conclusions

We concluded that Posidonia oceanica meadows are complex ecosystems regarding ecological functions and the dynamic, as well as the evolution of the habitat is driven by the interaction of multiple players.

This study pointed out that P. oceanica edges differ from the core o meadow, mainly owing to the differences on the seagrass structural parameters. However, we were not able to identify ecological differences between both non-impacted and impacted sites regarding the parameters studied. Thus, the ecological distinctions of natural and anthropogenic fragmented areas within the seagrass matrix are far from being well understood.

That's why further research is needed both at small-scale ecological functioning and seascape-scale levels.

# Session 8 :

# La cartographie au service de la gestion

Président de session : Laurent GERMAIN (Agence Française pour la Biodiversité)

# STARECAPMED, des indices pour la Méditerranée

M. Leduc[1], A. Abadie[2], A. Donnay[1], C. Pelaprat[1], C. Gervaise[3], S. Ruitton[4], E. Parmentier[5], J. Richir[6,2], P. Lejeune[1], S. Gobert[2]

[1]STARESO SAS, Pointe Revellata, BP 33, F-20260 Calvi, France
[2]Laboratoire d'Océanologie, MARE Centre, Université de Liège, B6C, 4000 Liège, Sart Tilman, Belgique
[3]Chaire CHORUS, Foundation of Grenoble INP, 46 Avenue Félix Viallet, 38031 Grenoble cedex 1, France
[4] Université de Aix-Marseille, Mediterranean Institute of Oceanography (MIO), UM 110, Marseille, France
[5] Laboratoire de Morphologie Fonctionnelle et Evolutive, Université de Liège, Liège, Belgique
6 Laboratoire d'Ecologie Numérique des Milieux Aquatiques, Institut Complexys, Université de Mons, 6 Avenue du Champs de Mars, 7000 Mons, Belgique

Le projet STARECAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) a pour objectif (i) d'améliorer la compréhension du fonctionnement des différents écosystèmes marins côtiers présents en Méditerranée et (ii) de décrire l'influence des pressions humaines, tant locales que globales sur les processus qui gouvernent ce fonctionnement. La baie de Calvi, par sa situation exceptionnelle, est un site de référence de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau (DCE), du monitoring de l'eutrophisation et de la contamination par les éléments traces. La station de recherches océanographiques STARESO, implantée dans la baie depuis près de 50 ans, possède un accès unique à la mer et de nombreuses facilités logistiques. Elle a développé au fil du temps une expertise scientifique reposant notamment sur l'acquisition de longues séries temporelles de données environnementales. Ensemble, baie et station ,forment un site atelier dédié à l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes marins côtiers de Méditerranée Nord-Occidentale. En particulier, différents indices et indicateurs y sont développés en collaboration avec de nombreux laboratoires partenaires. Une partie de ces indices écologiques testés dans la baie de Calvi est ici présentée.

## 1 Indice de qualification des milieux

L'indice PREI original, puis sa version non destructive (Posidonia Rapid Easy Index, Gobert et al., 2009), a été créé afin d'évaluer la qualité des herbiers à *Posidonia oceanica*. Cet indice, développé en collaboration avec l'Université de Liège dans le cadre des suivis à long termes de la Directive Européenne Cadre sur Eau (DCE), utilise la valeur d'un rapport de qualité écologique ("Ecological Quality Ratio", ou EQR) pour qualifier le statut écologique de la masse d'eau environnant l'herbier. Cette valeur d'EQR est calculée en utilisant différentes caractéristiques des herbiers comme la densité, la surface foliaire, la charge épiphyte et la profondeur de la limite inférieure.

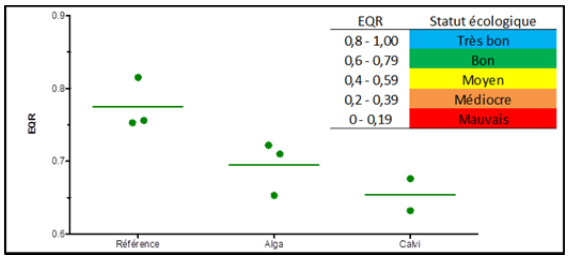



**Figure 63 : Valeurs de l'indice PREI obtenues sur trois sites de la baie de Calvi, et grille d'interprétation de la valeur de l'indice EQR**

L'indice PREI est utilisé en différents sites de la baie de Calvi pour permettre un suivi spatiotemporel de la qualité des herbiers. Par exemple, en 2012, ceux-ci sont dans un bon état écologique selon le PREI, quel que soit le site considéré.

Toutefois, de faibles différences inter-sites semblent suggérer que l'activité humaine pourrait avoir une influence négative sur la présence ou la vitalité de l'herbier à *P. oceanica*, notamment à proximité de la ville de Calvi ou du mouillage forain de l'Alga. Ainsi, pour mesurer la pression d'ancrage, subit par les herbiers de l'Alga, deux indices d'évaluation ont été mis au point (voir la communication de A. Abadie).

L'indice LIMA, adapté à l'évaluation des fonds rocheux, adopte un point de vue plus large traduisant l'attrait paysager et la richesse patrimoniale des habitats benthiques méditerranéens entre 0 et –40 m. Pour chaque site, la qualité topographique (T) et biologique (plusieurs taxons : Structurants, Envahissants et Remarquables) sont pris en compte.

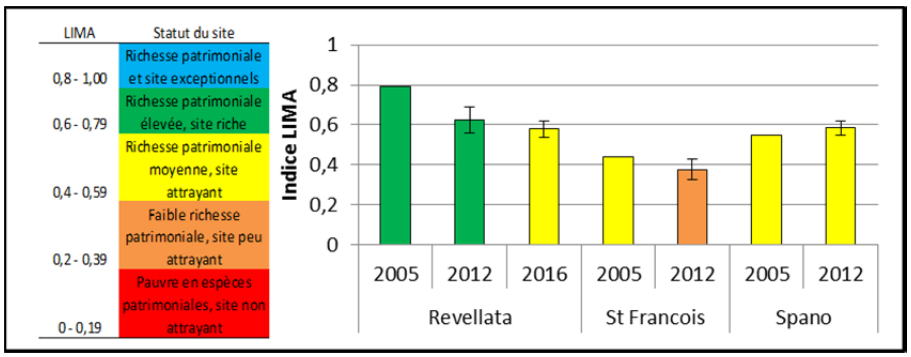



**Figure 64 : Valeurs de l'indice LIMA obtenues sur trois sites de la baie de Calvi, et grille d'interprétation de la valeur de l'indice**

## 2 Adaptation des indices

En 2016, un nouvel outil a été testé sur le site atelier STARECAPMED : l'EBQI (Ecosystem Based Quality Index). Cet indice permet d'évaluer de façon globale la qualité, la 'naturalité' à *P. oceanica* en étudiant le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème, au lieu de considérer une unique espèce. Il se base sur un modèle qui prend en compte 13 compartiments fonctionnels ou boîtes : posidonie, algues, herbivores, matière organique, petite faune, petits et grands prédateurs, oiseaux marins, et les interactions entre ces compartiments pour lesquels différents paramètres sont mesurés. Ces mesures permettent ainsi d'attribuer un statut à chaque boîte noté entre 0 (mauvais) et 4 (très bon), puis de calculer l'EBQI en prenant en compte le statut de chacune des boîtes pondérée par un facteur qui lui est propre (attribuée en fonction de l'importance du paramètre).

L'indice EBQI a été développé sur les côtes du nord-ouest de la Méditerranée continentale. L'application de cet indice aux herbiers des côtes insulaires corses, relativement préservées, donne cependant des résultats assez pessimistes.

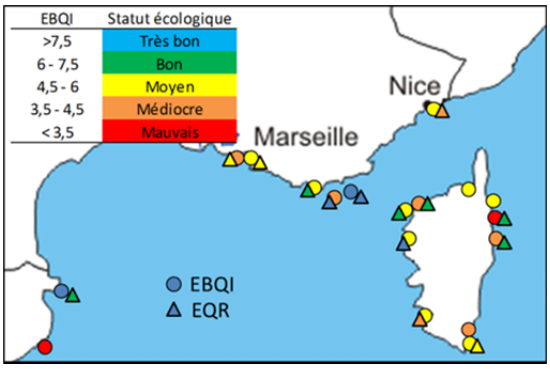



Figure 65 : Comparaison de l'EBQI et de l'EQR(PREI), Grille d'interprétation de la valeur de l'indice EBQI

En comparant les EBQI aux EQR obtenus par l'indice PREI, les résultats montrent de fortes incohérences sur le pourtour de la Corse entre ces deux indices. Cet exemple montre la nécessité de calibrer les indices au niveau des zones géographiques qui ne possèdent pas les mêmes caractéristiques naturelles.

La question du référentiel s'est également présentée pour les indicateurs existant pour évaluer les peuplements macrobenthiques des substrats meubles (ici le M-AMBI) qui se révélaient trop peu discriminants dans la situation préservée de la Corse. Pour répondre à cette problématique, un nouvel indice, le BeMSI (BEnthic Methodology Simplification), a été créé. Cet indice plus sensible basé sur le M-AMBI mais avec des valeurs de références propres aux différents habitats identifiés sur la Corse, repose également sur la simplification taxonomique et permet ainsi dans le cadre de suivi à long terme une obtention plus rapide des résultats ainsi qu'un allègement des coûts.

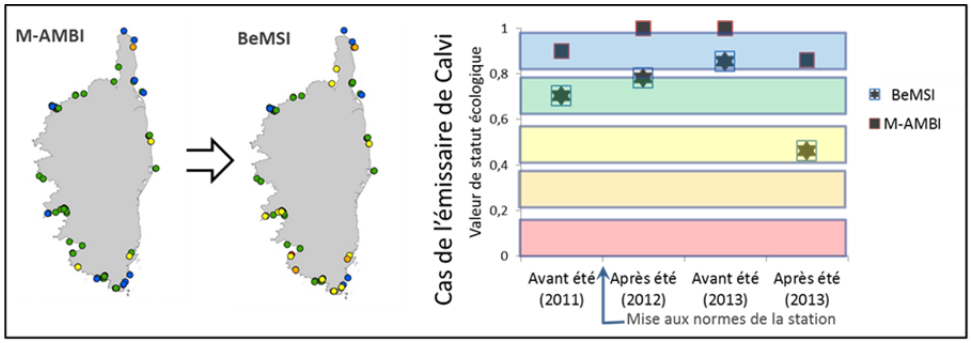



Figure 66 : Comparaison du M-AMBI et du BeMSI, et sur l'évolution temporelle des deux indices appliqué à l'émissaire de Calvi

## 3 Indices spécifiques aux pollutions

Le BeMSI, de par sa sensibilité, permet de mettre en évidence les effets de faibles perturbations.

L'impact, lié à l'apparition d'espèces envahissantes, est pris en compte partiellement par l'indice LIMA. Cependant, pour affiner l'information concernant une espèce envahissante particulièrement importante en méditerranée, *Caulerpa cylindracea*, l'indice « paysager » ICAR a été développé. Il permet d'évaluer spécifiquement les niveaux de colonisation par l'algue invasive en prenant en compte de 4 critères : la topographique, la superficie de la zone colonisée, la couverture algale et l'expérience du plongeur. Cet indice a déjà fait l'objet d'une communication dans un précédent colloque Cahrambar.

Dans le domaine important de l'évaluation des pressions anthropiques liées à l'émission de polluants dans le milieu naturel, les indices TEPI (Trace Element Pollution Index) et TESVI (Trace Element Spatial Variation Index) ont été créés. Ils permettent de rendre compte d'une manière synthétique de l'état de contamination d'un site marin en matière d'éléments traces résultant des apports anthropiques et naturels, ponctuels et diffus, chroniques et aigus. Au final, il est alors possible de classer les contaminants en fonction de la variation spatiale de leurs niveaux environnementaux.

Le suivi des concentrations en éléments traces dans les organismes bioindicateurs moules et posidonies a montré le bon état écotoxicologique général de la Baie de Calvi. Les différents sites monitorés avec la moule *Mytilus galloprovincialis* montrent une certaine homogénéité de la colonne d'eau ; la posidonie permet quant à elle d'identifier des variations spatiales plus fines, car cette plante benthique reflète les concentrations en contaminants accumulés sur de longues périodes dans les sédiments.

Par ailleurs, de nouveaux indices innovants prenant en compte l'écosystème dans sa globalité et intégrant les impacts anthropiques se développent. C'est le cas de l'indice paysage acoustique sous-marin reposant sur l'enregistrement des sons pour évaluer la qualité du milieu. Le paysage acoustique varie en fonction du temps et de l'espace et est forgé par i) l'activité biologique (biophonie) via les émissions sonores volontaires ou involontaires d'une grande diversité d'organismes (des invertébrés aux mammifères), ii) les conditions météorologiques et les forçages physiques (géophonie) et iii) les activités anthropiques (anthropophonie). Le paysage acoustique constitue donc un proxy qui présente de nombreux avantages pour apprécier la structure, le fonctionnement et l'état des écosystèmes.

## 4 Conclusion

En conclusion, le développement et l'application combinée de ces différents indices et indicateurs développés dans le cadre du programme pluridisciplinaire STARECAPMED fournissent une estimation globale de l'état du milieu côtier méditerranéen à différents niveaux d'organisation, depuis l'espèce jusqu'à l'écosystème. De plus, leur mise en œuvre dans ce même site atelier privilégié qu'est la baie de Calvi permet de les confronter, de les ajuster et de les intercalibrer pour, à terme, les proposer aux gestionnaires environnementaux.

### Références bibliographiques

Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V. et al, 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the Posidonia oceanica Rapid Easy Index: PREI. Marine Pollution Bulletin, 58

Gobert, S., Chéry, A., Volpon, A., Pelaprat, C., Lejeune, P., 2014. The Seascape as an indicator of environmental interest and quality of the Mediterranean benthos: the in situ development of a description index: the LIMA, in: Underwater Seascapes. Springer, pp. 277–291.

Personnic S., Boudouresque CF., Ruitton S. et al., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of amediterranean ecosystem, the Posidonia oceanica seagrass meadow. PLoSONE 9:e98994

Donnay A., Le macrobenthos de substrats meubles en zone infralittorale Corse Indice et méthodologie daptée pour un diagnostic écologique facilité Thèse de doctorat, STARESO 2016

Carriou et al., 2014. L'indice paysager Caulerpa racemosa "ICar". Ifremer (Ed.) CARtographie des HAbitats Marins Benthiques : de l'Acquisition à la Restitution (2013, March 27)

Richir, J., Salivas-Decaux, M., Lafabrie, C., Lopez y Royo, C., Gobert, S., Pergent, G. & Pergent-Martini, C. Bioassessment of trace element contamination of Mediterranean coastal waters using the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Environmental Management (2015), I.F.: 3.288 (last); A.L. Gill, Elsevier, 150, 1-14. doi:10.1016/j.jenvman.2014.11.015*

# Evaluation de l'impact de l'ancrage dans les herbiers à Posidonia oceanica : deux nouveaux indices complémentaires pour la gestion

Arnaud Abadie[1], Michèle Leduc[2], Pierre Lejeune[2], Sylvie Gobert[1]

[1]Laboratore d'Oceanologie, MARE Centre, Université de Liège, B6C, 4000 Liège, Sart Tilman, Belgique
[2]STARESO SAS, Pointe Revellata, BP 33, 20260 Calvi, France

L'ancrage intensif dans les herbiers formés par la Magnoliophytes méditerranéenne *Posidonia oceanica* (L.) Delile entraîne localement leur fragmentation. La création de larges zones où les feuilles sont arrachées provoquent la morts des faisceaux (matte morte) (Francour, 1994). Du fait de la vitesse de recolonisation très lente par *P. oceanica*, ces zones de matte morte ne sont pas recolonisées si la pression d'ancrage persiste (Abadie, 2016). De plus, un processus de détérioration du substrat peut se mettre en place avec notamment l'intrusion de composés toxiques (Abadie et al., 2016). Il est donc nécessaire d'évaluer les dommages de l'ancrage afin de proposer des mesures de gestion adaptées. S'il est possible de cartographier les dommages importants souvent irrémédiables des plus grosses unités dans l'herbier (Abadie, 2016), un suivi en plongée sous-marine est nécessaire pour mesurer l'impact des petits navires.

La mise au point de méthodes d'analyse des cartes des habitats marins n'est pas un antagoniste de l'approche par observations en plongée sous-marine. Ces deux méthodes d'évaluation sont même complémentaires et nécessaires pour déterminer l'impact de l'ancrage. Pour un gestionnaire du milieu côtier, il est cependant rare d'avoir les ressources matérielles, humaines et budgétaires pour pouvoir utiliser les deux approches simultanément. A partir de ce constat, les bases de deux méthodes d'évaluation de l'impact de l'ancrage sur les herbiers à *P. oceanica* ont été élaborées dans le but de répondre aux besoins des décisionnaires. Ces protocoles prennent la forme de deux indices d'évaluation, l'un sur base de cartographies et l'autre sur base de mesures en plongée sous-marine.

## 1 Le Map Anchoring Index (MAI) : Indice cartographique de l'impact de l'ancrage

Le MAI (Map Anchoring Index) est issu de l'analyse des paysages formés par les herbiers à *P. oceanica* et plus particulièrement des caractéristiques (taille et nombre) des intermattes (traces d'ancrage) résultant d'impacts anthropiques. Il intègre également la pression d'ancrage en tenant compte du nombre et de la taille (< 10 m ; 10–20 m ; 21–200 m ; > 200 m) des navires s'ancrant dans la zone étudiée, ainsi que leur impact potentiel dû à leur taille.

$$\mathrm{MAI} = (\text{statut} \times \text{poids}\ \mathrm{S_{IA}}/\mathrm{S_{totale}} + \text{statut} \times \text{poids}\ \mathrm{N_{IA}} + \sum \text{statut} \times \text{poids}\ \mathrm{N_{nav}})/45$$

Avec :

- $S_{IA}$ la surface des intermattes anthropiques ($m^2$)
- $S_{totale}$ la surface totale d'herbier à *P. oceanica* dans la zone d'étude ($m^2$)
- $N_{IA}$ le nombre d'intermattes anthropiques
- $N_{nav}$ le nombre moyen de navires par jour dans la zone d'étude durant la période estivale (juillet/août)

Chaque paramètre constituant l'indice est divisé en niveau de statut en fonction de ses valeurs théoriques (Tableau 8).

**Tableau 8 : Statut des paramètres constituant le MAI en fonction de leur valeur. La valeur entre parenthèses représente le poids attribué à chaque métrique.**

| $S_{IA}/S_{totale}$ (2) | $N_{IA}$ (3) | Pression d'ancrage ($N_{nav}$) < 10 m (1) | 10-20 m (2) | 21-200 m (3) | > 200 m (4) | Statut |
|---|---|---|---|---|---|---|
| > 0.2 | > 50 | > 10 | > 8 | > 5 | > 2 | 3 |
| 0.1-0.2 | 26-50 | 5-10 | 2-8 | 1-5 | 2 | 2 |
| < 0.1 | 0-25 | < 5 | 2 | 1 | 1 | 1 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Enfin, la valeur du MAI est interprétée grâce à une classification par code couleur (Tableau 9) afin d'évaluer l'impact de l'ancrage sur la zone d'étude.

**Tableau 9 : Grille d'interprétation de la valeur des indices pour déterminer l'impact de l'ancrage.**

| Description | Valeur | Code couleur |
|---|---|---|
| Impact de l'ancrage nul | 0 | Bleu |
| Faible impact de l'ancrage | 0-0.250 | Vert |
| Impact de l'ancrage modéré | 0.251-0.500 | Jaune |
| Fort impact de l'ancrage | 0.501-0.750 | Orange |
| Très fort impact de l'ancrage | 0.751-1 | Rouge |

Le MAI a été développé à partir des données obtenues en Baie de l'Alga (Corse, France), une zone d'ancrage estival intensif d'environ 1 $km^2$ fréquentée par des navires de plaisance de tailles très contrastées. Dans la Baie de l'Alga, le MAI atteint une valeur de 0.578, indiquant ainsi un herbier à *P. oceanica* fortement impacté par l'ancrage. Il reste cependant à valider cet indice en calculant pour différentes zones de taille similaire sur l'ensemble des côtes méditerranéennes françaises. Si le MAI semble capable de fournir une évaluation correcte des cartographies tout en prenant compte la pression d'ancrage dans une zone d'1 $km^2$, il est également nécessaire d'affiner sa calibration pour des zones plus vastes dans lesquelles des navires de croisière (> 200 m de long) pourront s'ancrer. De plus, l'impact de l'ancrage mis en évidence par cet indice correspond à un état de l'herbier à l'instant t de l'acquisition de données cartographiques (sonogrammes, photos aériennes). Le MAI est donc un outil destiné à identifier les zones soumises à une pression d'ancrage dont l'impact se traduit par des intermattes détectables à l'aide de la télédétection. Il est également possible de calculer l'indice pour des cartographies anciennes sous réserve que des données sur la fréquentation de la zone soient disponibles. Pour réaliser un monitoring des zones ainsi identifiées à l'aide du MAI, il est nécessaire d'avoir recours à un autre protocole incluant des observations directes en plongée sous-marine.

## 2 Le Anchoring Index (AI) : la compilation d'observations *in situ*

Le Anchoring Index (AI) est un indice évaluant l'impact de l'ancrage s'appliquant à l'échelle d'une zone d'ancrage intensif (e.g. baie, plage, crique). Il regroupe sept paramètres mesurés à l'aide d'observations de

terrain non-destructives dont la plupart sont réalisées en plongée sous-marine, i.e. la densité de l'herbier, la compacité de la matte, le déchaussement des rhizomes, le recouvrement de l'herbier, la proportion de matte morte, la concentration en sulfure d'hydrogène et la densité de navires (Tableau 10).

**Tableau 10 : Détail des paramètres constituant le Anchoring Index.**

| Paramètre | Protocole | Unité |
|---|---|---|
| Densité de l'herbier | Mesure par quadrats de 40 cm x 40 cm répliquée dix fois. Les données sont interprétées à l'aide la grille de UNEP-MAP-RAC/SPA 2011 | faisceaux.m$^{-2}$ |
| Compacité de la matte | La distance de pénétration est mesurée dix fois avec une tige de 2 m de long est enfoncée perpendiculairement dans la matte à l'aide d'un poids de 5 kg | cm |
| Déchaussement des rhizomes | La distance entre le sommet des rhizomes et le substrat est mesuré 20 fois de façon aléatoire | cm |
| Recouvrement de l'herbier | 20 quadrats de 40 cm x 40 cm sont photographiés et le recouvrement est estimé | % |
| Proportion de matte morte | Le substrat (herbier, sable, roche, matte morte) est observé tous les mètres sur cinq transects de 10 m de long | % |
| Concentration en sulfure d'hydrogène | L'eau interstitielle de la matte morte est prélevée (3 réplicas) à 10 cm de profondeur à l'aide d'une aiguille et d'une seringue. Les échantillons sont ensuite testés à l'aide de kits de mesure colorimétrique | µM |
| Densité de navires | Les navires ancrés sont comptés durant la période juillet - août et leur nombre est ramené à la surface de la zone d'étude | navires.ha$^{-1}$ |

Les mesures sont réalisées durant la période estivale de plus grande affluence (juillet-août). Deux plongées en binôme sont nécessaires pour les observations sous-marines. Le AI peut être utilisé à toutes les profondeurs de développement de l'herbier. En fonction de leur gamme de variation, une note de statut ainsi qu'un poids est attribué à chaque paramètre (Tableau 11). Enfin, le AI est calculé de la façon suivante :

$$AI = \sum_{i=1}^{7} P_i * S_i \Big/ 48$$

Avec :

- $P_i$ le poids assigné au paramètre i
- Si le statut du paramètre i

Le Anchoring Index varie de 0 à 1 et sa valeur est interprétée grâce à une classification par code couleur définissant l'impact de l'ancrage dans la zone d'étude (Tableau 9). Le calcul du AI dans la Baie de l'Alga à 10, 15 et 20 m de profondeur fait état d'un herbier impacté de façon modérée par l'ancrage à 10 m (AI = 0.396) et 15 m (AI = 0.500), et fortement impacté à 20 m (AI = 0.583).

**Tableau 11 : Statut de chaque paramètre en fonction de la valeur mesurée.**

| Paramètre | Valeur | Statut | Poids | Statut max |
|---|---|---|---|---|
| Densité de l'herbier | Très basse | 4 | 3 | 12 |
| | Basse | 3 | | |
| | Moyenne | 2 | | |
| | Haute | 1 | | |
| | Très haute | 0 | | |
| Compacité de la matte | > 100 cm | 2 | 3 | 6 |
| | 50-100 cm | 1 | | |
| | < 50 cm | 0 | | |
| Déchaussement des rhizomes | > 15 cm | 2 | 1 | 2 |
| | 5-15 cm | 1 | | |
| | < 5 cm | 0 | | |
| Recouvrement de l'herbier | < 20 % | 4 | 1 | 4 |
| | 20-40 % | 3 | | |
| | 40-60 % | 2 | | |
| | 60-80 % | 1 | | |
| | > 80 % | 0 | | |
| Proportion de matte morte | > 50 % | 4 | 3 | 12 |
| | 20-50 % | 3 | | |
| | 10-20 % | 2 | | |
| | 5-10 % | 1 | | |
| | < 5 % | 0 | | |
| Concentration en sulfure d'hydrogène | > 10 µM | 3 | 2 | 6 |
| | 5-10 µM | 2 | | |
| | 1-5 µM | 1 | | |
| | < 1 µM | 0 | | |
| Densité de navires | > 10 navires.ha$^{-1}$ | 2 | 3 | 6 |
| | 5-10 navires.ha$^{-1}$ | 1 | | |
| | < 5 navires.ha$^{-1}$ | 0 | | |

Lorsque différentes tranches bathymétriques sont concernées par un ancrage intensif, le AI permet ainsi de mettre en évidence un possible gradient de l'intensité de son impact. Le AI permet également un suivi régulier (par exemple trisannuel) d'une zone sous forte pression d'ancrage ou au contraire, d'une aire bénéficiant de mesures de gestion (interdiction d'ancrage, limitation de la taille des navires). Utilisé en réseau de monitoring, le AI permettrait un suivi à l'échelle de la Méditerranée. Tout comme le Map Anchoring Index, il reste à valider cet indice en le calculant pour différentes zones impactées.

# 3 Conclusion

Nous avons créé des outils à destination des gestionnaires en proposant la base pour deux indices évaluant l'impact de l'ancrage dans les herbiers à *P. oceanica*. Ces méthodes non-intrusives intègrent chacune des notions paysagères en tenant compte des changements de substrat (e.g. herbier, sable, matte morte) ou de la présence d'intermattes. Créés dans la baie de l'Alga (Corse, France), un site d'ancrage intensif des navires de plaisance, ces indices sont en phase de test sur d'autres sites afin d'être plus largement utilisés pour la gestion du milieu côtier en Méditerranée. Cet effort de création d'outils de gestion du milieu marin est réalisé dans le cadre du programme STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts (STARECAPMED).

# 4 Références bibliographiques

Abadie, A., 2016. Etude des intermattes des herbiers à *Posidonia oceanica*. University of Liege/University of Corsica, p. 342.
Abadie, A., Lejeune, P., Pergent, G., Gobert, S., 2016. From mechanical to chemical impact of anchoring in seagrasses: the premises of anthropogenic patch generation in *Posidonia oceanica* meadows. Marine Pollution Bulletin 109, 61-71.
Francour, P., 1994. Impact du mouillage sur l'herbier à *Posidonia oceanica* dans la baie de Port-Cros (Var, Méditerranée nord-occidentale). G.I.S. Posidonie, Marseille, p.19.

# Cartographie fonctionnelle du banc de maërl de Belle-Ile comme outil de gestion des activités de pêche professionnelle

Julien Dubreuil[1], Jacques Grall[2], Anne-Laure Barillé[3] et Julien Froger[4]

[1] Comité Régional des Pêches et des Elevages Marins de Bretagne, 1 square René Cassin, 35700 Rennes, France
[2] Institut Universitaire Européen de la Mer, UMS 3113 CNRS, rue Dumont d'Urville, 29280 Plouzané, France
[3] Bio-littoral, 2 rue du château de l'Eraudière, Immeuble le Nevada, CS 80693, 44306 Nantes Cedex 3, France
[4] Communauté de Communes de Belle-Île-en-mer, Haute-Boulogne, 56360 LE PALAIS, France

## 1 Introduction

Le maërl, accumulation d'algues rouges calcaires se développant sous forme libre, est un habitat d'intérêt prioritaire de la Directive Européenne 92/43. A ce titre, la compatibilité entre une activité et les objectifs de conservation est appréciée au sein de Zones Spéciales de Conservation (ZSC) par une évaluation des incidences. Dans le cas de la pêche maritime professionnelle, cette évaluation est réalisée selon le dispositif réglementaire de l'analyse de risques de dégradation des habitats d'intérêt communautaire par les activités de pêche (circulaire du 30 avril 2013 ; Loi du 8 août 2016). Dans ce cadre, l'évaluation des composantes environnementales réalisée dans le secteur de Belle-Ile a montré, malgré les cartographies qui se sont succédées dans le temps [1], [2], [3], [4], des lacunes dans la connaissance du fonctionnement du banc de maërl et en particulier de sa partie vivante. Or, dès la validation du document d'objectifs de la ZSC en 2006, le maintien du bon état de conservation du maërl, et en particulier de sa fraction vivante, est reconnu comme l'enjeu principal de la partie marine de la ZSC. L'interaction entre la pêche des coquilles Saint-Jacques à la drague (53 licences délivrées dans le secteur) et le maërl, est identifiée comme un enjeu fort dans cette problématique. Cette étude vise à combler les lacunes identifiées et propose une analyse fonctionnelle permettant d'appréhender la structuration et la répartition spatiale du banc. Une cartographie basée sur la modélisation de la distribution des paramètres de recouvrement et de vitalité du maërl est réalisée. Son analyse permet d'identifier les zones à forts enjeux de conservation de l'habitat. Sur cette base, une concertation est engagée avec les professionnels pour définir des mesures pertinentes afin d'assurer la compatibilité entre la conservation du maërl et le maintien des activités sur ce site.

## 2 Matériel et méthodes

Suite à la définition des objectifs et du périmètre de prospection, les investigations se sont focalisées sur la partie Est de l'île et les paramètres étudiés sont les taux de recouvrement et de vitalité du maërl. L'échantillonnage, effectué en mai 2016, a consisté en la réalisation de 205 stations dont 102 stations de prélèvements à la benne (surface normée de 0.1m²) et 193 stations d'acquisition vidéo (points fixes et vidéo tractée) [5]. Ces dernières n'ont été utilisées que pour qualifier la présence ou l'absence de maërl. En cas de certitude d'absence de maërl sur la bande vidéo et les zooms photographiques, une valeur nulle est affectée à la vitalité et au recouvrement. Les pourcentages de vitalité et de recouvrement total ont été déterminés pour les 102 prélèvements à la benne selon le protocole de référence de l'observatoire marin

de l'IUEM. Les données issues des prélèvements et des observations (134 stations) ont été intégrées à une base de données qui présente pour chaque station une valeur de vitalité et de recouvrement.

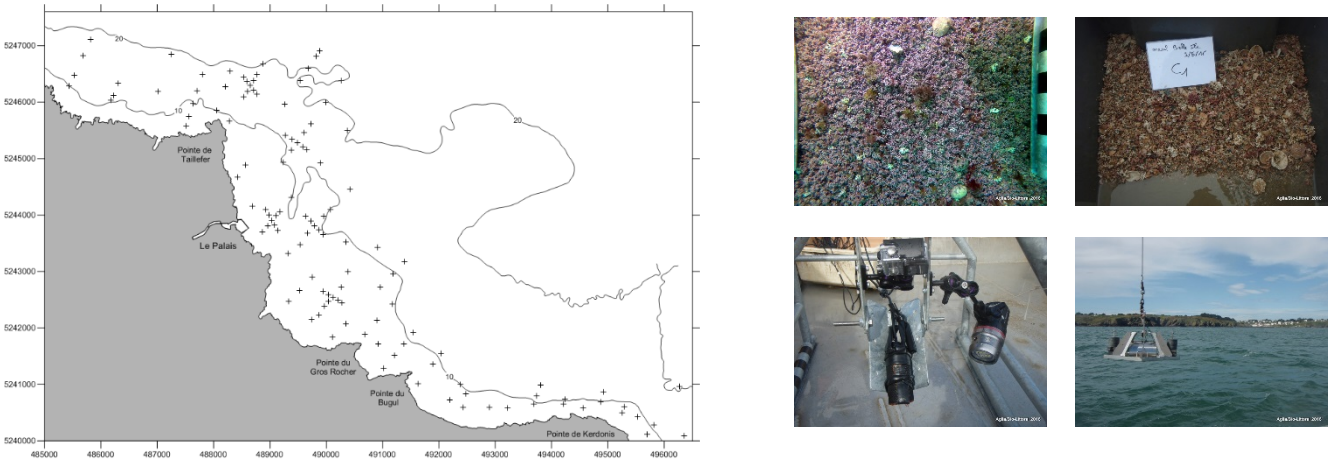



**Figure 67 : (à G) stratégie d'échantillonnage retenue pour la cartographie du banc de maërl + : stations d'échantillonnage (coordonnées en WGS 84, UTM 30 – 1000 mètres en deux graticules) – (à D) illustration des méthodes d'étude (© Bio-littoral)**

La cartographie de la structuration spatiale du recouvrement et de la vitalité du banc de maërl a été obtenue par interpolation des données stationnelles modélisée par krigeage [6] et mis en œuvre *via* le logiciel SURFER 9©. Cette méthode géostatistique permet l'estimation de valeurs dans des zones inconnues en tenant compte de la distance et du degré de variation entre les points géoréférencés dont les valeurs sont connues. Afin d'optimiser la robustesse de l'interpolation, le plan d'échantillonnage présenté ci-avant inclut des zones de forte densité de points afin de tenir compte de la variabilité des valeurs à petite échelle et ainsi permettre au modèle de mieux intégrer l'organisation spatiale des valeurs des métriques étudiées.

## 3 Résultats

La quasi-totalité du banc s'étend, de la côte vers le large depuis la pointe de Taillefer, au Nord, jusqu'à la pointe de Kerdonis, au Sud. Le recouvrement supérieur à 30%, pour lequel une accumulation d'algues corallinacées mortes ou vivantes sous forme libre est considérée comme un « banc » [7] est figuré par la ligne en pointillés rouges (Figure 68). Le taux de recouvrement est supérieur à 100% dans une très grande majorité du banc car il se présente sur plusieurs épaisseurs.

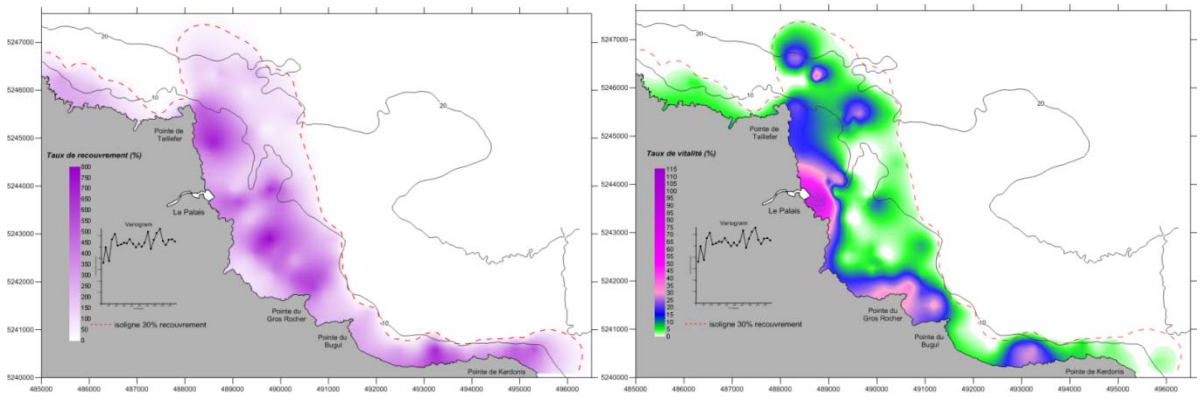



**Figure 68 : Distribution des taux de recouvrement (à G) et de vitalité (à D) du maërl dans le secteur de Belle-Ile (coordonnées en WGS 84, UTM 30 – 1000 mètres en deux graticules).**

Les secteurs présentant les taux de recouvrement les plus forts sont situés dans des profondeurs inférieures à 10m CM, au droit de la pointe de Taillefer, entre Palais et la pointe du Gros Rocher ainsi qu'au nord de la pointe de Kerdonis. L'habitat présente une extension en profondeur plus marquée dans la partie Nord, localement supérieure à 20m CM, notamment au large de la pointe de Taillefer (24m CM). La limite de distribution du banc se situe alors à environ 2200m de la côte. L'extension en profondeur est, en revanche, cantonnée à l'isobathe des 10m CM au sud de la pointe de Gros Rocher, et le banc ne s'étend plus qu'à environ 500m vers le large. Certains secteurs présentent des taux de vitalité importants, localement supérieurs à 100%. De manière générale, 3 zones de fortes valeurs de vitalité sont observées dans les secteurs très côtiers (profondeurs inférieures à 10m CM) au droit du Palais, entre les pointes du Gros Rocher et du Bugul, et au Nord-Ouest de la pointe de Kerdonis. Seul le secteur au large de la pointe de Taillefer présente des taux de vitalité importants plus en profondeur (10 à 20m CM). Le secteur central du banc, à l'Est de Palais et au Nord de la pointe du Gros Rocher, présente des taux de recouvrement importants mais de faibles valeurs de vitalité, localement nulles. Cette vaste zone est caractérisée par un modelé du fond en mégarides de faible longueur d'onde. Les observations montrent que le peu de maërl vivant dans ce secteur est cantonné aux dépressions des mégarides, structuration classique des bancs façonnés par la houle. Les faibles taux de pélites observés dans ces prélèvements témoignent également du fort hydrodynamisme auquel cette partie du banc est soumis. Cette structuration n'est pas observée sur le reste du banc, le maërl y repose sur un sédiment plat sablo-vaseux, présentant un gradient croissant de particules fines selon un profil côte-large, excepté localement dans le secteur Est de la pointe du Bugul, où les sédiments présentent une part de pélites importante à la côte.

## 4 Discussion

Les cartes produites permettent de préciser la répartition de la densité du maërl et de sa vitalité. Les zones de forte vitalité représentent une importance fonctionnelle pour l'habitat compte tenu de leur productivité. Les secteurs où la vitalité est de 100% sont à même de générer une production nette annuelle de l'ordre de 800 $gCaCO_3/m^2/an$ [8], assurant ainsi le renouvellement du banc. Ces zones sont principalement situées dans les petits fonds côtiers inférieurs à 10m CM ainsi que dans une zone située plus au large, au droit de la pointe de Taillefer. La composition spécifique du maërl pourrait expliquer cette particularité (Grall, comm. pers). Le maërl vivant produit dans les zones de forte vitalité est susceptible d'être exporté dans des zones plus ou moins productives, et parfois plus profondes. Elles présentent donc une fonctionnalité particulièrement essentielle au maintien du banc de maërl dans sa superficie actuelle. La partie centrale du banc est composée de maërl principalement mort, modelé en mégarides sous l'influence des courants de marée. Ce maërl mort s'érode au cours du temps et alimente les sables calcaires [9]. Il participe au budget sédimentaire des estrans sableux par apport de matériaux bioclastiques [10]. Il présente également un intérêt écologique propre du point de vue de la composition de sa faune benthique associée, au même titre qu'un banc de maerl vivant [5]. L'étude de l'évolution du banc de maërl par comparaison avec les cartographies antérieures montre une certaine stabilité sédimentaire [4] mais ne renseigne pas de manière satisfaisante sur la variabilité temporelle de la vitalité du banc. En revanche, la ré-acquisition de données selon le même mode opératoire à moyen terme permettrait de mesurer cette variabilité. Il n'en reste pas moins que les connaissances empiriques locales sont en bonne adéquation avec les données présentées ici, ce qui suggère que cette variabilité de la vitalité est probablement relativement faible. Cela renforce la pertinence de l'application de mesures de gestion appropriées sur ces secteurs.

## 5 Conclusion

Cette étude a permis de préciser la distribution du banc du maërl, sa structure en terme de vitalité et son fonctionnement. Les secteurs à enjeux essentiels, situés majoritairement dans les petits fonds côtiers, ont été mis en évidence. Le maintien de leur fonctionnalité conditionne la pérennité de l'habitat et renforce la pertinence d'orienter la gestion de l'habitat sur ces secteurs fonctionnels, indispensables pour assurer son maintien. L'outil d'aide à la décision proposé par cette approche a permis de faire aboutir des discussions initiées par l'opérateur dans le cadre de l'élaboration du DOCOB en 2006 et celles réalisées ultérieurement [11], en s'appuyant sur un niveau satisfaisant de connaissance. La concertation avec les dragueurs de coquilles Saint-Jacques a permis d'identifier une vaste zone d'intérêt pour la conservation de l'habitat sur laquelle des mesures volontaires d'adaptation de l'activité ont été proposées. Des discussions similaires, et sur les mêmes bases de connaissance, ont été initiées avec les professionnels pratiquant d'autres métiers à la drague sur le site. L'approche méthodologique développée ici ne vise pas à se substituer à des méthodes d'étude des bancs de maërl mettant en œuvre d'autres techniques (imagerie acoustique, etc.). Elle aspire à proposer une approche simple basée sur la fonctionnalité première de l'habitat présentant l'intérêt d'être aisément réplicable dans le temps tout en nécessitant des moyens relativement modestes. Elle permet de n'orienter l'étude que sur un nombre réduit de paramètres, ce qui évite la dispersion dans les discussions avec les acteurs du site et permet de répondre à des problématiques précises au regard des objectifs propres aux sites. Cette approche peut être étendue à la connaissance et à la gestion d'autres types d'habitats patrimoniaux bio-construits, en adaptant l'échelle et la fréquence d'acquisition à la dynamique propre de chaque espèce structurante.

## 6 Références bibliographiques

[1] Hinschberger, F., Guilcher, A., Pruleau, M., Moign, A. & Moign, Y. (1968). Carte sédimentologique sous-marine des côtes de france. Feuille de Brest. Echelle, 1/100000.

[2] Chassé, C. (Ed.) & Glémarec, M. (Ed.), avec le concours du CNEXO. (1976). Atlas du littoral français : atlas des fonds meubles du plateau continental du golfe de Gascogne : cartes biosédimentaires.

[3] Chauvaud, S. – TBM. (2006). Cartographie des Habitats marins – Site de Belle-Ile-en-Mer – Natura 2000.

[4] Hamon, D., Ehrhold, A., & Houlgatte, E. (2010). Directive Cadre sur l'Eau-Région Bretagne : Reconnaissance cartographique de bancs de maërl distribués dans les masses d'eaux côtières de référence. Convention Ifremer-Agence de l'Eau Loire-Bretagne. Vol1, Rapport de synthèse. Vol2, Résultats analytiques.

[5] Barillé A.L & Harin N. (2016). Interaction entre les dragues à bivalves et l'habitat maërl à Belle-Ile-en-Mer - Cartographie et état de conservation du banc de maërl en 2016. Rapport Bio-Littoral/Aglia, 80p.

[6] Krige, D. G. (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy, 52(6), 119-139.

[7] BIOMAERL Team. (1999). Final report, BIOMAERL project. University Marine Biological Station.

[8] Potin, P., Floc'h, J. Y., Augris, C. & Cabioch, J. (1990). Annual growth rate of the calcareous red alga Lithothamnion corallioides in the Bay of Brest, France. Hydrobiologia, 204(1), 263-267.

[9] Berthois L. & Auffret G. (1968). Contribution à l'étude des conditions de sédimentation dans la rade de Brest. Chap. 1er, minéralogie et granulométrie sédimentaire. Cahiers Océanographiques, 20 (10) : 893-485.

[10] Hénaff, A. & Bodéré, J.C. (2001). Modifications récentes des apports biodétritiques littoraux : conséquences sur le budget sédimentaire des estrans sableux de l'ouest du Massif Armoricain. Géomorphologie : relief, processus, environnement, 7(1), 17-29.

[11] Olivier, A. (CCBI - 2015). Projet collaboratif avec les pêcheurs dans le site Natura 2000 de Belle-Ile, Propositions de mesures de gestion des pêches issues d'une concertation *a priori*.

# Vers une stratégie partagée de cartographie des fonds marins de Bretagne à partir de l'expression des besoins d'acteurs bretons œuvrant sur le domaine marin

Michel LEDARD

DREAL Bretagne – Chargé de mission, spécialiste milieu marin

La dynamique actuelle vis-à-vis des fonds marins bretons s'oriente vers des pressions grandissantes : pêche professionnelle, pêche de loisir, cultures marines, extraction de granulat, tourisme, énergies marines renouvelables, … les acteurs de la gestion du domaine marin, dans le cadre de l'instruction des demandes de projets et des mesures de préservation de la biodiversité, doivent pouvoir s'appuyer sur une connaissance adéquate des habitats benthiques. Or, du fait de leur situation, l'acquisition d'information implique des protocoles et des techniques plus complexes que pour les milieux terrestres, pour lesquels la connaissance est rendue à un stade plus avancé. Les programmes antérieurs d'études surfaciques (programme Rebent spatial mis en œuvre en Bretagne de 2003 à 2014, programme de surveillance « DCE Benthos », programme national Cartham, Programme interreg Mesh Atlantique, …) ont significativement contribué à alimenter la cartographie des habitats benthiques, mais de sérieuses lacunes persistent.

Divers acteurs qui œuvrent au niveau de la région Bretagne, motivés par une volonté commune d'enrichir la connaissance et de mutualiser les moyens cartographiques pour une meilleure coordination régionale, se sont réunis le 30 mars 2016 à la DREAL Bretagne pour discuter de la création d'un éventuel dispositif de suivi surfacique : Agence Française pour la biodiversité (AFB, ex AAMP), Agence de l'eau Loire Bretagne, Direction interrégionale de la Mer Nord-Atlantique Manche-Ouest, Ifremer. Au terme de cette réunion , la DREAL Bretagne a été mandatée pour recueillir l'expression concertée des besoins cartographiques en vue d'élaborer une stratégie. Après consultation de l'AFB, l'Ifremer et la DIRM Nord Atlantique Manche Ouest (NAMO), un questionnaire a été adressé le 21 juin 2016 à 55 acteurs régionaux (administrations, gestionnaires d'aires marines protégées, établissements publics, collectivités, organismes scientifiques, ...). L'analyse des réponses réceptionnées a fait émerger notamment des besoins communs à divers acteurs, ce que le questionnaire avait précisément pour objectif de détecter afin d'éviter les doublons dans les campagnes cartographiques. En outre, selon la fonction occupée par l'interlocuteur, deux grands types de besoins cartographiques se dégagent.

# 1 Des besoins pour répondre à la gestion locale des habitats.

Les animateurs de la mise en œuvre des DOCOB Natura 2000, l'AAMP et le conservateur de la RNN des Sept Iles s'expriment à l'échelle des zones d'intérêt communautaire, sur des secteurs ciblés/spécifiques et des habitats particuliers. Dans la majorité des cas, ils disposent déjà d'une cartographie existante mais lacunaire et/ou trop ancienne et/ou non validée et/ou hétérogène. Leurs besoins de connaissances cartographiques sont souvent à échéance très courte (2017-2019), afin de définir une stratégie de gestion adaptée à chaque secteur de leur territoire de gestion : rédaction/animation d'un DOCOB Natura 2000 en mer, évaluation de risques d'interaction activité/habitat en vue de l'instruction d'un projet ou de l'adoption de mesures de gestion de l'activité, … Ils expriment donc le besoin d'une résolution fine (parfois de l'ordre du mètre pour certains habitats particuliers comme les herbiers de zostères et les bancs de maërl), d'un niveau de confiance élevé (75 à 100%) et d'une typologie approfondie. La qualification de l'état de conservation des habitats est également une donnée recherchée.

Les habitats ciblés correspondent aux habitats d'intérêt communautaire, au-delà de la typologie des habitats génériques : herbiers de zostères, bancs de maërl, récifs d'hermelles, sables coquilliers, fucales intertidales, champs de blocs, laminaires, vasières … Ces habitats se concentrent majoritairement dans le secteur proche côtier, et notamment dans la zone des 3 miles nautiques, à fort enjeu fonctionnel. Dans le cadre de leur stratégie de gestion mais aussi pour répondre à des besoins de rapportage/surveillance au titre de la directive Habitats Faune Flore (DHFF), de la directive cadre stratégique pour le milieu marin (programme thématique de surveillance des habitats benthiques et intégrité des fonds, sous programmes 1 et 6) et en prévision de la directive cadre pour la planification de l'espace maritime, de nombreux interlocuteurs positionnent en priorité la qualification de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire. Cette thématique soulève la question de l'harmonisation des protocoles : certains opérateurs rapportent leur initiative personnelle de faire appel à des projets participatifs ou de suivre le protocole simplifié proposé par l'institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM), notamment pour l'évaluation de l'état de conservation des herbiers de zostères. L'AFB juge que cet enjeu devra être traité d'ici au prochain cycle DCSMM pour définir des méthodes coordonnées. Une meilleure articulation avec le dispositif REBENT stationnel pourrait être recherché à cette fin.

# 2 Des besoins plus globaux

Les interlocuteurs de Bretagne Environnement, le BRGM, la DIRM NAMO et la DREAL Bretagne portent un regard global sur leurs besoins en cartographie surfacique, à l'échelle de la région tout entière. Tandis que Bretagne Environnement priorise la bande intertidale et le suivi de l'état de conservation en vue d'une diffusion de la connaissance, les 3 autres organismes se positionnent dans une optique de stratégie de gestion, et au titre de la DCSMMM pour laquelle une approche régionale se révèle pertinente. La DIRM et la DREAL suggèrent un échantillonnage au-delà de la ligne des 12 miles : en deçà, où l'espace connaît un plus grand nombre de pressions et une biodiversité plus riche, une précision supérieure serait nécessaire. La volonté commune est de disposer de la connaissance en amont des demandes de projets susceptibles d'impacter les habitats benthiques, afin d'anticiper et d'orienter efficacement les politiques publiques.

# 3 Synthèse

Au vu de ces éléments, la création d'un dispositif régional de suivi surfacique des habitats benthiques apparaît effectivement pertinente et nécessaire. Afin d'articuler au mieux les besoins et les moyens, il semble raisonnable d'acquérir une connaissance exhaustive et précise des habitats benthiques au sein de la bande des 3 miles nautiques, où se concentrent les enjeux/pressions/interactions. Cette délimitation reste à débattre, puisqu'il faudrait s'assurer de la cohérence avec les habitats marins : une adaptation peut être nécessaire. Dans ce secteur, le suivi surfacique serait réalisé avec une méthodologie inspirée de celle appliquée par l'Ifremer dans le cadre du REBENT spatial, un degré de confiance à 100 %, une typologie EUNIS de niveau 5-6 et une résolution adaptée à la nature du site (habitat, type d'activité). Cette variabilité résolutive impliquerait des métadonnées de qualité pour assurer une interprétation juste du produit cartographique.

- Ce procédé pourrait être étendue au sein de toutes les zones Natura 2000 pour couvrir certains habitats particuliers nécessitant un degré de précision élevé pour la mise en œuvre d'une gestion adaptée;
- Au-delà de la ligne des 3 miles nautiques et jusqu'à celle des 12 MN, hors des zones Natura 2000 et en leur sein pour cartographier les habitats communs, une méthodologie type CARTHAM permettrait une connaissance exhaustive avec une précision et un niveau de confiance modérés. La modélisation, actuellement en phase de développement à l'Ifremer, pourrait aussi être investie.
- Jusqu'à la limite de la ZEE, la connaissance du profil morpho-sédimentaire pourrait suffire, excepté à la limite du plateau continentale où les futures zones Natura 2000 au large nécessiteront une cartographie plus précise.

Le dispositif régional devrait aussi intégrer les différentes réflexions en cours sur la définition de zones de protection renforcée dans le cadre de la mise en œuvre des plans d'action pour le milieu marin (PAMM) de la DCSMM,, qu'une connaissance des habitats particuliers permettrait d'alimenter.

L'échelle du produit cartographique devrait permettre d'avoir une perception d'ensemble de l'espace marin breton (1 : 1 000 000) tout en assurant la possibilité de faire des zooms sur des secteurs locaux (1 : 5 000) où aura été identifié la nécessité d'une connaissance fine de la répartition des habitats et de leur état de conservation.

La question de l'homogénéisation de la donnée cartographique a été soulevée par plusieurs acteurs, afin qu'un référentiel commun soit adopté en termes de typologie, de protocole, de pas de temps (souvent suggéré autour de 3-5 ans ; 3 ans pour les herbiers de zostères et 6-10 ans pour des cycles globaux). Idéalement, cette synchronisation pourrait s'appliquer entre les différentes directives européennes (DHFF, DCSMMM, DCPEM), et leur cycle de réactualisation/dates d'échéance de rapportage, notamment.

Enfin ce dispositif serait à articuler avec la spatialisation des activités humaines, afin d'accorder le suivi surfacique au diagnostic socioprofessionnel et à l'interaction identifiée. Dans cette perspective, il faut noter les programmes existants tel que le programme « DECIDER », avec des études en cours sur l'interaction entre les dragues des différents métiers de la pêche et les bancs de maërl.

# 4 Mise en œuvre

Une fois la stratégie finalisée, un travail de priorisation et de planification restera à conduire pour atteindre la meilleure adéquation entre les besoins exprimés et les moyens techniques, humains et financiers disponibles. Pour répondre à ce dernier point, toutes les possibilités de sources de financements devront être identifiées.

# Session 9 :

# Bancarisation, diffusion et valorisation des données

Président de session : Steven PIEL (Agence Française pour la Biodiversité)

# Traitement des opérations en mer et des données des engins sous-marins

Catherine BORREMANS & Vanessa TOSELLO

IFREMER Bretagne - SISMER

## 1 Introduction

Depuis 2003, l'IFREMER gère la Banque de Géologie Marine de Brest (BGMB) qui contient des informations sur les échantillons géologiques (carottes de sédiment et roches) et les mesures géotechniques ramenés par les équipes IFREMER ainsi que sur les analyses associées à ces ressources (stratigraphie, lithologie, chimie, granulométrie). De la même manière, la base de données du Laboratoire Environnement Profond de l'IFREMER, BIOCEAN, rassemble des données sur les échantillons biologiques (faune), géologiques (carottes de sédiment) et hydrologiques (eau et fluides) collectés par les biologistes depuis 1967. Ces bases de données regroupent donc des métadonnées et des données correspondantes à plusieurs milliers d'opérations et d'échantillons marins issus des habitats benthiques profonds qui méritent valorisation et visibilité pour l'intérêt de la communauté scientifique et plus largement.

Un projet d'amélioration des logiciels et services existants a été initié suite à ce constat afin de faciliter l'accès :

- à la position des opérations de prélèvement et de mesures,
- à la description des échantillons (conservation, localisation, identifications,…),
- aux analyses associées.

## 2 Outils et services développés

Une étude en vue de gérer les échantillons marins biologiques et géologiques ainsi que les données associées dans un seul et unique système a été menée. L'objectif principal est de sauvegarder toute l'information et les données relatives aux travaux techniques et scientifiques de terrain et de laboratoire, y compris les métadonnées qui concernent la manipulation et la conservation des matériels échantillonnés.

De nouveaux outils et services ont donc été développés dans ce sens :

- Une nouvelle base de données, BIGOOD (BIology and GeOlogy Ocean Database), a été définie en fusionnant et adaptant les schémas des bases de données BGMB et BIOCEAN. Elle permet notamment la gestion d'opérations multi-points, des mesures in-situ et des observations. Différents types et niveaux de sous-échantillonnage des échantillons (carottes, fluides, organismes…) peuvent être stockés en relation avec leur localisation physique. Les analyses d'échantillons (analyses chimiques classiques et identifications taxinomiques) peuvent également être gérées dans ce nouveau schéma. Enfin, des données extraites de l'imagerie optique (des annotations de captures vidéo) seront prochainement et pour la première fois bancarisées dans BIGOOD. Ce premier projet devrait contribuer à la mise en place d'une gestion plus structurée et systématique de ce type de données.

- Le logiciel embarqué SEALOG permet l'enregistrement et le rapportage des évènements, des opérations (mesures et prélèvements) et le suivi des échantillons issus des campagnes, plongées et mouillages opérés par les biologistes et/ou les géologues. Au retour à terre ces données sont chargées dans la base de données centrale. Cependant elles doivent encore être complétées et mises à jour après le traitement des échantillons et la réalisation d'analyses.

- L'interface graphique connectée à BIGOOD, ARCHIMEDE, peut être utilisée à terre au laboratoire après l'acquisition en mer. Ce logiciel a été structuré autour de quatre fonctions : (1) la saisie de données ; (2) l'affichage visuel des données et la recherche ; (3) l'import de données ; (4) l'export de données. A ce stade ces fonctionnalités permettent le traitement des informations qui concernent les opérations de surface et de fond et les échantillons (date-heure d'acquisition, positions, équipement, responsable, description…). La localisation physique et les mouvements (transferts, prêts…) peuvent également être suivis à l'aide d'ARCHIMEDE tandis que les fonctionnalités pour la gestion des analyses d'échantillons seront ajoutées d'ici la fin de l'année 2017. Un module dédié à la gestion des sites géographiques sera intégré à plus long terme.

- Toutes ces données marines profondes sont accessibles via le Catalogue des campagnes ou via l'API Sextant qui permet l'affichage cartographique des données grâce au protocole OGC WMS (Web Map Service). Un site web dédié sera aussi ouvert dans les mois à venir pour donner de la visibilité aux données stockées dans BIGOOD. La conception de ce site web reposera également sur l'infrastructure Sextant. Les scientifiques ainsi que le grand public pourront donc localiser le matériel géologique et biologique issu des fonds marins et archivé dans différents dépôts français. Ils auront accès aux données associées (les analyses) et aux images en fonction des conditions de confidentialité.

De plus, les données d'imagerie optique (vidéos, captures et photos) des engins sous-marins sont mises en lignes progressivement sur le portail Vidéos Sciences Marines qui permet de présenter de façon synchronisée avec les images les informations stockées dans BIGOOD.

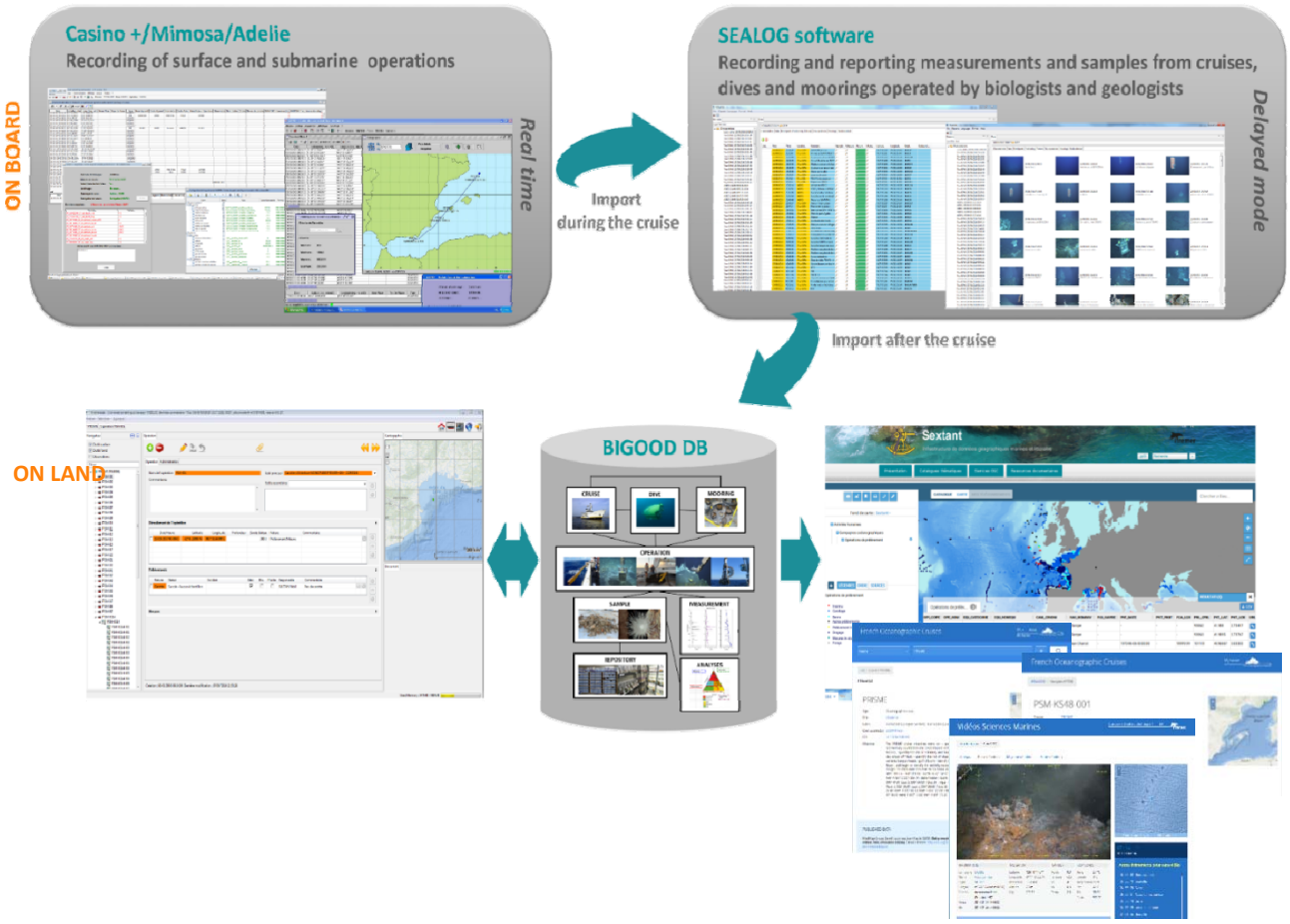



Figure 69 : Organisation de la gestion des données benthiques profondes

## 3 Conclusion

L'entièreté du système d'information présenté ci-dessus s'appuie sur des référentiels mutualisés (ou en voie d'harmonisation) et – par souci d'interopérabilité – compatibles autant que possible avec les codifications et standards européens et internationaux (taxinomie, paramètres, sites géographiques…).

Au-delà de l'amélioration directe des flux de données existants pour les scientifiques et les gestionnaires de données, ce projet est aussi profitable aux chercheurs marins, à l'industrie, aux politiques, et ce dans le contexte de nombreuses études – des prédictions du changement climatique à l'évaluation des ressources marines en passant par l'ingénierie off-shore – ou de la prise de décisions en France et à l'échelle globale.

La présentation couvrira l'ensemble du flux de données ainsi que les perspectives, notamment pour l'accès aux données de génomique générées par l'étude des habitats marins benthiques.

# MEDTRIX : Une plateforme en ligne au service des experts du milieu marin

Delaruelle Gwenaelle[1], Deter Julie[1,2], Boissery Pierre[3], Descamp Pierre[1], Holon Florian[1,2]

[1]Andromède Océanologie, Carnon, France
[2]UMR 5554 –ISEM, Université Montpellier, Montpellier, France
[3]Agence de l'eau RMC, Marseille, France

**Mots clé** : plateforme, cartographie, observatoires marins, réseaux de surveillance, données spatialisées

## 1 Introduction

La mer Méditerranée concentre des enjeux importants et paradoxaux : considérée comme un point chaud de biodiversité compte tenu du nombre et de la diversité d'espèces abritées pour une mer tempérée (17 000 espèces), elle est également soumise à de nombreuses pressions (artificialisation du littoral, érosion côtière, surexploitation des ressources marines, propagation des espèces envahissantes, trafic maritime, …) (Coll et al., 2011; Laubier, 2003). A l'échelle du bassin, la biodiversité suit le gradient de production primaire, c'est-à-dire qu'elle est la plus importante dans les régions du nord-ouest et décroit progressivement en allant vers le sud-est. Elle est aussi généralement plus élevée à proximité de la côte et sur le plateau continental puis décroit avec la profondeur (Coll et al., 2010).

La combinaison des modèles de distribution spatiale de 12500 espèces incluant les informations spatiales sur les impacts cumulatifs anthropiques a récemment révélé que la mer Méditerranée devait être une priorité pour la conservation marine (Selig et al., 2014). Cependant, une surveillance efficace de ses eaux côtières et écosystèmes nécessite des informations multidisciplinaires (biologie des populations, surveillance environnementale, biogéographie, …), récentes, et avec une excellente résolution spatiale.

Face à ce constat Andromède Océanologie a créé, en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, une plateforme cartographique en ligne : MEDTRIX (http://www.medtrix.fr). Son objectif est de faciliter l'accès et la consultation à des données de surveillance spatialisées de très bonne résolution (entre 0 et 80 mètres de fond ; cartographies au 1/10000ème) tout le long des côtes méditerranéennes françaises et pour quelques zones en Atlantique, Italie, Tunisie, et Maroc.

## 2 Présentation de la plateforme

MEDTRIX est une plateforme cartographique en ligne au service des experts du milieu marin (scientifiques, gestionnaires, agents techniques …). Elle regroupe, essentiellement pour la Méditerranée française, les données de surveillance des eaux côtières et des écosystèmes marins provenant de différentes entités (sociétés, universités, institutions, services de l'Etat) telles que les données

biologiques, acoustiques, suivi de la température de fond, informations géographiques, indicateurs de qualité, pressions anthropiques, ...

L'ensemble des données disponibles sur la plateforme www.MEDTRIX.fr est mis à disposition selon les termes de la Creative Commons Attribution-Non Commercial-NoDerivs 3.0 Unported License

## 1.1 Page d'accueil

Les données de la plateforme sont accessibles gratuitement à tous les utilisateurs connectés *via* l'onglet « Connexion » à l'adresse http://www.medtrix.fr. Un nouvel utilisateur doit au préalable créer son compte sur la page d'accueil à partir de l'onglet « Inscription ». Depuis sa création en septembre 2013, le nombre moyen d'inscriptions de nouveaux utilisateurs est de 21 par mois : 30 % sont des utilisateurs privés et 70 % sont des utilisateurs professionnels.

## 2.1 Page Projets

Trente projets sont consultables sur MEDTRIX et regroupés dans six grandes catégories : réseaux de surveillance, état des eaux côtières, sites ateliers, gestion côtière, cartographie des habitats et observatoires marins (Figure 70).

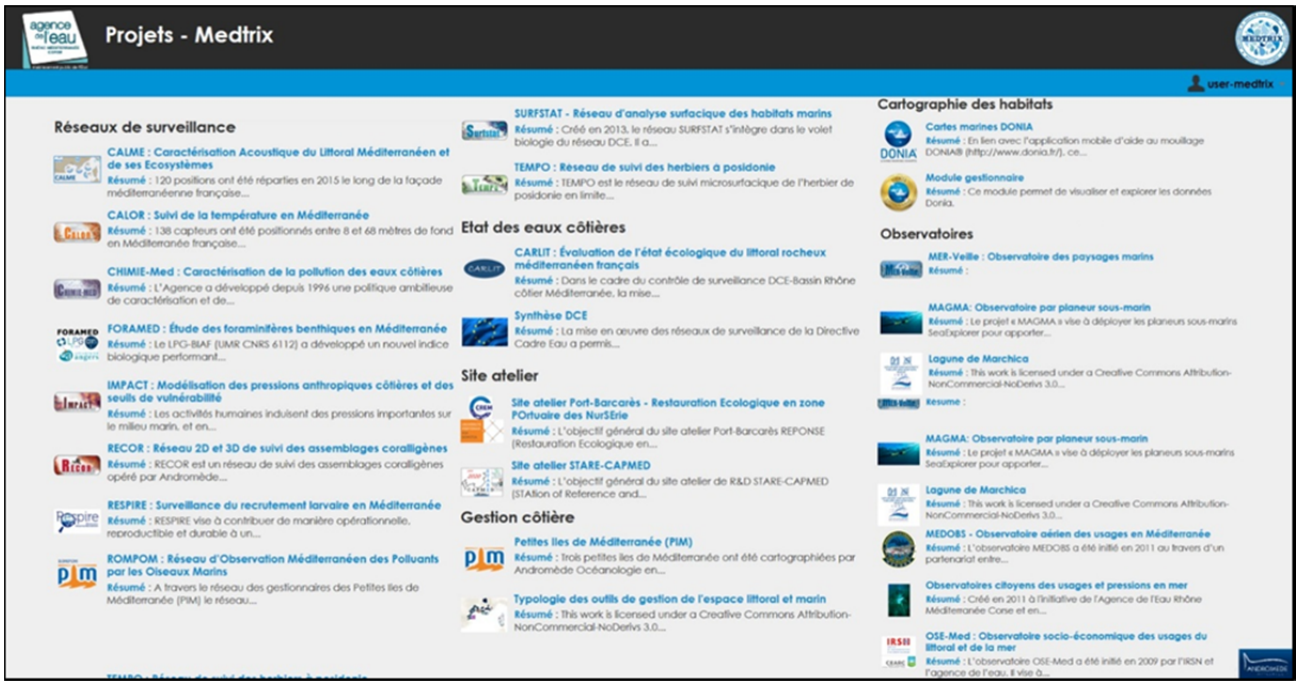



Figure 70 : Liste des projets

## 1.1 Fonctionnalités

MEDTRIX permet d'avoir accès à une carte dynamique par projet qui se présente sous la même forme :

- A gauche de la carte se trouvent la liste des menus, la légende et un cadre contenant éventuellement des informations sur le projet, des liens internet, des documents. Dans la légende

l'utilisateur peut accéder à de la documentation en cliquant sur l'icône « i » ainsi qu'en survolant avec la souris certains éléments.

- En haut à droite de la carte figurent les outils cartographiques de navigation.
- En bas à droite de la carte se trouve l'emprise dynamique laissant apparaître l'échelle et le niveau de zoom. Vous avez la possibilité d'afficher ou de masquer cette carte miniature en cliquant sur la flèche.

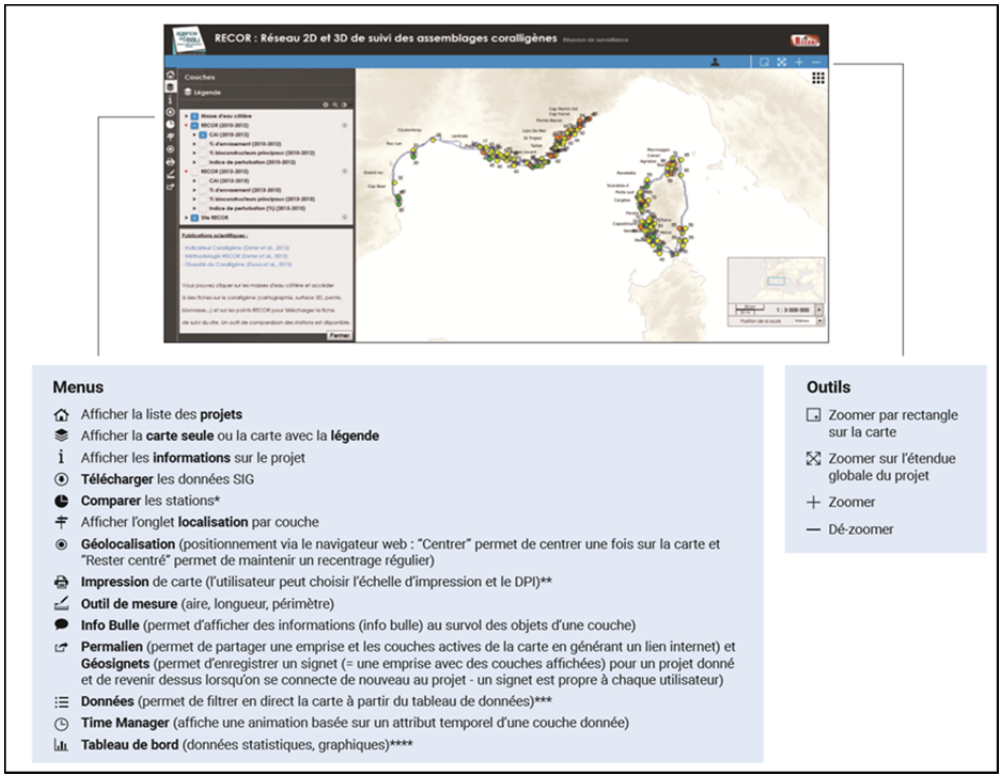



Figure 71 : Interface d'un projet sur MEDTRIX, outils / menus disponibles

Différents outils / fonctionnalités sont accessibles sur chaque projet (Figure 71). L'utilisateur peut par exemple choisir d'éditer des cartes avec une légende dynamique, de télécharger des données SIG, de télécharger des fiches sur les sites de surveillance d'herbier et de coralligène (photographies, carte de télémétrie acoustique, analyse de l'évolution temporelle, photogrammétrie, données sur les gorgones et les poissons), de télécharger des fiches de suivi sur le recrutement larvaire dans les ports, de se documenter sur les publications scientifiques associées aux projets, de visualiser et comparer des photographies en haute définition, d'afficher des modèles en 3D réalisés par la technique de photogrammétrie, de réaliser des graphiques (histogrammes, courbes, camemberts) et des statistiques, de comparer des stations *via* un outil statistique selon différents paramètres (indice de qualité écologique EQR, % d'envasement, % de vivant, indicateur de perturbation, indicateurs macro surfaciques, etc.) et à diverses échelles (bassin complet, Région, Masse d'eau), …

Parmi ceux-ci, l'outil « **comparer les stations** » permet par exemple de comparer des paramètres pour chaque station, par date, et ce à différentes échelles de comparaison. Il permet d'exporter les résultats

dans un tableau (Figure 72) et un curseur imagé est associé à chaque paramètre comparé. Sont alors affichées les valeurs minimale, maximale et moyenne, observées pour chaque paramètre sur toutes les stations du suivi concerné.

| Masse_eau | FRDC02f | FRDC07d | FRDC06b | FRDC07a | FRDC07b | FRDC07b | FRDC07c | FRDC07c | FRDC07e | FRDC07f | FRDC07f | Échelle de comparaison Méditerranée Légende |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site | Grand Travers | Alon | Frioul | Ile Plane | Morgiou | Cap Canaille | Liouquet | Liouquet | Embiez Nord | Cap Sicié Ouest | Cap Sicié Ouest | |
| Période d'évolution | 2012-2016 | 2012-2015 | 2012-2015 | 2012-2015 | 2012-2015 | 2012-2015 | 2008-2012 | 2012-2015 | 2012-2015 | 2009-2013 | 2013-2015 | |
| % Discordance positive | 26.4 | 7.98 | 4.07 | 1.55 | 7.35 | 3.19 | 0.82 | 3.27 | 0 | 29.45 | 52.66 | 0 — 12.43 — 52.66 |
| % Discordance négative | 23.72 | 4.32 | 11.27 | 18.85 | 51.43 | 12.39 | 17.51 | 13.08 | 21.55 | 13.39 | 13.18 | 4.32 — 18.24 — 51.43 |
| % Concordance | 49.88 | 87.71 | 84.66 | 79.6 | 41.21 | 84.42 | 81.67 | 74.89 | 78.45 | 57.16 | 34.15 | 34.15 — 68.53 — 87.71 |

**Figure 72 : Exemple de comparaison de sites d'herbier de posidonie selon trois paramètres avec le curseur imagé associé permettant de la voir les valeurs minimale, moyenne et maximale pour chacun des paramètres à l'échelle de la Méditerrané.**

## 3 Utilisation et perspectives

Lors de son ouverture en 2013, MEDTRIX comptait deux bases de données. Elle s'est largement agrandie avec près de 30 projets en 2017. Son utilité a été démontrée par ses nombreux utilisateurs, dont 70 % sont des professionnels aux profils variés : bureau d'étude (majoritaire), unité mixte de recherche, Aire Marine Protégée, Agence de l'eau, Agence des Aires Marines Protégées, collectivité territoriale, club de sports nautiques, établissement public de recherche et d'enseignement supérieur, établissement public à caractère industriels et commercial, associations, …

Le développement de MEDTRIX a été un succès avec près de **1000 utilisateurs actuels** et **100 personnes présentes à la première journée MEDTRIX** organisée en mai 2016 par l'Agence de l'eau RMC et Andromède Océanologie. Cette journée a été accompagnée d'un **guide méthodologique**[5] d'aide à l'utilisation de la plateforme (outils/fonctionnalités) et de présentation des projets. Ce guide est disponible en téléchargement sur la plateforme et est envoyé par mail lors de l'inscription d'un nouvel utilisateur.

## 4 Bibliographie

Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M.L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., Pauly, D., 2011. The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. Glob. Ecol. Biogeogr. 21, 465–480. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F.B.R., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglia, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwage, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., de la Cuadra, C.M.L.F., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., Vicente, C.S., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. PLoS One 5. doi:10.1371/journal.pone.0011842

Laubier, L., 2003. Changement et vulnérabilité des peuplements marins côtiers. Comptes Rendus - Geosci. 335, 561–568. doi:10.1016/S1631-0713(03)00102-0

Selig, E.R., Turner, W.R., Troëng, S., Wallace, B.P., Halpern, B.S., Kaschner, K., Lascelles, B.G., Carpenter, K.E., Mittermeier, R. a., 2014. Global priorities for marine biodiversity conservation. PLoS One 9, 1–11. doi:10.1371/journal.pone.0082898

[5] Medtrix, une plateforme en ligne au service des experts du milieu marin pour la surveillance des eaux côtières et des écosystèmes de Méditerranée. Guide méthodologique 2016. Edition Andromède océanologie / Agence de l'eau RMC.

# Atlas des invertébrés benthiques issus des campagnes halieutiques et caractérisation des habitats du plateau continental

Laffargue P. *, Martin J.*, Satra-Le Bris C.**, Brind'Amour A.*

* IFREMER-EMH
** IFREMER-SISMER

Les échelles spatiales d'observation de la macro et mégafaune benthique sont souvent inadéquates pour appréhender la diversité et l'étendue des patrons de distribution de ces compartiments faunistiques. En effet, une partie de ces espèces cumulent à la fois une difficulté d'accès et de larges zones de distribution (du circalittoral au côtier peu profond). Ces communautés et espèces associées comportent pourtant des informations utiles permettant d'analyser le fonctionnement écologique et comprendre la dynamique des écosystèmes benthiques soumis à différentes pressions anthropiques. Dans ce cadre, les campagnes halieutiques jouent un rôle précieux en permettant l'observation standardisée et régulière de large zone du plateau continental. L'intérêt pour la démarche éco-systémique a notamment conduit les campagnes halieutiques à sortir d'un rôle exclusif d'évaluation des ressources pour développer l'observation de compartiments longtemps ignorés. La mégafaune invertébrée fait ainsi l'objet depuis quelques années d'une description systématique sur l'ensemble des façades métropolitaines (Figure 73). S'appuyant sur ces données, l'Atlas des invertébrés benthiques propose des cartes de distribution par taxon couvrant les zones échantillonnées par l'ensemble des campagnes pour 3 façades métropolitaines: Manche/Mer du Nord, Atlantique et Méditerranée. Par ailleurs, la combinaison de ces cartes permet le développement de descripteurs d'habitats et de diversité biologique à large échelle spatiale.

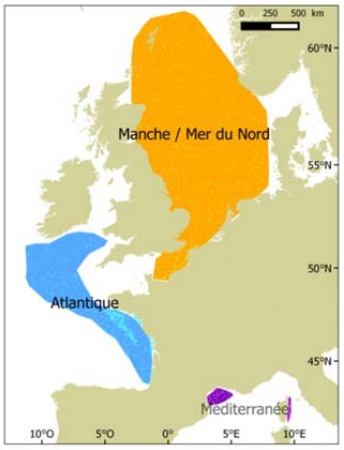



**Figure 73 - Zones couvertes par l'Atlas des invertébrés benthiques: Atlantique (déjà disponible sur le site), Manche/Mer du Nord et Méditerranée (ajouts prévus en 2017).**

## 1 Quels habitats et espèces observés ?

Les campagnes fournissant les données de l'atlas sont réalisées par IFREMER dans le cadre de l'évaluation des ressources halieutiques et/ou du suivi des communautés et habitats benthiques. Les manuels des protocoles de campagnes décrivant les modalités techniques de réalisation de chaque série de campagnes sont disponibles sur le site du Système d'Information Halieutique de l'IFREMER (www.ifremer.fr/SIH-indices-campagnes/survey.action). Chaque campagne sélectionnée pour constituer l'Atlas couvre une période et une zone géographique spécifiques et met en œuvre des engins de prélèvements différents. Les données recueillies couvrent ainsi les habitats des fonds meubles des plateaux continentaux de la zone

circa-littorale jusqu'à la pente continentale sur une gamme bathymétrique de 5 à 700m. Considérant les engins de capture (chalut à Grande GOV ou à perche), les données proposées ne donnent qu'une image partielle des communautés présentes dans les zones échantillonnées. Les espèces observées sont exclusivement les invertébrés de la méga-épifaune capturables au chalut (voir Martin (2011) Les invertébrés du golfe de Gascogne à la Manche orientale). Sont mal représentées les espèces de petite taille (macrofaune ou plus petit), les espèces fixées ou encore les espèces constamment enfouies dans le sédiment. Les individus prélevés par chalutage de fond sont identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible, dénombrés et pesés à bord. Sur un total de 383 taxa invertébrés représentant neuf embranchements capturés pour la zone Atlantique, l'atlas propose actuellement les cartes de distribution de 132 taxa. Un complément progressif des espèces de la façade Atlantique et des 2 façades supplémentaires (Manche/Mer du Nord et Méditerranée) est prévu.

## 2 Génération des cartes et chaîne de traitement des données

La méthode de prélèvement par chalutage induit de fortes différences de capturabilité des espèces en fonction de leur comportement, de leur morphologie ou en encore de leur taille. Cette effet rend difficile l'estimation quantitative et encore plus la comparaison entre espèce. Le choix a donc été fait de travailler avec des données relatives ce qui permet de comparer les zones de distribution des espèces mais ne permet pas d'en comparer les abondances ou les biomasses. Par ailleurs, l'agrégation des données recueillies sur plusieurs années permet également d'améliorer les cartes de distribution. Ces cartes agrégées permettent de réduire en partie le défaut de capturabilité en augmentant la probabilité de capture d'espèces mal échantillonnées ou rares. Les données de densité d'abondance (taxon dénombrable) ou de densité de biomasse (taxon indénombrable) sont donc préalablement converties en valeurs de densité relatives. Pour chaque espèce, une méthode de correction et d'agrégation des données permet de conserver au mieux les informations provenant d'une ou plusieurs campagnes décrivant le mieux sa distribution. La génération des cartes repose sur une méthode de krigeage (simple, voisin mobile) en optimisant les paramètres (modèle variographique, distance, nombre de points, estimation de l'erreur moyenne) et la taille de la grille. La résolution de la grille de krigeage pour l'ensemble des campagnes de la façade Atlantique correspond à des cellules de 4'/4'. Cette distance est un compromis prenant en considération la distribution des stations de chacune des campagnes et les résultats du krigeage testés pour différentes tailles de grille. Les cartes proposées ne donnent donc qu'une valeur relative de la distribution des densités par espèce. Si elles donnent une bonne image de la distribution relative des taxa, elles ne fournissent donc pas une estimation quantitative et ne permettent donc en aucun cas de comparer les valeurs de densités des espèces entre-elles.

Depuis la bancarisation des données jusqu'à la production des cartes, des métadonnées et des descripteurs, le traitement est intégré dans une chaine logicielle et de scripts dédiés (Figure 74). Ce traitement semi- automatisé permet d'assurer la qualité de données en entrée, l'utilisation de référentiels stabilisés (*e.g.* taxinomique) ainsi que la qualité et la reproductibilité des cartes et indices en sortie.

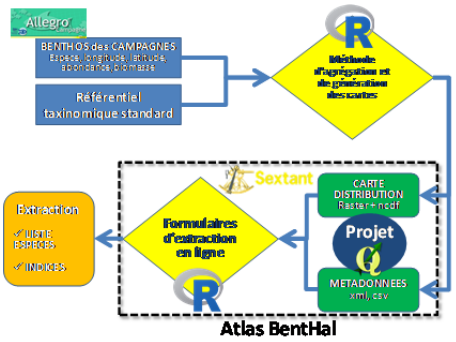



**Figure 74 - Processus semi-automatisé d'analyse des données pour produire des cartes de distribution d'espèces de l'Atlas des invertébrés benthiques.**

**Allegro Campagne**: logiciel de saisie et de bancarisation des données de campagnes d'IFREMER

**R**: logiciel d'analyse de données (R3.0.2, R Core Team, 2013)

**Q-GIS**: logiciel SIG pour la gestion des cartes et autres couches d'information géographiques

**Sextant**: portail de visualisation et diffusion des données d'observation d'IFREMER (http://sextant.ifremer.fr)

## 3 Portail "Atlas des invertébrés benthique" (http://atlasbenthal.ifremer.fr)

L'atlas des invertébrés benthiques (Figure 75) propose des outils de sélection, de visualisation et d'accès aux données de distribution des espèces. L'information est complétée par des fiches fournissant pour chacune des espèces une illustration et des informations écologiques (e.g. habitat, alimentation, taille).

**Figure 75 - Atlas des invertébrés benthiques (http://atlasbenthal.ifremer.fr). A) page d'accueil, B) outil de visualisation géographique et d'extraction des données (GEOviewer), C) catalogue des couches géographiques (GEOcatalogue), D) exemples de fiches d'espèces.**

## 4 Des cartes de distribution des espèces à l'analyse de la diversité régionale

Les cartes produites (Figure 76) apportent notamment une information pertinente sur des distributions d'espèces d'intérêt par leur rôle fonctionnel, comme marqueur d'habitats ou encore leur sensibilité à certaines pressions anthropiques. La combinaison de ces cartes permet également de fournir des descripteurs de la diversité régionale.

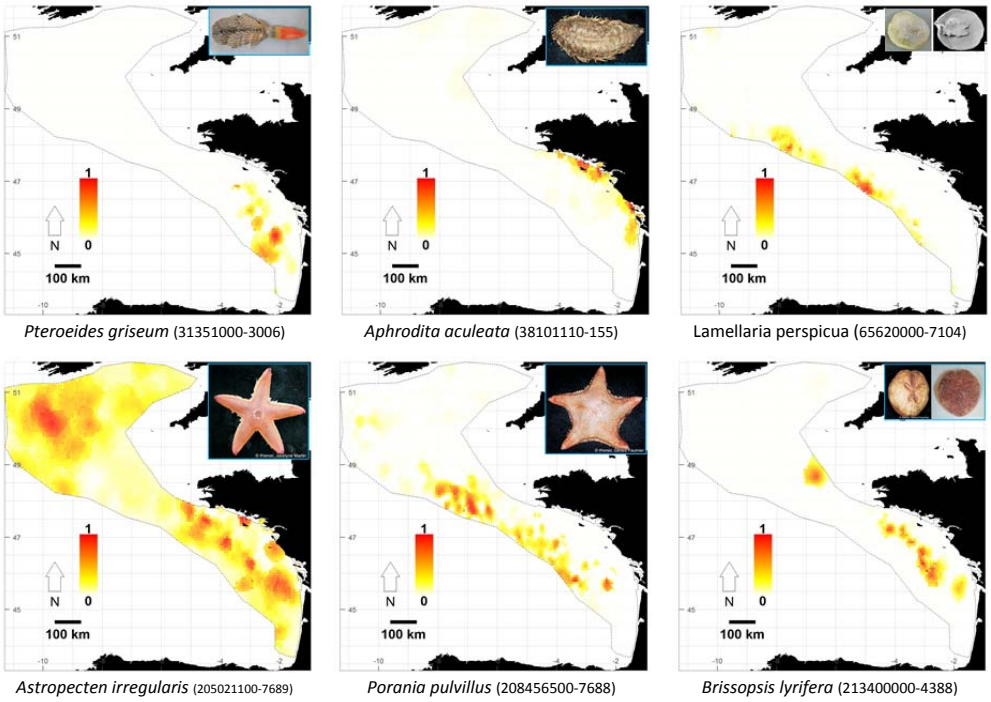



**Figure 76 -** Exemples de cartes de distribution de densité d'abondance relative (échelle de 0 à 1) d'espèces proposées dans l'Atlas des invertébrés benthiques. La méthode de codification utilisée est également indiquée: Numéro d'ordre systématique et code unique de l'espèce (NumSys-CPerm).

Des analyses de sensibilité ont montré qu'un nombre relativement restreint d'espèces laisse apparaitre clairement et de façon stable (Figure 77) des zones de diversité maximale. Couplé avec des cartes de pressions, ce type d'analyse servira dans un deuxième temps à identifier des zones de forts enjeux écologiques (i.e. superposition spatiale entre pressions et diversité des communautés benthiques) et donc des zones d'intérêt pour la gestion des habitats benthiques.

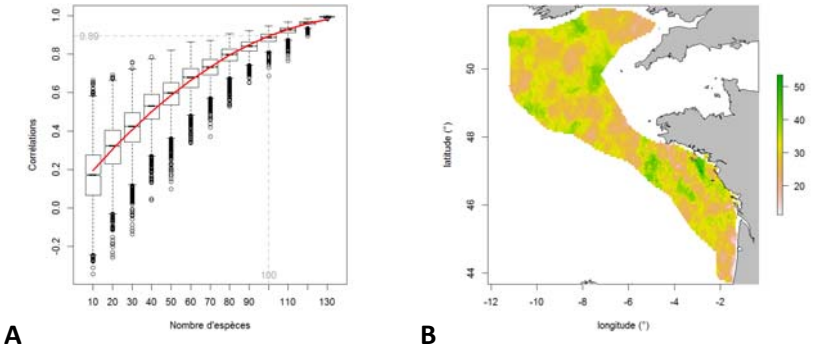



**Figure 77 - A**) Corrélation spatiale des zones de richesse spécifique maximale en fonction du nombre d'espèces considéré, **B**) distribution spatiale moyenne de la richesse spécifique pour un nombre d'espèces minimum (n=100) choisi en fonction d'un seuil de corrélation jugé suffisant ($R^2$=0.89) pour assurer une stabilité de la structure spatiale.

**Remerciements**: à tous les observateurs du "benthos" sur les campagnes halieutiques et leurs chefs de mission, au support taxinomique apporté par différents experts français (MNHN, ACO) et européens (IRSNB, Naturalis), à l'équipe IFREMER-Sextant, au programme de financement européen DCF, au ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer dans le cadre de la DCSMM pour le financement du développement de l'Atlas.

# Attribution de DOI pour les données géographiques marines

Catherine Satra Le Bris[1], Frédéric Merceur[2], Julien Meillon[1], Erwann Quimbert[1], Mickael Treguer[2]

[1] Ifremer, IDM/SISMER, Plouzané, France
[2] Ifremer, IDM/ISI, Plouzané, France

## 1 Principes généraux des DOI de données

Un DOI (Digital Object Identifier) est un système de numéro d'identification unique. Il est principalement connu des scientifiques pour identifier une publication mais un DOI peut être attribué à n'importe quelle ressource physique, numérique ou abstraite. Plusieurs agences permettent d'attribuer des DOI. Certaines de ces agences, dont DataCite, se sont spécialisées dans les DOI aux données.

Un DOI se présente sous la forme d'une chaine de caractère composée d'un préfixe attribué à un organisme et d'un suffixe choisi par l'organisme. Le suffixe peut être composé de lettres et/ou de chiffres, sans limitation de taille. Communément, un DOI est associé à l'URL du résolveur de DOI « http://dx.doi.org/ » ou « http://doi.org/ ». L'URL ainsi composée devient l'URL officielle de la ressource sur le web.

Un clic sur cette URL redirige de manière transparente l'internaute vers une page web, la Landing Page (LP). Cette LP décrit la ressource associée au DOI avec un ensemble de métadonnées et propose un moyen d'y accéder.

Attribuer des DOIs aux jeux de données de la recherche peut répondre à plusieurs objectifs :

- Fiabiliser la citation de données : si une ressource change d'éditeur, il est possible de mettre à jour l'URL de la Landing Page associée au DOI. C'est en ce sens que l'utilisation des DOI dans une bibliographie permet de fiabiliser une citation.

- Simplifier l'accès aux données : la Landing Page d'un DOI propose un moyen d'accéder à la donnée. L'accès aux données exploitées dans une publication permet ainsi aux lecteurs de poursuivre les recherches. Les lecteurs peuvent également vérifier un résultat : la citation et l'accessibilité des données peuvent augmenter la crédibilité de l'étude.

- Permettre la traçabilité de l'utilisation des données : les publications qui citent un jeu de données à l'aide d'un DOI sont simples à repérer. Il devient ainsi possible de rendre compte ou de valoriser l'utilisation d'un jeu de données ou d'une infrastructure par l'intermédiaire du nombre et du profil des publications qui l'exploitent.

Idéalement, l'accès aux données doit être proposé directement depuis la Landing Page du DOI. Mais l'accès à la ressource depuis une LP peut également se limiter à une simple adresse email de contact vers le producteur de la donnée, ou à un formulaire web de contact.

Les métadonnées des ressources auxquelles DataCite a attribué un DOI peuvent être recherchées dans le site https://search.datacite.org/.

## 2 L'enregistrement des DOI avec l'IDG Sextant

Il existe plusieurs entrepôts de données en Europe (Seanoe, Pangaea, Zenodo, …) qui proposent de publier gratuitement des données de la recherche et de leur attribuer un DOI. Des centres de données diffusent également leurs données par DOI (GBIF, …).

Infrastructure de Données Géographiques (IDG) marines et littorales, Sextant permet également d'attribuer des DOI aux jeux de données publics décrits dans son catalogue. Le catalogue de métadonnées est développé avec l'outil Geonetwork et est conforme aux normes de l'ISO et aux recommandations d'INSPIRE.

Figure 78 : Landing Page d'un DOI enregistré avec Sextant

Un mécanisme, développé en dehors de l'outil Geonetwork, construit les Landing Pages pour l'ensemble des métadonnées publiques de Sextant, à partir des informations contenues dans les fichiers xml (Figure 78). Ces pages sont construites et/ou mises à jour automatiquement toutes les nuits.

Afin d'attribuer un DOI à un jeu de données, des éléments obligatoires et complémentaires à la norme ISO 19139 et à la Directive INSPIRE, doivent être renseignés dans la métadonnée. Ces informations permettent de composer la citation de la ressource :

- le DOI en tant qu'identifiant, qui se construit avec le préfixe attribué par DataCite et l'identifiant unique de la métadonnée dans Geonetwork (uuid) :
DOI:10.12770/numero_identifiant_unique_de_la_metadonnee ;
- le nom des principaux scientifiques impliqués dans la production de la donnée et identifiés comme auteurs, ou une liste de collectivités d'auteurs (ex : projets, nom d'organismes, …) ;
- le titre de la ressource ;
- le nom de l'entité qui produit, gère, publie ou distribue la ressource et identifié comme éditeur (ex : CIESM / Ifremer) ;
- l'année de création ou de publication à partir de laquelle la donnée a été disponible publiquement. Le cas échant, l'année citée doit correspondre à une date significative pour la ressource.

Pour activer le DOI, les métadonnées et l'URL de la Landing Page sont postées à DataCite, via un flux xml et par l'intermédiaire d'un formulaire web. A tout moment, il est possible de mettre à jour l'ensemble de ces métadonnées et l'URL de la Landing Page.

DataCite suggère de citer les jeux de données dans un format proche des formats de citation courants des publications (Figure 78). Ceux-ci peuvent ensuite être présentés dans la section « Références » des articles scientifiques, de manière indifférenciée avec les références de publications.

# 3 Relation entre les DOI de données, de publications et de campagnes océanographiques

## 3.1 Archimer

Archimer, archive institutionnelle de l'Ifremer, propose un accès à des milliers de documents dans tous les domaines liés à l'étude des mers et des océans. Un des objectifs est d'assurer la conservation et l'accessibilité sur le long terme à la documentation scientifique et technique produite par l'Ifremer.

A l'enregistrement d'un document, Archimer permet d'identifier et d'associer les DOI des jeux de données que la publication scientifique exploite. Les références des jeux de données sont alors affichées sur la fiche de la publication. Et réciproquement, les Landing Pages des DOI de jeux de données référencent la publication dans une section dédiée intitulée « Publications associées » (Figure 78).

## 3.2 Campagnes océanographiques

Le SISMER a attribué, pour le compte de la TGIR Flotte, un DOI à l'ensemble des campagnes océanographiques françaises, gérées depuis la base des campagnes. En plus de décrire les campagnes en tant qu'expérimentation, ces DOI ont pour objectif de fiabiliser et de simplifier le repérage des publications qui mentionnent une campagne.

Les Landing Pages centralisent dans une même page des informations issues de plusieurs systèmes différents en rapport avec ces campagnes. Elles fournissent un accès aux données d'observation archivées au Sismer et permettent de lister des données publiées dans d'autres systèmes (ex : Seanoe, Pangaea, Sextant,…) à partir du moment où ces données disposent elles-mêmes d'un DOI.

Ainsi, les jeux de données géographiques produits suite à une campagne scientifique, décrits dans le catalogue Sextant et disposant d'un DOI, sont associés à la fiche de la campagne accessible depuis le site de la flotte océanographique.

# 4 Conclusion et perspectives

Grâce à ce processus de citation, de l'acquisition de la donnée marine durant une campagne scientifique jusqu'à la production de cartes de synthèse, les jeux de données sont identifiés et stabilisés. Par ailleurs, les mécanismes de relation entre les différents systèmes d'information permettent de prendre connaissance et d'accéder aisément aux jeux de données marines existants.

L'attribution de DOI aux données géographiques marines s'inscrit dans la démarche d'ouverture des données et permet d'anticiper sur le programme Horizon 2020 qui imposera aux bénéficiaires de financements européens de déposer les données de la recherche dans une archive de données.

Pour Sextant, pouvoir référencer les DOI depuis les métadonnées du catalogue permet d'améliorer l'offre de services aux scientifiques pour la diffusion de leurs données. L'évolution à venir serait d'intégrer directement l'enregistrement auprès de DataCite depuis l'outil Geonetwork.

## 4.1 Références bibliographiques

Merceur Frédéric (2016). DOIs for ocean data, general principles and selected examples (Argo, French cruises). http://doi.org/10.13155/44515

Merceur Frédéric (2014). Référencement et DOIfication des jeux de données géographiques. Journée annuelle Sextant, 12 juin 2014, Brest, France.
https://www.ifremer.fr/sextant_doc/sextant/sextant/jas_2014/jas_2014_doi.pdf

Satra Le Bris Catherine, Meillon Julien, Quimbert Erwann, Treguer Mickael (2017). Rapport d'activités Sextant 2016. http://archimer.ifremer.fr/doc/00368/47964/

Satra Le Bris Catherine, Meillon Julien, Quimbert Erwann, Treguer Mickael (2016). Rapport d'activités Sextant 2015. http://archimer.ifremer.fr/doc/00316/42674/

Satra Le Bris Catherine (2016). Lien entre DOI de jeux de données, publications et campagnes scientifiques, et annuaire. Journée annuelle Sextant, 16 juin 2016, Brest, France.
https://www.ifremer.fr/sextant_doc/sextant/sextant/jas_2016/jas_2016_liens_doi.pdf

Satra Le Bris Catherine, Meillon Julien, Quimbert Erwann, Treguer Mickael (2015). Sextant, infrastructure de données géographiques marines et littorales, pour la diffusion et la valorisation des données marines. Colloque MerIGéo, de la côte à l'océan : l'information géographique en mouvement, 24 au 26 novembre 2015, Brest, France. http://archimer.ifremer.fr/doc/00297/40865/

# LES POSTERS

# La recherche d'un indice qualité pour les modèles numériques de terrain bathymétriques

S. BERMELL, B. LOUBRIEU

IFREMER – Géosciences marines

Les données morpho-bathymétriques sont au cœur d'un large panel d'études et de modélisations scientifiques dans le domaine marin. Les données modernes proviennent très souvent de levés en mer par sondeur acoustique multifaisceau, données qui sont ensuite validées et converties sous forme de modèle numérique de terrain (MNT). Généralement, ce sont ces modèles bathymétriques, grille régulière de valeurs moyennées, qui sont exploitées et analysées dans le cadre des projets scientifiques en géosciences, en sédimentologie, en écologie benthique,…

Le challenge est de proposer en chaque cellule de ces grilles, un 'indice qualité' capable de rendre compte de la fiabilité du modèle pour l'identification de structures morphologiques. La qualité dépendra à la fois de l'acquisition des données multifaisceau et des corrections réalisées lors d'une phase de post-processing. Malgré les étapes de validation, des artéfacts peuvent néanmoins se propager jusqu'au modèle bathymétrique.

Il est donc proposé de combiner différents paramètres pouvant qualifier les données de sondeur multifaisceau et leur traitement, afin de générer un 'indice qualité' relatif à chaque maille des MNTs. Cet indice sera une aide à l'interprétation morphologique des fonds marins par les équipes scientifiques.

# Un modèle prédictif basé sur les pressions anthropiques côtières explique le déclin des herbiers de posidonie *Posidonia oceanica*

Holon Florian1,2, Parravicini Valeriano3, Mouquet Nicolas2, Bockel Thomas1, Descamp Pierre1, Tribot Anne-Sophie2, Boissery Pierre4 and Deter Julie1,2

1 Andromède Océanologie, Carnon, France
2 UMR 5554 (UM, CNRS, IRD) –ISEM, Université Montpellier, Montpellier, France
3 CRIOBE, USR 3278 EPHE-CNRS-UPVD, LABEX Corail, Université de Perpignan, Perpignan, France
5 Agence de l'eau RMC, Marseille, France

Nous avons développé une approche statistique pour étudier la relation complexe existant entre le statut d'un écosystème marin et de multiples activités humaines. Nous avons utilisé la modélisation par Random Forest pour expliquer le déclin (mort) des herbiers de posidonie *Posidonia oceanica*, un habitat endémique de Méditerranée protégé mais menacé. Dix pressions anthropiques côtières ont été utilisées comme variables explicatives le long des côtes méditerranéennes françaises (1800 km, Corse incluse). A partir d'une grille de cellules de 50 x 50 m, nous avons obtenu un modèle expliquant 77,5 % de la variance et montrant une corrélation de Pearson de 0,86 entre valeurs observées et valeurs prédites. Des valeurs seuils ont pu être détectées pour toutes les variables. En utilisant la distance à ces seuils, nous avons pu classer les herbiers en quatre catégories selon un gradient de vulnérabilité croissante. Ce travail apporte une information importante pour aider les gestionnaires à préserver cet écosystème essentiel et propose une méthodologie applicable sur d'autres écosystèmes.

# Cartographie géo-acoustique des fonds de la côte Vermeille (Pyrénées-Orientales)

AGIN G.

Agence Française pour la Biodiversité

La côte rocheuse des Pyrénées Orientales abrite un patrimoine naturel marin remarquable, pour lequel l'existence de la réserve naturelle marine et un parc naturel marin offre de réelles opportunités de cartographie des habitats marins. Elément indispensable à la définition des priorités de gestion et dans le cadre d'un dialogue continu avec les usagers, acteurs et partenaires de la gestion du site, le développement d'une stratégie de remobilisation et d'acquisition de données anciennes et nouvelles s'imposait naturellement pour le CEFREM de l'Université de Perpignan et l'Agence des aires marines protégées. Ce partenariat a ainsi permis de mieux comprendre l'architecture des formations sédimentaires actuelles et passées, en déterminant, sur la base des données cartographiques acquises lors de la campagne « Amphora » (août 2012), les processus d'érosion, de transport et de dépôt des sédiments côtiers.

# Des paysages sous-marins : Vulgarisation de données sur le milieu marin et sensibilisation à l'impact humain

Maxime Aubinet

Paysagiste DPLG
maxime.aubinet@hotmail.fr

A l'heure actuelle beaucoup de données sont produites rendant compte de l'état de santé du milieu marin et de son évolution : impact de la pression humaine sur les peuplements de posidonies, production de cartographie des fonds marins sous différents angles, typologie des habitats...etc. Ces données rendent compte d'évolutions, de modifications ou d'altération qui ne sont pas perceptibles par le commun des mortels. Contrairement aux chercheurs et aux initiés le grand public ne possède que rarement les clefs de compréhension des représentations scientifiques (carte des biocénoses, carte du relief, imagerie bathymétrique, cartographie des impacts des mouillages forains...). Le milieu marin, milieu encore difficile à percevoir pour le grand public appartient alors à un monde codifié dont les clefs de lectures ne sont pas intuitives.

Depuis 2014 le Parc Naturel Marin d'Iroise a confié à un paysagiste la représentation de paysages marins et sous-marins. Le but de cette mission : sensibiliser le plus grand nombre à la préservation d'un milieu fragilisé par l'activité humaine. L'approche par le paysage permet d'aborder le monde sous-marin par le biais du sensible, du pictural, de donner vie à ces données, à ces cartes, de les rendre compréhensibles par le plus grand nombre. Le paysagiste devient alors un découvreur dont le but est d'émerveiller par le biais des représentations. ''On aime ce qui nous a émerveillé, et on protège ce que l'on aime.'' Lorsque le milieu marin est perçu comme un paysage, compris comme un ensemble, il plus aisé de le décortiquer et démontrer l'impact humain sur celui-ci. Ainsi la protection de ces paysages n'est plus perçue comme une restriction mais bien comme une nécessité. Deux études ont déjà été réalisées sur le territoire du PNMI, la première sur la presqu'île de Crozon (des paysages de carte postale et un lieu idéal pour interpréter la continuité des paysages terrestres du littoral) et la deuxième sur le phare de Kéréon (marqueur terrestre centenaire des paysages engloutis sur lesquels il est assis).

**Figure 79 : Illustration montrant l'impact des mouillages forains sur les herbiers de zostères**

Les études sont consultables sur internet :

Presqu'île de Crozon : https://issuu.com/maximea/docs/etude_sur_les_paysages_marins_et_so

Phare de Kéréon : https://issuu.com/maximea/docs/les_paysages_marins_et_sous-marins_

# Impacts des aménagements portuaires algériens sur les communautés benthiques de fonds meubles

Ali Bakalem[1], Alexandrine Baffreau[2], Samir Grimes[3] et Jean-Claude Dauvin[2]

[1]Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA), Avenue Hassan Badi, 16200 El Harrach, Algiers, ALGERIE
[2]Normandie Univ., UNICAEN, Laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière M2C, UMR 6143 M2C, 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen, FRANCE
[3]Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), BP 19, Campus universitaire de Dely Brahim, Bois des Cars, Algiers, ALGERIE

**Mots clés** : aménagement portuaire, pression multiple, habitat de sédiment meuble, Méditerranée, Algérie.

## 1 Introduction générale

Les ports (milieux semi-fermés) algériens constituent un milieu marin propice à l'étude des impacts des pressions humaines sur les communautés benthiques : excès de matière organique, polluants (métaux lourds, hydrocarbures), eaux chaudes rejetées par les centrales électriques, apports de sels nutritifs. Ici, l'objectif de notre démarche est de préciser les impacts des pressions humaines de nature et d'intensité très différentes sur les communautés benthiques de fonds meubles des ports algériens anciens ou construits plus récemment dans les années 1970-1980. Durant deux décennies (1983 à 2001) des suivis saisonniers (Alger) ou annuels (Oran, Arzew, Bejaia, Jijel, Skikda et Annaba) ont permis de suivre l'état écologique des communautés au niveau de différents ports (Bakalem, 2008 ; Grimes, 2010). Pour statuer sur l'état écologique du macrobenthos des milieux portuaires nous avons eu recours à différentes approches, analyses univariées et multivariées, indices benthiques et analyse des Traits d'Histoire de Vie qui complète du point de vue fonctionnel les approches structurelles. Notre étude porte sur 10 ports depuis le port d'Oran à l'ouest jusqu'au port d'Annaba à l'est. Ces ports se classent en deux principales catégories : ports anciens construits au 19$^{ème}$ siècle voire au début du 20$^{ème}$ (Oran, Arzew, Alger, Bejaia, Jijel, Skikda et Annaba) ou plus récents (Bethioua et Skikda Nouveau Port, construits au début des années 1970 et Djendjen construit dans les années 1980). Certaines pressions humaines sont spécifiques à certains ports en raison de leurs activités ; d'autres concernent l'ensemble des sites étudiés (Tableau 1). L'analyse des données physico-chimiques des eaux de fond permet de constater : très forte homogénéité et grande stabilité à court et moyen termes des masses d'eaux portuaires en raison de leur confinement caractérise la plupart des ports algériens et ralentit le brassage avec les eaux adjacentes (Grimes, 2010).

## 2 Stratégie d'échantillonnage de la macrofaune benthique

Les stations échantillonnées d'avril à juillet ont été disposées spatialement de façon à couvrir les bassins portuaires depuis les passes communiquant avec la mer vers le fond des ports en zone confinée. Un échantillonnage ponctuel a couvert l'ensemble des ports puis la sélection de stations représentatives des bassins a permis d'assurer un suivi à long terme (Oran, Arzew, Bethioua, Béjaia et Jijel). Deux réplicats à la benne Van Veen pour une surface totale échantillonnée de 0,25 m² ont été réalisés à chaque station. Le tamisage a été effectué à l'aide d'un tamis d'1 mm de maille carrée ; le refus du tamis de sédiment est fixé

au formol à 10%. Pour l'automne 1996 et les printemps 1997 et 2000, les données concernant Alger ont été reprises de Rebzani-Zahaf (2003).

## 3 Base de données, sélection et traitements statistiques des données

Au total entre 1983 et 2001, un total de 571 stations dont 17 azoïques (12 à Alger et 5 à Annaba) a été échantillonné permettant de récolter un total de 847 espèces. Le nombre d'espèces par station varie de 0 pour les stations azoïques de fond de bassin à plus de 50 dans les stations situées au niveau des chenaux d'entrée des ports. Les sédiments sont plutôt sableux dans les zones de fort hydrodynamisme pouvant aller jusqu'aux sables grossiers et vaseux. On peut rencontrer des vases putrides dans les fonds de bassin enrichis en matière organique en décomposition. Les analyses sur l'ensemble de la matrice ne donnent pas de résultats exploitables. Ainsi une sélection des stations et espèces a été nécessaire pour interpréter les réponses de la macrofaune aux environnements portuaires.

Dans un premier temps, l'ensemble des situations (abondance des échantillons > 20) couvrant l'ensemble des 10 ports pour une période comprise entre 1997 (sept ports), 1998 (deux ports) et 1999 (un port) a été sélectionné pour rendre compte de la partition des assemblages faunistiques à l'échelle de toute la côte algérienne. Cette sélection a permis de garder une matrice de 97 stations et 276 espèces. Après que les espèces ayant été récoltées qu'une seule fois aient été ôtées, la matrice ne compte plus que 220 espèces. Dans un second temps, la sélection a porté sur les stations les plus espacées temporellement soit 1983-1984 vs 2000 pour Alger, 1983 vs 1998 pour Bejaia, 1986 vs 1999 pour Jijel, 1990 vs 1998 pour Skidda, 1990 vs 1997 pour Annaba, et enfin 1995 vs 2001 pour Oran, soit un total de 119 stations et 216 espèces.

L'indice de diversité de Shannon-Weaner H' et l'Equitabilité de Pielou J' ont été calculés. Les indices benthiques AMBI, BO2A et BPOFA ont également été calculés pour rendre compte de l'état écologiques des stations et communautés (Borja et al., 2000; Dauvin et al., 2012, 2016). Les partitions des stations en assemblages faunistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel PRIMER version 7 à l'aide de la fonction CLUSTER. Les données ont été transformées en log(Abondance+1).

L'analyse des traits d'histoire de vie (THV) a été réalisée sur les espèces et stations de la période 1997-1999 (Bremner et al., 2006). Les 10 traits sont ceux sélectionnés dans Dauvin et al. (in press). Chaque trait est décliné en plusieurs modalités pour un total de 46. Une analyse multiple en codage flou associée à un dendrogramme permet de caractériser des groupes de stations fonctionnellement proches. La même approche permet de définir des ensembles d'espèces similaires par un ou plusieurs traits de vie. Au final, chaque groupe de stations peut être défini par une ou plusieurs modalités spécifiques ainsi qu'une contribution de chaque ensemble d'espèces similaires (Verissimo et al., 2012).

## 4 Résultats et discussion

Le dendrogramme sur les abondances transformées en Log (X+1) et regroupement moyen fait apparaître à un niveau de similarité de 30 % une partition en 15 principaux groupes composés d'une station isolée du Port d'Arzew à 18 stations (ports d'Alger, Jijel et Bejaia). Cette première analyse montre une individualisation de chaque port, avec néanmoins des situations particulières liées aux pressions anthropiques fortes, modérées ou faibles.

Les indices (Tableau 1) montrent une perturbation (état écologique de mauvais à moyen) des groupes 3 et 4 (Oran), 11 (Arzew) liée à la prolifération de quelques espèces opportunistes ; les autres groupes montrent selon les indices un bon état écologique. Pour Alger, trois bassins se distinguent : groupe 5 (bassin du Vieux

Port peu perturbé), groupe 3 (bassin de Mustapha le plus perturbé) et le bassin de l'Agha intermédiaire ainsi ses stations se répartissent dans les groupes 3 et 5.

Tableau 1. Récapitulatif des paramètres démographiques des 15 groupes de stations identifiés lors de l'analyse des stations 1997-1999.

| Groupe et nombre de stations | S | RS | A | J' | H'($log_2$) | AMBI | BO2A | BPOFA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 (Arzew : 1 ; Bejaia : 1 ; Oran : 1) | 19 | 7 ,0 ± 4,4 | 215 ± 231,9 | 0,38 ± 0,48 | 1,20 ± 1,64 | 2,95 ± 2,56 | 0 ± 0 | 0,02 ± 0,02 |
| 2 (Oran : 2) | 19 | 12,0 ± 2,8 | 50 ± 18,4 | 0,76 ± 0,15 | 2,73 ± 0,78 | 2,78 ± 0,89 | 0,08 ± 0,02 | 0,05 ± 0,02 |
| 3 (Alger 3 ; Oran 5) | 19 | 5 ± 2 | 1439 ± 1849 | 0,27 ± 0,16 | 0,61 ± 0,42 | 5,87 ± 0,16 | 0,30 ± 0 | 0,29 ± 0,01 |
| 4 (Oran : 10) | 39 | 11,1 ± 3,6 | 486 ± 453 | 0,52 ± 0,16 | 1,72 ± 0,55 | 4,42 ± 0,67 | 0,20 ± 0,10 | 0,14 ± 0,09 |
| 5 (Alger : 12) | 63 | 25,3 ± 9,1 | 1203 ± 871 | 0,59 ± 0,15 | 2,68 ± 0,66 | 3,31 ± 1,01 | 0,11 ± 0,07 | 0,11 ± 0,07 |
| 6 (Jijel : 3) | 43 | 20,7 ± 5,13 | 150 ± 49 | 0,72 ± 0,02 | 3,10 ± 0,23 | 2,44 ± 0,45 | 0,05 ± 0,05 | 0,05 ± 0,05 |
| 7 (Arzew : 1) | 20 | 20 | 57 | 0,91 | 3,93 | 2,13 | 0,1 | 0,12 |
| 8 (Oran : 8) | 50 | 17,1 ± 2,9 | 428 ± 375 | 0,54 ± 0,18 | 2,22 ± 0,83 | 3,10 ± 0,87 | 0,08 ± 0,08 | 0,04 ± 0,04 |
| 9 (Bethioua : 11) | 51 | 33,1± 7,6 | 146 ± 75 | 0,86 ± 0,06 | 4,29 ± 0,25 | 2,00 ± 0,39 | 0,07 ± 0,03 | 0,11 ± 0,03 |
| 10 (APSkidda : 3 : NPSkidda : 3) | 105 | 41,2± 11,5 | 801 ± 582 | 0,68 ± 0,08 | 3,61 ± 0,38 | 2,96 ± 0,60 | 0,13 ± 0,05 | 0,15 ± 0,05 |
| 11 (Arzew : 6) | 33 | 14,5 ± 3,7 | 229 ± 64 | 0,72 ± 0,07 | 2,75 ± 0,47 | 3,86 ± 1,01 | 0,23 ± 0,04 | 0,23 ± 0,04 |
| 12 (Annaba : 11 ; Bejaia : 2 ; Jijel : 5) | 121 | 28,6 ± 7,7 | 357 ± 233 | 0,66 ± 0,10 | 3,17 ± 0,59 | 3,68 ± 0,54 | 0,16 ± 0,04 | 0,16 ± 0,04 |
| 13 (Djendjen : 5) | 77 | 33,6 ± 10,9 | 286 ± 175 | 0,74 ± 0,06 | 3,72 ± 0,17 | 2,52 ± 0,23 | 0,06 ± 0,03 | 0,13 ± 0,05 |
| 14 (Jijel : 2) | 47 | 30,5 ± 0,7 | 792 ± 487 | 0,35 ± 0,05 | 1,74 ± 0,25 | 2,78 ± 0,06 | 0,04 ± 0,03 | 0,01 ± 0,01 |
| 15 (Oran : 2) | 38 | 24,5 ± 9,2 | 120 ± 71 | 0,80 ± 0,02 | 3,64 ± 0,53 | 2,71 ± 0,57 | 0,14 ± 0,09 | 0,13 ± 0,08 |

Tableau 2. Récapitulatif des paramètres démographiques des 9 groupes de stations identifiés lors de l'analyse Long-Terme. S : nombre total d'espèces dans le groupe. RS : richesse en espèces, N individus par 0 ,25 m², Equitabilité J', Diversité de Shannon H', AMI, BO2A et BPOFA. Valeurs moyennes ± écart-type. Codage : Richesse en espèces et abondances : < 10 et < 100 rouge ; 10-20 et 100-200 orange ; 20-30 et 200-400 : jaune ; 30-40 et 400-800 : vert et > 40 et > 800 : bleu. J' moyen : <0,20 rouge ; 0,20-0,39 orange ; 0,40-0,59 : jaune ; 0,60-0,79 vert et > 0,79 bleu.

| Groupe et nombre de stations | S | RS | A | J' | H'($log_2$) | AMBI | BO2A | BPOFA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 (Jijel 1986 : 4) | 45 | 21,0 ± 5,2 | 106,8 ± 46,7 | 0,76 ± 0,07 | 3,29 ± 0,19 | 3,33 ± 0,51 | 0,09 ± 0,04 | 0,17 ± 0,05 |
| 2 (Annaba 1990 : 10) | 48 | 17,3 ± 6,3 | 110,9 ± 66,1 | 0,74 ± 0,13 | 2,96 ± 0,61 | 3,15 ± 0,74 | 0,08 ± 0,06 | 0,12 ± 0,08 |
| 3 (Jijel 1999 : 2) | 42 | 25,5 ± 3,5 | 325 ± 166,9 | 0,54 ± 0,22 | 2,50 ± 0,92 | 2,39 ± 0,61 | 0,03 ± 0,04 | 0 ± 0 |
| 4 (Annaba 1990 : 7 ; APSkida 1990 : 5) | 43 | 14,7 ± 3,1 | 592,5 ± 674,6 | 0,59 ± 0,11 | 2,27 ± 0,44 | 4,17 ± 0,72 | 0,25 ± 0,05 | 0,24 ± 0,08 |
| 5 (Alger 1984 : 10 ; Oran 1995 : 1) | 52 | 10,9 ± 8,4 | 1747,3± 2208 | 0,58 ± 0,18 | 1,65 ± 0,70 | 5,34 ± 1,05 | 0,26 ± 0,07 | 0,26 ± 0,07 |
| 6 (Bejaia 1983 : 2) | 34 | 21,0 ± 1,4 | 579 ± 421,4 | 0,36 ± 0,24 | 1,58 ± 1,10 | 3,77 ± 0,87 | 0,03 ± 0,03 | 0,04 ± 0,03 |
| 7 (Alger 1990 : 13 ; Bejaia 1998 : 1 ; Oran 1995 : 6 ; Oran 2000 : 9) | 74 | 9,2 ± 5,5 | 668,2 ± 677,3 | 0,27 ± 0,20 | 0,80 ± 0,66 | 4,36 ± 0,39 | 0,03 ± 0,05 | 0,03 ± 0,05 |
| 8 (Alger 1999 : 3 ; Alger 1984 : 13 ; Bejaia 1983 : 2) | 163 | 34,5 ± 8,6 | 646,5 ± 329,6 | 0,58 ± 0,13 | 2,95 ± 0,78 | 3,69 ± 0,32 | 0,09 ± 0,06 | 0,10 ± 0,07 |
| 9 (Jijel 1999 : 2 ; Annaba 1997 : 11 ; Alger 1999 : 8 ; Bejaia 1998 : 5 ; APSkida 1998 : 5) | 165 | 26,9 ± 10,0 | 793,1 ± 682,1 | 0,54 ± 0,19 | 2,53 ± 0,94 | 3,89 ± 0,55 | 0,13 ± 0,07 | 0,14 ± 0,07 |

A partir des valeurs moyennes des abondances des espèces trouvées dans les 15 groupes identifiés précédemment, le dendrogramme des THV met en évidence quatre ensembles : A (groupes 1, 4, 5 et 8), B (groupes 2 et 14), C (groupes 3, 10, 11 et 12) et D (groupes 6, 7, 9, 13 et 15) (Tableau 1). Les THV sur les espèces mettent en évidence 10 groupes dont quatre dominent. Le groupe 1 rassemble le plus grand nombre d'espèces (133) et est dominé par des polychètes, des crustacés et des bivalves parmi lesquelles cinq indicatrices de perturbation déposant leurs fèces en surface et à longévité moyenne et correspond à la faune de base des communautés benthiques portuaires. Le groupe 2 rassemble 18 espèces dominées par des crustacés de petites tailles de l'endofaune avec des capacités natatoires. Le groupe 5 caractérisé par le GE IV réunit seulement 12 espèces. Enfin le groupe 8 est formé de deux espèces *Capitella capitata* et *Malacoceros fuliginosus* appartenant au GE V. Ces groupes d'espèces contribuent à plus de 90% des quatre ensembles (A, B, C et D) identifiés sur les groupes de stations. Cette analyse caractérise la perturbation des bassins portuaires depuis l'ensemble C mélangeant des groupes de stations les plus polluées (présence de polychètes opportunistes), à l'ensemble B le moins perturbé des avant-ports où les amphipodes sont bien représentés (espèces dominantes). L'ensemble A correspond également à une situation perturbée de pollution moindre avec dominance du bivalve *Corbula gibba*. Enfin l'ensemble D proche du B s'en distingue par une dominance plus marquées des espèces EG IV.

Le dendrogramme fait apparaître à un niveau de similarité de 30 % une partition en 9 groupes allant de deux stations du port de Jijel (1999) et de Bejaia (1983) à 31 stations (Tableau 2). Cette seconde analyse illustre des changements spatio-temporels qui apparaissent nettement au niveau des ports d'Alger, Annaba, Bejaia, Skidda et Jijel, changements qui n'apparaissent pas à Oran.

Trois situations peuvent être identifiées et caractérisées par les moyennes des indices biotiques :
1) pas d'évolution temporelle comme pour Oran ;
2) une dégradation temporelle dans le bassin du Vieux Port d'Alger entre 1984 à 1999 ;
3) une amélioration temporelle dans les bassins de Mustapha (disparition de la zone azoïque) et de l'Agha à Alger entre 1984 et 1999, d'Annaba de 1990 à 1997 (disparition de la zone azoïque).
En conclusion, les particularités faunistiques apparaissent au niveau de certains ports algériens comme une très grande diversité du macrobenthos recueilli dans l'ensemble des ports (847 espèces). Bien que présentant beaucoup de points communs, certains ports se distinguent par des particularités : cas des ports récents Bethioua et Djendjen avec des communautés proches de communautés en mer ouverte auxquelles s'ajoute un cortège modeste d'espèces indicatrices de perturbations ; à l'inverse le nouveau port de Skidda bien que récent présente des communautés de milieu perturbé en raison de fortes pressions d'origine industrielle (pétrochimique) existantes. L'utilisation des indices biotiques peu pratiquée en milieu portuaire (Dauvin et al., 2012) à l'échelle de l'ensemble des ports permet de classer l'état écologique des ports selon le degré de pollution. En fait, un nombre très faible de stations à Alger et l'ensemble du port d'Oran sont classés comme des milieux pollués alors que les autres ports présentent un état écologique moyen à bon majoritaire en termes de diagnostic (Tableau 1). Hormis le port d'Oran dont le statut écologique n'évolue pas dans le temps, il est noté dans les autres une amélioration (Annaba) voire une dégradation (Alger).

## 5 Références bibliographiques

Bakalem, A., 2008. Les peuplements des sables fins de la côte Algérienne. Thèse de Doctorat d'Etat, Université des sciences et de la technologie, Houari Boumediene, Algérie, 677 pp.

Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar. Poll. Bull. 40, 1100–1114.

Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). Ecol. Ind. 6, 609-622.

Dauvin, J.C, Alizier, S., Rolet, C., Bakalem, A., Bellan, G., Gomez Gesteira, J.L., Grimes S., De-La-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Ruso, Y., 2012. . Response of the Different Indices to the Diverse Human Pressures. Ecol. Ind. 12, 143-143.

Dauvin, J.C., Andrade, H., De-La-Ossa-Carretero, J.A., Del Pilar Ruso, Y., Riera, R., 2016. Polychaete/Amphipod ratios: towards validate simple benthic indices. Ecol. Ind. 63, 89-99.

Dauvin, J.C., Bakalem, A., Baffreau, A., Delecrin, C., Bellan, G., Lardicci, C., Balesti, E., Sardá, R., Grimes, S. (in press). The well sorted fine sand community from the western Mediterranean Sea: a resistant and resilient marine habitat under diverse human pressures. Environ. Poll.

Grimes, S., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Boutiba, Z., 2010. Ecological Quality Status of the soft-bottom communities from the Algeria coast: general patterns and diagnostic. Mar. Poll. Bull.60, 1969-1977.

Grimes, S., 2010. Les peuplements macrobenthiques des substrats meubles algériens : organisation et structure. Thèse de Doctorat d'Etat. Université Es Sénia, Oran, Algérie, 362 pp.

Rebzani-Zahaf, C., 2003. Les peuplements macrobenthiques des milieux portuaires de la cote algérienne : Alger, Bejaia et Skikda. Thèse de Doctorat d'Etat, USTHB, , Alger, Algérie, 251 pp. + annexes 72 pp.

Verissimo, H., Bremner, J., Garcia, C., Patricio, J., van der Linden, P., 2012. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. Ecol. Ind. 23, 312-322.

# Méta-analyse des effets de l'eutrophisation sur les forêts de macro-algues tempérés

Thibaut de Bettignies[1], Annabelle Aish[1], Isabelle Witté[1], Anne-Laure Janson[1,2]

[1] UMS 2006 Patrimoine Naturel (MNHN/AFB/CNRS), MNHN, 36 rue Geoffroy Saint Hilaire, 75005 Paris, France
[2] Station Marine de Dinard, CRESCO, MNHN, 38 rue du Port-Blanc, 35800 Dinard, France

Lorsque les conditions environnementales (lumière, température, courant et nutriments) sont favorables, les forêts de macro-algues se développent abondamment sur les récifs tempérés (surtout Fucales et Laminariales). Cependant les pressions anthropiques locales comme l'eutrophisation menacent le développement et la survie de ces forêts, et déjà plusieurs exemples illustrent des déclins voir disparitions locales associés à de telles pressions (Gorman & Connell, 2009; Eriksson et al, 2002). Ces déclins mettent en avant le besoin accru de mesures de gestion et l'application d'indicateurs robustes pour suivre l'état écologique de ces forêts, comme préconisé par les différentes politiques publiques de conservation des habitats marins (DHFF, DCSMM). Cependant le développement de ces indicateurs multi-métriques pour évaluer l'état écologique des habitats benthiques est souvent problématique. En effet plusieurs décennies de pression anthropiques rendent souvent difficile voire impossible la connaissance des conditions de référence pour un habitat donné (*shifting baseline syndrom* : Pauly, 1995; Dayton et al, 1998) et beaucoup de liens pressions-impact restent encore méconnus. La « méta-analyse » peut être une des approches pour pallier à ces difficultés et permettre le développement de tels indicateurs suivant les données déjà disponibles. Une telle approche permettrait alors d'identifier un groupe d'indicateurs qui associent le plus fidèlement possible un état écologique ou de conservation à un degré de pression anthropique. Le cas de l'enrichissement excessif en nutriment est couramment reporté dans la littérature scientifique et suffisamment de données devraient être disponibles pour une méta-analyse.

## 6 Effets de l'eutrophisation sur les forêts de macro-algues

L'enrichissement disproportionné des eaux côtières en nutriments souvent associé à une augmentation de la sédimentation fragilise les habitats rocheux dominés par les macroalgues. Plusieurs études rapportent le sur-développement d'espèces opportunistes (Ulve et pelouses algales) au dépend des algues brunes structurantes. Une des conséquences majeures est une diminution de la fonctionnalité écologique de ces habitats à la suite d'une réduction significative de leur complexité et productivité (Airoldi 2003, Connell 2007).

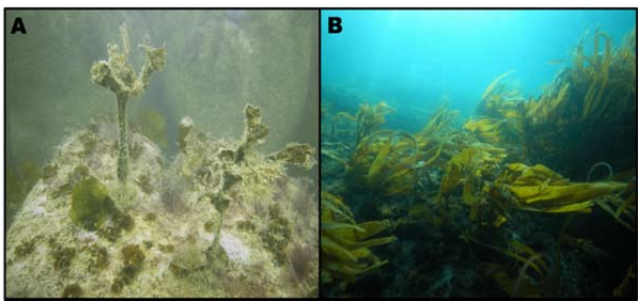



**Figure 80 :** Cas d'eutrophisation des forêts de *Saccorhiza polyschides*. **A**. Accumulation de nutriments en Baie de Concarneau et **B**. Pas d'eutrophisation, Archipel des Glénan © René Derrien - MNHN Concarneau

# 7 La Méta-analyse et le développement d'indicateurs d'état écologique

La méta-analyse est une approche statistique qui permet de combiner les résultats de plusieurs études indépendantes, soit une « analyse d'analyse » qui va permettre de produire un résultat quantitatif et synthétique. La robustesse de cette approche dépendra du nombre d'étude considérée.

Avec une telle approche, on va pouvoir répondre aux questions suivantes :

1. Quel est l'effet global de l'eutrophisation (traitement et gradient) sur différentes variables des forêts de Fucales et Laminariales ?
2. Cet effet est-il significatif (différent de 0) et quelles sont les variables les plus impactées ?

## 7.1 Matériel et Méthode

Pour cette méta-analyse, il est important de compiler suffisamment de publications scientifiques qui reportent les mêmes variables-macroalgues associées à des valeurs de pressions d'eutrophisation (ici taux de Nitrogène dissout ou DIN). D'après ces critères, 12 publications ont été retenues jusqu'à présent (enrichissement expérimental et gradient DIN observé sur le terrain) pour lesquelles sont quantifiées une ou plusieurs des variables-réponses ci-dessous :

- Couverture des algues brunes structurantes (fucales et laminariales) (%)
- Couverture des algues corallines articulées (%)
- Couverture des Ulvales (%)
- Proportion d'algues opportunistes (%)
- Proportion d'algues à morphologie complexe (MCA : Morphologically Complex Algae)
- Ratio des groupes à statut écologique (ESG : Ration of Ecological Status Groups = MCA/ Algues opportunistes)
- Richesse spécifique en macroalgues

Au total, 256 données ont été catégorisées en 65 cas d'étude avec un contrôle associé. Les espèces d'algues brunes structurantes sont les suivantes : *Cystoseira mediterranea*, *Cystoseira baccata*, *Fucus serratus*, *Fucus vesiculosus* et *Ecklonia radiata* (Figure 81).

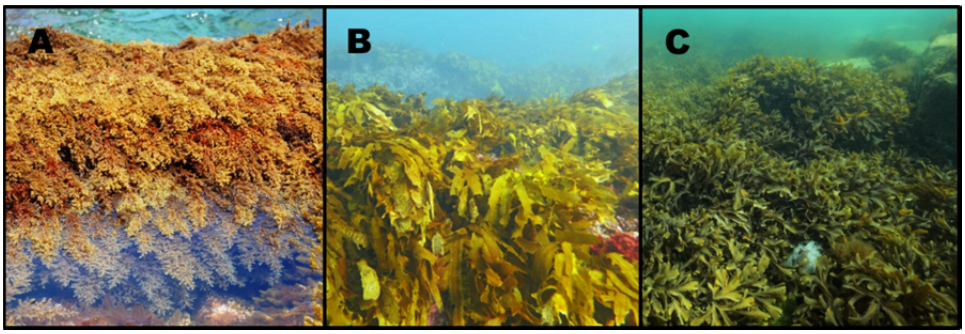
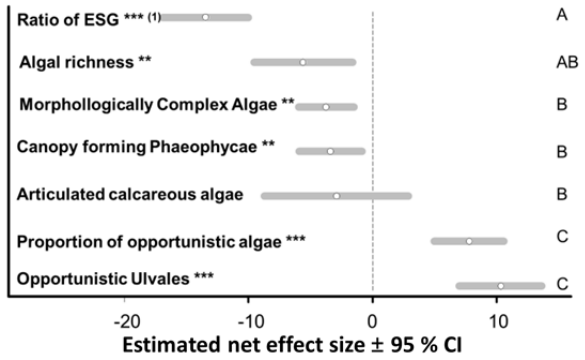



**Figure 81**: A. *Cystoseira* sp. – Mediterranean Sea, © Global Biodiversity Information Facility. B. *Ecklonia radiata* – Western Australia, © Thomas Wernberg, UWA Oceans Institute. C. *Fucus serratus* – Brittany, © Wilfried Thomas, Station Biologique de Roscoff

## 7.2 Résultats préliminaires

Au préalable, le graphique en entonnoir (*funnel plot*) des effets de taille vs. la taille des échantillons n'indique pas de biais de publication.




L'effet de taille standardisé est significatif pour toutes les variables-réponses (*Hedge net effect*, p < 0.01) sauf pour les algues calcaires articulées. Le ratio des groupes à statut écologique, la richesse en algue et les proportions d'algues opportunistes (Ulvales et totale) varient significativement avec l'eutrophisation (Figure 82).

**Figure 82 : Variation de l'effet de taille standardisé suivant les variables-réponses (± 95% Intervalle de confiance).**

En général, la réponse des algues brunes structurantes et des algues à morphologies complexes est moins importante que celle des autres variables.

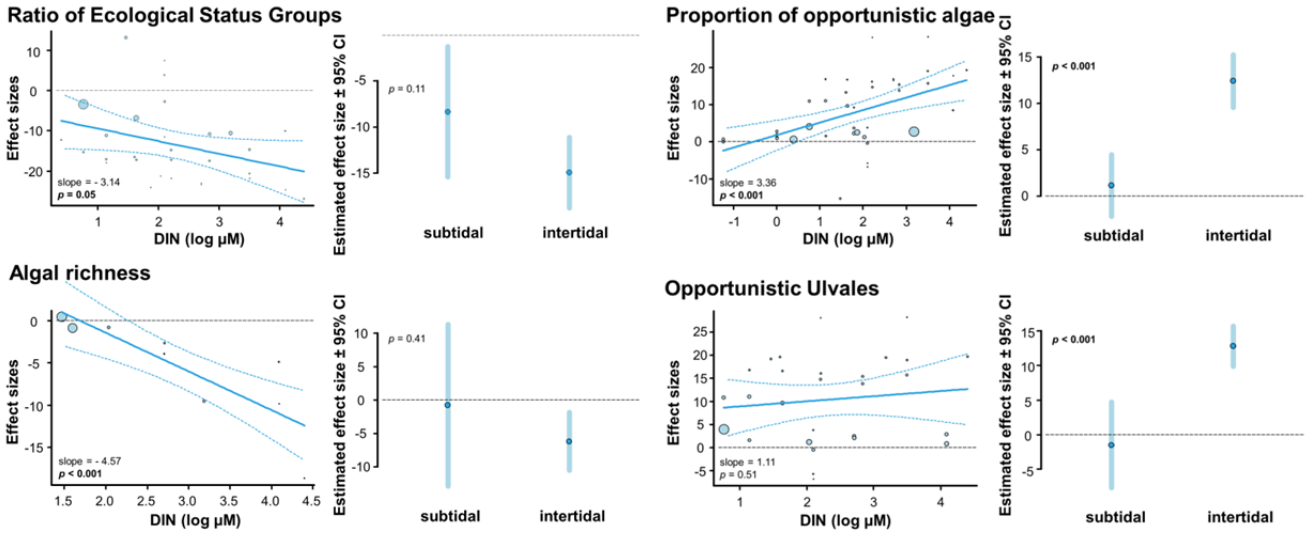



**Figure 83 : Variation de l'effet de taille standardisé pour les quatre variables-réponses les plus impactées suivant un gradient en nitrogène inorganique dissout et l'étagement (intertidal vs. subtidale).**

D'après ces derniers résultats les différentes variables décrites (Figure 83) sauf les Ulvales suivent une relation linéaire selon l'augmentation en nitrogène dissout. L'effet est plus marqué pour les communautés intertidales que subtidales, dont les variables décrites sont seulement différent de zéro pour le ratio ESG contrairement à la richesse spécifique en algue et les proportions d'algues opportunistes (toutes les algues et les Ulvales seulement) (Figure 83).

# 8 Discussion et Conclusion

Cette méta-analyse préliminaire démontre globalement que l'eutrophisation induit une réduction des variables caractéristiques du climax des récifs tempérés (forte couverture en algues structurantes et

complexes, forte richesse spécifique d'algues associées et ratio d'ESG élevé) et inversement une augmentation des algues opportunistes (Ulvales et toutes algues opportunistes). La réponse modérée des algues structurantes démontre une certaine résistance à l'eutrophisation, et alerte sur le besoin de créer un indicateur multi-métrique qui ne prend pas seulement en compte leur variation de couverture dans son calcul. D'après les effets de taille standardisés, le choix optimal dans la construction de l'indicateur serait d'ajouter le ratio ESG (Ecological Status Group), la proportion de toutes les algues opportunistes (pelouse algale et Ulvales) et une certaine mesure de diversité algale (par ex. : liste réduite d'espèces adaptée à l'échelle régionale).

En général les communautés subtidales sont moins impactées que celles de l'intertidal. Ceci pourrait s'expliquer par des taux d'absorption des nutriments différents et/ou une meilleure résilience des communautés subtidales. Malgré cela de nombreux exemples relatent des déclins importants liés à l'eutrophisation dans ces milieux côtiers et les données restent moins nombreuses dans le subtidale.

Les variables les plus impactées par l'eutrophisation (Ratio de l'ESG, Richesse spécifique et Proportion des algues opportunistes) répondent de façon linéaire au gradient d'enrichissement en nitrogène dissout. Aucune rupture de pente le long du gradient de pression, pouvant faciliter la construction d'indicateur multi-métrique, n'a été observée, mettant en avant l'importance de la calibration de ces indicateurs sur le terrain.

Cette méta-analyse valide les récents développements d' « indicateurs macroalgues » basés sur la proportion d'espèces structurantes (fucales – laminariales) et la richesse algale combinés à une mesure de la prévalence d'algues opportunistes (pas seulement les Ulves) pour répondre aux politiques publiques de conservation. L'étude met aussi en avant l'absence de certaines composantes faunistiques et floristiques cependant très importantes pour la fonctionnalité et la résilience de ces habitats : comme la disponibilité de recrus d'algues structurantes dans la sous-canopée (strate arbustive) et la diversité/abondance de méso-brouteurs associés. Un effort supplémentaire doit être fait pour alimenter cette méta-analyse avec des publications décrivant ces autres liens pression-état si les données sont disponibles. A terme cette analyse viendra alimenter le développement d'indicateurs d'état de conservation pour l'habitat d'intérêt communautaire 1170 « récif » dominé par des macroalgues comme les fucales et laminariales, et ainsi pouvoir à terme évaluer les variations spatio-temporelles de l'état de conservation de cet habitat dans le réseau de sites Natura 2000.

# 9 Bibliographie

Airoldi L and MW Beck (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 345-405

Connell, SD (2007) Water quality and the loss of coral reefs and kelp forests: alternative states and the influence of fishing. Pages 556–568 in S. D. Connell and B. M. Gillanders, editors. *Marine ecology*. Oxford University Press, Melbourne, Australia. Environmental changes

Dayton PK, Tegner MJ, Edwards PB and Riser KL (1998) Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8(2): 309-322

Gorman D, Russell BD, Connell SD (2009) Land-to-sea connectivity: linking human-derived terrestrial subsidies to subtidal habitat change on open rocky coasts. *Ecological Applications*, 19(5): 1114-1126

Eriksson G, Johansson P, Snoeijs (2002) Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology*, 38(2): 284-296

Pauly D (1995) Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(10): 430

# Structuration des biocénoses rocheuses et impact des effluents urbains sur les communautés benthiques du sud du golfe de Gascogne

L. Huguenin[1,2,3], Y. Lalanne[2], M. Monperrus[1], J-M. Gorostiaga[3], M-N. de Casamajor[4]

[1] IPREM LCABIE - Institut pluridisciplinaire de recherche sur l'environnement et les matériaux, Hélioparc Pau Pyrénées - 2 av. du Président Angot - 64053 - PAU CEDEX 09,
[2] UNIV PAU & PAYS ADOUR, UFR Sciences et Techniques de la Côte Basque (FED 4155 MIRA), 64600 Anglet, France,
[3] Lab. Botánica- Dpto. BiologíaVegetal y Ecología - Fac. Ciencia y Tecnología, Univ. País Vasco/E.H.U. Apdo. 644. E-48080 Bilbao, Spain,
[4] IFREMER - Laboratoire Ressources Halieutiques d'Aquitaine - 1 allée du parc Montaury 64600 Anglet France, FED 4155 MIRA

Les documents de synthèse du Bon État Écologique (BEE) de la DCSMM font état des lacunes dans les connaissances sur les biocénoses du sud de la sous-région marine "golfe de Gascogne" à tous les étages bathymétriques. Etudier la structuration des communautés benthiques rocheuses côtières sur un site atelier du sud du golfe de Gascogne pour palier à ce manque de connaissances est d'un intérêt majeur pour avoir une vision à l'échelle de la sous-région marine. La principale pression anthropique identifiée sur le domaine marin dans ce secteur est le rejet d'effluents urbains. Dans cette étude, une approche pluridisciplinaire "Habitat-Pression" a été envisagée pour appréhender leurs effets sur les communautés benthiques. L'approche écologique couplée à l'approche chimique permet de déterminer au mieux les impacts des effluents d'un point de vue fonctionnel. La mise en place de sites ateliers supplémentaires, en Bretagne ainsi que sur la côte basque espagnole, constitue un complément indispensable pour une vision globale à l'échelle du golfe de Gascogne. L'acquisition de ces connaissances ainsi que la comparaison de ces sites ateliers permet d'améliorer la compréhension des effets potentiels de cette pression sur les écosystèmes benthiques rocheux et de leurs fonctionnalités. Cela permet notamment la compréhension des relations entre les habitats, la biodiversité et la pression effluents urbain en définissant plus précisément des patrons de distribution de communautés benthiques sur la zone côtière.

## 1 Introduction

La côte basque FRF7200813 "Côte basque rocheuse et extension au large", présente un intérêt du point de vue de son caractère biogéographique (méridional) et patrimonial (enclave rocheuse), aussi bien au niveau des habitats que de sa flore et de sa faune (Directives Habitat Faune et Flore). Son intérêt écologique est reconnu au titre d'une zone Natura 2000 et en tant que ZNIEFF-mer. Les conditions environnementales qui régissent cette zone rocheuse sont très différentes de celles de Bretagne : océaniques (houle, marées, courants...), climatiques (thermiques, dessalure...) et biologiques (biogéographie). L'activité halieutique est importante dans ce secteur et la conservation de ces habitats d'intérêt est un facteur majeur pour le maintien de cette activité. Les communautés benthiques littorales y sont directement impactées par une forte pression urbaine. Les rejets d'eaux continentales sont importants, d'une part en raison d'un contexte hydrographique particulièrement dense et d'autre part par des précipitations soutenues tout au long de l'année. L'accroissement de la pression démographique a entrainé, au cours des dernières décennies, la construction de nombreux émissaires en mer pour le rejet des effluents urbains après leur passage dans les stations d'épurations. Sur les 35 km que représentent la côte basque rocheuse française, 6 émissaires rejettent directement leurs effluents en zone côtière. Les eaux usées ne sont que partiellement traitées et

subsistent des substances favorisant l'eutrophisation mais aussi la présence de substances chimiques qui ne peuvent être traitées. Leurs effets sur les communautés benthiques sont actuellement mal connus ainsi que les mécanismes de bioaccumulation dont le transport le long de la chaîne alimentaire est source d'interrogation pour la santé humaine. Le contexte est similaire sur la côte basque espagnole où 5 émissaires sont également construits à proximité des côtes. A cela, il convient d'ajouter les effluents rejetés dans les rivières du pays basque qui vont ensuite venir se jeter dans l'océan. Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), la qualification de l'état écologique des masses d'eau côtières de la façade Manche-Atlantique se fait à l'aide d'un indicateur biologique basé uniquement sur la flore en zone intertidale sur substrats rocheux. Dans le second cycle DCE (2015-2021), la faune est également étudiée dans la perspective d'y déceler des indicateurs. Les documents de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) et de la DCE font également état de lacunes dans les connaissances sur les biocénoses du sud de la sous-région marine "golfe de Gascogne" à tous les étages bathymétriques. L'intégration de la faune dans cet indicateur biologique constitue donc une priorité pour répondre au mieux aux objectifs de la DCSMM. De plus, les travaux en cours sur les relations pressions/impacts des indicateurs DCE soulignent un manque de connaissance sur la nature et l'ampleur précise de la réponse des indicateurs biologiques à chaque type de pression. Les protocoles doivent donc être adaptés dans ce contexte et la prise en compte d'une zone atelier dans le sud du golfe de Gascogne constitue une nécessité pour appréhender correctement l'état écologique des eaux de l'ensemble de la sous-région marine.

L'objectif du projet de thèse vise donc à étudier la structure des communautés benthiques sur les zones rocheuses intertidale et subtidale pour appréhender la biodiversité dans un secteur particulièrement soumis à la pression de type effluent urbain. En fonction des résultats obtenus, l'élaboration d'indicateurs adaptés aux conditions environnementales qui régissent le sud de la sous-région marine golfe de Gascogne pourront être développés. L'originalité de ce projet repose sur une double approche biologique et chimique permettant ainsi de proposer des outils adaptés pour répondre aux problématiques actuelles qui sont de caractériser l'état écologique des zones rocheuses intertidale et subtidale impactées par les pressions anthropiques et de les suivre de façon pérenne.

## 2 Méthodologie

L'acquisition des connaissances des patrons de distribution et la structuration spatiale des communautés benthiques restent actuellement mal connues. L'approche pluridisciplinaire, probabiliste, écologique et chimique pour évaluer les effets des effluents urbains sur ces communautés est un atout majeur qui permettra d'améliorer la compréhension de la fonctionnalité de ces habitats côtiers. L'approfondissement de la compréhension des relations entre les habitats, la biodiversité et la pression effluents urbains est indispensable pour appréhender la définition du bon état écologique. La définition d'une zone atelier transfrontalière dans le sud du golfe de Gascogne constitue une nécessité pour appréhender correctement l'état écologique des eaux de l'ensemble de la sous-région marine. La mise en place de sites ateliers sur la Côte basque française et espagnole constitue un complément indispensable pour une vision intégrée à l'échelle du golfe de Gascogne. En raison de la double approche (chimie/biologie), deux types d'échantillonnage vont être effectués. D'une part, (1) une approche basée sur les communautés benthiques dans les zones intertidale et subtidale selon la méthode des quadrats au travers de 3 protocoles validés. (2) En plus des mesures chimiques réalisées *in situ,* des échantillons d'eau, de sédiments et de matériels biologiques (producteurs primaires, herbivores, filtreurs, carnivores) sont effectués au niveau de chaque site pour une analyse de contaminants au laboratoire. Les sites choisis pour la réalisation de ces échantillons se situent, pour 4 d'entre eux (2 en France et 2 en Espagne), dans la zone intertidale rocheuse. Leur positionnement est déterminé en fonction de leur distance par rapport aux émissaires. Trois autres sont localisés au large de la côte en zone subtidale directement au niveau des zones de rejets des stations d'épuration.

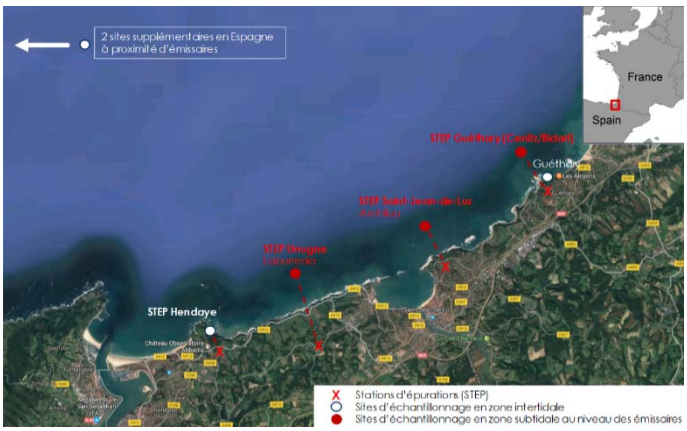



**Figure 84 : Localisation des stations d'épuration (STEP, croix rouge) et des sites d'échantillonnage en zone intertidale (en blanc) et subtidale (en rouge).**

Selon le type d'habitat et la localisation du site, le protocole utilisé pour **l'approche biologique** (1) diffère :

i/ Dans la zone intertidale constituée de blocs, seule la faune est répertoriée à l'aide de quadrats de 0.1 m² selon un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié basé sur les ceintures algales décrites par la DCE. Seuls les blocs mobiles d'une taille inférieure à 0.1 m² sont échantillonnés. Les organismes sont identifiés puis dénombrés en pourcentage de recouvrement pour toutes les espèces encroutantes et en abondance pour les autres. Pour ce protocole deux sites sont choisis, un en France à Guéthary et un second en Espagne aux alentours de Bilbao.

ii/ Dans la zone intertidale constituée de platiers, un autre protocole reposant sur celui déjà utilisé pour les suivis DCE (Macroalgues intertidales), permet l'identification et le dénombrement de toutes les communautés de flore. Le protocole standardisé utilise des quadrats de 1,65 mètres de côté subdivisés en 25 sous-quadrats de 0.1 m². Au niveau de chaque point d'échantillonnage, choisit selon un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié comme ci-dessus, 3 sous-quadrats sont aléatoirement sélectionnés parmi les 25. Les macroalgues sont ensuite identifiées et dénombrées en pourcentage de recouvrement selon 6 classes DCE. Les sites choisis pour ce type d'échantillonnage se situent pour deux d'entre eux en France (Guéthary et Hendaye) et un autre en Espagne.

iii/ Dans la zone subtidale constituée de platiers, le protocole permet de réaliser le suivi tant des communautés de faune que de flore. Les données sont collectées en scaphandre autonome depuis un bateau spécialement affrété pour cette opération. Un quadrat de 0.25 m², également utilisé en routine dans le protocole DCE, permet l'identification des communautés selon un gradient d'éloignement par rapport à l'émissaire réalisés à profondeur identique. Les sites potentiels pour ces échantillonnages se situent au niveau des émissaires des stations d'épuration de Guéthary, Saint-Jean-de-Luz et Urrugne.

Le nombre de réplicas nécessaire dans chacun des cas est un compromis entre le calcul fait à partir des données existantes et la faisabilité sur le terrain. Les périodes d'échantillonnage des zones intertidales se font exclusivement lors des marées de grande amplitude (coefficients supérieurs à 80) entre mars à Juin (soit 4 jours par mois en moyenne). Pour l'échantillonnage en zone subtidale, il est préférable de le réaliser lors de périodes de houles de faible énergie. Les échantillonnages sont, dans la mesure du possible non destructifs. Cependant, pour les analyses chimiques et pour les besoins d'identification, les prélèvements s'avèrent indispensables.

**L'approche chimique** (2) a pour objectif d'analyser, dans les échantillons récoltés, les micro-contaminants minéraux (métaux) et organiques (HAP, PCB …) et d'autres molécules émergentes telles que les muscs, les sunscreen, les alkylphénols, les pesticides (Tricloson…) et les molécules pharmaceutiques à différents niveaux de la chaîne trophique. Les espèces sélectionnées sont définies collectivement en tenant notamment compte de la répartition géographique de chaque espèce, de son niveau trophique, de son abondance, sa robustesse et tolérance face aux éléments étudiés et à sa biomasse qui doit être suffisante pour y effectuer les différentes analyses.

Les résultats attendus visent à caractériser l'effet des rejets d'effluents urbains sur les communautés benthiques des substrats rocheux à travers des mesures de concentrations en polluants et des modifications dans la structure des communautés. Une connaissance de la dynamique spatio-temporelle des flux polluants émis par l'émissaire est recherchée en parallèle pour fournir de l'information sur le niveau réel d'exposition des organismes. En effet, les systèmes d'assainissement littoraux connaissent une variabilité très importante en terme de charges polluantes (population saisonnière estivale élevée, épisodes orageux…). La mise au point d'un outil de gestion à disposition méthodologique permettra d'appréhender correctement l'état écologique des communautés benthiques en réponse aux objectifs des directives européennes tout en alimentant les descripteurs D6 "Intégrité des fonds marins et benthos préservé", D8 "Contaminants et pollution sans effets néfastes" mais également le D2 "espèces invasive" et le D5 "eutrophisation".

Pour plus d'informations sur les travaux antérieurs déjà effectués :

De Casamajor Marie-Noelle, Huguenin Laura, Marticorena Julien, Lalanne Yann, Bru Noelle, Liquet Benoit, Lissardy Muriel, D'Amico Franck, Castege Iker, Milon Emilie (2016). **BIGORNO Project. Intertidal biodiversity in the south of Bay of Biscay new research tools in a context of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD)**. Littoral 2016 "The changing littoral. Anticipation and adaptation to climate change" - 13th conference of the traditional biennial international event of the Coastal & Marine Union (EUCC). 25 au 29 octobre 2016, Biarritz). http://archimer.ifremer.fr/doc/00357/46861/

De Casamajor Marie-Noelle, Lalanne Yann, Huguenin Laura, Oger-Jeanneret Helene (2016). **Rocky shore benthic communities as indicators of global change in the context of European directives.** Littoral 2016 "The changing littoral. Anticipation and adaptation to climate change" - 13th conference of the traditional biennial international event of the Coastal & Marine Union (EUCC). 25 au 29 octobre 2016, Biarritz). http://archimer.ifremer.fr/doc/00357/46860/

Lalanne Yann, Huguenin Laura, Lissardy Muriel, Bru Noelle, D'Amico Franck, Castege Iker, Milon Emilie, De Casamajor Marie-Noelle (2016). **Indicator species of intertidal boulder fields on the French Basque coast.** ISOBAY 15 - XV International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay. 22-24 June 2016, Bilbao, Spain. http://archimer.ifremer.fr/doc/00344/45524/

Marticorena Julien, Huguenin Laura, Lalanne Yann, Bru Noelle, Liquet Benoit, De Casamajor Marie-Noelle (2016). **Does spatial distribution of fauna depend on algal belts on intertidal boulder fields of the French Basque coast ?** ISOBAY 15 - XV International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay. 22-24 June 2016, Bilbao, Spain. http://archimer.ifremer.fr/doc/00344/45523/

Caill-Milly Nathalie, De Casamajor Marie-Noelle, Bru Noelle, D'Amico Franck, Lalanne Yann, Huguenin Laura, Kermorvant Claire, Sanchez Florence, Lissardy Muriel, Abadie Stephane, Maron Philippe, Maillet Gregoire, Regard Vincent, Pigot Thierry (2016). **Rapport du projet. Développement d'outils méthodologiques pour l'évaluation de biocénoses marines et de ressources halieutiques d'intérêt régional en vue de leur conservation ou de leur valorisation durable. DESCARTES 2.** http://archimer.ifremer.fr/doc/00359/47065/

# «On ne fait pas de bonne gestion sans une bonne connaissance du milieu» : un portail Web et un Guide d'aide à la recherche de données et d'informations sur les mers celtiques

Lamour L.

SeaWeb Europe

Le partenariat pour les mers celtiques rassemble les populations vivant autour des mers celtiques. Il met en place des approches innovantes de gestion de l'environnement marin afin de replacer les usagers des océans au cœur des décisions politiques. L'objectif du projet est de soutenir la mise en œuvre de la Directive-cadre stratégie pour le milieu marin, directive européenne clé visant à préserver les eaux européennes tout en permettant l'utilisation durable des ressources naturelles marines.

# Le Réseau de Surveillance Posidonies : Un outil pour la détection du changement climatique ?

**M. Lennon[1], N. Thomas[1], G. Sicot[2],J.-P. Quod[3], J.-B. Nicet[4], D. Corman[5], A. Forget[5], P. Watremez[5]**

(1) HYTECH-IMAGING – 135 rue Claude Chappe – 29280 PLOUZANE
(2) ENSTA-Bretagne – 29200 BREST
(3) PARETO – 97490 SAINT-DENIS – ILE DE LA REUNION
(4) MAREX – 97436 SAINT-LEU – ILE DE LA REUNION
(5) AGENCE DES AIRES MARINES PROTEGEES – 29200 BREST
marc.lennon@hytech-imaging.fr

Une méthodologie originale de cartographie de la zone de petits fonds par télédétection hyperspectrale, et son application opérationnelle pour production cartographique à large échelle, a été développée dans le cadre des deux projets successifs REFCAR et REFCAR-CARTO menés par l'Agence des Aires Marines Protégées en collaboration avec les sociétés Actimar, Hytech-imaging, et le support de l'ENSTA-Bretagne. Les méthodes développées incluent des modules de prétraitement des images, correction des effets de surface, estimation de la réflectance spectrale du fond, segmentation d'unités géomorphologiques, classification des peuplements, et quantification de bio-indicateurs, Elles ont été intégrées dans une chaîne logicielle baptisée SWIM (Shallow Water mappIng using optical reMote sensor(s)) mise en oeuvre par Hytech-imaging. Les premiers résultats du projet REFCAR-CARTO incluant l'application de SWIM aux zones de petits fonds françaises de l'Océan indien seront présentés, avec des exemples de cartographie à Mayotte et sur les Iles Eparses.

# Caractérisation morphologique, sédimentaire et biologique d'un espace naturel remarquable de la région de Roscoff : le Plateau de la Méloine.

LEVEQUE L.

CNRS - Station Biologique de Roscoff

Le plateau de la Méloine est un vaste archipel rocheux situé à mi-chemin entre la Baie de Morlaix et la Baie de Lannion, et intégré à la zone NATURA 2000 Roscoff / Baie de Morlaix. Malgré de forts enjeux de gestion et de conservation (mosaà¯que complexe d'habitats rocheux et sédimentaires, richesse halieutique, zone de reposoir pour le phoque gris), le plateau de la Méloine est très peu connu, compte tenu de sa complexité topographique et de la difficulté d'accès et d'étude des milieux rocheux qui le composent en majorité. Il constitue à ce titre un exemple des contraintes et solutions potentielles pour la cartographie et la description des communautés de substrats durs infra- et circalittoraux.

Dans ce contexte, un projet collaboratif soutenu par l'Agence des Aires Marines Protégées (2014-2017) et associant des équipes de géologues de l'IFREMER et des écologistes de l'Observatoire Océanologique de Roscoff a eu pour objectif de contribuer à combler ce déficit de connaissance et à tester différents protocoles permettant de caractériser les biocénoses à différentes échelles spatiales.

Une cartographie fine de la morphologie des fonds (MNT bathymétrique à 5 m) et de la répartition des formations sédimentaires et rocheuses a été établie par des méthodes acoustiques (sonar interférométrique) et validée par des observations (vidéo, benne Schipeck). Cette cartographie a notamment permis de caractériser l'extrême complexité de la morphologie et de la dynamique sédimentaire dans cette zone. Combinée à des observations en plongée, elle a également permis d'estimer l'extension potentielle de l'habitat à laminaires.

En parallèle, un inventaire biologique et une caractérisation des communautés benthiques des milieux rocheux ont été menés. Ils ont impliqué la mise en œuvre, principalement en plongée sous-marine, d'une série de méthodes destructives (prélèvements qualitatifs, cadrats) et non-destructives (vidéo, photo-cadrats, Inventaire Visuels en Temps Limité - Â« IVTL Â»). Les résultats obtenus confirment la très grande diversité biologique associée aux milieux rocheux (plus de 540 taxons recensés à ce jour) et la complémentarité des méthodes utilisées pour (i) optimiser l'inventaire de la faune et de la flore, (ii) recenser les espèces et habitats remarquables, et (iii) permettre des comparaisons spatio-temporelles des communautés benthiques.

Ces résultats permettent de préciser un état de référence de cet espace remarquable, en vue d'aider aux décisions pour sa gestion durable.

# Evolution des algorithmes de traitement des données hyperspectrales dans le cadre du projet Hyscores : impact sur les cartographies et la validation des résultats produits.

## Application aux données sur l'île de la Réunion (océan Indien)

*P. Mouquet [1], T. Bajjouk [2], J-P. Quod [3], M. Ropert [4], N. Le Dantec [1,5], C. Delacourt [1]*
*1. CNRS / LDO-UBO 2. Ifremer/Dynéco 3. ARVAM 4. Ifremer/RBE-DOI 5. CEREMA/DtecEMF*

Depuis 2009 sur l'île de La Réunion, avec le démarrage des projets Spectrhabent-OI et Bio-Indication, des méthodes de traitement d'images hyperspectrales et de données Lidar ont été développées et mises en œuvre, et ont permis de générer différents produits cartographiques à haute résolution spatiale sur les plateformes récifales.
Avec le lancement du projet Hyscores en 2015, cofinancé par l'Office de l'Eau Réunion, l'Ifremer et l'Université de Bretagne Occidentale (UBO), ces méthodes de traitement ont pu être adaptées et optimisées dans le but d'améliorer les résultats produits. Une nouvelle méthode de démélangeage a notamment pu être implémentée permettant :

- une meilleure prise en compte de la diversité spectrale des récifs,
- la génération de données continues plus précises,
- la réduction des temps de calcul.

Dans l'optique d'homogénéiser les jeux de données produits pour faciliter les analyses diachroniques, les images hyperspectrales acquises en 2009 sur l'île de La Réunion ont été retraitées l'aide de ces nouveaux algorithmes. L'impact visuel de ces changements et sensible, mais principalement limité aux pixels de mélanges entre sable et corail (Figure 85 à gauche : colorations du bleu au vert en passant par le cyan), beaucoup plus difficiles à appréhender en raison de leur nature diffuse (mélanges à des échelles microscopiques). L'impact du retraitement sur les couvertures coralliennes estimées est beaucoup plus faible (Figure 85 à gauche : variations de rouge), signe de la bonne qualité des traitements réalisés à l'époque.

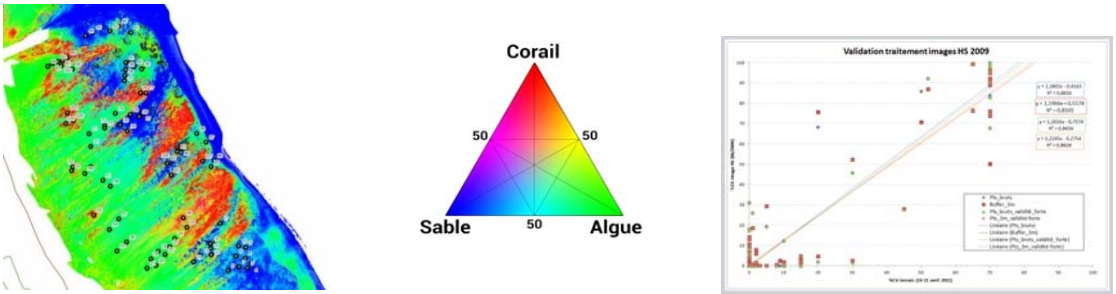



**Figure 85. Illustration du retraitement des données hyperspectrales au niveau de la Passe de l'Ermitage. A gauche, application de l'algorithme « Hyscores » sur l'image 2009 (localisation des points de validation en noirs). A droite, le graphique de validation montre une bonne corrélation entre les recouvrements observés au niveau du terrain et calculés sur les images.**

L'accent a été mis sur la validation des résultats à l'aide de données de terrain synchrones ou temporellement proches (données GCRMN, ReefCheck, VT spécifiques). Même si elle n'est pas triviale en raison de la forte hétérogénéité spatiale de ces habitats et de la forte instabilité temporelle des recouvrements, la validation permet de confirmer les nouveaux choix méthodologiques (Figure 85 à droite).

# Analyse du réseau trophique du site expérimental de clapage MACHU dans la partie orientale de la baie de Seine (Manche) avant et après dépôt.

J.P. PEZY

Université de Caen Normandie - Laboratoire M2C

Les opérations de dragage apparaissent comme des pratiques indispensables à la navigation et aux activités portuaires. L'estuaire de la Seine est économiquement important pour la France, en raison de la présence de deux ports maritimes : le Grand Port Maritime du Havre (GPMH) et le Grand Port Maritime de Rouen (GPMR). L'accès du GPMR est assuré par un entretien régulier et le dragage permanent du chenal de navigation entre le Pont de Normandie et la mer ouverte. Les dépôts de dragage constituent l'un des problèmes les plus importants dans la gestion de la zone côtière et représente une perturbation importante sur l'environnement. La plupart des études concernant ces impacts ont porté sur la structure, la résistance et la résilience des communautés d'invertébrés benthiques. C'est pourquoi nous proposons de développer une vue d'ensemble, intégrée, de l'écosystème, par la mise en œuvre d'outils de modélisation. Les modèles de réseau trophique décrivent les interactions entre les différents compartiments biologiques et sont basés sur la quantification des flux entre l'ensemble des êtres vivants de l'écosystème. Ils permettent de caractériser la structure et le fonctionnement des écosystèmes à travers le calcul d'indices de l'analyse des réseaux écologiques.

Nous présentons ici une méthodologie pour analyser la structure et le fonctionnement de l'écosystème du site Machu avant et après les dépôts expérimentaux (méthode BACI). Les principaux résultats ont mis en évidence une augmentation de la biomasse des poissons après les dépôts tandis que la biomasse des invertébrés est demeurée relativement stable au cours du temps. L'activité totale du système et l'omnivorie ont augmenté tandis que le recyclage a diminué après dépôts. Enfin, la communauté benthique des sables fins à moyens dunaires du banc de Seine, naturellement soumise à des perturbations physiques naturelles et régulières, montre une haute résilience après une courte période de dépôt (un an).

# Natura 2000 sur le littoral basque - De la cartographie des habitats et des activités à la définition et à la mise en œuvre d'actions de conservation

POPOVSKY J., FOSSECAVE P., LE MOIGNO G., CAZES J.B.

IMA (Institut des Milieux Aquatiques)

La côte basque, élément paysager rocheux, faisant suite à plus de 200 km de côte sableuse, ouverte à la houle d'ouest, présente un intérêt naturaliste certain, qui a prévalu à sa désignation au titre de Natura 2000 pour, notamment, ses habitats Récifs au large et sur l'estran.

Du croisement de la cartographie des habitats, réalisée au cours des programmes MESH Atlantic et CARTHAM, valant diagnostic écologique local, et de la cartographie des diverses activités socio-économiques identifiées sur le site, les gestionnaires ont pu définir un classement des enjeux de conservation et hiérarchiser les actions à mettre en œuvre pour le maintien ou la restauration du bon état de conservation des habitats et des espèces (notamment d'Intérêt communautaire).

Ainsi, ces travaux cartographiques permettent de proposer pour l'habitat 1170-8 Cuvettes ou mares permanentes, une approche sur le modèle de la science participative aux chasseurs sous-marins qui les fréquentent, en complément d'autres travaux. En effet, ces cuvettes présentent une importante biodiversité, et sont aussi des zones de nourriceries et des caches qu'il est important de mieux connaître avant d'envisager tout autre type d'action.

Travaux réalisés en partenariat avec l'Agglomération Sud Pays Basque, opérateur conjoint avec l'Agglomération Côte Basque - Adour des sites Natura 2000 de la côte basque, le Comité Interdépartemental des Pêches et des Elevages Marins 64-40 et le Comité Régional des Pêches et des Elevages Marins d'Aquitaine.

# Evaluation of anchoring impact in Posidonia oceanica seagrass meadows: two new complementary indices for management

A. ABADIE

Université de Liège

Two indices were developed in Calvi Bay (Corsica, France) to detect and evaluate the impact of anchoring on the meadows formed by the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. On the one hand, a first index, built to identify area of high anchoring pressure with structural impacts, is based on cartographic analysis. It computes seascape metrics as well as the boat frequenting. On the other hand, a second indices based on scuba diving observations aims to evaluate the impact of anchoring at different depths using classical tools (e.g. meadow density, cover), seascape metrics (e.g. number of dead matte patches) and simple chemical analyses. Considering their use in Calvi Bay, both of these indices are promising to assist management decisions, however they still require to be tested at a wide scale on the Mediterranean coast in order to be validated.

# Quels outils pour l'évaluation surfacique des puits de carbone : Exemple du littoral de la Corse

A. VALETTE

Université de Corse

La Méditerranée constitue un hot-spot de biodiversité notamment grâce à la diversité de ces habitats benthiques. Les connaissances récentes montrent que, en dehors de leur intérêt avéré au niveau écologique et sédimentaire, plusieurs de ces écosystèmes (e.g. herbiers de magnoliophytes marines, peuplements coralligènes, fonds à rhodolithes) pourraient jouer un rôle significatif dans la fixation du carbone, et sa séquestration. Il apparaît donc nécessaire de disposer d'un inventaire de leurs distributions afin, dans un contexte de changement climatique, de mieux préciser leur contribution.

Une cartographie exhaustive de la plaine orientale a été réalisée entre la surface et 50 m de profondeur par :

- Photo-interprétation et classification supervisée des photographies aériennes récentes pour les habitats compris entre 0 et 15 m de profondeur
- Traitement des données acoustiques, issues de la campagne POSIDCORSE (sonar à balayage latéral) pour les habitats au-delà de -15 m et jusqu'à -50 m.

La carte produite montre que ce secteur abrite le plus grand herbier à *Posidonia oceanica* du littoral français (20 425 ha) mais également quelques herbiers à *Cymodocea nodosa* (791 ha), des associations à rhodolithes (1 949 ha) et de rares surfaces de coralligène (2 ha). L'ensemble de ces habitats occupe donc près de 54% de la surface cartographiée.

Afin de dresser une première évaluation des surfaces occupées par ces écosystèmes à l'échelon régional, un recensement des données cartographiques existantes sur la Corse a été effectué ainsi qu'une actualisation de la position de la limite supérieure de l'herbier à *Posidonia oceanica*, lorsque les données cartographiques disponibles étaient antérieures à 2010.

Sur la base de l'ensemble des données (données bibliographiques et nouvellement acquises), une carte continue des peuplements benthiques de la Corse, associée à une valeur de fiabilité, basée sur la pertinence de ces données, ont été produites. A l'échelle du littoral de la Corse, les écosystèmes responsables de la fixation du carbone représenteraient 60 % des surfaces entre 0 et 50 m de profondeur, avec une fiabilité moyenne de 75 %. Ces techniques permettent donc une première évaluation des surfaces potentielle des puits de carbone, qu'il serait pertinent d'affiner et d'appliquer à d'autres régions géographiques.

# Variabilité et limites écologiques des peuplements d'herbiers de *Zostera marina*

A. BOYER

LEMAR - IUEM - Université de Bretagne Occidentale

Les herbiers de *Zostera marina* forment des habitats extrêmement riches et diversifiés comparativement aux sédiments dénués de végétation. Les phanérogames marines sont sensibles aux conditions environnementales et les habitats biogéniques qu'elles forment varient dans l'espace et dans le temps en terme d'étendue, de répartition et de configuration dans l'espace, ainsi que de leur structure tridimensionnelle à fine échelle.

Les réponses des peuplements benthiques aux effets directs et indirects des conditions environnementales, via la modification des caractéristiques de leur habitat, s'expriment à de multiples échelles et induisent une variabilité des communautés intra-herbiers méconnues à large échelle mais pourtant nécessaire à prendre en compte pour la conservation de la diversité benthique. Ce travail repose sur l'analyse des données des suivis stationnels du REBENT Bretagne (5 ans, 8 herbiers). L'épifaune et l'endofaune associées montrent une forte variabilité et des patrons de diversité différents à l'échelle de la région : ces deux communautés répondent avant tout aux facteurs abiotiques (courants, granulométrie, température) mais sont aussi affectés par la structure à fine échelle de l'habitat. La caractéristique la plus importante de l'herbier pour expliquer les patrons de diversité est la surface de feuilles disponible tandis que la densité des pieds et la complexité structurale de l'herbier jouent un rôle moindre à l'échelle régionale.

Un modèle conceptuel destiné à expliquer la structure des communautés d'herbiers à grande échelle spatiale et dans le temps est proposé. Une meilleure compréhension des variations intra-habitat est nécessaire pour améliorer nos connaissances sur la distribution de la biodiversité à grandes échelles et doit mener ultimement à une meilleure priorisation et gestion des biocénoses des habitats benthiques. Ainsi, les herbiers n'apparaissent pas comme des entités fixes et les travaux en cours cherchent à définir les limites permettant de distinguer les communautés typiques d'herbiers de celles typiques des sédiments nus.

# Apport de l'imagerie acoustique multifaisceaux pour la caractérisation de l'état physique des récifs artificiels du Parc naturel marin du golfe du Lion.

AGIN G.

Agence Française pour la Biodiversité

Plusieurs villages de récifs artificiels sont présents dans le périmètre du Parc naturel marin du golfe du Lion. L'absence de suivi de ces récifs artificiels depuis 2006 ne permettait pas de confirmer leur efficacité telle que définie initialement : protéger la ressource halieutique et soutenir les pêcheurs artisanaux.

Les données bathymétriques multifaisceaux, hautement résolvantes, couplées aux données d'imagerie acoustique et aux prélèvements et vidéos sous-marines, permettent, outre une localisation centimétrique des 227 modules immergés, de qualifier précisément l'état physique de ces récifs (enfouissement, émergence, affouillement) et de mettre en évidence les effets de leur implantation sur l'environnement hydro-sédimentaire.

L'intérêt de la technologie multifaisceaux s'exprime également dans l'optimisation du temps d'investigation : 8 jours de campagne de mesures ont suffi pour cartographier 4 villages de récifs artificiels, d'une superficie totale de 13 km², répartis sur un linéaire de côte de 35 km, constituant ainsi un état physique et fonctionnel de référence exhaustif.

L'apport technologique démontré lors de ces investigations assure une plus-value future d'aide à la décision pour les gestionnaires en raison de la multiplication des usages ou en raison des nombreux projets d'aménagements maritimes (installations portuaires, digues, enrochements de toutes sortes, récifs artificiels, éoliennes), tout comme les impacts en cours ou à venir liés au changement climatique, qui pourraient mettre en péril les services rendus par les écosystèmes.

# La cartographie des fonds marins par approche multicapteurs : Une aide à la compréhension de la dynamique sédimentaire d'une zone littorale menacée

AGIN G.

Agence Française pour la Biodiversité

La plage du Racou (commune d'Argelès-sur-Mer, département des Pyrénées-Orientales) présente la particularité d'être un point d'inflexion entre la côte sableuse et la côte rocheuse, limitée d'une part par la côte rocheuse et, d'autre part, par le port d'Argelès-sur-Mer, dernier port de la côte sableuse. Cette plage est particulièrement sensible aux houles d'est et de nord et affecté par les phénomènes de submersion lors des tempêtes. De plus, c'est une plage en érosion chronique malgré de nombreux rechargements. La problématique érosive oblige à déplacer le regard pour mieux comprendre les phénomènes à l'œuvre, certes, de l'échelle locale à l'échelle régionale (cellules sédimentaires), mais aussi, de la partie émergée vers la partie immergée.

A ce titre, la confrontation des données de deux campagnes océanographiques réalisées en août 2007 et en août 2012, et qui a consisté en des levés simultanés de quatre types de données (bathymétrique, imagerie, sismique haute résolution et un système de caractérisation des fonds Roxann), a permis la caractérisation morphosédimentaire de l'avant-côte de la zone du Racou.

Les traitements et l'interprétation des données, notamment sous forme cartographique à très haute résolution, mettent en évidence les principales structures sédimentaires associées aux processus d'érosion et de transfert des sédiments meubles. Les données de réflectivité, de caractérisation des fonds et de sismique HR viennent confirmer l'existence d'un lien entre la morphologie de l'avant-côte et les conditions hydrodynamiques qui affectent le trait de côte. Ces résultats sont très importants pour comprendre les mécanismes hydro-sédimentaires responsables des phénomènes de submersion et d'érosion.

Outre la connaissance du phénomène de la partie émergée, les enjeux de gestion de l'érosion du littoral, pour le Parc et les gestionnaires, s'interprètent de toute évidence également à partir d'analyses portant sur la partie immergée du littoral, à l'échelle de la cellule sédimentaire, en ayant recours à des outils de caractérisation complets.