

Laboratoire Environnement Ressources (LER)

Provence Azur Corse (PAC)

Ifremer – 83500 La Seyne sur Mer

L. PEDEL, LER/PAC, laura.pedel@ifremer.fr

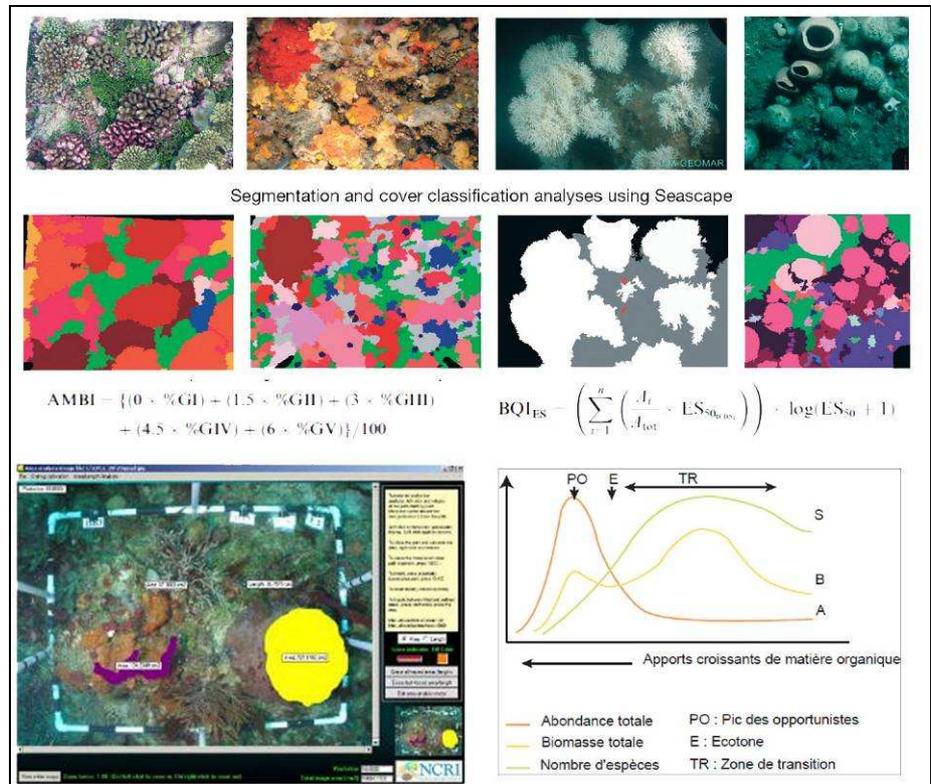
M-C. FABRI, LER / PAC, mcfabri@ifremer.fr

2012-RST.ODE / LER-PAC / 12-22

Rapport final

Etat de l'art sur les indices existants concernant l'Etat Ecologique des habitats benthiques du domaine profond

Convention MEDDTL – Ifremer pour la DCSMM - BEE



Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		date de publication : Dec 2012 nombre de pages : 76 bibliographie : Oui illustration(s) : Oui langue du rapport : Français
Validé par : Bruno Andral Adresse électronique : Bruno.Andral@ifremer.fr		
Titre de l'article:		
Etat de l'art sur les indices existants concernant l'Etat Ecologique des habitats benthiques du domaine profond		
Contrat n°		Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>
Auteur(s) principal (aux) : Laura PEDEL Marie-Claire FABRI		Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer Toulon, LER / PAC
Encadrement(s) :		
Cadre de la recherche : DCSMM - Etat Ecologique		
Destinataire		
Rapport interne		
Résumé Cette étude bibliographique a été réalisée par l'Ifremer Toulon (LER/PAC) dans le cadre du Bon Etat Ecologique pour la DCSMM (Directive Cadre pour la Stratégie sur le Milieu Marin). Elle est préalable à la construction d'un indicateur du Bon Etat Ecologique des communautés benthiques du domaine profond, pour lesquelles il n'existe rien actuellement.		
Abstract		
Mots-clés DCSMM; Méditerranée; BEE; Bathyal; Vidéos; Photos ; Indices ;		
Words keys		

TABLE DES MATIERES

1	INTRODUCTION.....	1
2	DEFINITIONS ET VOCABULAIRE	2
2.1	CRITERES ET INDICATEURS DE LA DCSMM	2
2.1.1	<i>Descripteurs 1 - Biodiversité</i>	2
2.1.2	<i>Descripteurs 6 - Intégrité des fonds marins.....</i>	3
2.2	DEFINITIONS DE LA COMMISSION OSPAR	5
2.2.1	<i>Indicateur.....</i>	5
2.2.2	<i>Indice</i>	6
2.2.3	<i>Paramètre/ Métrique.....</i>	6
3	ETAT DE L'ART	7
3.1	LES INDICES DEVELOPPES A PARTIR DE DONNEES ISSUES DE PRELEVEMENTS (TAXINOMIE, QUANTITATIVES)	7
3.1.1	<i>Indice de diversité de Shannon H' (1948)</i>	8
3.1.2	<i>Indices de similarité (Grall & Coïc 2006)</i>	9
3.1.3	<i>Indice ITI, Infaunal Trophic Index (Word 1979).....</i>	12
3.1.4	<i>Indices AMBI et M-AMBI (Borja et al. 2000).....</i>	13
3.1.5	<i>Indice BENTIX (Simboura & Zenetos 2002).....</i>	15
3.1.6	<i>Indice BQI (Rosenberg et al. 2004).....</i>	16
3.1.7	<i>Indice BOPA, Benthic Opportunistic Polychaetes–Amphipods ratio (Dauvin & Ruellet 2007).....</i>	18
3.1.8	<i>Indice PREI, Posidonia oceanica Rapid Easy Index (Gobert et al. 2009).....</i>	19
3.1.9	<i>Indice TDI, Trawling disturbance impact (de Juan & Demestre 2012).....</i>	20
3.1.10	<i>Indice FIEI, Foraminiferal Index of Environmental Impact (Denoyelle et al. 2010).....</i>	22
3.1.11	<i>Utilisation des foraminifères comme indicateurs de perturbations environnementales.....</i>	23
3.1.12	<i>Conclusion sur les indices développés à partir de données issues de prélèvements</i>	25
3.2	LES INDICES DEVELOPPES A PARTIR DE DONNEES D'IMAGERIE OPTIQUE	27
3.2.1	<i>Indice BHQ, Benthic Habitat Quality (Nilsson & Rosenberg 1997).....</i>	27
3.2.2	<i>Indice CARLIT (Ballesteros et al. 2007).....</i>	31
3.2.3	<i>Approche paysagère pour la caractérisation écologique des eaux côtières de la région PACA (Créocéan 2009) 33</i>	
3.2.4	<i>Indice FAST, Fish Assemblage Survey Technique (Seytre & Francour 2008).....</i>	35
3.2.5	<i>Indice CAI, Coralligenous Assemblage Index (Deter et al. 2012a).....</i>	36
3.3	LES OUTILS D'EXTRACTION D'INFORMATION DE L'IMAGERIE OPTIQUE	38
3.3.1	<i>Taxinomie et géoréférencement : Adélie Vidéo et sa fonction Annotation (www.Ifremer.fr)</i>	38
3.3.2	<i>Taxinomie et taux de recouvrements : logiciel SEASCAPE (Teixidó et al. 2011)</i>	39
3.3.3	<i>Taxinomie et taux de recouvrements : logiciel CPCE (Kohler & Gill 2006).....</i>	41
3.3.4	<i>Taxinomie et taux de recouvrement : logiciel photoQuad (Trygonis & Sini 2012)</i>	43
3.4	LES OUTILS D'ASSEMBLAGES D'IMAGES OPTIQUES	45
3.4.1	<i>Les Mosaïques à partir de vidéos</i>	45
3.4.2	<i>Les Mosaïques à partir de photos.....</i>	47
	▪ <i>Mosaïque par plaquage d'images (avec Adélie OTUS)</i>	47
	▪ <i>Mosaïque par reconnaissance d'images (Algorithme MAGO).....</i>	49
3.4.3	<i>Conclusions sur les indices et méthodes développés à partir de données d'imagerie optique</i>	51
3.5	APPORT DE L'IMAGERIE ACOUSTIQUE	53
3.5.1	<i>Les sondeurs multifaisceaux</i>	53
3.5.2	<i>Sonar à balayage latéral</i>	56
3.5.3	<i>Les sondeurs de sédiments</i>	58
3.6	LES METHODES DE MODELISATION.....	60
3.6.1	<i>L'emploi de substituts de la biodiversité ou « surrogates ».....</i>	60
3.6.2	<i>La modélisation prédictive des habitats.....</i>	61
4	CONCLUSION	64
5	ANNEXE : METHODES UTILISABLES POUR LA MESURE DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES HABITAT BENTHIQUES PROFONDS MEDITERRANEENS	64
6	BIBLIOGRAPHIE.....	67

1 Introduction

Les pressions exercées par l'homme sur l'environnement marin sont nombreuses : dégradation des habitats, contamination par des substances dangereuses, excès de substances nutritives entraînant l'eutrophisation du milieu, etc., tout cela entraînant un appauvrissement de la biodiversité. A ces pressions, il faut ajouter les effets, encore peu connus, du changement climatique sur ces milieux. Jusqu'à présent, les mesures visant à protéger l'environnement marin étaient élaborées secteur par secteur, avec pour effet un manque de cohérence entre les politiques, les législations, les programmes et les plans d'action au niveau régional, national, européen et international.

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) de juin 2008 constitue donc une avancée majeure en matière d'approche intégrée des mers et des océans. Elle définit, pour la première fois, une politique globale de protection de l'environnement marin, axée sur les **écosystèmes** (intégration notamment des activités anthropiques et de leurs impacts) et les **habitats** (dont des zones marines protégées). Publiée le 17 juin 2008, la DCSMM (2008/56/CE) définit une politique européenne globale de protection de l'environnement marin des eaux placées sous la juridiction des Etats membres (sauf l'outre-mer). Elle introduit la notion fondamentale de bon état écologique pour le milieu marin (BEE) à atteindre à l'horizon 2020.

La DCSMM promeut une approche écosystémique pour la gestion des mers et océans. Dans cette logique, elle impose d'évaluer et de suivre les pressions qui s'exercent sur le milieu marin. Elle recommande aussi une approche par régions, sous-régions et éventuellement subdivisions cohérentes au plan écosystémique. La France est concernée par 4 sous-régions définies dans la directive : mer du Nord/Manche, mers Celtiques, golfe de Gascogne et côtes ibériques, Méditerranée occidentale. Pour caractériser le bon état écologique (BEE) des écosystèmes, la DCSMM fait appel à 11 Descripteurs, déclinés en indicateurs. S'agissant des communautés du domaine profond, les indicateurs relatifs au descripteur consacré à la biodiversité (D1) ou à l'intégrité des fonds (D6) ne peuvent actuellement pas être renseignés. Ils nécessitent un développement méthodologique spécifique pour prendre en compte les spécificités des communautés profondes.

Ce document est une synthèse bibliographique des méthodes et indices existants. Elle cible les approches pour l'étude de l'état écologique des écosystèmes vulnérables profonds à partir des données issues de prélèvements et à partir des données de l'imagerie optique et/ou acoustique. L'objectif est de sélectionner des méthodes suffisamment universelles en termes de techniques et de moyens à mettre en œuvre, afin qu'elles soient transférables aux organismes qui mettront en œuvre le programme de surveillance de ces écosystèmes pour la DCSMM.

2 Définitions et vocabulaire

2.1 Critères et indicateurs de la DCSMM

Pour guider la définition du bon état des différents descripteurs, la Commission Européenne a défini, pour chacun d'entre eux (Décision du 01/09/2010), un certain nombre de « critères », eux-mêmes déclinés en « indicateurs ». L'Europe demande aux états membres d'utiliser ces indicateurs pour définir le bon état de chaque descripteur, ou de justifier des raisons de leur non utilisation. Les indicateurs, au sens de la DCSMM, sont les attributs spécifiques de chaque critère du bon état écologique (BEE) qui peuvent être à la fois qualitatifs ou quantitatifs, et qui permettent de déterminer si chaque critère correspond à un bon état écologique ou de déterminer dans quelle mesure chaque critère s'écarte du BEE (OSPAR 2012).

2.1.1 Descripteurs 1 - Biodiversité

- **Descripteur 1 : Maintien de la diversité biologique. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptés aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.**

Le descripteur 1 est organisé autour de différents niveaux d'organisation biologiques :

- Espèces : espèces individuelles listées dans les Directives ou identifiées comme espèces clés pour l'analyse d'un groupe fonctionnel plus large (par exemple certains oiseaux, mammifères marins, reptiles, poissons et céphalopodes),
- Types d'habitats : types prédominant et listés, benthiques et pélagiques, incluant leurs communautés biologiques associées,
- Ecosystèmes : l'analyse d'habitats multiples et de groupes fonctionnels comme faisant partir d'écosystèmes plus larges est envisagée

Critères et indicateurs du Descripteur 1, selon la Décision 2010/477/UE :

Au niveau des espèces

1.1 Répartition des espèces

Aire de répartition (1.1.1)

Schéma de répartition dans ladite aire, le cas échéant (1.1.2)

Aire couverte par les espèces [pour les espèces sessiles et benthiques] (1.1.3)

1.2 Taille des populations

Abondance et/ou biomasse des populations, selon le cas (1.2.1)

1.3 État des populations

Caractéristiques démographiques des populations [p. ex. structure par taille ou par âge, répartition par sexe, taux de fécondité, taux de survie/mortalité] (1.3.1)

Structure génétique des populations, le cas échéant (1.3.2)

Au niveau des habitats

1.4 Répartition des habitats

Aire de répartition (1.4.1)

Schéma de répartition (1.4.2)

1.5 Etendue des habitats

Zone d'habitat (1.5.1)

Volume de l'habitat, le cas échéant (1.5.2)

1.6 État des habitats

État des espèces et communautés typiques (1.6.1)

Abondance relative et/ou biomasse, selon le cas (1.6.2)

Conditions physiques, hydrologiques et chimiques (1.6.3)

Au niveau des écosystèmes

1.7 Structure des écosystèmes

Composition et proportions relatives des composants des écosystèmes [habitats et espèces] (1.7.1).

Le rapport de synthèse de l'exercice 2011 au niveau français pour le D1 et le D2 présente des conclusions quant à la pertinence des indicateurs recommandés dans la Décision pour juger de l'atteinte du BEE (Guérin et al. 2012). Les indicateurs n'ont pas tous été jugés pertinents en fonction des composants de la biodiversité (espèces, habitats pélagiques et benthiques). Pour le compartiment benthique qui nous intéresse ici, les critères et indicateurs suivants peuvent être retenus (voir Guérin et al., 2012 pour la discussion) :

Critères et indicateurs du Descripteur 1 à retenir pour les habitats benthiques :

Au niveau des espèces

1.1 Répartition des espèces

Aire couverte par les espèces [pour les espèces sessiles et benthiques] (1.1.3)

Au niveau des habitats

1.4 Répartition des habitats

Schéma de répartition (1.4.2)

1.5 Etendue des habitats

Zone d'habitat (1.5.1)

1.6 États des habitats

État des espèces et communautés typiques (1.6.1)

Abondance relative et/ou biomasse, selon le cas (1.6.2)

Conditions physiques, hydrologiques et chimiques (1.6.3)

Au niveau des écosystèmes

1.7 Structure des écosystèmes

Composition et proportions relatives des composants des écosystèmes [habitats et espèces] (1.7.1).

2.1.2 Descripteurs 6 - Intégrité des fonds marins

- **Descripteur 6 : Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés.**

Pour le D6, la Décision précise que ces indicateurs sont définis au regard des pressions anthropiques et de leur impact sur les composantes de l'écosystème, et en tenant compte de sa capacité de résilience. Elle ne précise pas d'échelle d'évaluation, mais évoque la nécessité de passer de l'échelle des pressions et des écosystèmes à celle de la sous-région marine. Enfin elle stipule que l'évaluation du bon état sera faite sur la base d'un examen analytique initial des incidences, menaces et pressions humaines qui « pèsent sur les marqueurs de biodiversité » (Vinchon et al. 2011).

Critères et indicateurs du Descripteur 6, selon la Décision 2010/477/UE :

6.1. Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat

- Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné (6.1.1)
- Étendue des fonds marins sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats (6.1.2).

6.2. État de la communauté benthique

- Présence d'espèces particulièrement sensibles et/ou tolérantes (6.2.1)
- Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles (6.2.2)
- Proportion de biomasse ou nombre d'individus de la population de macrobenthos au-dessus d'une taille précise (6.2.3)
- Paramètres décrivant les caractéristiques (forme, pente et intercept) du spectre de taille de la communauté benthique (6.2.4).

Les indicateurs du critère 6.2 « Etat de la communauté benthique » ne sont pas jugés pertinents dans leur formulation actuelle par les experts (Guérin et al. 2012).

« Ces deux indicateurs impliquent la distinction de groupes d'espèces, au sein de la communauté benthique, en fonction de leur sensibilité ou tolérance. L'indicateur 6.2.1 est d'ailleurs inclus, en termes de paramètres impliqués, dans l'énoncé du 6.2.2. Hors, quand les communautés sont soumises à des pressions anthropiques variées, chaque espèce peut être sensible à une pression particulière mais tolérante à d'autres, donc la réponse est globale et il est très difficile de distinguer et quantifier l'effet particulier de chaque perturbation. Les notions d'espèces sensibles et/ou tolérantes ont été développées principalement en réponse à un gradient de fortes perturbations, selon le modèle de Pearson et Rosenberg (1978), pour un gradient d'enrichissement en matière organique (eutrophisation). Les connaissances actuelles sont appliquées dans la DCE, mais sont insuffisantes pour les objectifs de la DCSMM, impliquant la prise en compte de multiples pressions. Le concept d'espèces « sensibles » ou « tolérantes » n'est donc pas ici pertinent, compte tenu du manque actuel de connaissances et de la variabilité de cette caractéristique, pour une même espèce, selon le type et l'intensité des pressions considérées.

L'intitulé de l'indicateur 6.2.2 « *Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces* » est peu clair et mêle plusieurs paramètres, indices, méthodes et notions. D'une manière générale, pour évaluer l'état des communautés benthiques, la notion de déviation par rapport à un état de référence est un concept plus large et qui n'implique pas de définir des caractéristiques de sensibilité ou tolérance à telle ou telle pression. Cette notion pourrait être implicite dans le 6.2.2, mais le texte étant mal rédigé, il serait nécessaire de l'explicitier plus clairement, sans les notions de sensibilité/opportunisme, pour amorcer le développement méthodologique d'un indicateur d'impact pertinent dans le cadre DCSMM, à la fois pour les Descripteurs 1 et 6 (l'indicateur 1.6.1, pour les habitats benthiques, et le critère 6.2 étant très similaires). La disponibilité de données de pressions à une résolution spatiale et temporelle compatible permettrait éventuellement des premiers tests d'impacts en les croisant avec les données d'état. Les nombreuses données d'état existantes (cf. EI) sont cependant essentiellement côtières et les données de pression, notamment physiques, actuellement disponibles (cf. EI) ne semblent pas compatibles en termes de résolutions spatiales et temporelles. » (Guérin et al. 2012)

Des pistes à suivre seront étudiées pour renseigner les indicateurs du critère 6.2.

2.2 Définitions de la commission OSPAR

Les discussions entre les différents groupes de travaux européens de la DCSMM ont révélés des interprétations différentes de la terminologie de la Directive et des documents guides. Ainsi, un groupe de la commission OSPAR (ICG-COBAM) a proposé des définitions et des interprétations des différents termes pour que les différentes parties adoptent un langage commun. Ces définitions sont présentées ci-dessous et sont issues du document OSPAR « MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity-A living document - Version 3.2 of 5 March 2012 » (OSPAR 2012).

2.2.1 Indicateur

Etant donnée la complexité de la biodiversité, il est courant d'utiliser un ensemble d'indicateurs de biodiversité dans le cadre de programmes de gestion et d'évaluation, qui permettent de simplifier cette complexité. Il existe différents types d'indicateurs : indicateurs d'état, de pression et de réponse. Ils permettent de limiter le nombre de paramètres à mesurer à ceux qui représentent le plus efficacement possible les aspects structurels et fonctionnels de l'écosystème. Quand c'est possible, les indicateurs d'état devraient répondre (dans l'espace et le temps) à une pression anthropique particulière (en répondant à l'impact de la pression) et ainsi être reliés aux exigences de gestion. L'évaluation de l'état environnemental fournie par un ou plusieurs indicateurs devrait permettre de déduire l'état général des composants de la biodiversité de cet écosystème. L'évaluation de l'état peut dériver de mesures directes sur un composant particulier de la biodiversité (« indicateurs d'état ») ou indirectement, en mesurant les pressions anthropiques dominantes (« indicateurs de pression »). Dans ce dernier cas, les impacts de ces pressions sur la biodiversité doivent être connus. Pour évaluer l'état d'un écosystème, des indicateurs simples (par exemple la taille d'une population d'oiseaux) ou des indicateurs plus complexes (par exemple le ratio de différents taxons de phytoplancton) peuvent être employés. Les indicateurs d'état (qui reflètent les impacts des pressions anthropiques) ont été évalués par les groupes d'experts du CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer). Il y a un certain nombre de critères qui doivent être considérés pour déterminer l'utilité et l'applicabilité de ce type d'indicateur (fig. 1).

Critère	Description
Sensibilité	L'indicateur permet-il de détecter n'importe quel type de changement par rapport aux variations naturelles ou au bruit ?
Précision	L'indicateur est-il mesuré avec un faible niveau d'erreur ?
Spécificité	L'indicateur répond-il d'abord à une pression anthropique particulière, avec une faible réponse aux autres causes de changement ?
Simplicité	L'indicateur est-il facile à mesurer ?
Réactivité	L'indicateur peut-il agir comme un signal d'alarme précoce ?
Applicabilité spatiale	L'indicateur est-il mesurable sur une large proportion de la zone où il doit être appliqué ?
Lien avec la gestion	L'indicateur est-il étroitement lié à une activité qui peut être gérée pour réduire des effets négatifs sur l'indicateur, les tendances quantitatives en cause et les effets des changements sont-ils bien connus ?
Validité	L'indicateur est-il basé sur des jeux de données ou des séries temporelles (continues ou interrompues) qui permettent l'établissement d'objectifs réalistes ?
Communication	L'indicateur est-il suffisamment facile à comprendre pour des non scientifiques et pour ceux qui décideront de son utilisation ?

Figure 1 : Critères de sélection des indicateurs d'état (adaptés de l'évaluation scientifique des indicateurs par le CIEM et le Royaume-Uni). Figure extraite du rapport OSPAR, 2012.

Les indicateurs, au sens de la DCSMM, sont les attributs spécifiques de chaque critère du bon état écologique (BEE) qui peuvent être à la fois qualitatifs et quantitatifs, et qui permettent de déterminer si chaque critère correspond au bon état écologique ou de déterminer dans quelle mesure chaque critère s'écarte du BEE. Dans le cadre de la DCSMM, les indicateurs peuvent être appliqués pour différentes tâches :

Premièrement, pour les évaluations requises dans la directive, les indicateurs d'état et de pression sont utilisés pour évaluer les différences entre l'état actuel et l'état désiré (BEE). Les indicateurs issus de la décision de la Commission Européenne constituent la base. Les indicateurs de certains descripteurs (en particulier le D1 et le D4) ne peuvent être considérés comme opérationnels jusqu'à ce que des composants spécifiques et représentatifs de la biodiversité (comme les espèces et les habitats), ainsi que des métriques plus spécifiques, ne soient définis pour chaque indicateur.

Deuxièmement, les indicateurs seront appliqués pour refléter les progrès dans l'atteinte des objectifs environnementaux. Les indicateurs qui seront développés, associés aux objectifs environnementaux pourront être identiques aux indicateurs du BEE de la décision de la Communauté Européenne. De manière générale, l'échelle géographique pour l'application des indicateurs devra être définie étant donné que les conditions environnementales pourront être différentes entre et au sein des régions marines.

2.2.2 Indice

Un indice représente une mesure agrégée, ou un calcul dérivé de plusieurs 'paramètres' différents, souvent déterminés au sein de différents composants de la biodiversité. En écologie, les indices sont souvent utilisés pour informer sur la diversité biologique pour une zone donnée. Le degré de diversité peut être évalué à différents niveaux, c'est-à-dire au niveau de l'habitat, de l'espèce ou des gènes. La plupart du temps, ces indices sont déterminés au niveau de l'espèce (Indice de Shannon). Dans le cadre de la DCSMM, les indices d'évaluation peuvent être utilisés comme des indicateurs complexes.

2.2.3 Paramètre/ Métrique

Un paramètre ou une métrique est une caractéristique unique mesurable pour une espèce ou un habitat (par exemple le nombre d'individus, la biomasse en g de poids sec, le diamètre des particules sédimentaires en mm). Les paramètres de cette nature peuvent être utilisés comme des indicateurs simples, et en effet, certaines métriques de ce type sont incluses dans les liste des indicateurs fournie par la Commission Européenne (par exemple, indicateur 1.2.1 biomasse de la population).

3 Etat de l'art

3.1 Les indices développés à partir de données issues de prélèvements (taxinomie, quantitatives)

Il existe un grand nombre d'indices qui permettent d'évaluer l'état des environnements aquatiques, dont une partie a été développée en vue de la mise en place de la DCE (à partir de 2000). Une partie d'entre eux, basés sur les communautés benthiques et étant les plus utilisés, est détaillée ci-dessous. Des listes d'indices existants sont disponibles dans différentes synthèses (Diaz et al. 2004, Borja et al. 2009, Pinto et al. 2009, Martinez-Crego et al. 2010).

Un modèle théorique basé sur la variation de trois paramètres écologiques forme aujourd'hui la base conceptuelle de nombreux indices. La comparaison de trois paramètres, la richesse spécifique (S), l'abondance (A) et la biomasse (B) a permis à Pearson et Rosenberg (1978) de mettre en évidence les modifications s'opérant dans la structure des peuplements le long de gradients de pollution : dominance des espèces de petites tailles et de faible poids ou dominance d'espèces de grosse taille et faible abondance (fig. 2).

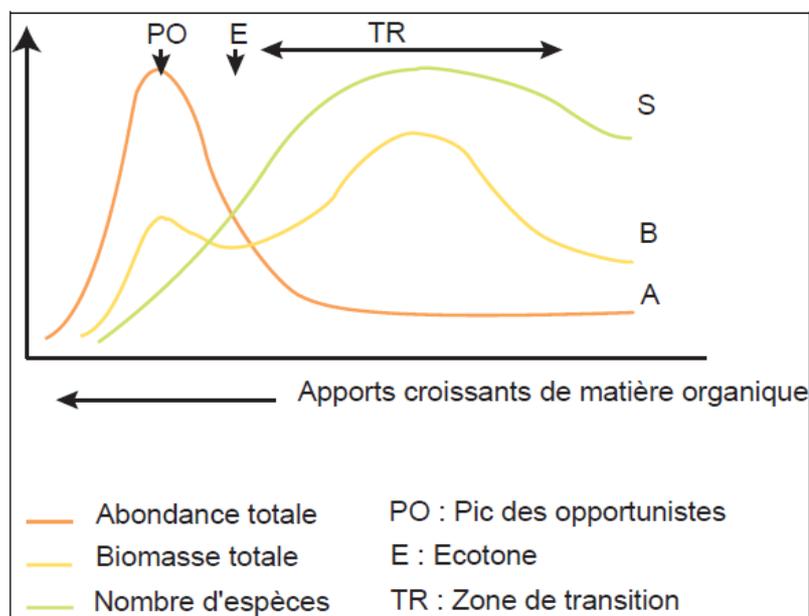


Figure 2 : Modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978). Figure extraite de Grall et Coïc, 2006

Ce modèle permet d'identifier trois états le long d'un gradient de pollution, que ce gradient soit spatial ou temporel.

- Le premier état, appelé « PO » correspond à un pic d'opportunistes, caractérisé par un petit nombre d'espèces dont les effectifs sont très élevés, se traduisant par un léger pic de biomasse et un pic d'abondance très marqué.
- La pollution se réduisant, le point « E » marque l'écotone ou point écotonal, où l'abondance et la biomasse faiblissent, tandis que la richesse spécifique augmente.
- Enfin, la zone « TR » constitue la zone de transition, avec de fortes fluctuations tendant progressivement vers un peuplement stable, caractérisé par des espèces peu abondantes, mais ayant des tailles plus importantes que les espèces opportunistes. La biomasse y présente un second pic, correspondant au processus de « biostimulation » où les apports nutritifs sont élevés mais ne provoquent pas encore de déficit en oxygène.

3.1.1 Indice de diversité de Shannon H' (1948)

La diversité spécifique peut être définie comme une mesure de la composition en espèces d'un écosystème, en termes du nombre d'espèces et de leurs abondances relatives. On mesure la diversité de communautés biologiques dans le but de mettre cette mesure en relation avec d'autres propriétés de ces communautés, telle la productivité ou la stabilité, ou encore de la relier à divers descripteurs du milieu auquel chaque communauté est exposée.

Certaines comparaisons avec des variables de production ou des descripteurs du milieu pourront alors rendre préférable une mesure de la diversité spécifique basée, non plus sur le nombre d'individus, mais sur la biomasse ou le poids sec, la productivité, la fécondité ou toute mesure énergétique appropriée (Legendre & Legendre 1979).

L'indice de diversité de Shannon H' est une mesure de diversité spécifique couramment employée, en relation avec les fréquences relatives des différentes espèces de l'échantillon. $H' = 0$ quand l'échantillon ne contient qu'une seule espèce (ou une espèce dominante) et augmente à mesure que s'accroît le nombre d'espèces. Pour un nombre donné d'espèces, H' est maximum quand toutes les espèces sont également représentées dans l'échantillon. Il est sensible aux variations d'importance des espèces les plus rares.

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

- n_i le nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon,
- N le nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon,
- S le nombre total d'espèces.

L'indice d'équitabilité de Pielou J' accompagne souvent l'indice de Shannon. Il permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces. Compris entre 0 et 1, les individus sont équi-répartis dans les espèces lorsque sa valeur est égale à 1.

$$J' = H'/H'_{max}$$

Une méta-analyse de 216 études scientifiques a été réalisée afin de comprendre les effets des contaminants sur la diversité spécifique pour différentes communautés marines telles que les sédiments meubles, les roches subtidales, les roches intertidales, les récifs coralliens, les herbiers et les environnements pélagiques (Johnston & Roberts 2009). Les mesures les plus courantes de la biodiversité sont la richesse spécifique (S), l'indice de Shannon (H') et l'indice de Pielou (J). Les effets les plus importants ont été observés pour la richesse spécifique, qui tend à être l'indice le plus sensible. La contamination anthropique est fortement associée aux réductions de la richesse spécifique et de l'équitabilité des habitats marins.

La majorité des études portent sur les habitats de substrats meubles, alors que les études portant sur les habitats de substrats durs ou sur les communautés d'invertébrés et de vertébrés (comme les poissons) sont rares. Pour chaque type d'habitat, la grande majorité des études publiées concluent qu'il y a un effet négatif significatif de la pollution sur la richesse spécifique. De même, les différents types de contaminants sont tous associés à des effets négatifs sur la richesse spécifique. Des augmentations occasionnelles de la richesse spécifique sont aussi associées à la pollution, liées à l'exposition à un enrichissement en nutriments sous différentes formes (eutrophisation, eaux usées, hydrocarbures, etc.). Dans les études examinées, une minorité (20%) reporte des effets non significatifs de la contamination sur la diversité.

L'ampleur de l'impact de la pollution sur la richesse spécifique et sur l'indice de Shannon tend à être plus importante que sur l'indice de Pielou, que les impacts soient considérés selon les systèmes étudiés, le type de contaminants ou l'approche d'étude.

L'utilisation seule des indices de diversité comme des mesures des impacts écologiques ne permet pas de considérer les altérations de la structure des communautés, et ils peuvent ainsi masquer plus d'impacts qu'ils n'en expliquent. En effet, il est possible que la contamination altère significativement la structure des communautés sans avoir d'effets discernables sur la diversité en elle-même. De nombreuses études ont constaté que des indices considérant la parenté taxinomique et l'analyse multivariée de la structure des communautés sont plus sensibles plus puissants pour détecter les impacts écologiques que l'utilisation seule de la richesse spécifique et la diversité (Johnston & Roberts 2009).

Application au milieu profond

Les indices de diversité peuvent être utilisés en milieu profond comme dans tout autre milieu, cependant les identifications taxinomiques de la macrofaune sont fastidieuses et coûteuses et beaucoup d'espèces restent à prélever et décrire (Bouchet 2006). Une alternative consiste à utiliser les informations de taxinomie extraites des images (avec tout le problème de l'identification sur image qui est moins précise qu'à partir des prélèvements, voire parfois impossible) afin de calculer les indices de diversité. Cela réduit les études à la mégafaune car la macrofaune n'est pas visible sur les images.

Les indices de diversité pourraient être utilisés seuls ou combinés à d'autres indices pour renseigner les indicateurs suivants:

1.6.1 : Etat des habitats (d'espèces et) des communautés typiques.

1.7.1 : Structure des écosystèmes, composition et proportions relatives des composants des écosystèmes.

En Méditerranée on pourrait l'appliquer sur les communautés de substrats meubles par prélèvement, au sein des vases molles à *Funiculina quadrangularis*, des vases compactes à *Isidella elongata*, des sables détritiques à *Gryphus vitreus*. Sur les communautés de substrats durs il faudrait utiliser l'imagerie et tester la méthode sur les massifs de coraux d'eau froide.

3.1.2 Indices de similarité (Grall & Coïc 2006)

De nombreuses mesures de distance, de corrélation, de similarité ou de dissimilitude permettent de comparer les échantillons deux à deux, et de leur attribuer une valeur résumant leur ressemblance globale (Grall & Coïc 2006). Le problème du double zéro se pose en relation avec les différents types de descripteurs que l'on utilise en écologie. Les coefficients symétriques donnent à un descripteur, représenté par la description zéro pour les deux objets, la même valeur comparative qu'à tout autre variable : ces coefficients doivent être utilisés dans tous les cas où la description zéro est une base valide de comparaison de deux objets. En général, l'absence d'une espèce de deux stations d'échantillonnage ne peut être interprétée comme une indication de ressemblance. Dans tous les cas, il vaut mieux ne considérer comme indication de ressemblance que la présence ou l'abondance des espèces. Il convient, pour les descripteurs d'abondance d'espèces, d'employer un coefficient asymétrique qui ne compte pas la double absence comme indicatrice de ressemblance. La présence d'une espèce dans un seul des deux échantillons y est par contre traitée comme une différence entre les deux échantillons (Legendre & Legendre 1979).

Développé en l'écologie végétale terrestre et emprunté par l'écologie marine, le coefficient de Bray-Curtis n'est pas affecté par les doubles-absences. Cependant, on lui reproche de donner plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares, ce qui peut être modifié en effectuant une simple ou double transformation logarithmique des données d'abondance.

$$\delta_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^s |Y_{ij} - Y_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (Y_{ij} + Y_{ik})} = 1 - \frac{2W}{A+B}$$

- Y_{ij} = valeur pour la ième espèce du jème échantillon ;
- Y_{ik} = valeur pour la ième espèce du kème échantillon ;
- δ_{jk} = dissimilarité entre le jème et le kème échantillon pour les s espèces ;
- A = somme des abondances de toutes les espèces trouvées dans un échantillon donné ;
- B = somme des abondances des espèces d'un autre échantillon ;
- W = somme des valeurs d'abondance les plus faibles pour chaque espèce commune aux deux échantillons.

L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis varie entre 0 (valeurs identiques pour toutes les espèces) et 1 (aucune espèce en commun). Son complément est l'indice de similarité S_{jk} :

$$S_{jk} = 1 - \delta_{jk}$$

L'indice de Sørensen est destiné à comparer des objets sur la base de la présence-absence d'espèces. Il donne un poids deux fois plus élevé à la double présence. L'indice de Sørensen est une mesure très simple de la biodiversité bêta, variant de 0 quand il n'y a pas d'espèces communes entre les deux communautés, à la valeur 1 lorsque les mêmes espèces existent dans les deux communautés.

$$B = \frac{2c}{S_1 + S_2}$$

- S_1 = le nombre total d'espèces enregistrées dans la première communauté,
- S_2 = le nombre total d'espèces enregistrées dans la deuxième communauté,
- c = le nombre d'espèces communes aux deux communautés.

Le calcul de ces indices de similarité aboutit à la construction d'une matrice triangulaire dont chaque entrée compare l'un des n échantillons à tous les autres. Les relations entre les stations restant difficiles à interpréter à partir de cette matrice, elle peut faire l'objet d'une représentation graphique sous la forme d'un dendrogramme à l'issue d'une classification (CAH) ou d'un graphique à 2 dimensions à l'issue d'une ordination (ACP ou MDS)(Grall & Coïc 2006). Les indices sont utilisés sur des données issues de prélèvements comme sur des données extraites de photos et de vidéos.

Une étude a comparé la biodiversité taxonomique entre les habitats de monts carbonatés et les habitats à l'extérieur des monts carbonatés au large de l'Irlande (Henry & Roberts 2007). Des prélèvements de macrobenthos ont été effectués à l'aide d'un carottier à lame, sept échantillons prélevés sur les sommets de 3 monts carbonatés et 4 échantillons prélevés sur une zone extérieure au mont carbonaté Belgica. Ces échantillons contenaient un total de 349 espèces, dont 10 non décrites. Une matrice triangulaire des indices de Sorensen est générée pour comparer la composition (présence absence) des différents habitats. Les résultats de cette matrice sont ensuite ordonnés à l'aide d'un positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) et d'un dendrogramme (fig. 3) qui permettent de visualiser graphiquement les différences (Henry & Roberts 2007).

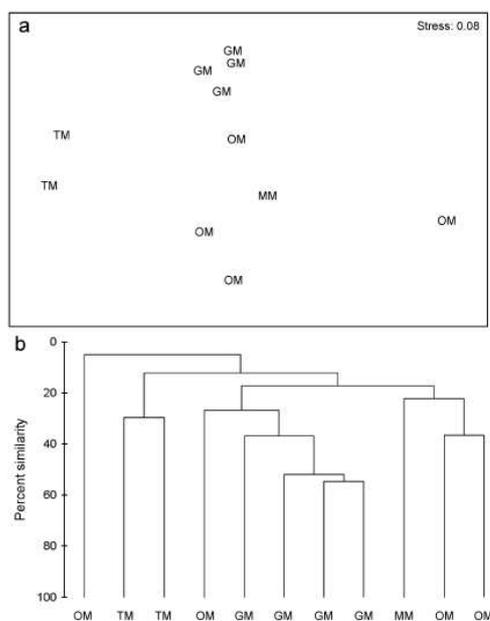


Figure 3 : Ordination par nMDS et dendrogramme des assemblages macrobenthiques des habitats des monts carbonatés (GM, MM, TM) et des habitats extérieurs aux monts carbonatés (OM). Figure extraites de Henry et Roberts, 2007.

Les indices de similarité permettent de comparer différents sites entre eux sur la base de leur composition et de l'abondance spécifiques (sites impactés/ sites non impactés). Ils pourraient être utilisés seuls ou combinés à d'autres indices pour renseigner le critère suivant:

6.2 : Etat de la communauté benthique

En Méditerranée on pourrait les appliquer sur les communautés de substrats meubles par prélèvement le long d'une radiale au sein des vases molles à *Funiculina quadrangularis*, des vases compactes à *Isidella elongata* et/ou des sables détritiques à *Gryphus vitreus*. Sur les communautés de substrats durs, ils pourraient être utilisés à partir des données issues de l'imagerie.

3.1.3 Indice ITI, Infaunal Trophic Index (Word 1979)

L'indice ITI (Infaunal Trophic Index) a été développé pour analyser la condition trophique des communautés benthiques. Il est basé sur la distribution des espèces prélevées de la macrofaune benthique selon 4 groupes trophiques (Word 1979) :

- Groupe 1 : suspensivores qui se nourrissent dans la colonne d'eau.
- Groupe 2 : dépositivores, qui se nourrissent à l'interface eau-sédiment.
- Groupe 3 : dépositivores de surface, qui se nourrissent dans la partie supérieure oxygène du sédiment.
- Groupe 4 : dépositivores de subsurface, qui se nourrissent dans les couches sédimentaires profondes, parfois dans des écosystèmes dysaérobiques.

L'analyse globale de l'état de l'environnement, exprimée comme une fonction de la réponse de la macrofaune à l'enrichissement en matière organique (MO) est décrite par l'Infaunal Trophic Index ITI (Word 1979) :

$$ITI = 100 - \left[\frac{33,33(0n_1 + 1n_2 + 2n_3 + 3n_4)}{n_1 + n_2 + n_3 + n_4} \right]$$

- n_1, n_2, n_3, n_4 sont les densités relatives des 4 groupes trophiques.

Les différents degrés de perturbation ont été formalisés ainsi :

ITI > 60 : faune normale, typique des sédiments non enrichis en MO

30 > ITI < 60 : faune typique des sédiments modérément enrichis en MO

ITI < 30 : faune typique des zones sévèrement enrichies en MO.

Cet indice a été appliqué à des prélèvements effectués entre 1985 et 1997 à Ria Formosa, une lagune côtière du Portugal, dans le but d'étudier la variation de la diversité des groupes trophiques dans un environnement perturbé (Gamito & Furtado 2009). Pour calculer la diversité trophique, il est supposé que tous les groupes trophiques sont présents dans un environnement en bon état. Un groupe trophique a été assigné aux 297 espèces du jeu de données, non sans difficultés en raison du manque d'information sur les stratégies alimentaires des espèces. L'indice ITI est comparé à l'indice AMBI (voir plus loin), et à différents indices de diversité (indice de Shannon, indice de Margalef, indice de Simpson, etc.) Les résultats montrent une forte corrélation entre l'ITI et les indices de diversité spécifique (indice de Shannon, indice de Margalef, indice de Simpson). En utilisant les classes proposées pour l'ITI, la majorité des stations de Ria Formosa ont été classées comme « changées » et quelques unes sont classées comme « dégradées » ou « normal ». Cet indice ne peut pas être appliqué sur des zones de bonne qualité où les herbiers prolifèrent. En effet, c'est dans cet habitat que la richesse spécifique la plus importante a été mesurée, mais en piégeant les sédiments et donc les détritiques et la matière organique, les herbiers permettent l'augmentation des espèces de détritivores (normalement signe de dégradation de l'habitat). De même, cet indice est insuffisant pour séparer les zones eutrophisées des zones perturbées physiquement.

Avantages et inconvénients de la méthode

Cet indice a été appliqué à différents systèmes comme les baies, avec des résultats satisfaisants, mais il a montré une sensibilité limitée aux changements des composants biotiques ou abiotiques, et ce ne serait pas un bon descripteur de la santé du système (Pinto et al. 2009).

Application au milieu profond

L'assignation des espèces prélevées à un groupe trophique est difficile en raison du manque de connaissances sur la macrofaune profonde. Les apports en MO en milieu profond sont très faibles, et d'origine naturelle (fleuves, cadavres d'organismes), si bien que l'interprétation des résultats de cet indice, si appliqué au milieu profond, devrait être différente.

L'indice trophique ne peut pas être utilisé tel quel dans le domaine profond car (1) l'objectif est la mesure de la réponse des communautés à l'enrichissement en MO, phénomène dont l'emprise ne s'étend pas jusqu'au domaine profond dans les eaux françaises (2) les groupes trophiques des espèces de macrofaune profonde ne sont pas connus, (3) les groupes trophiques de la mégafaune pourraient être utilisés, cela a été fait dans le cadre de l'indice TDI (Trawling Disturbance Impact) (voir plus loin).

3.1.4 Indices AMBI et M-AMBI (Borja et al. 2000)

Le "AZTI Marine Biotic Index" ou AMBI, a été très développé et utilisé dans le cadre de la DCE comme un indicateur de la qualité écologique des eaux côtières européennes. Il permet de décrire la réponse des communautés benthiques de substrat meuble aux perturbations naturelles et anthropiques dans les environnements côtiers et estuariens.

La macrofaune benthique de substrats meubles peut être classée en 5 groupes, selon leur sensibilité à l'augmentation d'un gradient de stress (i.e. augmentation de l'enrichissement en matière organique).

- Groupe 1 : Espèces très sensibles à l'enrichissement en M.O. et présentes dans des conditions non polluées (état initial).
- Groupe 2 : Espèces indifférentes à l'enrichissement, toujours présentes en faibles densités avec des variations non significatives au cours du temps (de l'état initial à légèrement perturbé).
- Groupe 3 : Espèces tolérantes à un excès en M.O. Ces espèces peuvent se trouver dans des conditions normales mais leurs populations sont stimulées par l'enrichissement (situations légèrement perturbées)
- Groupe 4 : Espèces opportunistes de deuxième ordre (situations légèrement à fortement perturbées)
- Groupe 5 : Espèces opportunistes de premier ordre (situations fortement perturbées)

La distribution de ces groupes écologiques en fonction de leur sensibilité à un stress de pollution donne un index biotique BI à huit niveaux discontinus de 0 à 7.

Borja et al. (2000) propose la formule suivante afin d'obtenir un index continu (Biotic Coefficient), dont les valeurs vont de 0 à 7, basé sur le pourcentage d'abondance de chaque groupe écologique :

$$\text{AMBI} = \{(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

- %G_i est l'abondance relative du groupe *i* dans l'échantillon.

Une étude de 2007 s'est intéressée à la surface minimale de prélèvement et au nombre minimal de réplicats qui permettraient une estimation fiable de l'AMBI. La surface minimale de prélèvement a été évaluée à 0.25 m² et deux réplicats par stations seraient suffisants (Muxika et al. 2007b). Cependant, la plupart des études utilisant l'AMBI ont porté sur des jeux de données plus importants, souvent récoltés depuis plusieurs décennies et sur une large extension géographique.

Au vu des limites de l'indice, (Muxika et al. 2007a) ont recommandé de ne pas utiliser l'indice AMBI seul mais plutôt en combinaison avec d'autres métriques comme la richesse spécifique et la diversité. Le M-AMBI a ainsi été développé, il repose sur une analyse factorielle en fonction de l'AMBI, de l'indice de Shannon H' et de la richesse spécifique, par rapport à un état de référence (Muxika et al. 2007a).

L'AMBI a été appliqué et comparé à d'autres indices (BQI et H') afin d'évaluer le statut écologique des communautés benthiques du Golfe du Lion à partir d'un jeu de données constitué de 200 stations de prélèvement (avec 3 à 5 réplicats) réparties sur l'ensemble du Golfe du Lion, de 3 à 73 m de profondeur (Labruno et al. 2006). Certains sites sont connus comme étant impactés (chalutage, enrichissement en MO). Les statuts écologiques déterminés par les trois indices testés pour les stations sont comparés entre les stations impactées et les stations non impactées. Le BQI et le H' tendent à classer davantage les stations impactées en statut écologique « Mauvais », « Pauvre » et « Modéré » que l'AMBI. L'AMBI ne semble pas efficace pour détecter les perturbations physiques, il ne discrimine pas les zones d'ensablement et les zones d'accumulation en MO. (Labruno et al. 2006).

Avantages et inconvénients de la méthode

Principalement utilisé en milieu côtier, l'AMBI a toutefois été appliqué à des données profondes (jusqu'à 1520 m) pour une étude de comparaison de l'AMBI et du BQI à grande échelle, de la Norvège à la Méditerranée (Gremare et al. 2009). L'AMBI et le M-AMBI ont été validés en utilisant différentes pressions anthropiques. Ainsi, l'AMBI répond à des pressions de types hypoxie, eutrophisation, déversements de plateformes pétrolières, travaux de construction, forages,

aquaculture, etc. Le M-AMBI a également été validé face à plusieurs pressions, en incluant les pressions hydromorphologiques (Borja et al. 2009).

Cependant cet indice peut montrer des résultats très contradictoires, les valeurs –et donc l'état écologique qu'il est sensé refléter- peuvent varier significativement selon la nature du substrat. Il n'est globalement pas pertinent dans des secteurs naturellement envasés (Vinchon et al. 2011). D'autre part, l'AMBI n'est pas toujours efficace pour détecter les perturbations ce qui peut en partie résulter d'une classification inappropriée de l'espèce clé dominante (Labruno et al. 2006). De plus les calculs de l'AMBI et du M-AMBI impliquent un effort de taxonomie important car il faut identifier tous les individus jusqu'à l'espèce.

Application au milieu profond

Le manque de connaissances sur l'écologie de la macrofaune profonde rendrait difficile l'assignation des espèces prélevées à tel ou tel groupe écologique en fonction de leur sensibilité à une perturbation. Il faudrait effectuer de nombreux prélèvements, avec probablement un nombre de réplicats plus important qu'en milieu côtier (à cause d'une densité de macrofaune plus faible), pour tester la capacité de cet indice à rendre compte de la qualité du milieu benthique. Toutefois, comme souligné dans l'étude de Labruno et al (2006), l'AMBI ne permettrait pas de mettre en évidence une perturbation physique des communautés benthiques comme le chalutage, ce qui aurait été utile pour évaluer l'état des communautés profondes de substrat meuble dans le golfe du Lion.

L'indice AMBI et/ou M-AMBI ne peut pas être utilisé tel quel dans le domaine profond car (1) l'objectif est la mesure de la variabilité de la faune face à l'apport en MO, phénomène dont l'emprise ne s'étend pas jusqu'au domaine profond dans les eaux françaises (2) les espèces de macrofaune profonde ne sont pas suffisamment connues pour être classées dans les 5 groupes.

3.1.5 Indice BENTIX (Simboura & Zenetos 2002)

Le but de cet indice, développé à partir de l'AMBI, est de décrire la réponse des communautés benthiques de substrat meuble aux perturbations naturelles et anthropiques tout en réduisant le nombre de groupes écologiques intervenant dans la formule, afin d'éviter les erreurs dans le groupement des espèces et de réduire l'effort associé au calcul de l'index, sans perdre son pouvoir discriminatif ou sa sensibilité.

$$\text{BENTIX} = \{ 6 \times \% \text{GI} \} + 2 \times (\% \text{GII} + \% \text{GIII}) / 100$$

- GI correspond aux espèces qui sont sensibles aux perturbations. Les espèces indifférentes aux perturbations, toujours présentes en faibles densités avec des variations temporelles non significatives, sont incluses dans ce groupe car elles ne peuvent être considérées comme tolérantes.
- GII correspond aux espèces tolérantes aux perturbations, qui répondent à celles-ci par une augmentation de densité. Ce groupe inclut également les espèces opportunistes de second ordre.
- GIII correspond aux espèces opportunistes de premier ordre, espèces pionnières, colonisatrices ou tolérantes à l'hypoxie.

Les valeurs de cet indice vont de 2 (mauvaise qualité de l'environnement) à 6 (très bonne qualité de l'environnement ou site référence)

L'indice BENTIX a été utilisé pour analyser les effets à long terme de déversements de déchets métallifères (résidus de l'extraction de ferronickel) en Grèce sur les communautés benthiques de substrat meuble autour de 75 m de profondeur (Simboura et al. 2007). Deux réplicats ont été échantillonnés avec une benne Van Veen (0.1 m²) sur 3 stations de la zone de déversement et une station référence (prélèvements jusqu'en 1997), et ce une à trois fois par an de 1993 à 2004. D'autres indices écologiques ont été déterminés en plus du BENTIX (richesse spécifique, indice de Shannon, densité des individus) pour analyser l'état de la communauté. Pour cette étude, un total de 223 espèces ont été identifiées et 9414 individus ont été comptés.

L'application de cet indice a permis de mettre en évidence l'impact physique des déversements métallifères sur les communautés benthiques sur le long terme.

Avantages et inconvénients de la méthode

L'indice BENTIX est indépendant du type d'habitat et de la taille de l'échantillon et requiert moins de connaissance sur l'écologie des espèces que pour l'indice AMBI et/ou M-AMBI (Simboura & Zenetos 2002).

Cependant l'indice ne serait pas capable de classer des sites correctement lorsque l'impact est principalement lié à une contamination toxique (Marín-Guirao et al. 2005).

Application au milieu profond

Le manque de connaissances sur l'écologie de la macrofaune profonde rendrait difficile l'assignation des espèces prélevées à tel ou tel groupe écologique en fonction de leur sensibilité à une perturbation.

L'indice BENTIX pourrait être utilisé dans le domaine profond à condition de pouvoir classer les espèces de macrofaune dans les 3 groupes spécifiés, ce qui est pratiquement impossible. On pourrait adapter l'indice afin de ne prendre en compte que le groupe des polychètes, dont on pourrait éventuellement classer les espèces suivant les trois groupes spécifiés

Il pourrait alors être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants:

6.2.2 : Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles.

En Méditerranée on pourrait l'appliquer sur les communautés de substrats meubles de la plaine devant le canyon de Cassidaigne, afin d'évaluer l'impact des boues rouges déversées par l'usine de traitement d'aluminium. Le rétablissement de la faune qui devrait suivre suite à l'arrêt prévu pour 2015 pourrait aussi faire l'objet d'un suivi à l'aide cet indice 'modifié' (restreint aux polychètes), ou alors à l'aide d'un indice basé sur les populations de foraminifères (voir plus loin).

3.1.6 Indice BQI (Rosenberg et al. 2004)

Le « Benthic Quality Index » a été développé par Rosenberg et al. (2004) dans le cadre de la DCE pour mesurer la qualité des eaux côtières, mais il a aussi été testé pour mesurer les impacts physiques comme le chalutage. Il se base sur la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces au sein d'un échantillon. Les prélèvements s'effectuent avec une benne Smith-McIntyre de 0.1m² et sont ensuite tamisés sur des tamis dont la maille est 1 mm. La macrofaune prélevée est ensuite identifiée jusqu'à l'espèce, ou à un niveau taxinomique supérieur. Il faut d'abord calculer un indice de diversité, l'ES50, qui est la probabilité du nombre d'espèces dans un échantillon théorique de 50 individus :

$$ES50 = \sum_{i=1}^s \frac{(N - N_i)!(N - 50)!}{(N - N_i - 50)!N!}$$

- N est le nombre total d'individus dans un échantillon
- N_i le nombre d'individus de l'espèce i .

La validation de l'indice est basée sur une distribution aléatoire de chaque espèce, ce qui n'est pas toujours le cas. Afin d'exclure les espèces présentes dans quelques échantillons seulement, le nombre d'échantillons dans lequel une espèce est présente doit être supérieur ou égal à 20 pour prendre en compte cette espèce. Il est supposé que les espèces sensibles se trouvent seulement dans les échantillons où la diversité est importante (ES50 élevé) et les espèces tolérantes sont principalement trouvées dans des échantillons à faible diversité (ES50 faible). Sur une courbe de distribution d'abondance d'une espèce en fonction des valeurs de l'ES50, les individus les plus tolérants pour cette espèce sont très probablement associés aux valeurs ES50 les plus faibles, soit 5 % de la population. La valeur ainsi obtenue est définie comme la valeur de tolérance de l'espèce : $ES50_{0,05}$ (fig. 4). Plus une espèce a un $ES50_{0,05}$ élevé, plus elle est considérée comme sensible.

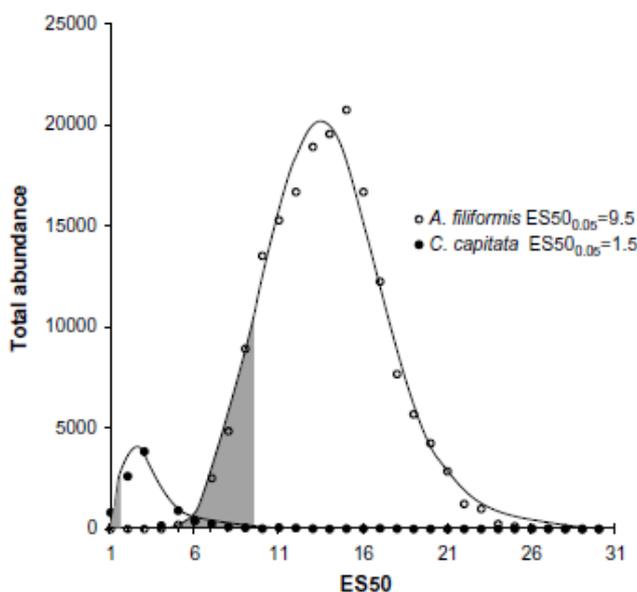


Figure 4 : Courbe de distribution d'abondance de deux espèces en fonction de l'ES50 et calcul de leur $ES50_{0,05}$. Figure extraite de Rosenberg et al. 2004

Une fois obtenues les valeurs d' $ES50_{0,05}$ pour l'ensemble des espèces présentes dans l'échantillon, il est possible d'évaluer la qualité environnementale à cette station par l'intermédiaire du BQI (Benthic Quality Index) :

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{\text{totA}} \times ES50_{0,05i} \right) \right) \times 10 \log(S + 1)$$

- A_i est l'abondance de l'espèce i dans l'échantillon
- S le nombre d'espèces dans l'échantillon
- $ES50_{0,05i}$: la valeur de tolérance pour l'espèce i

Le BQI varie dans cette étude de 0 à 20, 20 étant alors considérée comme la valeur référence, correspondant à un classement de la masse d'eau en « Très bon état » dans le cadre de la DCE. Le BQI dépendant de l'effort d'échantillonnage, le terme de richesse spécifique « S » peut être remplacé par l'ES50 (Fleischer et al. 2007) :

$$\text{BQI}_{\text{ES}} = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_{\text{tot}}} \times \text{ES}_{50,0.05i} \right) \right) \times \log(\text{ES}_{50} + 1)$$

L'indice a permis de classer les stations côtières suédoises en fonction de leur statut écologique, selon les classes de la DCE. L'indice BQI a été appliqué sur des données de 4 676 prélèvements effectués de 1969 à 2002, le long des côtes suédoises, de 6 à 300 m de profondeur (Rosenberg et al. 2004). Le nombre total d'individus analysés s'élève à 1 549 479 pour 1 234 taxons. Le calcul du BQI a également permis d'étudier les variations temporelles des communautés, épisodiquement impactées par des hypoxies.

Le BQI a également été appliqué et comparé à d'autres indices (AMBI et H') afin d'évaluer le statut écologique des communautés benthiques du Golfe du Lion à partir d'un jeu de données constitué de 200 stations de prélèvement (avec 3 à 5 réplicats) réparties sur l'ensemble du Golfe du Lion, de 3 à 73 m de profondeur (Labruno et al. 2006). Certains sites sont connus comme étant impactés (chalutage, enrichissement en MO). Les statuts écologiques déterminés par les trois indices testés pour les stations sont comparés entre les stations impactées et les stations non impactées. Le BQI et le H' tendent à classer davantage les stations impactées en statut écologique « Mauvais », « Pauvre » et « Modéré » que l'AMBI. Le BQI est plus efficace que l'AMBI pour détecter les perturbations physiques (Labruno et al. 2006).

Avantages et inconvénients de la méthode

Cet indice ne requiert pas de classements en groupes écologiques, ce qui limite les sources d'erreurs notamment lorsque des espèces dont l'écologie est peu connue sont prélevées. Les différents paramètres de l'indice se calculent relativement à l'échantillon, les problèmes liés à une valeur référence sont ainsi écartés. Le BQI est capable de détecter la réponse de la macrofaune face aux perturbations physiques.

Cependant le BQI peut seulement être appliqué à de grands jeux de données car une espèce doit être présente dans au moins 20 échantillons pour le calcul de l'ES_{50,0.05} (Labruno et al. 2006, Gremare et al. 2009). De plus le BQI est très sensible à la dominance et tend à classer les espèces dominantes comme tolérantes.

Application au milieu profond

Cet indice est intéressant dans le cas d'une application en milieu profond car il ne requiert pas de classements en groupes écologiques. Principalement utilisé en milieu côtier, le BQI a toutefois été appliqué à des données profondes (jusqu'à 1520 m) pour une étude de comparaison de l'AMBI et du BQI à grande échelle, de la Norvège à la Méditerranée (Gremare et al. 2009). Comme pour les autres indices, il semble nécessaire d'avoir un grand jeu de données spatiales et temporelles, ce qui est difficile pour le milieu profond.

L'indice BQI pourrait être utilisé dans le domaine profond à condition de pouvoir prélever un grand nombre d'échantillons quantitatifs dans les substrats meubles (carottage). Il pourrait être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants:

1.6.2 : Etat des habitats – Abondance relative (et/ou biomasse selon le cas)

6.2.2 : Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles.

En Méditerranée on pourrait l'appliquer sur les communautés de substrats meubles par prélèvement, au sein des vases molles à *Funiculina quadrangularis*, des vases compactes à *Isidella elongata* pour évaluer l'impact de la pêche, et au sein des sables détritiques à *Gryphus vitreus* pour évaluer l'impact de l'envasement.

3.1.7 Indice BOPA, Benthic Opportunistic Polychaetes–Amphipods ratio (Dauvin & Ruellet 2007)

L'indice BOPA mesure la réponse des communautés à l'enrichissement en MO. Il est basé sur le ratio polychètes opportunistes/amphipodes, et utilise les fréquences relatives, si bien qu'il est possible de définir les limites numériques de l'indice.

$$\text{BOPA} = \text{Log}_{10} \left[\frac{f_P}{f_A + 1} + 1 \right]$$

- f_P : abondance relative des polychètes opportunistes (nombre total de polychètes opportunistes / nombre total d'individus dans l'échantillon)
- f_A : abondance relative des amphipodes (nombre total d'amphipodes, genre *Jassa* exclu / nombre total d'individus dans l'échantillon).

Le BOPA est nul lorsqu'il n'y a pas de polychètes opportunistes dans l'échantillon, ce qui indique une zone avec une très faible quantité de matière organique. L'indice est faible lorsque l'environnement est de bonne qualité, et il augmente en fonction de l'augmentation de matière organique qui dégrade l'environnement.

L'indice BOPA a été appliqué pour analyser l'évolution temporelle des communautés benthiques sur deux sites en Baie de Morlaix (958 échantillons collectés en 20 ans) (Dauvin & Ruellet 2007). Cette série temporelle permet notamment d'évaluer l'impact de la marée noire de l'Amoco Cadiz survenue en 1978. Ainsi à Pierre Noire, le BOPA augmente, reflétant une diminution dans l'abondance et la fréquence des amphipodes. Dix ans après la marée noire, les valeurs du BOPA redeviennent faibles, probablement suite au rétablissement des amphipodes qui dominaient la communauté auparavant. Pour le site « Rivière de Morlaix », les valeurs du BOPA sont importantes durant les 4 ans suivant la marée noire, puis les valeurs montrent des variations plus importantes, notamment dues au rétablissement des amphipodes (valeurs du BOPA plus faibles, meilleure qualité de l'eau) et à des recrutements d'espèces de polychètes plus importants certaines années (valeurs plus importantes, mauvaise qualité de l'eau). En résumé, les valeurs du BOPA du site Rivière de Morlaix indiquent une forte dominance des polychètes opportunistes, probablement due à concentrations en MO importantes de cette zone de sédimentation estuarienne.

Avantages et inconvénients de la méthode

Cet indice suit le principe de suffisance taxonomique (ajustement de la résolution taxonomique aux objectifs visés) ce qui permet une utilisation large et plus facile. De plus, il est indépendant des protocoles d'échantillonnage et de la taille de tamisage vu qu'il utilise les données de fréquences. Le classement écologique des taxons utilisés est unanimement reconnu. Il est également sensible à la pollution aux hydrocarbures et à la concentration en MO. Comme le BOPA n'est pas basé sur le même modèle d'espèces sensibles/tolérantes à l'augmentation de MO que l'AMBI ou le BENTIX, le BOPA peut apporter de nouvelles informations dans le cadre d'une approche multi-indices.

Cependant, cet indice ne considère pas l'influence des Oligochaeta, qui peuvent aussi comporter des espèces opportunistes. Il est difficile de statuer pour des zones pauvres en amphipodes et en polychètes opportunistes (Marques et al. 2009).

Application au milieu profond

Cet indice est utilisé en milieu côtier et estuarien. Il n'existe pas d'études concernant les réponses aux perturbations des assemblages d'amphipodes et de polychètes profonds. Une étude préalable serait nécessaire avant une utilisation de cet indice pour le milieu profond.

L'indice BOPA qui mesure la réponse des communautés à l'enrichissement en MO n'a pas de raison d'être appliqué dans le domaine profond dans les eaux françaises car l'emprise de cette pression ne s'étend pas jusqu'au domaine profond.

3.1.8 Indice PREI, *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index (Gobert et al. 2009)

L'indice PREI mesure l'état des herbiers de posidonies, il est calculé à partir de 5 métriques mesurées sur les herbiers de *Posidonia oceanica* :

- Densité des faisceaux
- Surface foliaire des faisceaux
- E/L, ratio entre la biomasse des épiphyte et la biomasse des feuilles pour des faisceaux échantillonnés à une même profondeur,
- Profondeur de la limite inférieure
- Type de limite : régressive, progressive ou stable.

Ces métriques ont été sélectionnées car elles fournissent des informations pertinentes sur la vitalité de l'herbier pour une large gamme de perturbations. Ces données sont faciles à obtenir et ont un bon ratio coût/efficacité. Un indice (EQR' Ecological Quality Ratio ou PREI) intégrant la moyenne des métriques individuelles est défini comme suit :

$$EQR' = (N_{\text{density}} + N_{\text{leaf surface area}} + N_{(E/L)} + N_{\text{lower limit}})/3.5$$

- N_{density} équivaut au ratio valeur mesurée -0 / valeur référence -0
- $N_{\text{leaf surface area}}$ équivaut au ratio valeur mesurée -0 / valeur référence -0 ; 0 étant considéré comme la valeur la plus faible pour la densité et la surface foliaire,
- $N_{(E/L)} = [1 - (E/L)] \times 0.5$
- $N_{\text{lower limit}} = (N' - 17) / (\text{valeur référence} - 17)$, 17 m étant considérée comme la limite inférieure la plus faible pour les herbiers de *Posidonia oceanica*.
- N' : profondeur mesurée in situ + λ où $\lambda=0$ (limite stable), $\lambda=3$ (limite progressive) ou $\lambda=-3$ (limite régressive).

L'indice PREI est appliqué tous les trois ans sur 42 stations de prélèvements réparties entre la Corse et la région PACA (Gobert et al. 2009). Il permet de classer les stations en fonction de leur statut écologique. La classification ainsi obtenue est en accord avec les connaissances et les données de la littérature.

Pour vérifier la robustesse du PREI, un indice d'anthropisation a été calculé à partir de la somme de 7 facteurs d'impact qui affectent la qualité de l'eau et/ou du biotope : aquaculture, développement industriel, agriculture, tourisme, pêche, ports commerciaux et urbanisation. Chaque facteur d'impact a été classé de 0 (pas d'impact) à 5 (effet « dramatique » sur l'herbier), selon différents critères (Gobert et al. 2009). L'indice d'anthropisation était corrélé négativement au PREI, démontrant ainsi la robustesse de l'indice PREI.

Avantages et inconvénients de la méthode

Les métriques sont relativement faciles à mesurer et c'est un indice peu coûteux. En revanche, c'est une technique destructive, qui nécessite l'emploi de plongeurs (Gobert et al. 2009). Cependant cette méthode ne donne aucune indication sur l'étendue des herbiers.

Application au milieu profond

Cet indice n'est bien sûr pas applicable en milieu profond où les macrophytes sont absentes. Cependant, en s'inspirant de cet indice, il pourrait être envisagé d'utiliser le même type de métriques pour le suivi des différentes communautés de gorgones : ratio branches cassées/ nombre total de branches, taille moyenne, présence d'épibiontes ou de parasites. Mais il serait beaucoup plus difficile d'obtenir une régression entre les valeurs des métriques et un indice anthropique, car l'emprise et le type des pressions s'exerçant dans les canyons sont encore mal connus.

L'indice PREI qui mesure l'état des herbiers de posidonies n'est pas utilisable tel quel mais il pourrait être adapté pour mesurer l'état des colonies de cnidaires à condition de ne pas dépendre de prélèvements mais de mesures sur images. Toutes les métriques seraient à adapter et l'indice serait à reformuler.

Cet indice à développer pourrait être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants :

1.6.1 Etat des habitats - Etat des espèces et des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

En Méditerranée ce nouvel indice (à développer) pourrait être utilisé pour mesurer l'état des espèces indicatrices de VME (Vulnérable Marine Ecosystem) de substrats meubles ou durs : *Funiculina quadrangularis*, *Isidella elongata*, *Callogorgia verticillata*, *Antipatharia*, *Lophelia pertusa*, *Madrepora oculata*, *Viminella flagellum*.

3.1.9 Indice TDI, Trawling disturbance impact (de Juan & Demestre 2012)

Afin de développer un indice spécifique sur la perturbation de chalutage, de Juan et al. (2009) ont identifié des indicateurs à partir d'une sélection de traits biologiques, qualifiant certaines espèces, qui sont connus pour répondre à la perturbation de chalutage. Cet indice est basé sur la sensibilité des espèces au stress, comme la plupart des indices déjà développés. Les prélèvements de l'épifaune benthique se fait à l'aide d'une drague épibenthique.

Un ensemble de 5 traits biologiques (position sur le substrat, mode d'alimentation, mobilité, taille et fragilité) est utilisé pour décrire les espèces identifiées. A chacun des 5 traits correspond un score allant de 0 à 3 en fonction de sa vulnérabilité au chalutage (de Juan & Demestre 2012). Chaque espèce de l'épifaune est caractérisée par un score total allant de 0 à 15. Les scores les plus élevés reflètent des organismes très vulnérables aux effets du chalutage.

Les abondances des organismes ayant le même score total dans un répliquat sont sommées et les données d'abondance des espèces sont transformées en un jeu de données sur l'abondance des scores.

Ces scores sont divisés en 5 groupes d'indicateurs fonctionnels, de G1 représentant les organismes les moins vulnérables qui peuvent même tirer un bénéfice de la perturbation (G1 : petits crustacés, pagures, gastéropodes ; score de 0 à 4) à G5 représentant les organismes les plus vulnérables au chalutage (G5 : grandes éponges ou gorgones ; score de 14 à 15).

Les 5 groupes d'indicateurs fonctionnels sont ensuite convertis en une valeur unique pour un site, le TDI, Trawling Disturbance Index, selon la formule suivante :

$$TDI = \frac{\text{Log } 1 \times \text{Log}(G1 + 1) + \text{Log } 2 \times \text{Log}(G2 + 1) + \text{Log } 4 \times \text{Log}(G3 + 1) + \text{Log } 8 \times \text{Log}(G4 + 1) + \text{Log } 16 \times \text{Log}(G5 + 1)}{\text{Log}(N + 1)}$$

Où G1-G5 sont les abondances de chaque groupe et N l'abondance totale.

L'abondance de chaque groupe est multipliée par une constante qui augmente exponentiellement afin de pondérer chaque groupe en fonction de sa vulnérabilité au chalutage. On obtient ainsi un indice de perturbation pour chaque site.

Cet indice a été testé sur plusieurs sites du plateau continental (90 m maximum) présentant des efforts de pêche différents. Les auteurs ont en outre montré une corrélation négative entre le TDI calculé et l'effort de pêche pour chaque site (estimation de l'activité de pêche professionnelle au chalut de fond) (de Juan & Demestre 2012). Dans cette étude, les 5 groupes fonctionnels étaient également corrélés au type de substrat (pourcentage de chaque type de substrat : graviers, sables, vase). La structure de l'habitat a donc une importance sur la composition des traits biologiques des zones échantillonnées (de Juan & Demestre 2012).

Avantages et inconvénients de la méthode

Les traits biologiques choisis pour cet indice sont suffisamment simples pour être facilement assignés aux espèces de l'épifaune du plateau continental (de Juan & Demestre 2012).

Les espèces mobiles peuvent fuir au moment des prélèvements par dragages et ainsi impliquer une sous estimation de l'épifaune présente, mais elles sont peu nombreuses à être prises en compte dans le calcul de l'indice (matériel supplémentaire, de Juan & Demestre 2012). Il est en revanche plus difficile d'obtenir des données d'efforts de pêche au chalut qui permettent de valider cet indice.

Application au milieu profond

Même si l'épifaune bathyale est peu étudiée, ces traits pourraient être relativement faciles à assigner à des espèces prélevées voir même à des espèces observées sur vidéos ou photos (acquisition proche du sédiment, de façon standardisée pour estimer les surfaces et obtenir des données quantitatives). Certaines espèces observées dans le domaine profond sont les même que celles qui sont sur le plateau et ont déjà un score attribué par les auteurs (de Juan & Demestre 2012).

L'indice TDI qui mesure la réponse des communautés au chalutage est utilisable tel quel dans le domaine profond, mais la méthode est intrusive et nécessite des prélèvements (drague épibenthique). Les espèces prises en compte dans cet indice font parties de la mégafaune et sont de taille suffisante pour être identifiable sur des vidéos. La méthode pourrait être adaptée en utilisant des enregistrements vidéos au lieu des prélèvements par drague. Le protocole d'enregistrement vidéo devra être bien spécifié et reproductible pour chaque enregistrement. Pour une utilisation dans le domaine profond le calcul des scores de chaque espèce du domaine profond en fonction de ses traits biologiques devra être au préalable effectué.

L'indice TDI pourrait être adapté et utilisé pour renseigner les indicateurs suivants :

1.7.1 : Structure des écosystèmes, composition et proportions relatives des composants des écosystèmes.

6.2.2 : Etat de la communauté benthique - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles.

En Méditerranée on pourrait l'appliquer sur les communautés de substrats meubles au sein des vases molles à *Funiculina quadrangularis*, des vases compactes à *Isidella elongata*, qui sont la cible du chalutage à la langoustine *Nephrops norvegicus*, au merlu *Merluccius merluccius* et aux crevettes rouges.

3.1.10 Indice FIEI, Foraminiferal Index of Environmental Impact (Denoyelle et al. 2010)

L'indice FIEI (Foraminiferal Index of Environmental Impact) a été développé en utilisant les foraminifères comme indicateurs des impacts liés au rejet des boues de forages pétroliers. Il est calculé à partir de l'abondance relative cumulée des taxons de foraminifères opportunistes et tolérants à la pollution.

$$\text{FIEI} = (n_r + n_o) / N_{\text{tot}} * 100$$

- n_r est l'abondance des individus des taxons résistants à la pollution (boues de forage)
- n_o est l'abondance des individus des taxons opportunistes
- N_{tot} est le nombre total d'individus dans l'assemblage de foraminifères.

Les taxons identifiés sont classés comme opportunistes ou tolérants sur la base de leur distribution dans la zone d'étude (les opportunistes sont les espèces qui montrent une tendance claire à l'augmentation de la densité plus on s'approche du point de rejet alors que les espèces tolérantes sont celles qui ne montrent pas de diminution de la densité de la zone de référence vers la zone de rejet). Pour confirmer la sélection des espèces tolérantes/opportunistes, une comparaison a été effectuée entre les foraminifères vivants et les foraminifères subfossiles trouvés dans la couche sédimentaire 2-3 cm, considérée comme représentative des conditions initiales (avant l'impact). Aux stations proches de la zone de rejet, les espèces tolérantes/opportunistes ont une abondance relative plus élevée dans la faune vivante que la faune subfossile (Denoyelle et al. 2010).

L'indice FIEI a été appliqué dans le cadre d'une étude de l'impact des boues de forage pétrolier sur les communautés benthiques à 180 m de profondeur au large du Congo. Sept stations, situées à différentes distances de la zone de rejet des boues de forages ont été échantillonnées à l'aide d'une benne Van Veen. Puis afin d'étudier les assemblages de foraminifères, 4 sous échantillons sont prélevés dans le prélèvement de la benne à l'aide de tubes de 4 cm de diamètre (surface totale 12.56 cm²) qui sont ensuite traités spécifiquement pour les foraminifères (séparation des couches sédimentaires, coloration au rose Bengal). Cet indice a été comparé à l'indice ITI (calculé à partir de la macrofaune également prélevée pour les différentes stations) et s'est avéré être plus discriminant que l'ITI face à la perturbation induite par les boues de forages (Denoyelle et al. 2010).

Avantages et inconvénients de la méthode

L'indice FIEI est plus discriminant que l'indice ITI (basé sur la macrofaune) pour mettre en évidence l'impact des boues de forage pétrolier.

Il n'a cependant pas encore été développé dans le cadre de suivi de perturbations autres que celles induites par les boues de forages pétrolier.

Application au milieu profond

L'étude du seul groupe des foraminifères (sans la macrofaune) pour qualifier l'état d'un site dans le domaine profond permettrait d'alléger l'étape de l'identification taxinomique. Cela présente un avantage certain dans le domaine profond car les espèces ne sont pas toutes décrites et l'identification taxinomique est très fastidieuse et coûteuse.

3.1.11 Utilisation des foraminifères comme indicateurs de perturbations environnementales

Les foraminifères benthiques sont des organismes unicellulaires de la méiofaune, pourvus d'un test de calcaire ou de particules agglutinées vivant dans le sédiment ou à sa surface. Quasi-ubiquistes en milieu marin, ils ont le potentiel d'être de bons indicateurs de changements environnementaux et de perturbations liées à la pollution, grâce à un cycle de vie relativement court qui induit un enregistrement rapide des changements environnementaux via des changements de la structure des assemblages. La tâche la plus difficile dans les études *in situ* des foraminifères est de discriminer la variabilité naturelle (microrépartition, changements saisonniers des faunes et diversité) de la variabilité induite par la pollution.

Les assemblages benthiques de foraminifères ont été étudiés dans le golfe du Lion, sur la pente continentale et dans les canyons, à différentes profondeurs (Schmiedl et al. 2000, Fontanier et al. 2005, Fontanier et al. 2008a). Il a notamment été montré que ces assemblages sont principalement fonction de la qualité de la matière organique (concentration en lipides) au sein des sédiments de la pente du Golfe du Lion entre les canyons de Grand Rhône et Petit Rhône entre 350 et 2000 m de profondeur (Fontanier et al. 2008b). Une étude très récente s'est penchée sur l'impact d'une pollution physico-chimique, le dépôt de boues rouges dans le canyon de Cassidaigne, sur les assemblages benthiques de foraminifères. Les prélèvements effectués au plus près de l'émissaire ont mis en évidence la présence d'une communauté de foraminifères de très faible densité, dominée par deux espèces (*Gyroidina umbonata* et *Bulimina marginata*), ce qui est inhabituel. Le stress mécanique lié au transport de boues rouges descendant la pente est probablement une source de pollution hydro-sédimentaire empêchant l'établissement d'une faune diversifiée. En revanche, il semblerait que peu de métaux lourds ne soient actuellement biodisponibles car les concentrations relevées dans les tests des foraminifères ne sont pas significativement élevées par rapport aux sites témoins (Fontanier et al. 2012).

En dépit de l'augmentation de l'intérêt pour le bio-monitoring des foraminifères, aucune méthodologie standardisée n'a été proposée jusque là. Suite à un workshop sur l'utilisation des foraminifères comme indicateurs environnementaux (FORaminiferal Blo-MONitoring FOBIMO) tenu en 2011, des recommandations ont été publiées sur le type d'engins de prélèvement, le stockage des échantillons, leur traitement, l'analyse de la faune et la documentation à utiliser. L'application de ce protocole par un grand nombre de scientifiques est une première étape nécessaire à l'acceptation générale de l'utilité des foraminifères dans les études de bio-monitoring (Schönfeld et al. 2012).

Recommandations obligatoires

La recommandation la plus importante concerne le prélèvement de l'intervalle 0-1 cm en dessous de la surface du sédiment à l'aide d'un carottier qui maintient la surface du sédiment intacte.

Une benne ne doit pas être déployée pour des sédiments meubles.

Trois répliquats doivent être échantillonnés et analyses séparément. Les échantillons doivent être lavés sur un tamis de 63 µm et les foraminifères benthiques vivants de la fraction > 125µm doivent être analysés. Pour au moins un répliquat par station, tous les foraminifères comptés doivent être stockés sur des lames micropaléontologiques. Les données d'identification, les données de laboratoire complémentaires et les lames doivent être archivées.

Recommandations informatives

Il faut échantillonner en automne, avoir une taille d'échantillon de 50 cm² ou un tube de 8 cm de diamètre interne, utiliser de l'éthanol > 70%, du rose Bengal à une concentration de 2 g.L⁻¹ pour colorer, un temps de coloration d'au moins 14 jours. Dans certains environnements (notamment ceux soumis à l'anoxie) il peut être nécessaire d'utiliser la fraction 63-125 µm. Une valeur cible d'au moins 300 individus par échantillon est recommandée (Schönfeld et al. 2012).

Avantages et inconvénients de la méthode

L'utilisation des foraminifères dans l'étude les changements environnementaux d'un site permet d'alléger l'étape d'identification taxinomique pour qualifier l'état d'un site.

La méthodologie est cependant à mettre au point mais l'élaboration d'un protocole standardisé comme celui de l'initiative FOBIMO est une première étape importante. Il est parfois difficile de distinguer la variabilité naturelle de la variabilité induite par une perturbation au sein des assemblages de foraminifères.

Application au milieu profond

L'étude du seul groupe des foraminifères (sans la macrofaune) pour qualifier l'état d'un site dans le domaine profond permettrait d'alléger l'étape de l'identification taxinomique. Cela présente un avantage certain dans le domaine profond car les espèces ne sont pas toutes décrites et l'identification taxinomique est très fastidieuse et coûteuse.

Un indice basé sur les foraminifères pourrait être utilisé dans le domaine profond pour suivre la réponse de la faune à une perturbation de type envasement. Cet indice pourrait alors être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants:

6.2.2 : Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles.

En Méditerranée on pourrait l'appliquer sur les communautés de substrats meubles du canyon de Cassidaigne, afin d'évaluer l'impact des boues rouges déversées par l'usine de traitement d'aluminium, comme cela a déjà été fait récemment (Fontanier et al. 2012). Le rétablissement de la faune qui devrait suivre suite à l'arrêt prévu pour 2015 pourrait aussi faire l'objet d'un suivi.

3.1.12 Conclusion sur les indices développés à partir de données issues de prélèvements

Les indices existants développés dans le cadre de la DCE se sont basés sur le concept d'espèces sensibles et/ou tolérantes et ont été développés principalement en réponse à un gradient de fortes perturbations, selon le modèle de Pearson et Rosenberg (1978), pour un gradient d'enrichissement en matière organique (eutrophisation). Les connaissances actuelles sont appliquées dans la DCE, mais sont insuffisantes pour les objectifs de la DCSMM, impliquant la prise en compte de multiples pressions. C'est d'autant plus vrai pour les communautés profondes méditerranéennes qui ne sont pas impactées par l'eutrophisation mais plutôt par l'envasement ou le chalutage. De plus, les degrés de sensibilité et de tolérance des différentes espèces de macrofaune profonde aux perturbations naturelles et anthropiques sont peu connus. Dans les canyons méditerranéens français, les études de la macrofaune benthique se limitent à quelques vieilles études descriptives, souvent très localisées (Carpine 1964, Fredj 1964, Bourcier 1969, Reyss 1970, Chardy et al. 1973, Gerino et al. 1995, Stora et al. 1999). Les données récoltées au cours des campagnes ENVAR de 2005 à 2007 permettront une étude plus approfondie de la macrofaune présente dans le canyon du Var. Enfin, des efforts d'échantillonnage importants, couplés à de solides compétences en taxinomie, sont nécessaires à la robustesse de ces indices (fig. 5).

La quasi-totalité des indices développés à partir de données issues de prélèvements n'est donc pas adaptable à l'évaluation de l'état des communautés benthiques profondes, dans le contexte de la DCSMM. L'indice TDI (Trawling Disturbance Impact, de Juan & Demestre 2012) est potentiellement utilisable pour évaluer l'état des communautés benthiques de substrats meubles par rapport à la pression de pêche (chalutage), et ainsi renseigner les critères 1.6 et 6.2 des descripteurs 1 et 6 du BEE de la DCSMM. Il fera l'objet d'application aux données vidéos existantes. Les indices de diversité et les indices de similarité pourront être utilisés pour comparer les sites présentant des niveaux d'impact différents ; leur utilisation sera néanmoins conditionnée par la qualité des données disponibles (prélèvements et/ou enregistrements vidéo de qualité).

INDICE	Objectifs	Perturbations détectées	Organismes candidats	Moyen de prélèvement	Nb prelev. minimum par station	Surface du prélèvement	Connaissances sur les espèces requises	Référence
Shannon H'	diversité de la communauté	nombreuses	Métazoaires	tous types	3	dépend de l'étude	taxinomie	Shannon, 1948
Indices de similarité	Comparaison des communautés (composition/abondance)	nombreuses	Métazoaires	tous types	3	dépend de l'étude	taxinomie	
ITI	indicateur de l'altération des communautés d'endofaune benthique	enrichissement en MO	Macrofaune < 1cm	carottiers	4 à 6	0.1 m ²	taxinomie comportement trophique	Word, 1979 Gamito et al., 2009
AMBI et M-AMBI	indicateur de la qualité des eaux côtières	enrichissement en MO, hypoxie	Macrofaune < 1cm	benne Van Veen	2 à 3	0.1 m ²	taxinomie degré de sensibilité ou tolérance à un gradient de stress environnemental= tri en 5 groupes écologiques	Borja et al., 2000 Muxika et al., 2007
BENTIX	indicateur de la qualité des eaux côtières	enrichissement en MO, perturbation physique (déversements)	Macrofaune < 1cm	benne Van Veen	2 à 3	0.1 m ²	taxinomie degré de sensibilité ou tolérance à un gradient de stress environnemental = tri en 3 groupes écologiques	Simbura et Zenetos, 2002 Simbura et al., 2007
BQI	indicateur de la qualité des eaux côtières	enrichissement en MO, hypoxie	Macrofaune < 1cm	benne Smith McIntyre	2 à 3	0.1 m ²	taxinomie valeur régionale de l' ES50(0.05)	Rosenberg et al., 2004
TDI	indicateur d'impact du chalutage sur les communautés benthiques	chalutage	Epifaune > 1 cm	drague épibenthique	5 à 6	transect 15 minutes à 3 nœuds	taxinomie traits biologiques (position sur le substrat, mode d'alimentation, mobilité, taille, etc.)	de Juan & Demestre, 2012
BOPA	indicateur de la qualité des eaux côtières	enrichissement en MO, pollution hydrocarbures	Macrofaune < 1cm (polychètes/amphipodes)	benne Smith McIntyre ou Hamon	3	De 0.1 m ² à 0.25 m ²	taxinomie liste des espèces de polychètes opportunistes	Dauvin & Ruellet, 2007
PREI	indicateur de la qualité des eaux côtières	diminution qualité de l'eau	Posidonie	prélèvements in situ à l'aide de plongeurs	20 faisceaux par site	20 quadrats aléatoires (40*40cm)	-	Gobert et al., 2009
FIEI	Indicateur de l'impact des boues de forage pétrolier	déversement boues de forage pétrolier	Foraminifères	carottiers tubes	3	4 cm de diamètre, 12.56 cm ²	taxinomie	Denoyelle et al., 2010
FOBIMO	indicateur de perturbations environnementales	nombreuses	Foraminifères	carottiers tubes	3	8 cm de diamètre ou 50 cm ²	taxinomie	Schonfeld et al., 2012

Figure 5: Synthèse des différents indices développés à partir de données quantitatives (prélèvements et taxinomie).

3.2 Les indices développés à partir de données d'imagerie optique

A l'inverse des données de prélèvements, très peu d'indices ont été développés pour l'évaluation de l'état des communautés benthiques à partir de données d'imagerie optique. Ces quelques indices existants sont présentés ci-dessous, ainsi que plusieurs méthodes et outils de traitement des données d'imagerie optique existants. L'imagerie optique donne de l'information sur la mégafaune mais ne permet pas d'étudier la macrofaune, à part peut-être en utilisant des proxys, ou une espèce indicatrice.

Les zones bathyales et abyssales sont aphotiques, un éclairage est donc indispensable entraînant des contraintes technologiques particulières et influant sur la qualité des images. En effet, l'acquisition de vidéos nécessite un éclairage constant qui ne peut être maintenu que grâce à l'apport d'énergie par le câble électroporteur qui relie le ROV au bateau. L'acquisition de photos, qui se fait de manière intermittente à l'aide d'un flash, est moins coûteuse en énergie et permet d'alléger l'engin, et peut donc être utilisée à partir d'engins autonomes comme les AUV.

3.2.1 Indice BHQ, Benthic Habitat Quality (Nilsson & Rosenberg 1997)

L'indice BHQ, "Benthic Quality Index", est un indice utilisant la technique SPI (Sediment-profile Imaging, fig. 6) qui est utile pour démontrer des changements de l'habitat benthique liés à une perturbation physique, un enrichissement en M.O., des faibles salinités et des faibles concentrations en oxygène. Cette technique produit des photographies des 20 premiers centimètres du substrat non remaniés, ce qui permet notamment de mettre en évidence des structures de bioturbation et le RPD (Redox Potential Discontinuity). Une photo est également prise verticalement à 1 à 2 m au dessus du substrat avant que l'engin ne pénètre dans le sédiment (fig. 6).

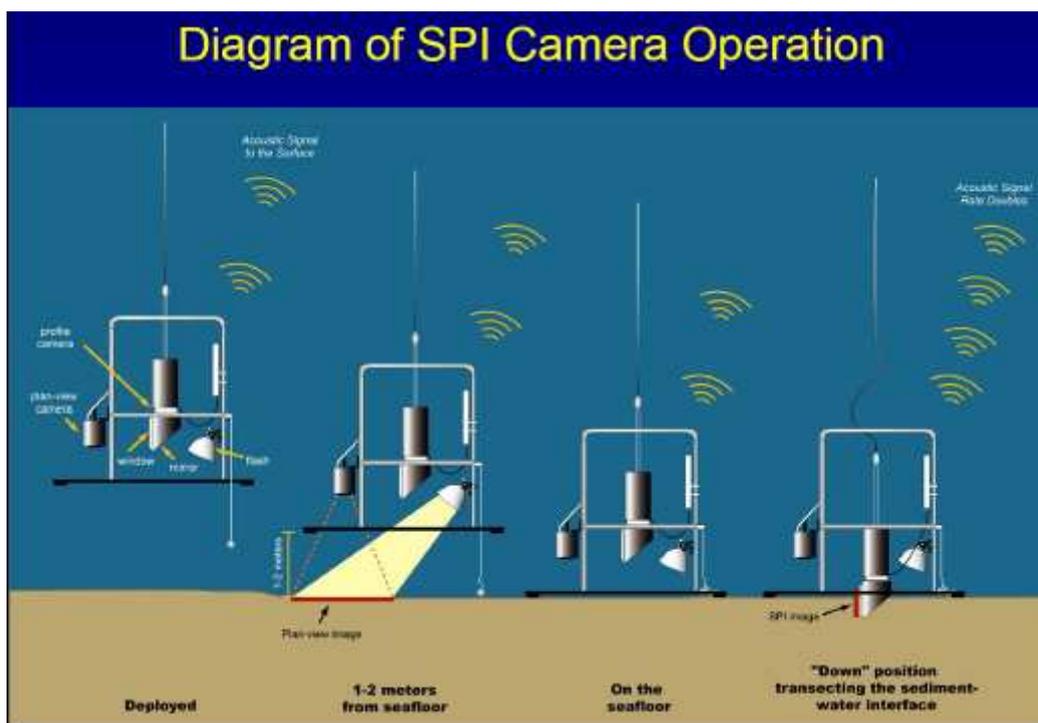


Figure 6 : Principe de fonctionnement de la technique SPI. Source : http://remots.com/spi_overview.html

Sur ces photos sont analysées les différentes structures sédimentaires : structures de surface et de subsurface ainsi que la profondeur moyenne du RPD, ce qui permet de calculer l'indice BHQ :

$$\text{BHQ} = \sum A + \sum B + C$$

- A correspond aux structures de surface,
- B aux structures de subsurface et
- C à la profondeur moyenne du RPD.

Un score est assigné à tous ces paramètres en fonction de leur valeur (fig. 7).

Faunal and sediment structures		BHQ
A: Surface structures		
Faecal pellets		1
Tubes	≤2 mm diam. ^a	1
or Tubes	>2 mm diam. ^b	2
Feeding pit or mound		2
B: Sub-surface structures		
Infauna		1
Burrows	# 1-3	1
or Burrows	# >3	2
Oxic void at ≤5 cm depth		1
or Oxic void at >5 cm depth		2
C: Mean depth of apparent RPD		
	0 cm	0
	0.1-1.0 cm	1
	1.1-2.0 cm	2
	2.1-3.5 cm	3
	3.6-5.0 cm	4
	5 cm	5

^ae.g. *Euchone* sp., *Polydora* sp.
^be.g. *Melinna* sp. Terebellidae sp., Ampharetidae sp., *Rhodine* sp.

Figure 7 : Les structures sédimentaires et leurs scores utilisés pour calculer le BHQ. D'après(Nilsson & Rosenberg 2000).

L'indice BHQ correspond à différentes étapes de succession, c'est-à-dire à différentes réponses des communautés de substrat meuble à un gradient de perturbation (fig. 8). Il va de 0 à 15. Plus l'habitat benthique est de bonne qualité plus le BHQ devrait être élevé. Des corrélations significatives entre l'indice BHQ et les logarithmes de la richesse spécifique, de l'abondance et de la biomasse ont été montrées par une étude de la macrofaune dans une zone déficiente en oxygène du Gullmarsfjord en Suède (Nilsson & Rosenberg 2000).

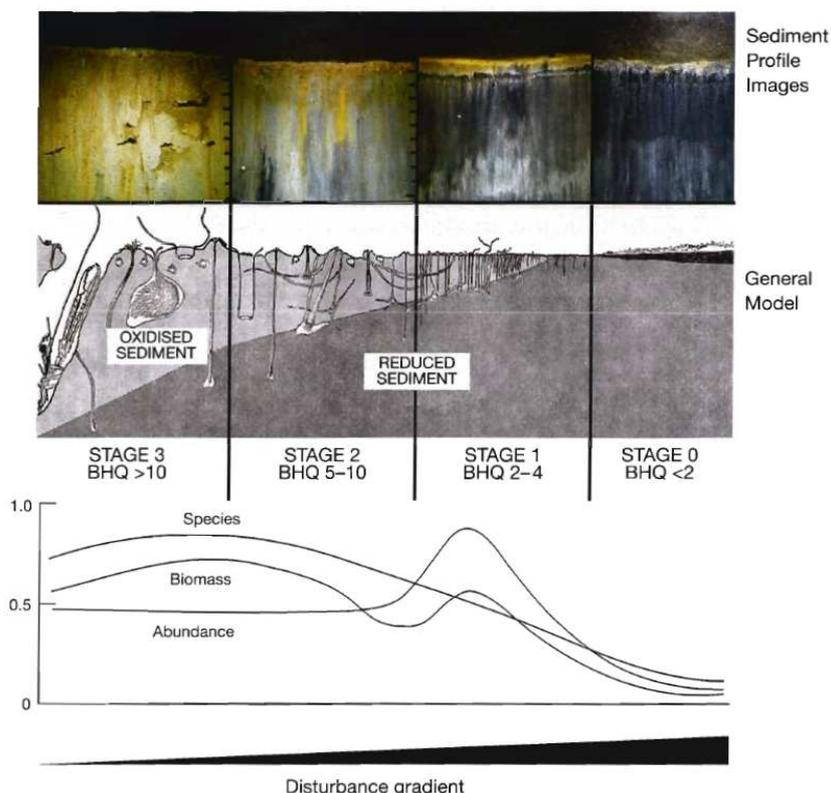


Figure 8 : Distribution des étapes de succession de l'endofaune benthique le long d'un gradient de perturbation environnementale, et indices BHQ associés. Figure extraite de Nilsson & Rosenberg 2000.

Une autre étude employant la technique SPI sur le plateau continental du Golfe du Lion a mis en évidence que le chalutage du fond causait des changements significatifs dans l'habitat sédimentaire (Rosenberg et al. 2003). En effet, le chalutage réduit l'indice BHQ, en impactant les structure de surface et de subsurface, ainsi que les conditions Redox.

Dans le rapport méthodologique pour définir le bon état écologique du fond marin, les experts préconisent cette technique comme un complément à l'échantillonnage de la faune. En effet, elle permet d'analyser rapidement et à faible coût la qualité de l'habitat benthique. Il est également dit qu'« elle pourrait être en outre appropriée en milieux plus profonds (circalittoral) où la faune est mal connue, permettant une acquisition préalable et plus rapide de résultats ». Cet indice devra bien sûr être adapté et amélioré, notamment au niveau des paramètres sédimentaires, afin de mieux correspondre aux situations rencontrées en milieu profond. Les experts soulignent également l'importance de l'automatisation du traitement de l'image pour une utilisation multi-opérateurs sur l'ensemble des côtes françaises (Vinchon et al. 2011).

Cette technique est principalement utilisée en milieu côtier mais a aussi été utilisée durant des campagnes d'études des environnements profonds de l'Antarctique (campagne ANDEEP (Diaz 2004)). En France, le LECOB (Station Marine de Banyuls sur Mer) utilise ce matériel pour évaluer la qualité de l'habitat benthique (calcul de l'indice BHQ) et comparer les résultats avec ceux obtenus à l'aide des indices biotiques basé sur la macrofaune (Labruno et al. 2012).

Avantages et inconvénients de la méthode

Facilement transportable, la technique SPI peut acquérir rapidement des vues planes ou des profils jusqu'à 4000 m de profondeur. La turbidité de l'eau n'est jamais un facteur limitant, et il est possible de monter d'autres capteurs sur la structure : économie de temps et d'argent par rapport à d'autres méthodes. Cette technique permet également de préserver les relations organismes/sédiments et on peut déduire la dynamique des structures à partir des images. Elle n'est pas basée sur la taxinomie, ce qui est un gain de temps dans le domaine profond où les espèces ne sont pas toutes connues.

Cette technique présente une utilité limitée pour les fonds de sables ou de graviers car la pénétration de l'instrument est limitée.

Application au milieu profond

La technique SPI est applicable dans le cadre d'études sur les communautés benthiques profondes de substrat meuble.

La richesse spécifique des crustacés et des invertébrés, ainsi que l'abondance et la biomasse des crustacés, ont été étroitement corrélées à l'abondance des *Isidella elongata* dans une étude reportant les résultats de 4 campagnes de chalutage expérimental de 1985 à 2008 au large de la Catalogne (Maynou & Cartes 2011). Cette influence des *Isidella elongata* peut-elle être mise en évidence autrement que par chalutage grâce à l'indice BHQ ?

On pourrait par exemple comparer les images de profils pris au sein d'un champ d'*Isidella elongata* avec des images prises hors du champ pour étudier l'influence des *Isidella elongata* sur la qualité de l'habitat (calcul de l'indice BHQ, fig. 9). Cependant, ce type d'étude à une échelle locale ne peut se faire que si l'on dispose préalablement de données fines quant à l'étendue du champ d'*Isidella elongata*. L'indice BHQ pourrait également être appliqué pour mesurer l'état de la biocénose des vases bathyales, en comparant des zones impactées par le chalutage à des zones non perturbées.

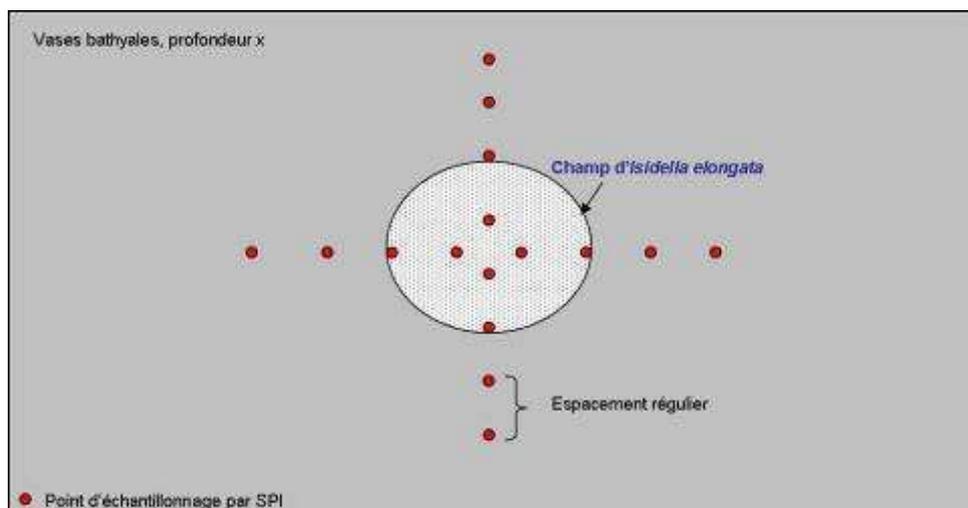


Figure 9 : Exemple de stratégie d'échantillonnage pour l'utilisation de la technique SPI pour montrer l'influence d'un champ d'*Isidella elongata* sur la qualité de l'habitat benthique.

L'indice BHQ qui mesure l'état des habitats benthiques pourrait être utilisable dans le domaine profond afin de mesurer l'impact des zones ciblées par le chalutage. Le point d'échantillonnage peut être caractérisé par la présence ou l'absence d'une trace de chalut grâce à l'instrument qui permet de prendre une photo de la surface du sédiment avant que celui-ci y pénètre. Une étude préalable est nécessaire pour mettre au point un protocole et valider son utilisation.

L'indice pourrait ensuite être utilisé pour renseigner les critères et indicateurs suivants :

1.6.1 Etat des habitats - Etat (des espèces et) des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

6.2 : Etat des communautés benthiques

En Méditerranée cet indice pourrait être utilisé pour mesurer l'état des habitats de substrats meubles : les vases molles à *Funiculina quadrangularis*, vases compactes à *Isidella elongata*.

3.2.2 Indice CARLIT (Ballesteros et al. 2007)

La méthode CARLIT permet d'étudier les communautés de substrats durs présentes sur le linéaire côtier Méditerranéen et leur réponse aux perturbations anthropiques. Cette méthode est basée sur l'occurrence et l'abondance des communautés de l'infralittoral supérieur dominées par les macroalgues. Dans cette méthode, un score est associé aux différentes communautés de substrats durs de l'infralittoral supérieur, observées le long de transects visuels effectués au moyen d'embarcations légères, selon une échelle de niveaux de sensibilité (fig. 10), conformément à la littérature, à des études ad-hoc et à l'avis d'expert (Asnaghi et al. 2009).

Cette évaluation des niveaux de sensibilité est l'étape clé de la méthode CARLIT, comme de nombreux autres indices écologiques basés sur une classification des organismes en fonction de leur sensibilité aux perturbations. La majorité des phaeophycées appartenant au genre *Cystoseira*, qui forment des communautés denses dans des conditions non impactées, sont particulièrement sensibles aux impacts anthropiques (niveau de sensibilité élevé), et disparaissent rapidement dans le cas de perturbations modérées, remplacées par des espèces tolérantes au stress comme *Corallina elongata* (niveau de sensibilité faible).

Category	Description	Sensitivity level
Trottoir ^a	Large organogenic build-ups of <i>Lithophyllum byssoides</i> , <i>Lithophyllum trocanter</i> , <i>Dendropoma</i> ^b	20
<i>Cystoseira brachycarpa/crinita/elegans</i>	Community dominated by <i>Cystoseira brachycarpa/crinita/elegans</i>	20
<i>Cystoseira sheltered</i>	Community dominated by <i>Cystoseira foeniculacea/barbata/humilis/spinosa</i>	20
<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 5	Continuous belt of <i>Cystoseira mediterranea/stricta</i>	20
<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 4	Almost continuous belt of <i>Cystoseira mediterranea/stricta</i>	19
<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 3	Abundant patches of dense stands of <i>Cystoseira mediterranea/stricta</i>	15
<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 2	Abundant scattered plants of <i>Cystoseira mediterranea/stricta</i>	12
<i>Cystoseira compressa</i>	Community dominated by <i>Cystoseira compressa</i>	12
<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 1	Rare scattered plants of <i>Cystoseira mediterranea/stricta</i> ^c	10
Dictyotales/Stypocaulaceae	Community dominated by <i>Padina/Dictyota/Dictyopteris/Taonia/Stypocaulon</i>	10
<i>Corallina</i>	Community dominated by <i>Corallina</i> spp.	8
Encrusting corallinales	Community dominated by <i>Lithophyllum incrustans</i> , <i>Neogoniolithon brassica-florida</i> and other encrusting corallines	6
Mussels	Community dominated by <i>Mytilus galloprovincialis</i>	6
<i>Pterocladia/Ulva/Schizymenia</i>	Community dominated by <i>Pterocladia/Ulva/Schizymenia</i>	6
Green algae	Community dominated by <i>Ulva</i> and/or <i>Cladophora</i>	3
Blue greens	Community dominated by Cyanobacteria and <i>Derbesia tenuissima</i>	1
<i>Posidonia</i> reef	Barrier and fringing reefs of <i>Posidonia oceanica</i>	20
<i>Cymodocea nodosa</i>	Superficial <i>Cymodocea nodosa</i> meadows	20
<i>Zostera noltii</i>	Superficial <i>Zostera noltii</i> meadows	20

^aExcept for the category Trottoir, which is generally found in the mediolittoral zone, all the other categories only have to be taken into account when present in the infralittoral fringe zone.

^b*Dendropoma* forms organogenic build-ups typical of Sicily and other South Italian regions.

^cIn the case of rare scattered plants of *Cystoseira mediterranea/stricta*, the dominant community also has to be noted down. (Sensitivity level: average value).

Figure 10 : Liste des principales communautés sélectionnées pour le suivi des côtes (Table extraite de Ballesteros et al. 2007)

Une première évaluation de la Qualité Environnementale (EQ) de chaque portion de côte est calculée comme suit :

$$EQ = \frac{\sum (l_i * SL_i)}{\sum l_i}$$

Où l_i est la longueur de côte occupée par la communauté i et SL_i est le niveau de sensibilité pour la communauté i .

Cependant la présence et l'abondance de plusieurs communautés littorales ou sublittorales ne sont pas uniquement déterminées par la qualité de l'eau ou les perturbations anthropiques, mais elles sont aussi liées à la variabilité géomorphologique de l'environnement côtier. En combinant 6 variables géomorphologiques, (morphologie de la côte, type de substrat, pente, orientation, naturel/artificiel, degré d'exposition aux vagues) utilisées pour les 3 sites de référence, les auteurs obtiennent 174 situations réelles différentes, correspondant aux sites caractérisés par une unique combinaison des catégories géomorphologiques (par exemple : côte continue, calcaire, verticale, Nord, naturel, île). Une MDS (MultiDimensional Scaling) est ensuite effectuée en prenant en compte ces 174 situations et le pourcentage de côte occupée par chaque

catégorie de communauté, afin d'évaluer quelles sont les variables géomorphologiques qui déterminent les catégories de communautés trouvées dans les sites références. Les résultats de la MDS montrent que les variables les plus déterminantes sont les variables « morphologie de la côte » et « naturel/artificiel ». La combinaison de ces variables permet ensuite de définir 6 « situations géomorphologiques pertinentes » (GRS) pour lesquelles sont calculées les valeurs de l'EQ, qui sont ensuite considérées comme les valeurs maximales possibles pour chaque « situation géomorphologique pertinente ».

L'EQR (Ecological Quality Ratio) de chaque secteur de côte est ensuite calculé comme le quotient de l'EQ obtenu pour le site d'étude et l'EQ obtenu pour les sites références correspondant à la même « situation géomorphologique pertinente » :

$$EQR = \frac{\sum \frac{EQ_{ssi} * l_i}{EQ_{rsi}}}{\sum l_i}$$

- i est la situation
- EQ_{ssi} est l'EQ pour le site d'étude pour la situation i
- EQ_{rsi} est l'EQ pour les sites de référence pour la situation i
- l_i est la longueur de côte étudiée avec la situation i

La valeur de l'EQR varie de 0 à 1.

Avantages et inconvénients de la méthode

Cette méthode est peu coûteuse en termes de temps, elle est non destructive, et elle requiert une faible expertise taxonomique. Cette méthode est applicable aux côtes rocheuses, et elle n'est pas applicable à un substrat rocheux artificiel car la composition de la communauté va dépendre de l'âge de la structure (Asnaghi et al. 2009)

Application au milieu profond

La méthode CARLIT est basée sur la présence/absence des communautés macrophytiques se trouvant au niveau de la surface de l'eau et dont l'écologie est bien connue. Leur habitat est défini et bien délimité, et leur absence peut être corrélée à un impact anthropique. Or, dans le milieu profond, la répartition des habitats propices au développement d'une communauté potentiellement indicatrice est inconnue (absence de données exhaustives sur la répartition des habitats due aux difficultés d'accès au milieu et manque de données sur les préférences écologiques et environnementales des espèces). Ainsi il est difficile de savoir si deux habitats qui semblent identiques sur une vidéo (substrat dur à la même profondeur), dont l'un présente une population d'espèce indicatrice et l'autre non, sont soumis à la présence ou non de perturbations anthropiques ou de caractéristiques environnementales différentes. Un complément de recherche fondamentale préalable est nécessaire avant toute application au milieu profond.

L'indice CARLIT n'est bien sûr pas applicable tel quel dans le domaine profond mais le principe de classer semi-quantitativement les différents assemblages possibles d'un même écosystème de substrat dur (hors éponge) pourrait être retenu car ces informations peuvent être extraites d'enregistrements vidéos. Cette classification semi-quantitative permettrait d'exploiter des enregistrements vidéos qui n'ont pas été acquis selon un protocole prédéfini.

Un indice équivalent à développer pourrait être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants :
1.6.1 Etat des habitats - Etat (des espèces et) des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

En Méditerranée cet indice pourrait être utilisé pour mesurer l'état des habitats de substrats durs.

3.2.3 Approche paysagère pour la caractérisation écologique des eaux côtières de la région PACA (Créocéan 2009)

Un indice paysager a été développé pour une application sur des sites rocheux de la région PACA.

Le principe est de définir des listes préalables de critères physiques (nature et structure du relief) et biologiques (abondance, diversité, taille, espèces particulières), ainsi que des critères de dégradation du milieu (impacts anthropiques). Ces listes sont utilisées par un observateur qui décrit le paysage qu'il observe le long d'un trajet standardisé (parcours de longueur définie). Les différents types d'environnements sont pondérés par un coefficient théorique en fonction de la valeur référence qui leur a été attribuée.

Soixante dix sites différents ont été explorés en plongée, présentant toute une gamme de valeurs paysagères, afin de construire un outil qui s'adapte à la diversité paysagère de la région. Un plongeur observe le paysage sous marin qu'il rencontre en suivant un parcours de 40 minutes et le décrit à partir de grilles de cotation prédéfinies en fonction des différents critères (fig. 11). Ces grilles permettent ensuite de calculer la valeur paysagère du site :

$$\text{Valeur paysagère} = 2x \text{ relief} + 2x \text{ biologie} + 1x \text{ anthropisation}$$

Critères biologiques	Absence	Cotations Max (Coef. 2)
Grandes espèces dressées (Gorgones, cystoseires et autres grandes algues, axinelles, alcyons, grands bryozoaires)	0	4
Façades couvertes d'espèces encroustantes et colorées	0	3
Diversité et abondance générale de formes et de couleurs	0	3
Présence permanente ou régulière de poissons en pleine eau en abondance	0	4
Présence permanente ou régulière de poissons de fond en abondance	0	2
Présence permanente ou régulière d'espèces emblématiques et/ou rares (mérours, corbs, langoustes, barracudas, corail rouge, ...)	0	2
SOMME	0	18
Coef 2	0	36

Figure 11 : Exemple de grille de cotations critères biologiques pour les sites de plongée en région PACA (Créocéan, 2009).

Cependant, les grands types de milieux marins (herbiers, milieux sédimentaires, petits fonds rocheux, roches profondes) n'ont pas tous le même potentiel paysager. La valeur paysagère calculée est donc normalisée a posteriori par un coefficient théorique pour chaque type de milieu (fig. 12).

Herbier Posidonies	Milieux sédimentaires	Petits fonds rocheux	Roches profondes
43	34	43	95

Figure 12 : Valeurs paysagères références par type de milieux pour les sites de plongée en région PACA (Créocéan, 2009).

Avantages et inconvénients de la méthode

Cet indice est facile à calculer et à mettre en œuvre, il est transférable à des non scientifiques pour une utilisation dans le cadre d'observatoires citoyens. Cet indice n'a pas de valeur écologique directe mais la mise en place d'un observatoire de la qualité des paysages sous marins sur de nombreux sites pourra être un outil complémentaire intéressant pour détecter des modifications ou des dégradations éventuelles du milieu (Créocéan 2009). Cet indice ne peut pas être utilisé de façon isolée pour caractériser la valeur écologique d'un site, mais peut s'ajouter aux indices biologiques en apportant des informations différentes.

Cette méthode est encadrée par des grilles d'aide à la cotation, cependant on peut s'interroger sur la variabilité liée aux observateurs, qui ont une sensibilité au paysage et une expérience différentes.

Application au milieu profond

La notion de paysage est importante dans cette méthodologie. Dans le milieu profond, la complexification du paysage est souvent liée à la présence d'espèces structurantes comme les coraux d'eaux froides qui forment des massifs, les grandes gorgones qui forment une structure en 3 dimensions au sein d'un milieu plat et « homogène », ou les huîtres géantes en grande partie fossilisées qui augmentent l'hétérogénéité des falaises lisses. Ces espèces structurantes sont alors accompagnées par de nombreuses autres espèces, révélant l'importance écologique sous jacente à la complexification du paysage (complexification de l'habitat, augmentation des niches écologiques).

Le principe qui consiste à créer des listes préalables de critères à retenir pour une classification pourrait être adapté au milieu profond et orienté vers la recherche d'impact anthropiques ou de site de forte diversité (au lieu de valeurs paysagères). Ainsi une liste de critères physiques (pente, courantologie, granulométrie du substrat, etc.), biologiques (espèces dressées, taille, densité ou abondance), d'impacts anthropiques visibles (envasement, déchets causant l'étouffement, colonies couchées, traces de chalutage, déchets de pêche, etc.), pondérés ou non par le type de milieu (roche, sable, gravier, vase) pourraient permettre de créer un indice à utiliser sur des enregistrements vidéos standardisés (profondeur, longueur de navigation, emprise de la vidéo, lasers pour les mesures, etc.).

Difficultés :

- les identifications spécifiques ne sont pas toujours réalisables sur les vidéos, mais la qualité des caméras et des supports vidéos s'améliore avec les progrès technologiques. L'intérêt de l'approche paysagère est qu'elle ne nécessite pas forcément d'identifications taxinomiques, mais se base plutôt sur la forme structurante des espèces.
- Les enregistrements vidéos ne nous permettent pas d'appréhender le relief en 3D comme peut le faire l'œil humain. L'utilisation d'outil de mesure (lasers) est indispensable.

L'indice paysager qui mesure la qualité paysagère d'un site pourrait être utilisable dans le domaine profond afin de mettre en évidence les zones impactées ou les zones à forte diversité. Le principe qui consiste à créer des listes préalables de critères à retenir pour une classification pourrait être adapté au milieu profond. Ainsi une liste de critères physiques (pente, courantologie, granulométrie du substrat, etc.), biologiques (espèces dressées, taille, densité ou abondance), anthropiques (impacts visibles : envasement, déchets causant l'étouffement, colonies couchées, traces de chalutage, déchets de pêche, etc.), pondérés ou non par le type de milieu (roche, sable, gravier, vase) pourraient permettre de créer un indice à utiliser sur des enregistrements vidéos standardisés (profondeur, longueur de navigation, emprise de la vidéo, lasers pour les mesures, etc.).

L'indice pourrait ensuite être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants :

1.6.1 Etat des habitats - Etat (des espèces et) des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

6.2.2 : Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique (tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles).

En Méditerranée cet indice pourrait être utilisé pour mesurer l'état des habitats de substrats meubles comme les vases molles à *Funiculina quadrangularis*, vases compactes à *Isidella elongata* ou pour mesurer l'état des habitats de substrats durs comme les communautés de coraux d'eau froide ou les roches à *Callogorgia verticillata*.

3.2.4 Indice FAST, Fish Assemblage Survey Technique (Seytre & Francour 2008)

La méthode FAST est une méthode de recensement visuel, le long d'un trajet d'une durée standard, basée sur la présence et/ou l'absence d'un nombre déterminé d'espèces ainsi que sur la taille des individus. Les espèces sont 28 espèces de poissons ciblées par la pêche commerciale et la pêche de loisir. L'indice est calculé en appliquant un coefficient de pondération selon les espèces et la taille des individus (2 classes, gros et petits dépendamment de l'espèce). Elle a été développée par le laboratoire ECOMERS (Université de Nice) dans le cadre de suivi d'AMP Méditerranéennes.

L'acquisition des données consiste en 6 transects de 15 min effectués par des plongeurs (scaphandre autonome) au hasard, entre 0 et 20 m de profondeur, et sur différents substrats (sable, herbier, roche). Outre les données de présence/absence d'une espèce, la taille des individus est également notée, divisée en 2 classes : gros poissons, plus grand que les 2/3 de la taille maximale connue pour cette espèce (obtenue sur Fishbase.org), et poissons petits/moyens, plus petits que les 2/3 de la taille maximale. Les 28 espèces sélectionnées sont toutes ciblées par les pêcheurs professionnels et récréatifs (cf. liste dans (Seytre & Francour 2008). Les recensements sont étalés sur 2 jours. Un indice est ensuite calculé, en appliquant une pondération selon les espèces et la taille. Ainsi les espèces « patrimoniales » (espèces à forte valeur commerciale ou espèces menacées) ont un poids plus important (x2) que les autres (x1). Pour plusieurs espèces, une seule classe de taille, la plus grande, est considérée comme patrimoniale (Seytre & Francour 2008).

Avantages et inconvénients de la méthode

Cet indice donne des résultats adaptés aux attentes des pêcheurs, car il prend en compte la valeur économique des poissons. Il prend aussi en considération les problématiques écologiques car les processus dépendants de la taille, comme la reproduction, et le statut d'espèces menacées sont pris en compte grâce à la pondération (Seytre & Francour 2008).

Cet indice n'a pas encore été appliqué en dehors de la Méditerranée.

Application au milieu profond

En milieu profond, il faudrait adapter cette méthode pour la faune benthique en utilisant un transect vidéo au lieu d'un trajet de plongée. Le principe d'établir une liste préalable d'espèces dont il faut noter la présence et mesurer la taille est à retenir. Il faut établir la méthodologie dès l'enregistrement vidéo afin que la mesure des organismes avec les lasers soit filmée pour chaque espèce que l'on aura listée au préalable.

Une étude préalable est nécessaire pour déterminer le nombre et la longueur des transects vidéos à effectuer pour un site d'une surface déterminée afin que les résultats soient représentatifs.

L'indice FAST pourrait être adapté pour une utilisation dans le domaine profond afin de mettre en évidence et comparer les zones impactées ou les zones de forte diversité. Le principe d'établir une liste préalable d'espèces dont il faut noter la présence et mesurer la taille est à retenir. Il faut établir la méthodologie dès l'enregistrement vidéo afin que la mesure des organismes avec les lasers soit filmée pour chaque espèce que l'on aura listée au préalable.

Une étude préalable est nécessaire pour déterminer le nombre et la longueur des transects vidéos à effectuer pour un site d'une surface déterminée afin que les résultats soient représentatifs.

L'indice pourrait ensuite être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants :

1.6.1 Etat des habitats - Etat (des espèces et) des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

6.2.2 : Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique (tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles).

En Méditerranée cet indice pourrait être utilisé pour mesurer l'état des habitats de substrats meubles comme les vases molles à *Funiculina quadrangularis*, vases compactes à *Isidella elongata* ou pour mesurer l'état des habitats de substrats durs comme les communautés de coraux d'eau froide (habitats dont la composition spécifique est bien documentée).

3.2.5 Indice CAI, Coralligenous Assemblage Index (Deter et al. 2012a)

Il s'agit d'estimer le pourcentage de recouvrement d'un certain nombre de variables représentatives des pressions anthropiques sur des photos de surface standardisée afin de comparer différents sites entre eux. La cible est le coralligène et les variables représentants des pressions anthropiques sont les pourcentages de vase, pourcentages d'espèces bioconstructrices, pourcentages de bryozoaires, qui sont extraites d'un certain nombre de photos par site (30 réplicats de 50 cm par 50 cm, fig. 13).

Le bureau d'étude Andromède Océanologie, avec le soutien de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, a développé un premier indice dans le cadre du « bon état » des eaux littorales de la DCE. Cet indice permet d'évaluer le statut écologique des assemblages du coralligène sur les côtes Méditerranéennes françaises.

Pour la mise au point de l'indice CAI, 38 stations ont été échantillonnées en région PACA., Les concrétions coralligènes ont été choisies de telle sorte qu'elles représentaient différents niveaux de pressions anthropiques. Chaque assemblage coralligène (organismes sessiles) a été décrit à l'aide de 30 quadrats photographiques de dimensions 50*50 cm, le long d'un transect de 40 m, et ce pour chaque station. Les photos ont été prises selon un protocole bien défini (perpendiculairement au quadrat, à une hauteur de 50 cm) (fig. 13).

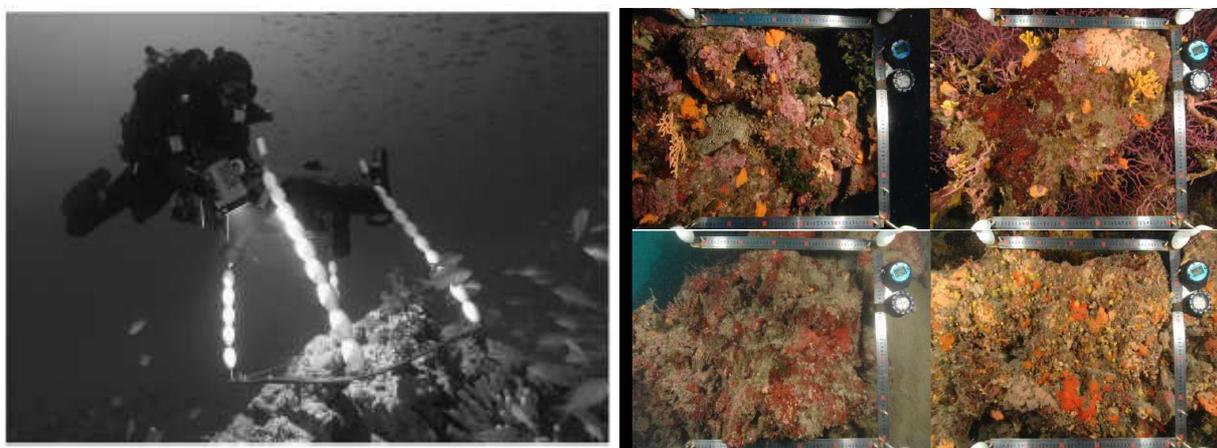


Figure 13 : Méthode d'échantillonnage par quadrats photographiques utilisée dans le cadre de l'indice CAI

Les photos ont été analysées à l'aide du logiciel CPCe (voir plus loin) afin de déterminer les pourcentages de recouvrement pour chaque espèce (liste prédéfinie), et pour des paramètres « structurels » (prédéfinis : ex: pourcentages de couverture de la vase et des failles). D'autres métriques concernant les espèces érigées, principalement des gorgones, ont été mesurées sur d'autres quadrats (densité et taille des colonies, pourcentages de nécroses, etc.).

Pour la construction de l'indice CAI, un indice de pression anthropique (API) a été calculé pour chaque station d'échantillonnage, en additionnant 12 facteurs qui affectent la qualité de l'eau et/ou la qualité du biotope parmi lesquels : pourcentage d'artificialisation de la côte, aquaculture, développement de la population, développement industriel, tourisme, pêche, accessibilité (combinaison de la profondeur et de la distance à la côte), etc. Une analyse statistique de la covariance (ANCOVA) a été effectuée pour tester les relations entre les différentes métriques "écologiques" (pourcentages de recouvrements, tailles des espèces érigées, etc.) et l'indice API associé à la station échantillonnée. Trois variables étaient significativement corrélées à l'API et ont donc été retenues dans la construction de l'indice CAI. Il s'agit du pourcentage de vase (envasement), du pourcentage de couverture des organismes constructeurs et du pourcentage de couverture des bryozoaires. Il est à noter qu'aucune variable associée aux espèces érigées (gorgones) n'est significativement corrélée à l'API. Par ailleurs, le calcul de l'API est un élément clé dans la mise au point de la méthode puisqu'il permet de sélectionner les "métriques" écologiques à retenir dans le calcul de l'indice CAI. Si le calcul de l'API ne représente pas les pressions réelles qui s'exercent sur les peuplements coralligènes, alors la sélection des métriques (s'effectuant par corrélation avec l'API) à retenir pour une évaluation de la réponse de l'écosystème aux pressions anthropiques est faussée. Ainsi la dispersion des données concernant l'envasement en fonction de l'API (Deter et al. 2012a) montre bien que cette variable ne peut pas totalement s'expliquer par la pression anthropique (comme estimée par l'API) et qu'il y a sûrement des facteurs naturels qui rentrent en jeu (zone moins exposée au courant, zone plus profonde).

Les trois métriques retenues sont additionnées et moyennées pour former le CAI d'une station. Un biais de la méthode existe car les variables de l'indice CAI des stations les moins profondes (< 45 m)

présentaient une meilleure corrélation avec l'indice API (envasement significatif). La méthode est sensible aux variations saisonnières, mais pas annuelles.

Avantages et inconvénients de la méthode

Cette méthode peu coûteuse en temps et non destructrice présente l'avantage de fournir des estimations objectives et reproductibles.

Cette méthode n'a pas permis de souligner l'utilité des gorgones ou des espèces remarquables (corail rouge, éponges...) comme des espèces indicatrices de la qualité de l'eau. En effet, les populations de gorgones sont particulièrement vulnérables face à certaines pressions (pêche, envasement, changement climatique) et présentent des impacts visibles des perturbations longtemps après qu'elles aient eu lieu. A cause de cette faible résilience, il est difficile, en l'absence de données historiques, de lier les observations présentes aux pressions anthropiques présentes, surtout dans le cas d'améliorations récentes (Deter et al. 2012a).

Application au milieu profond

Le principe à retenir dans la construction de cet indice est le calcul du pourcentage de recouvrement de certaines espèces ou certaines variables qui sont des traceurs de perturbations anthropiques. Selon la perturbation recherchée les variables sont différentes.

L'indice CAI, développé pour mesurer l'état des assemblages coralligènes, n'est pas applicable tel quel sur les écosystèmes marins vulnérables de substrats dur dans le profond car (1) la méthode CPCe sur laquelle est basé cet indice semble mal adaptée à la mesure des surfaces couvertes par la faune fixée profonde (mélange d'organismes de petite et de grande taille qui ne sont pas encroûtants, densité d'organismes faible, ce qui nécessite un grand nombre de point pour la méthode CPCe, voir plus loin) (2) l'indice de perturbation anthropique (API) doit être adapté aux pressions s'exerçant sur les habitats benthiques profonds.

En revanche, le principe à retenir dans la construction de cet indice est l'introduction de certaines espèces ou certaines variables qui sont des traceurs de perturbations anthropiques. Il s'agit dans le domaine profond, d'identifier quelles sont les variables qui seraient des traceurs de perturbation anthropiques, mesurables sur la mégafaune visible sur les images. Il faudrait disposer de données optiques, acquises suivant un protocole à standardiser et couvrant un large gradient de perturbation pour un même habitat, sur lesquelles il sera possible de mesurer différentes variables, qui pourront être corrélées à la perturbation.

L'indice à développer pourrait être utilisé pour renseigner les indicateurs suivants :

1.6.1 Etat des habitats - Etat (des espèces et) des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

6.2.2 : Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique (tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles).

En Méditerranée un indice à développer, basé sur le pourcentage de recouvrement des communautés ou des conséquences des impacts anthropiques, pourrait être utilisé pour mesurer l'état des habitats de substrats durs. Ce principe d'inclure les mesures des variables qui répondent aux impacts anthropiques sera à réutiliser dans la construction d'un nouvel indice.

3.3 Les outils d'extraction d'information de l'imagerie optique

3.3.1 Taxinomie et géoréférencement : Adélie Vidéo et sa fonction Annotation (www.lfremer.fr)

Le principe est d'identifier, de compter et de géoréférencer l'ensemble des organismes que l'on reconnaît sur une vidéo enregistrée le long d'un trajet de navigation de submersible. Le géoréférencement permet par la suite de positionner les organismes le long du trajet parcouru. Si l'emprise de la vidéo est constante le long du trajet de navigation (focale fixe, altitude fixe, zoom fixe) alors il est possible de calculer l'abondance et la densité d'organismes ainsi que la richesse spécifique. Il est aussi possible de créer des cartes de répartition des espèces et des habitats.

Le logiciel Adélie Vidéo et sa fonction Annotation font partie de la suite **ADELIE** (« *Aide au D***É***pouillement Interactif des données des Engins sous-marins* ») permettant de visualiser, manipuler et traiter les données de navigation et de vidéos enregistrées à partir des submersibles.

- Adélie Import : ce logiciel converti les formats de données brutes des engins sous-marins en fichiers thématiques (navigation, attitude de l'engin, mesures, observations, descriptifs d'images,...) qui peuvent être directement utilisables par des outils bureautiques tel que *Excel*, *Microsoft Access*, ou tout autre logiciel pouvant lire les fichiers *DBase File* (comme le SIG *ArcMap*),
- Adélie Vidéo et la fonction Annotation : ce logiciel permet de synchroniser les vidéos avec les données de navigation, de numériser des images ou des séquences vidéo, de constituer automatiquement des résumés de bandes vidéo. Il permet aussi grâce à la fonction annotation de géoréférencer l'information extraite à partir de l'imagerie optique (vidéos), de géoréférencer les identifications taxinomiques, de créer interactivement des cartes d'interprétation, etc. (fig. 14),
- Adélie SIG : c'est une extension d'*ArcGIS* qui permet de filtrer et lisser les navigations, d'accéder géographiquement aux images, de localiser la vidéo sur une carte pendant le dépouillement,
- Adélie OTUS : c'est également une extension d'*ArcGIS* qui permet de géoréférencer les images issues de l'appareil photo numérique OTUS (voir plus loin). Cette application permet de réaliser des mosaïques des fonds marins.



Figure 14 : Principe de fonctionnement du logiciel Adélie Vidéo et de la fonction Annotation

Avantages et inconvénients

L'extraction d'information et le géoréférencement est indispensable pour le travail sur vidéo, la suite logicielle Adélie répond bien à ce besoin.

Il y a cependant un biais concernant les listes d'espèces obtenues qui est lié à l'expertise taxonomique de l'observateur et à la qualité de la vidéo.

Application au milieu profond

Ces outils ont été spécialement développés et testés pour l'étude par imagerie optique des milieux profonds. Ils sont dorénavant utilisés par de nombreux laboratoires de recherches dans le monde.

La suite ADELIE sera un outil utile pour renseigner l'ensemble des indicateurs basés sur l'imagerie optique et acoustique concernant les communautés benthiques du domaine profond.

3.3.2 Taxinomie et taux de recouvrements : logiciel SEASCAPE (Teixidó et al. 2011)

Le principe est de contourner les zones occupées par les différentes espèces identifiables sur une photo dont on connaît l'échelle. Il est ensuite possible de calculer la surface occupée par chaque espèce. La composition spécifique et le pourcentage de recouvrement par espèce peuvent être comparés d'un site à l'autre.

Le logiciel SEASCAPE est, basé sur des algorithmes de segmentation d'images. Il permet d'obtenir des images segmentées de façon semi-automatique à partir d'images de communautés benthiques (fig. 15 et 13), où chaque patch individuel (espèce, groupe fonctionnel, type de substrat, ou n'importe quelle catégorie de couverture spatiale) est identifié par l'utilisateur et associé automatiquement à son aire et son périmètre dans une table Excel. Les différents paramètres de segmentation de l'image sont modifiables avant le traitement et le niveau de segmentation de l'image peut se changer à tout moment pendant l'analyse d'image.

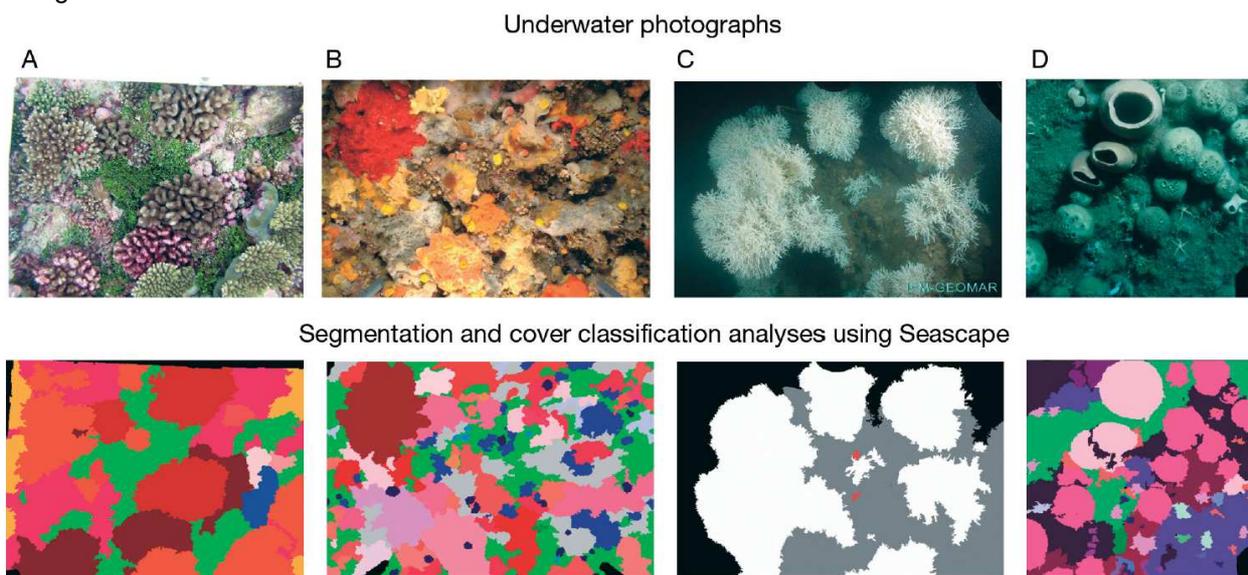


Figure 15 : Exemples de photos sous marines de différentes communautés benthiques et d'images analysées avec SEASCAPE en fonction du recouvrement des différentes espèces/catégories. Figure extraite de Teixidó et al. 2011.

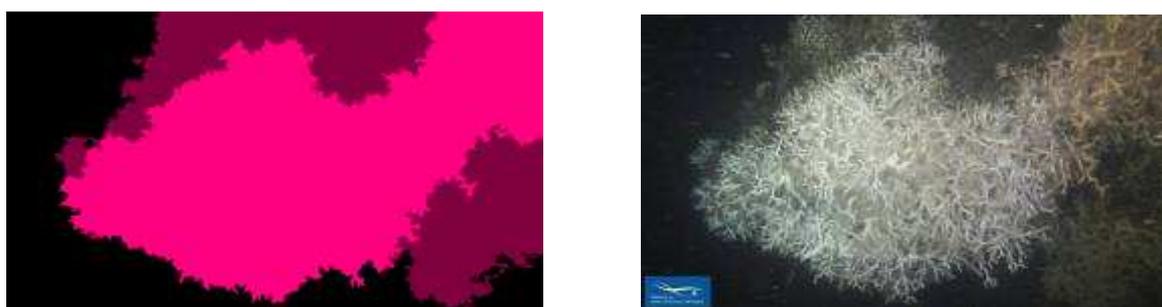


Figure 16 : Exemple de segmentation d'une image issue de la campagne MEDSEACAN (en vert *Madrepora oculata* et en rose foncé *Lophelia pertusa*, rose *L. pertusa* mort)

Avantages et inconvénients de la méthode

SEASCAPE est un logiciel gratuit, simple d'utilisation, robuste et de haute résolution. Le traitement de l'image est rapide. L'efficacité de la segmentation de l'image est liée à la qualité de la photo, et influera sur l'estimation de la surface couverte par les espèces identifiées. Les nombreux niveaux de segmentation, qui sont paramétrables avant la segmentation et modifiables pendant le traitement (permettant d'augmenter ou de réduire le niveau de détail), permettent de réduire le biais et d'adapter le traitement à la qualité de l'image.

Cependant, pour un meilleur traitement, la photo doit être en couleur et l'éclairage constant sur toute la photo. De plus les structures mesurées doivent être sur un même plan, l'acquisition doit donc se faire perpendiculairement au fond. La distance par rapport au fond peut varier mais une échelle est nécessaire (lasers par exemple).

Application au milieu profond

Ce logiciel pourrait être utile pour calculer des surfaces couvertes par les communautés fixées sur substrats durs.

Le logiciel de segmentation automatique SEASCAPE pourrait s'avérer utile pour traiter quantitativement les images. Cependant, les protocoles d'acquisition et de traitement des images sont à mettre au point pour le domaine bathyal, cela nécessite une étude préalable (nombre de points optimal, nombre de photos, etc.).

Les données issues du traitement seraient ensuite utilisables comme métriques ou intégrables au sein d'un indice, notamment pour renseigner les indicateurs suivants ;

1.6.1 Etat des habitats - Etat des espèces et des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

1.6.2 État des habitats- Abondance relative (et/ou biomasse, selon le cas)

En Méditerranée, la variation des proportions de surfaces couvertes par exemple par des colonies mortes ou vivantes d'une même espèce de coraux d'eau froide (fig.16), permettra de suivre les variations temporelles de leur état.

3.3.3 Taxinomie et taux de recouvrements : logiciel CPCE (Kohler & Gill 2006)

Le principe est d'estimer les abondances et les surfaces de couverture des espèces marines présentes sur une photo, mais en évitant de compter tous les individus. Il s'agit d'utiliser une méthode statistique qui positionne un certain nombre de points répartis de façon aléatoire sur une image. A chaque point, le nom de l'espèce observée est attribué (liste d'espèce prédéfinie). En sommant les occurrences de chaque espèce, on obtient les abondances relatives sur une photo et le long du transect photographique (x photos).

Le programme CPCe (Coral Point Count with Excel extensions) a été développé par le National Coral Reef Institute. C'est un logiciel pour Windows (pour PC seulement) fournissant un outil de détermination du pourcentage de couverture d'espèces à l'aide de transects photos (fig. 17). Un nombre déterminé de points aléatoires sont distribués sur l'image et les espèces se trouvant dessous sont identifiées par l'utilisateur à l'aide d'une liste prédéfinie. Des statistiques de couverture, mais aussi des indices de diversité, sont ensuite calculés et les résultats sont automatiquement disponibles dans un fichier Excel. Ce logiciel permet aussi de contourer manuellement des zones dont les surfaces sont calculées automatiquement et de mesurer des distances (donc des tailles) (fig. 18).

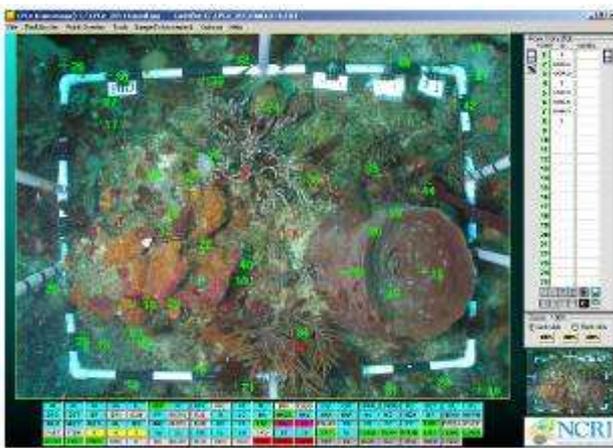


Figure 17 : Identification et comptage des espèces par la méthode des points aléatoires avec le logiciel CPCE (Kohler & Gill 2006).



Figure 18 : Calcul d'aire et de taille des espèces avec le logiciel CPCE (Kohler & Gill 2006).

Avantages et inconvénients de la méthode

Il est possible de choisir plusieurs méthodes d'échantillonnage de l'image (quadrillage régulier par exemple). Facile à utiliser, ce logiciel permet d'analyser un grand nombre d'images, et fourni des moyens fiables d'archivage via des feuilles Excel générées automatiquement durant l'analyse d'image (Kohler & Gill 2006).

Le nombre minimum de points nécessaires à l'estimation fiable du pourcentage de couverture est fonction du pourcentage moyen de couverture et de l'hétérogénéité de la communauté benthique. Un nombre plus important de points est nécessaire pour caractériser les espèces ayant une faible couverture. Le nombre de points par unité de surface optimal est donc un paramètre important à déterminer avant l'analyse des images. Cependant, très peu d'études utilisant la méthode des points aléatoires ont testé statistiquement la robustesse du nombre de points par unité de surface qui doit être utilisé (Pante & Dustan 2012). Une étude récente (Deter et al. 2012b) sur les assemblages coralligènes employant la méthode CPCe a testé différentes méthodes d'échantillonnage de l'image suivant plusieurs critères : rapidité de traitement d'une photo, sensibilité (nombre d'espèces non comptées dans les occurrences), la précision et l'objectivité. La méthode des points aléatoires avec 64 points s'est avérée être le meilleur compromis selon ces critères pour analyser les photos des assemblages coralligènes (1h30 de traitement pour 30 photos). Cette étude a également testé l'influence du nombre de photos analysées par transect sur l'estimation des pourcentages de couverture des espèces. Il s'avère que 30 photos par transect (surface totale 7.5 m²) sont suffisantes pour analyser de manière fiable les assemblages d'espèces du coralligène (Deter et al. 2012b).

Application au milieu profond

Le logiciel CPCE a été développé pour une utilisation en milieu côtier avec des densités d'organismes importantes. Dans le domaine bathyal méditerranéen, la densité de la faune de substrats durs est plus faible qu'au sein des assemblages coralligènes, si bien qu'il y aurait besoin d'un nombre important de points aléatoires pour estimer de façon correcte la diversité des organismes, leur densité et leur taux de recouvrement (fig. 19). Il faudrait déterminer le nombre optimal de points en effectuant une étude préalable de robustesse en testant différents nombres de points par unité de surface (Pante & Dustan 2012)

Le principe serait d'acquérir des images de façon standardisée : prise de vue perpendiculaire au substrat, photo dont la surface de couverture est connue (échelle, lasers, etc.), distance constante entre l'APN et la cible, surface de couverture minimale à respecter afin que les organismes soient bien représentés. Il sera intéressant de tester les différents outils proposés par ce logiciel sur des mosaïques d'images.

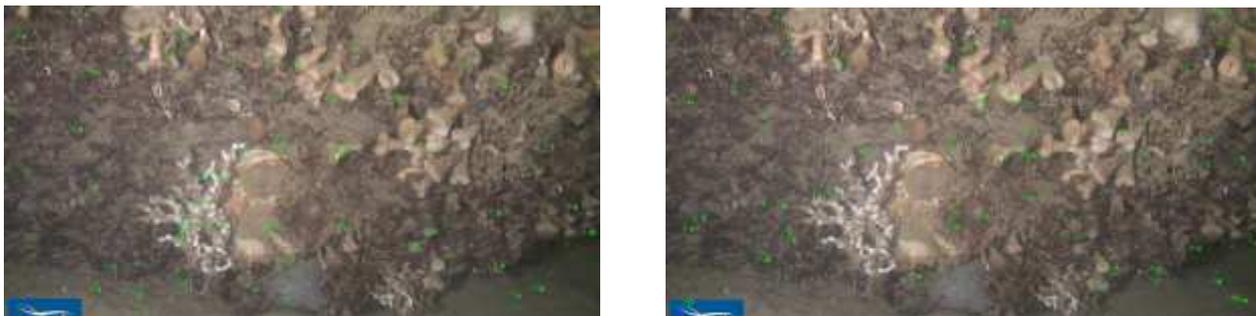


Figure 19 : Exemple de la méthode des points aléatoires du logiciel CPCe, deux essais avec 64 points aléatoires.
Essai B : Aucun point ne tombe sur la colonie de *Madrepora oculata*

Le logiciel CPCe de calcul d'abondance pourrait s'avérer utile pour traiter quantitativement les images. Cependant, les protocoles d'acquisition et de traitement des images sont à mettre au point pour le domaine bathyal, cela nécessite une étude préalable (nombre de points optimal, nombre de photos, etc.).

Les données issues du traitement seraient ensuite utilisables comme métriques ou intégrables au sein d'un indice, notamment pour renseigner les indicateurs suivants ;

1.6.1 Etat des habitats - Etat des espèces et des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

1.6.2 État des habitats- Abondance relative (et/ou biomasse, selon le cas)

En Méditerranée, la variation des proportions d'abondance d'une espèce par rapport à une autre permettra de suivre les variations temporelles de l'état des communautés.

3.3.4 Taxinomie et taux de recouvrement : logiciel photoQuad (Trygonis & Sini 2012)

L'analyse des données de quadrats photographiques est fragmentée en plusieurs méthodes de traitement, et il existe peu de logiciels dédiés qui intègrent toutes les options majeures d'analyse. Le logiciel photoQuad est un logiciel gratuit qui intègre une série de méthodes permettant l'extraction de données quantitatives sur les espèces (fig. 20).

- Identification d'espèces : l'utilisateur marque les espèces d'intérêt et les identifie dans une liste prédéfinie ; des informations de présence/absence ou de fréquence d'occurrence sont alors obtenues.
- Contourage de régions à la main : contourage par l'utilisateur d'une région d'intérêt qui peut être associée à une espèce de la liste prédéfinie. Des informations de surface en cm² ou en pourcentage de couverture peuvent être automatiquement exportées pour différents niveaux : a) niveau de la région, b) niveau de l'espèce, qui groupe toutes les régions assignées à la même espèce, et c) niveau de l'image ou de la zone effective d'échantillonnage.
- Contourage par segmentation d'image : les images sont segmentées en de multiples ensembles de pixels qui partagent des caractéristiques communes comme la couleur ou l'intensité. L'image source est segmentée séquentiellement en 4 échelles différentes, d'une échelle grossière à une échelle fine. Les régions d'intérêt sont définies et classées manuellement, elles peuvent ensuite être associées aux espèces de la liste prédéfinie, et ainsi il est possible d'obtenir les mêmes informations de surface que pour le contourage à la main.
- Analyse par grille de cellules : une grille de cellules carrées dont la surface est définie par l'utilisateur est projetée sur l'image. Les cellules qui couvrent des espèces ou des objets particuliers peuvent être activées, résultant en un total de cellules par espèce. Des données sur l'aire des espèces ainsi que sur leur couverture peuvent être ainsi obtenues.
- Analyse par points aléatoires : l'utilisateur peut choisir entre trois modes de génération des points aléatoires qui sont projetés sur l'image. A chaque point est associée une espèce ou un objet de la liste prédéfinie. Le nombre de points est modifiable. Les résultats issus de l'analyse incluent une estimation de la fréquence ou une estimation du pourcentage de couverture des espèces identifiées au niveau des points.

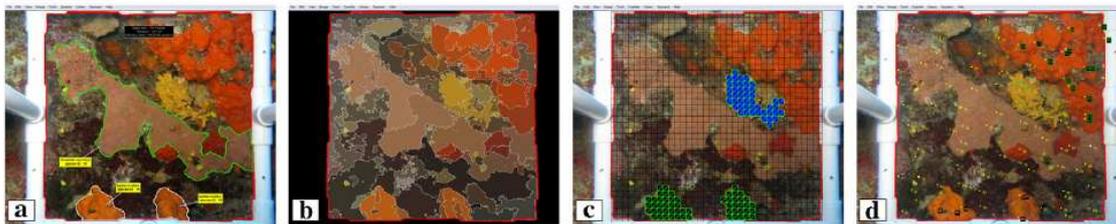


Figure 20 : Logiciel photoQuad ; Illustration des différentes analyses possibles sur une même photo benthique (25*25cm). A) Identification d'espèce et contourage à la main, b) Image segmentée en différentes régions, échelle 3 sur 4 c) Analyse par grille de cellules, dont l'aire est égale à 0.5 cm², les cellules colorées représentent des espèces différentes, d) Analyse par points aléatoires, qui sont assignés à différentes espèces. Figure extraite de Trygonis et Sini (2012).

Avantages et inconvénients

Les différentes méthodes sont disponibles dans un seul et unique logiciel.

Le nombre minimum de points nécessaires à l'estimation fiable du pourcentage de couverture est fonction du pourcentage moyen de couverture et de l'hétérogénéité de la communauté benthique. Un nombre plus important de points est nécessaire pour caractériser les espèces ayant une faible couverture. Le nombre de points par unité de surface optimal est donc un paramètre important à déterminer avant l'analyse des images.

Application au milieu profond

Tout comme les logiciels SEASCAPE et CPCe, le logiciel photoQuad possède des outils utiles pour l'analyse des images acquises en milieu profond.

Le logiciel photoQuad qui permet la segmentation automatique aussi bien que le calcul d'abondance pourrait s'avérer utile pour traiter quantitativement les images. Cependant, les protocoles d'acquisition et de traitement des images sont à mettre au point pour le domaine bathyal, cela nécessite une étude préalable (nombre de points optimal, nombre de photos, etc.).

Les données issues du traitement seraient ensuite utilisables comme métriques ou intégrables au sein d'un indice, notamment pour renseigner les indicateurs suivants ;

1.6.1 Etat des habitats - Etat des espèces et des communautés typiques, pour lequel aucun indice n'est défini dans le domaine profond.

1.6.2 État des habitats- Abondance relative (et/ou biomasse, selon le cas)

En Méditerranée, la variation des proportions de surfaces de couvertures et d'abondance permettra de suivre les variations temporelles de l'état des communautés.

3.4 Les outils d'assemblages d'images optiques

3.4.1 Les Mosaïques à partir de vidéos

La vidéo générée par une caméra verticale le long de transects de navigation effectués à altitude constante avec focale fixe, peut être traitée en temps réel ou en temps différé par des logiciels de traitement vidéo dont les algorithmes créent des mosaïques par ajout d'information supplémentaire en passant d'une image à une autre ou par assemblages d'images. Les mosaïques résultantes intégrées dans un SIG permettent un contourage des différents habitats benthiques, des mesures surfaciques, des calculs de densités, des analyses de répartition, etc.

L'exemple du logiciel MATISSE (Ifremer) est présenté ici. Il permet la création de mosaïques générées à partir du flux vidéo en calculant la vitesse de déplacement d'un objet d'une image par rapport à la précédente, et en ajoutant les informations supplémentaires apportées par la nouvelle image. Les mosaïques générées sont ensuite intégrées dans ArcGIS où elles sont assemblées et peuvent être traitées et analysées (fig. 21).

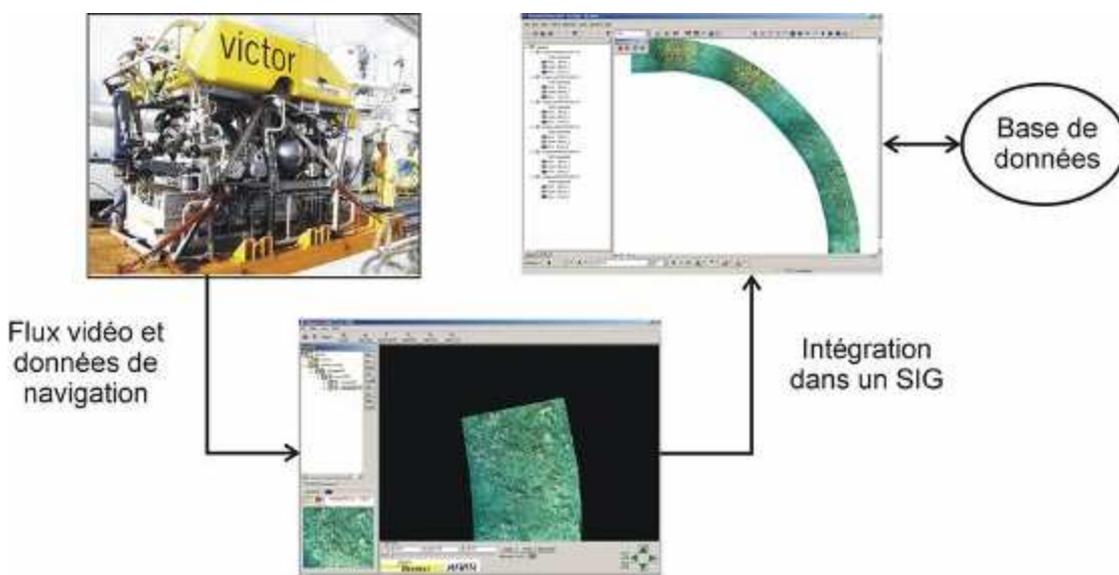


Figure 21 : Schéma d'ensemble du système MATISSE (www.ifremer.fr)

Des chercheurs allemands ont développé un algorithme d'analyse automatique des mosaïques MATISSE (fig. 22), afin d'étudier la surface couverte par des bactéries sur des transects effectués sur le volcan de boue Hakon Mosby au large de la Norvège (Jerosch et al. 2007).

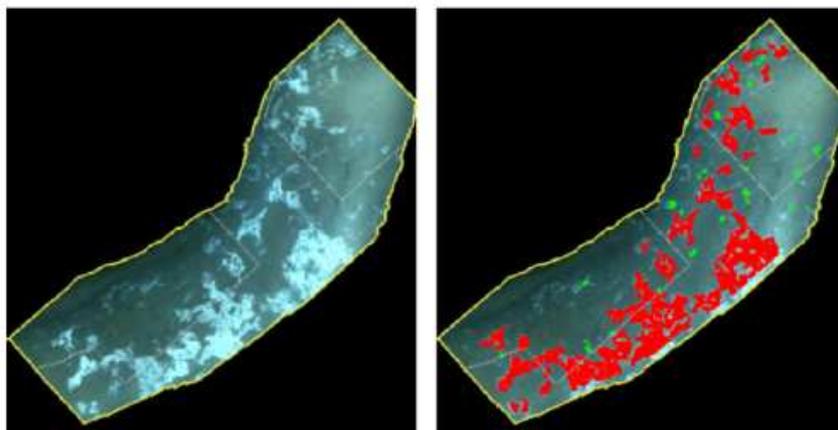


Figure 22 : Exemple de résultat de segmentation pour des images avec couverture de bactéries. A gauche, image en entrée. A droite, image après processus de segmentation (en rouge : zones classées comme « patches » (segments connectés avec un diamètre > 40 cm) et en vert, les « spots »). Figure extraite de Jerosch et al. 2007.

Avantages et inconvénients de la méthode

La méthode est semi-automatisée (altitude constante, traitement en temps réel, possibilité de rejeu, etc.) et de ce fait elle est reproductible une fois les réglages optimisés pour un type de caméra et d'enregistrement vidéo. Elle peut donc être appliquée de façon standardisée à différents enregistrements vidéos, donc à différents sites à étudier. La mosaïque obtenue est en couleurs, et elle permet d'effectuer de la reconnaissance d'images pour ce qui concerne des communautés benthiques vivant étalées sous forme de patchs de colorations différentes et bien contrastées (fig.22).

Les mosaïques générées par cette méthode perdent la notion de géoréférencement car seule la première image est géoréférencées et les informations de navigations ne sont pas intégrées aux calculs au fur et à mesure de la constitution de la mosaïque. De plus les algorithmes sont tels qu'ils supposent une mosaïque plane sur un fond horizontal ou vertical. Les enregistrements vidéos sur des pentes sont sujets à un biais et les mosaïques ne sont pas restituées de façon rectiligne. La mosaïque générée à partir de vidéo dépend des différents réglages optionnels dans les algorithmes. Ainsi selon la résolution des vidéos en entrée et la taille de pixels retenus pour la mosaïque finale, le détail de l'image sera plus ou moins bien reproduit. Il y a une perte d'information par rapport à l'image de départ. Selon l'écosystème étudié, la méthode sera plus ou moins bien adaptée. Les espèces dressées et se développant dans un seul plan perpendiculaire à la surface analysée, comme les gorgones *Isidella elongata*, ne sont pas facilement détectables sur les mosaïques.

Application au milieu profond

Cette méthode permet de calculer des densités d'espèces et d'estimer des surfaces d'habitats sans avoir à prélever d'organismes ni à détruire des habitats comme on le ferait pas prélèvement, c'est une méthode non intrusive La localisation géographique des habitats étudiés est très précise et adaptée au suivi d'habitats morcelés, comme c'est souvent le cas pour les espèces vulnérables du domaine profond.

Cependant elle nécessite une connaissance préalable de la zone géographique car la méthode est couteuse (temps de plongée d'un submersible) et les surfaces couvertes par l'imagerie optique sont réduites (emprise vidéo de faible taille pour permettre les identifications taxinomiques). La méthode ne peut pas être utilisée pour de l'exploration ou de la recherche d'habitats, mais pour le suivi d'un habitat déjà localisé et connu.

Les mosaïques assemblées à partir de vidéos peuvent en théorie servir à renseigner les indicateurs suivants :

1.5.1 Etendue des habitats - Zone d'habitat

1.6.2 État des habitats- Abondance relative (et/ou biomasse, selon le cas)

6.2.2 Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique (tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles).

Cette méthode est intéressante pour les zones planes et contrastées (comme les volcans de boues).

En Méditerranée elle pourrait être testée sur les fonds détritiques à *Leptometra phalangium* s'ils sont suffisamment contrastés car ils sont sur des zones planes en bordure de plateau, ou sur la marche rocheuse dans le canyon de Bourcart où sont localisées les *Callogorgia verticillata* pour un test de mosaïque verticale. Mais une utilisation opérationnelle de cette technique n'est pas réaliste car les écosystèmes marins vulnérables sont souvent localisés sur des pentes ou des zones accidentées.

3.4.2 Les Mosaïques à partir de photos

Une série de photos qui se chevauchent partiellement peuvent être assemblées en une mosaïque. Cette mosaïque finale peut permettre le contourage et l'estimation de la surface des habitats reconnaissables.

Les mosaïques assemblées manuellement

Elles sont courantes dans la littérature. Ainsi par exemple la mosaïque présentée ci-dessous (fig. 23) a été constituée à partir de photos assemblées manuellement (Ride Medio Atlantique, 1700 m,(Cuvelier et al. 2011)).

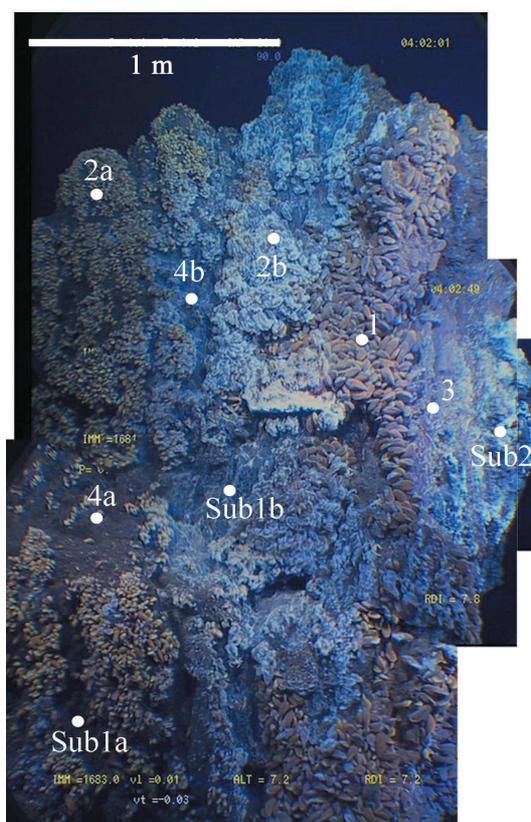


Figure 23 : Exemple de mosaïques photo assemblées manuellement à l'aide du logiciel Photoshop (Cuvelier et al. 2011)

Les mosaïques assemblées automatiquement

Il y a deux façons de les constituer, soit par plaquage en positionnant les images les unes sur les autres dans un SIG à partir de la navigation et du cap (ex du logiciel Adélie OTUS), soit par reconnaissances d'images (ex du logiciel MAGO). Ces deux techniques sont illustrées ci-dessous.

- **Mosaïque par plaquage d'images (avec Adélie OTUS)**

Adélie OTUS est une extension développée sous ArcGIS (ESRI) qui permet de géoréférencer les images issues de la caméra OTUS du Victor 6000. L'acquisition de photos est réalisée à une fréquence déterminée en fonction de la vitesse du ROV et de l'altitude de navigation afin d'obtenir un recouvrement optimal entre deux photos consécutives. Les transects parallèles de navigation sont aussi calculés en fonction du recouvrement désiré entre deux bandes sachant qu'à une altitude de navigation de 8m, la focale de la caméra OTUS permet de couvrir une surface de 8 x 8 m au sol. La mosaïque géoréférencée est créée a posteriori de façon semi-automatique en utilisant les données de navigation et le cap du submersible (fig. 24). Une extraction manuelle de l'information et une interprétation scientifique est alors possible (fig. 25).

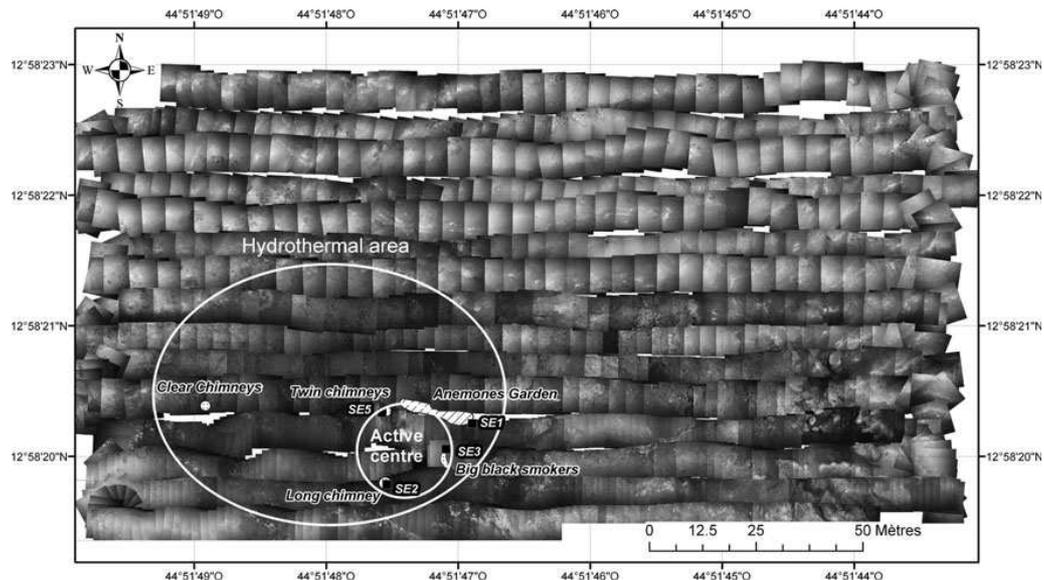


Figure 24 : Mosaïque réalisée à l'aide d'Adelie-OTUS (Fabri et al. 2011)

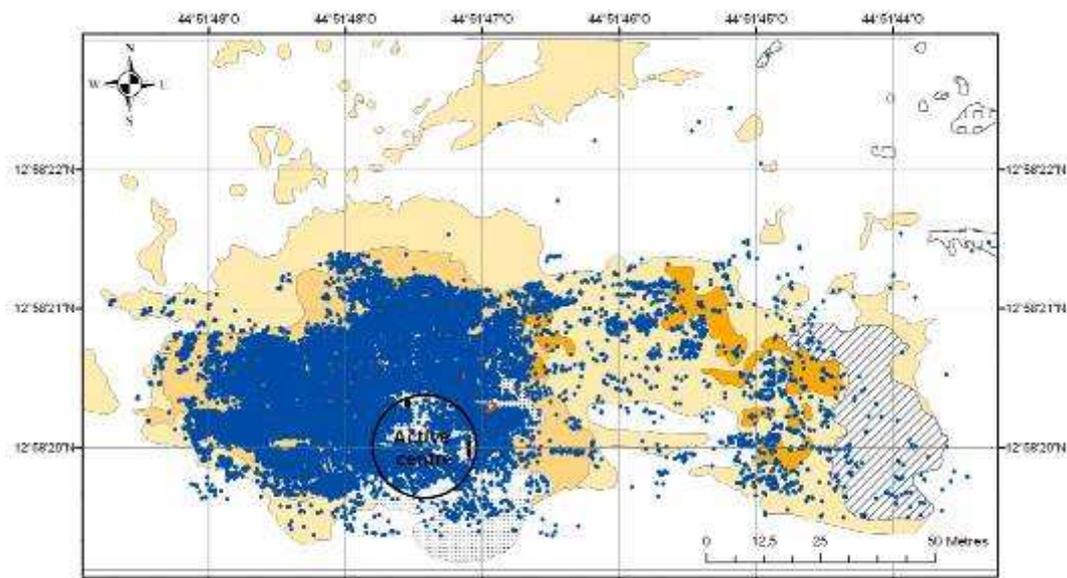


Figure 25 : Les informations extraites des images OTUS et de la mosaïque ont permis de cartographier les différents types de substrats, les espèces visibles et de calculer leur densité (Fabri et al. 2011)

Avantages et inconvénients

Les mosaïques de photos permettent de couvrir une surface importante voire un site d'étude complet. Elles permettent ainsi d'appréhender la géographie d'un site ainsi que la répartition des espèces. Les mosaïques de photos réalisées à partir de la navigation sont bien représentatives de la réalité si elles sont effectuées sur des surfaces planes.

Le rendu n'est pas correct sur des surfaces accidentées car la navigation est en général de mauvaise qualité. Le travail d'extraction de l'information ne peut pas être effectué de façon automatique car la mosaïque finale n'est pas un objet mais un ensemble d'objets qui se chevauchent. Ainsi une analyse d'image automatique par segmentation comme on pourrait le faire sur une photo n'est pas possible.

Application au milieu profond

Une utilisation opérationnelle sur un ROV ou un AUV est envisageable pour le suivi de l'étendue et/ou de la densité des communautés benthiques dont l'habitat est morcelé. Il est pour cela impératif que ces communautés soient déjà localisées et qu'elles soient installées sur des fonds relativement plats et horizontaux.

▪ Mosaïque par reconnaissance d'images (Algorithme MAGO)

Les photos sont acquises selon un trajet prédéfini ou non. Dans un premier temps le logiciel associe un ensemble d'images voisines grâce à l'utilisation du géoréférencement de chaque image. Puis il les ajuste par reconnaissance de forme, et il continue ses associations par itération successives. La mosaïque produite est un objet unique, une seule image volumineuse (fig. 26).

Cette technique est dépendante de la navigation du submersible (pour le positionnement des images) et de son attitude (pour l'orientation des images).

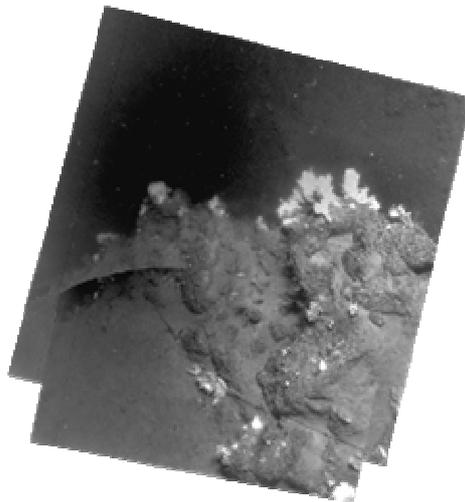


Figure 26 : Exemple de mosaïque créée par reconnaissance de forme puis fusion des images (algorithme MAGO).

Avantages et inconvénients

Cette méthode est utilisable aussi bien sur une zone plane que accidentée dans la mesure où la navigation est fiable, car il est possible de choisir différents modèles d'appariement des photos selon le cas. La mosaïque finale est un seul objet, une image, qui pourra être analysée par segmentation ultérieurement.

La reconnaissance de forme implique que la méthode soit utilisée sur un écosystème contrasté. Mais la répartition de la lumière sur les images au moment de l'acquisition doit être régulière afin que la mosaïque finale soit uniforme et que la reconnaissance de forme ne soit pas altérée par la surexposition qui peut survenir. Les zones d'ombres seront toujours un problème en cas de zone géographique accidentée. Cette technique de mosaïquage n'est pas encore opérationnelle, celle-ci est en cours de développement.

Application au milieu profond

Cette méthode serait utilisable pour cartographier et suivre l'étendue des habitats benthiques profonds.

Les mosaïques assemblées à partir de photos pourraient s'avérer utiles pour effectuer des traitements surfaciques, et obtenir des données ensuite utilisables comme métriques ou intégrables au sein d'un indice, notamment pour renseigner les indicateurs :

1.5.1 Etendue des habitats - Zone d'habitat (utilisation de ce logiciel sur des mosaïques d'images)

1.6.2 État des habitats- Abondance relative (et/ou biomasse, selon le cas)

6.1.1 Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat - Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné.

6.2.2 Etat des communautés benthiques - Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique (tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles).

En Méditerranée les techniques de mosaïques photos pourront être utilisées pour suivre l'étendue des habitats benthiques à partir d'AUV, notamment sur des zones plus ou moins planes, ou à partir de ROV, plutôt sur les zones accidentées. Cette technique pourra aussi être utilisée pour les assemblages présents sur des parois verticales. Le contourage des habitats permettra de suivre la variation temporelle de leur étendue.

3.4.3 Conclusions sur les indices et méthodes développés à partir de données d'imagerie optique

De manière générale, très peu d'indices ont été développés pour mesurer l'état des communautés à partir de l'imagerie optique, et cela a toujours été fait dans la zone photique (0-60 m) où l'imagerie optique est aujourd'hui facile à mettre en œuvre. Dans le domaine profond, de la lumière est nécessaire et elle doit être apportée par des engins sous marins souvent très sophistiqués. Ainsi, les indices existants sont peu nombreux et sont basés sur des observations visuelles ou sur des photos prises en plongée (fig. 27). Dans le cadre de réflexions préalables à la construction d'un indice pour les communautés profondes à partir des données de l'imagerie optique, il est possible d'extraire des pistes de ces indices existants.

Les indices qui pourraient être utilisés après adaptation vont différer suivant le type de substrat :

- Pour les communautés de substrat meuble, l'indice « BHQ » modifié, calculé à partir de photos prises par la technique SPI (Sediment Profile Imaging), pourrait permettre de répondre à l'indicateur 1.6.1 Etat des espèces et des communautés typiques.
- Pour les communautés de substrat dur, l'indice « FAST » et l' « approche paysagère » modifiés, basés sur un traitement semi-quantitatif des données vidéos, pourraient permettre de répondre à l'indicateur 1.6.1 Etat des espèces et des communautés typiques.

Dans tous les cas, des études préalables, avec notamment l'acquisition *in situ* de nouvelles données, seront nécessaires pour adapter ces indices au domaine profond.

L'imagerie optique permet de mesurer l'état des espèces et des communautés benthiques (critères 1.6 et 6.2). En effet, l'acquisition de données optiques à petite échelle et à haute résolution permet de mesurer des paramètres précis comme la taille, le nombre de branches, etc. En revanche, pour mesurer la répartition et l'étendue des habitats (critères 1.4 et 1.5), les mesures doivent s'effectuer à plus grande échelle, grâce aux techniques d'imagerie acoustique (voir plus loin).

L'imagerie optique est divisée en deux grandes techniques : la photo et la vidéo. L'acquisition de vidéos nécessite un éclairage constant qui ne peut être maintenu que grâce à l'apport d'énergie par le câble électroporteur qui relie le ROV au bateau. De plus, le stockage des enregistrements vidéos nécessite des espaces mémoires importants. Ce sont autant de limites technologiques qui empêchent l'utilisation de la vidéo à partir d'engins autonomes (fonctionnant sur batteries).

En revanche, l'acquisition de photos peut s'effectuer aussi bien à partir d'un ROV que d'un AUV grâce à un éclairage intermittent (flashes) qui réduit les besoins en énergie. Un AUV permet également de couvrir de plus grandes zones de façon autonome. Ces considérations techniques seront également à prendre en compte au cours du développement d'un indice afin qu'il soit adapté au type des données acquises.

Il ressort de cet état de l'art qu'il n'existe aucun indice directement applicable à la mesure de l'état des communautés benthiques profondes (Critères 1.6 et 6.2) à partir des données de l'imagerie optique. Un développement méthodologique est donc nécessaire et des réflexions préalables à la construction d'un indice concernant l'état des communautés benthiques profondes seront détaillées dans la partie 4 de ce rapport, en s'inspirant notamment des indices et des méthodes existants.

INDICE ou METHODE	Objectifs	Perturbations détectées	Organismes candidats	Moyen d'investigation	Nombre de réplicats, surface échantillonnée, nombre de transects	Référence
BHQ	Mesure la qualité de l'habitat benthique	Eutrophisation, anoxie, chalutage	Endofaune (bioturbation) Substrats meubles	SPI	3 photos par station minimum	Nilsson & Rosenberg 1997
CARLIT	Indicateur de la qualité des eaux côtières	Diminution de la qualité des eaux côtières (eutrophisation, urbanisation, pollution)	communautés de l'infralittoral supérieur dominées par les macroalgues substrats durs	Transect visuel	Un transect par portion de côte	Ballesteros et al. 2007
Approche paysagère	Mesure de la diversité paysagère	Espèces invasives, mortalité faune fixée, envasement, déchets, etc.	faune et flore fixées, faune mobile (> 1 cm) substrats meubles ou durs	Transect visuel	1 transect aléatoire de 40 minutes par site et par observateur	Créocéan, 2009.
FAST	Mesure de la diversité des assemblages de téléostéens	Surpêche	Espèces de téléostéens commerciales et patrimoniales substrats meubles ou durs	Transect visuel	6 transects aléatoires de 15 minutes entre 0 et 20m par site	Seytre & Francour 2008
CAI	Mesure de l'état des assemblages coralligènes	Multiples	Bryozoaires et organismes constructeurs Substrats durs	Quadrat photographique	30 quadrats (50*50 cm) sur un transect de 40m par site	Deter et al., 2012

Figure 27 : Synthèse des différents indices développés à partir de données optiques

OUTILS DE TRAITEMENT DE L'IMAGERIE OPTIQUE	Matériel traité	Capacités	Limitations	Référence
Adelie Vidéo annotation	Enregistrements vidéo	Annotation des vidéos en synchronisation avec la navigation	Dépendant de la qualité de la navigation	Ifremer
Logiciels d'analyses quantitatives de l'image (SEASCAPE, CPCe, photoQuad)	Photo	Segmentation automatique, calcul de taux de couverture par méthode des points aléatoire, calculs de distances	Méthode des points aléatoires présentant une grande variabilité suivant la taille des organismes	Teixidó et al. 2011 Kohler & Gill, 2006 Trygonis & Sini 2012
MATISSE	Images vidéo	Assemblage d'images issues de la vidéo et création d'une mosaïque géoréférencée	Perte de fiabilité du géoréférencement, applicable uniquement sur des données acquises sur un substrat plat.	Ifremer
Adélie-OTUS	Photos N&B issues de la caméra verticale OTUS	Plaquage de photos géoréférencées dans un SIG	Mosaïque de photos ne permettant pas un post-traitement automatisé. Rendu de moyenne à faible qualité sur les zones accidentées	Ifremer
MAGO	Photos	Création d'une mosaïque par fusion de photos et reconnaissance de formes (objet final unique). Sur zones accidentées ou non.	Difficilement accessible pour les non-initiés (complexité des algorithmes), outils en cours de développement.	Ifremer, Communication personnelle

Figure 28 : Synthèse des différents outils de traitement de l'imagerie optique existants

3.5 Apport de l'imagerie acoustique

Les indices et méthodes développées à partir de données d'imagerie optique permettent d'évaluer un certain nombre de paramètres concernant les communautés benthiques profondes. Cependant, cette échelle d'évaluation est très restreinte par rapport à la probable distribution de ces communautés. Les méthodes d'imagerie acoustique vont permettre d'acquérir des données à plus grande échelle, et leur utilisation couplée aux méthodes d'imagerie optique constitue actuellement le moyen le plus intéressant pour cartographier et évaluer l'état des communautés benthiques profondes.

Le développement des technologies acoustiques permet de produire des cartes basées sur la réflectivité du fond. Longtemps utilisée pour la constitution de cartes topographiques, cette technique est maintenant utilisée pour déterminer la nature des fonds géologiques mais aussi "écologique" grâce à une lecture plus fine de l'écho reçu en retour. En combinant cette approche par de l'échantillonnage sur la nature des constituants biologiques et géologiques du fond, il est maintenant possible de produire des cartes thématiques pour des applications de gestion.

3.5.1 Les sondeurs multifaisceaux

Ce sont des outils communs pour l'établissement des cartes bathymétriques: un signal sonore émis par le navire permet, après réverbération sur le fond et enregistrement de l'écho en retour, de déterminer la profondeur moyenne à la verticale du navire, en fonction du temps de trajet de l'onde sonore, sous réserve d'une hypothèse sur la vitesse moyenne de parcours (fig. 29). Ils permettent d'acquérir en même temps la bathymétrie du fond et les informations de rétrodiffusion (ou réflectivité) sur une large surface. En combinant les cartes bathymétriques et les cartes de réflectivité, le fond peut être interprété de façon plus approfondie. Les sondeurs multifaisceaux travaillent à des fréquences généralement comprises entre 13 et 100 kHz selon le modèle, ce qui joue sur la portée (12000 à 1500 m respectivement).

Les cartes bathymétriques sont constituées à partir des ondes directes. Les cartes de rétrodiffusion sont constituées à partir de l'information qui est contenue dans les ondes annexes (fig.29). L'intensité des échos du fond produit en retour un signal complexe qui dépend de ses propriétés physiques. Ces informations acoustiques sont interprétées en termes de "dureté" acoustique (coefficient de réflexion acoustique) et de "rugosité" acoustique (coefficient de diffusion). Un fond dur et lisse produira des échos forts qui apparaissent en blanc sur les cartes. Inversement, un fond rugueux et meuble produira des échos faibles qui apparaissent en gris sur les cartes.

Pour segmenter les mosaïques acoustiques en régions de rétrodiffusion similaire, la plupart des études sont basées sur l'interprétation humaine. Plus récemment, des méthodes automatiques de segmentation basées sur l'image ont été testées et des méthodes basées sur l'analyse du signal sont également développées (Brown et al. 2011).

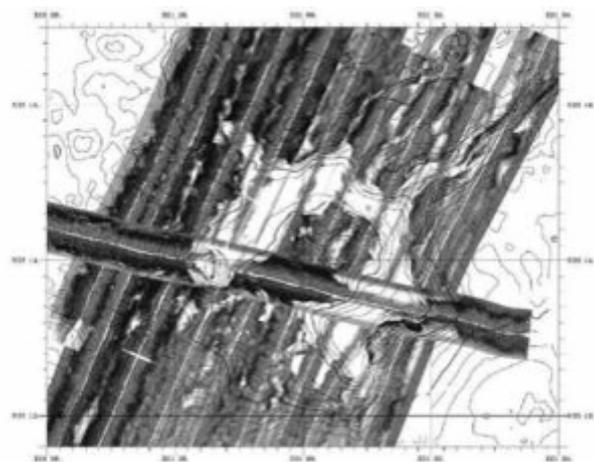
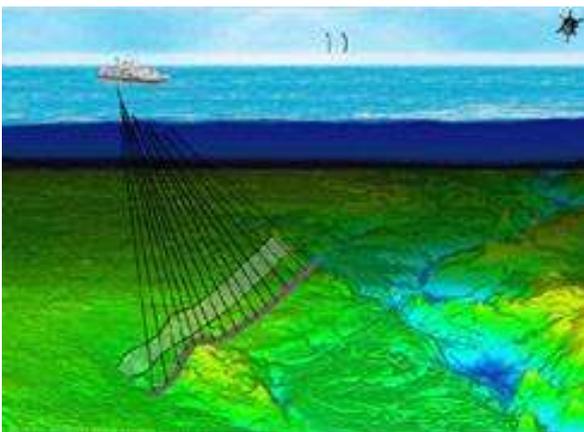


Fig. 29 : Mise en œuvre d'un sondeur multifaisceaux et carte de rétrodiffusion obtenue. Image mosaïque sur laquelle ont été superposées les isolignes de bathymétrie (Medriff CEE MAST2, P. Saget, www.ifremer.fr)

Exemple d'utilisation du sondeur multifaisceaux pour cartographier des parois verticales : Cartographie à très haute résolution des communautés de coraux d'eau froides (Huvenne et al. 2011)

Au Nord du Golfe de Gascogne, dans le canyon Whittard, une falaise de 120m de haut, avec un surplomb d'environ 20 m et recouverte de coraux, a été découverte et cartographiée à l'aide du ROV Isis, donc le sondeur multifaisceaux a été configuré dans une position de « vision » vers l'avant (à la place de l'habituelle position vers le bas). La falaise a été cartographiée à 30m de distance puis à 7m de distance, ce qui a permis de mettre en évidence les colonies individuelles de coraux, et la couverture par la faune a pu être estimée à 70 % (fig. 30).

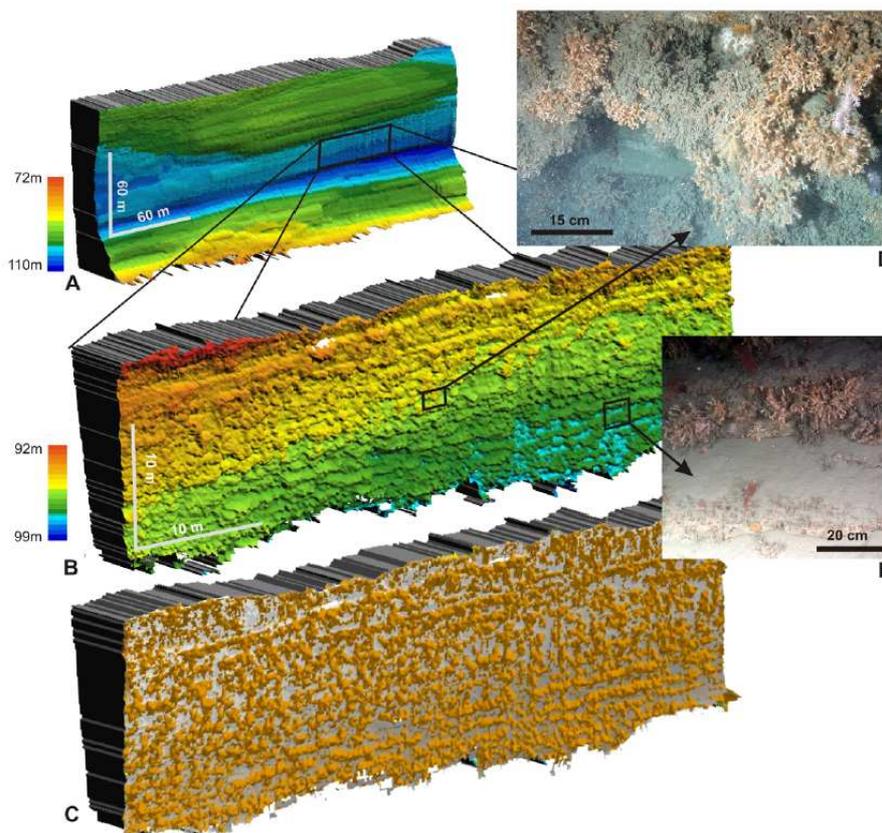


Figure 30 : Morphologie et photographies des communautés de coraux d'eau froide dans le canyon Whittard. A. Morphologie de la falaise cartographiée à 30 m de distance, taille du pixel 0.5m. L'échelle de couleur indique la distance par rapport à un plan vertical arbitraire et quasi-parallèle à la falaise et au transect du ROV. B. Morphologie de la falaise cartographiée à 7m de distance, taille du pixel 0.1m. Les lignes subhorizontales correspondent à l'alignement des colonies de coraux sur des strates rocheuses saillantes. C. Transformation top-hat de la carte précédente, qui indique une couverture corallienne d'environ 70%, en orange. D. Grandes colonies de *Lophelia* (jusqu'à 50 cm de diamètre). E. Illustration de la préférence des coraux pour des strates et des rebords spécifiques. Figure extraite de Huvenne et al., 2011.

Les sondeurs multifaisceaux permettent d'acquérir des données à haute résolution et à grande échelle sur la morphologie et la réflectivité du fond. Grâce à ses données, il est possible de modéliser la distribution des habitats (voir plus loin) et ainsi estimer leur étendue à l'échelle de la zone sondée. En utilisant un sondeur multifaisceaux à partir d'un ROV, des zones d'intérêt comme des falaises peuvent être cartographiées à très haute résolution, ce qui permet de mieux comprendre la répartition et l'étendue de l'habitat à petite échelle.

L'utilisation des sondeurs multifaisceaux permettra de renseigner les indicateurs suivants :

1.4.2 Répartition des habitats - Schéma de répartition

1.5.1 Etendue des habitat - Zone d'habitat

Les Systèmes Acoustiques de Classification Automatique de la nature des Fonds (SACLAF)

Les SACLAF reposent sur le principe que les types de fond peuvent être distingués par leurs propriétés de réflectivité (Ehrhold 2003). Les SACLAF produisent des cartes représentant les propriétés acoustiques du fond et pour les plus élaborées la distribution des faciès sédimentaires et des biotopes associés. Ces systèmes sont le plus souvent associés à des moyens visuels de caractérisation du fond afin d'être calibrés correctement. Comme tous les autres systèmes d'imagerie, la capacité des SACLAF à différencier les habitats (biotopes et les communautés benthiques associées) est fonction de la complexité de leur distribution spatiale.

Les SACLAFS sont connectés à un sondeur monofaisceau dont la fréquence sera soit basse (30 à 50 kHz), soit haute (200 kHz). La fréquence conditionne la pénétration dans le substrat. A basse fréquence la pénétration des ondes dans le substrat peut atteindre plusieurs mètres alors qu'à haute fréquence n'est que de quelques centimètres à quelques décimètres.

Les principaux systèmes utilisés sont RoxAnn et QTC View, ils enregistrent la profondeur et mesurent le signal de rétrodiffusion en relation avec les propriétés du fond. Les données issues des SACLAFS sont divisées en classes acoustiques en utilisant une segmentation basée sur l'importance des retours des échos. Pour des applications de cartographie des habitats, les classes acoustiques sont ensuite reliées à des caractéristiques spécifiques du fond grâce à des données de vérité-terrain. La rétrodiffusion issue de ces systèmes à incidence verticale est beaucoup plus facile à segmenter comparée à la rétrodiffusion issue des sondeurs à balayage latéral ou des sondeurs multifaisceaux. Cependant leur faible résolution et leur couverture incomplète du fond ont fait que ces systèmes sont souvent remplacés aujourd'hui par des systèmes de sondeurs multifaisceaux et de sonars à balayage latéral (Brown et al. 2011).

Ces systèmes automatiques ont été utilisés sur le plateau continental, mais aucune application profonde (> 250 m) n'a été trouvée dans la littérature existante.

Alors qu'ils évaluaient l'utilisation du système RoxAnn comme un outil de cartographie des habitats à grande échelle autour des côtes écossaises, des scientifiques ont remarqué que la bioturbation (densité des terriers) semblait avoir un effet sur le signal acoustique obtenu (Pinn & Robertson 1998). En effet, sur un type de sédiment uniforme et homogène, les changements de densité des terriers de langoustine ont expliqué 94 % des variations du signal acoustique de RoxAnn. Ces mêmes auteurs ont cependant tempéré ces résultats par la suite lorsqu'ils ont effectué une nouvelle étude sur différents type de sédiments, moins homogènes que dans l'étude initiale, et différentes densités de terriers qui n'a pas permis de mettre en évidence la corrélation entre les variations du signal acoustique et la densité des terriers (Pinn & Robertson 2001). Des recherches supplémentaires seraient nécessaires.

Les SACLAF permettent de distinguer différents faciès sédimentaires. Une étude préalable serait nécessaire et permettrait de tester la faisabilité de leur utilisation à plus grande profondeur et de calibrer la classification à l'aide d'une vérité-terrain (prélèvements ou imagerie optique). En cas de succès, les SACLAFS pourrait être utiles pour classer les différents substrats meubles et ainsi différencier l'habitat des *Funiculina quadrangularis* (vases molles) et l'habitat des *Isidella elongata* (vases compactes).

L'utilisation des SACLAF permettra alors de renseigner les indicateurs suivants :

1.4.2 Répartition des habitats- Schéma de répartition

3.5.2 Sonar à balayage latéral

Ce système, composé d'un poisson tracté derrière l'embarcation à une altitude constante au-dessus du fond (entre 10 et 15 m), est mis en œuvre pour des fonds inférieurs à 10 m de profondeur. Le sonar latéral balaye le fond à une fréquence généralement élevée comprise entre 100 kHz et plusieurs centaines de kHz. La résolution est de quelques centimètres et la portée de quelques centaines de mètres.

Un sonar latéral a pour fonction de constituer des images acoustiques détaillées des fonds marins. Un faisceau sonore étroit est émis avec une incidence rasante, et intercepte le fond selon une fine bande s'évasant avec la distance. A l'intérieur de cette zone, le signal émis, très court, va délimiter une zone insonifiée de très faible dimension qui va balayer toute la zone couverte ou *fauchée*. L'écho ainsi recueilli au cours du temps est une représentation de la réflectivité du fond le long de la fauchée, et surtout de la présence d'irrégularité ou de petits obstacles qui sont "vus" par le signal très résolvant. Ce signal, enregistré latéralement à la direction d'avancée du sonar (*side-scan sonar*) est juxtaposé aux signaux successifs déjà obtenus par le sonar pendant son avancée, constituant ainsi, ligne après ligne, une véritable "image acoustique du fond" (fig. 31).

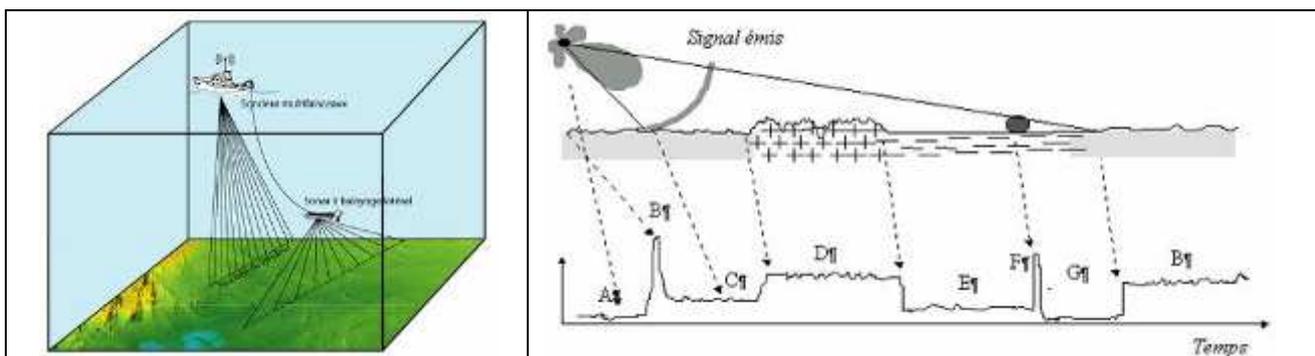


Fig. 31 : Mise en œuvre d'un sonar latéral et fonctionnement - A: bruit et réverbération dans l'eau- B: premier écho de fond- C: zone de sable- D: roche- E: vase- F: écho de cible- G: ombre portée par la cible (X. Lurton, www.ifremer.fr)

Sur ces images acoustiques (sonogrammes), les types de fonds, les zones de roches ou des biocénoses spécifiques (maërl, moulières, crépidules, lanices, herbiers...) sont différenciés et délimités avec précision. En effet, en fonction de la densité des individus sur le fond, les propriétés acoustiques du substrat sont modifiées et ces biocénoses peuvent être détectées par le sonar. Son principe repose donc sur une signature acoustique propre à chaque type de substrat (morphologie et composition granulométrique du fond). L'utilisation de ce système pour la cartographie des habitats nécessite des levés acoustiques complémentaires ainsi que des prélèvements sédimentaires et des enregistrements par caméra vidéo pour aider à l'interprétation des données. Des classifications automatiques et semi-automatiques existent (segmentation d'images, voir plus haut).

Avantages et inconvénients

Les techniques acoustiques permettent de cartographier à haute résolution une grande surface en peu de temps. Ces méthodes sont moins coûteuses que des méthodes d'imagerie optique, mais elles ne permettent généralement pas d'évaluer l'état des habitats cartographiés. L'imagerie optique et l'imagerie acoustique sont deux techniques complémentaires.

Le sonar à balayage latéral permet d'identifier différents faciès acoustiques, qui après la mise en œuvre d'une vérité terrain, sont interprétés en différents habitats. Il permet également d'identifier les traces de chalutage. Son utilisation permettra de renseigner les indicateurs suivant :

1.4.2 Répartitions des habitats- Schéma de répartition

1.5.1 Etendue des habitat-Zone d'habitat

6.1.1 Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat - Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné.

6.1.2 Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat- Étendue des fonds marins sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats.

En Méditerranée, le sonar à balayage latéral pourra être utilisé pour mesurer l'étendue des fonds marins du Golfe du Lion qui sont perturbés par le chalutage. Il pourra également être utilisé pour cartographie finement la répartition et l'étendue des habitats benthiques profonds, en complément de l'utilisation d'un sondeur multifaisceaux.

En Atlantique, les coraux d'eau froide sont parfois chalutés et le sonar à balayage latéral pourrait permettre de mettre en évidence cet impact.

Exemple 1: Mosaïques acoustiques et interprétations des habitats (Vertino et al. 2010)

La combinaison de l'imagerie acoustique du fond à l'analyse de vidéos et de prélèvements est une procédure très efficace pour détecter et étudier les monts et les bancs présentant des coraux profonds au sud de l'Italie. Les données vidéos et les échantillons collectés ont été analysés pour classer les habitats benthiques de deux sites « coralliens » de Santa Maria di Leuca (Italie). Les vidéos et les échantillons ont aussi été utilisés pour interpréter les mosaïques à haute résolution du sonar à balayage latéral (fig. 32).

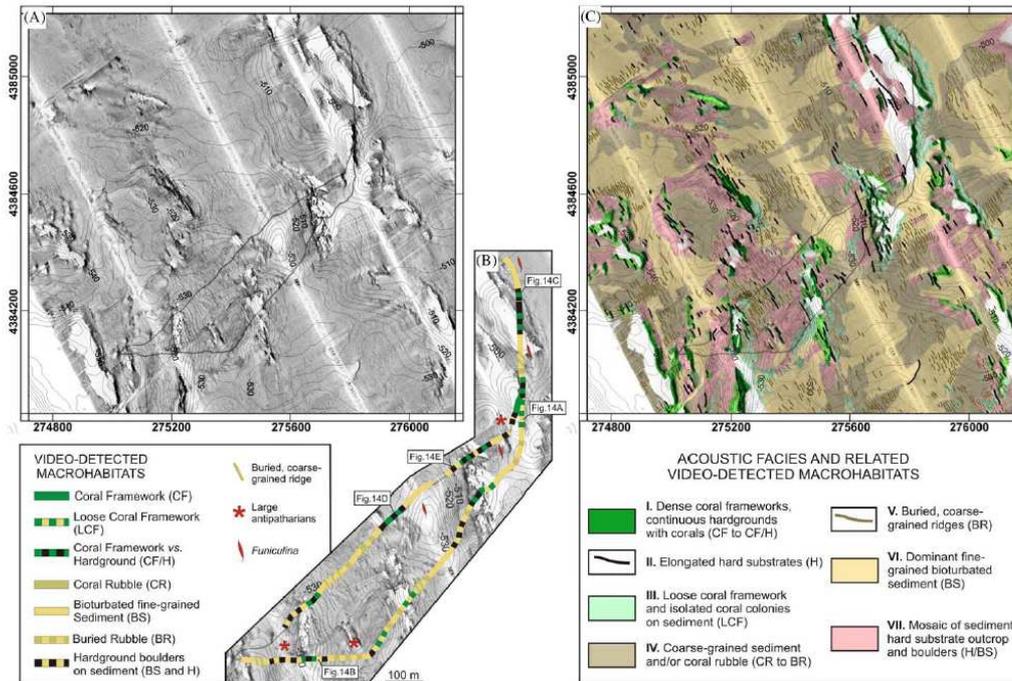


Figure 32 : Site MS06- Santa Maria di Leuca (a) Mosaïque du sonar à balayage latéral et transect vidéo superposés sur les contours bathymétriques. (b) Détail de (a) : Macrohabitats détectés grâce à la vidéo le long du transect. (c) Interprétation des faciès acoustiques. Figure extraite de Vertino et al., 2010.

Exemple 2: Utilisation du sonar à balayage latéral pour mettre en évidence l'impact du chalutage sur les communautés de coraux d'eau froide (Roberts et al. 2006)

Le sonar à balayage latéral permet de visualiser les traces de chalutage et même parfois les impacts induits, notamment sur les coraux d'eau froide en Atlantique comme sur la figure 33 (Roberts et al. 2006). C'est donc un outil utile pour quantifier l'étendue du chalutage sur une zone.

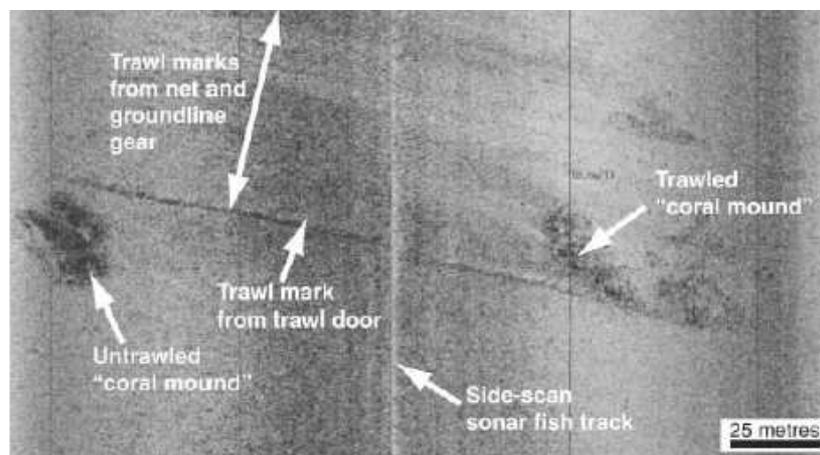


Figure 33 : Image du sonar à balayage latéral montrant les dommages du chalutage sur le Mont Darwin à 1000m de profondeur dans l'Atlantique Nord-Est. La réduction de la réflectivité pour le mont endommagé (zones plus claires) par le chalutage suggère clairement une diminution d'abondance des coraux. Figure extraite de Roberts et al., 2006

3.5.3 Les sondeurs de sédiments

Les sondeurs de sédiments sont des équipements acoustiques utilisés pour visualiser les strates sédimentaires enfouies jusqu'à plusieurs dizaines de mètres de profondeur dans le sédiment. Les sondeurs de sédiments travaillent à des fréquences généralement comprises entre 1,8 et 5,3 kHz. Les données des sondeurs de sédiments peuvent être utilisées pour réaliser des études qualitatives des structures géologiques et des processus sédimentaires (fig. 34).

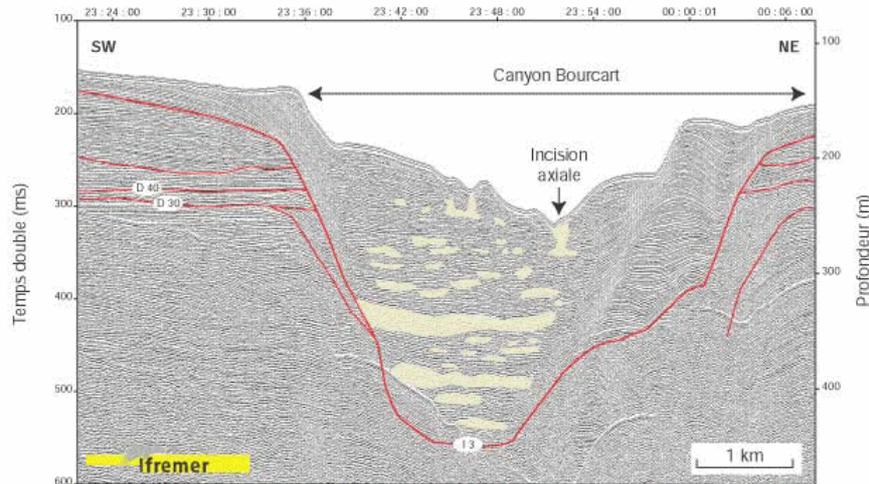


Figure 34. Coupe transversale dans le canyon de Bourcart en Méditerranée occidentale (S. Berne, www.ifremer.fr)

Un sondeur de sédiment a été employé dans le cadre d'une étude visant à caractériser la géomorphologie de la zone de Santa Maria di Leuca en Italie et à interpréter les processus sédimentaires récents et leurs possibles interactions avec la distribution et la croissance des coraux d'eau froide (Savini & Corselli 2010). 800 km de transect ont été effectués avec le sondeur de sédiments dont la fréquence pouvait varier de 1 à 12 kHz. Les données récoltées, associées aux données haute résolution du sondeur à multifaisceaux ont permis de mieux documenter l'importante complexité morphologique de la zone. Des échos de type hyperbolique ont été détectés (fig. 35) et correspondraient en partie aux monts carbonatés qui présentent des colonies vivantes et mortes sur leur sommet d'après les données de vérité terrain (Savini & Corselli 2010).

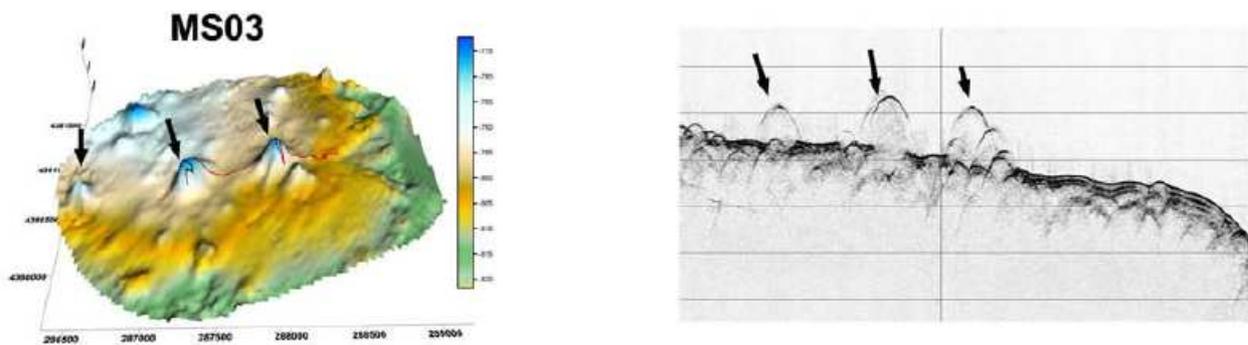


Figure 35 : Exemple de données bathymétriques détaillées et de données obtenues avec le sondeur de sédiment sur les zones où les coraux ont été visuellement détectés. Les flèches indiquent la correspondance entre les données du sondeur multifaisceaux et du sondeur de sédiments aux sites où des colonies mortes et vivantes ont été visuellement détectées.

Cette technique pourrait être utile lors de la phase d'exploration pour localiser les zones de vases compactes et de vases molles le long d'un transect (habitats potentiel des *Isidella elongata* et des *Funiculina quadrangularis*, à vérifier par l'intermédiaire de vérités-terrain).

Technologie	Finalité	Limitations	Profondeur max d'utilisation	Fréquence d'utilisation
Sondeur multifaisceaux	Création de cartes bathymétriques et de cartes de réflectivité		12000 m	13 – 100 kHz
SACLAFS	Classification automatique de la nature des fonds	Faible résolution, couverture incomplète du fond. Calibration nécessaire à l'aide d'imagerie optique.	250 m	30 – 200 kHz
Sonar à balayage latéral	Image acoustique détaillée du fond	Interprétation nécessaire des faciès acoustiques par des experts et à l'aide de vérités-terrain	6000 m (SAR Ifremer)	100 – 500 kHz
Sondeur de sédiments	Visualisation des différentes couches sédimentaires	Résultat obtenu : profil le long d'un transect. On ne peut pas faire de carte. Interprétation par un expert nécessaire.	4000 m	1.8 – 5.3 kHz

Figure 36 : Synthèse des différentes technologies acoustiques utiles pour la cartographie des habitats

3.6 Les méthodes de modélisation

3.6.1 L'emploi de substituts de la biodiversité ou « surrogates »

L'utilisation des relations entre les facteurs abiotiques et le biota pour prédire les patterns de richesse spécifique ou les assemblages offre une alternative prometteuse à l'échantillonnage biologique. L'idée que les propriétés physico-chimiques d'un système (fig. 37) puissent constituer un substitut (« surrogate ») de la biodiversité est intuitive, mais ce n'est que récemment que les relations entre les organismes et leur environnement ont été suffisamment étudiées et testées avec des outils mathématiques pour permettre l'estimation de la richesse spécifique, la modélisation de la distribution des espèces et la prédiction des patterns d'assemblages, et ce, à partir des seules données environnementales (McArthur et al. 2010).

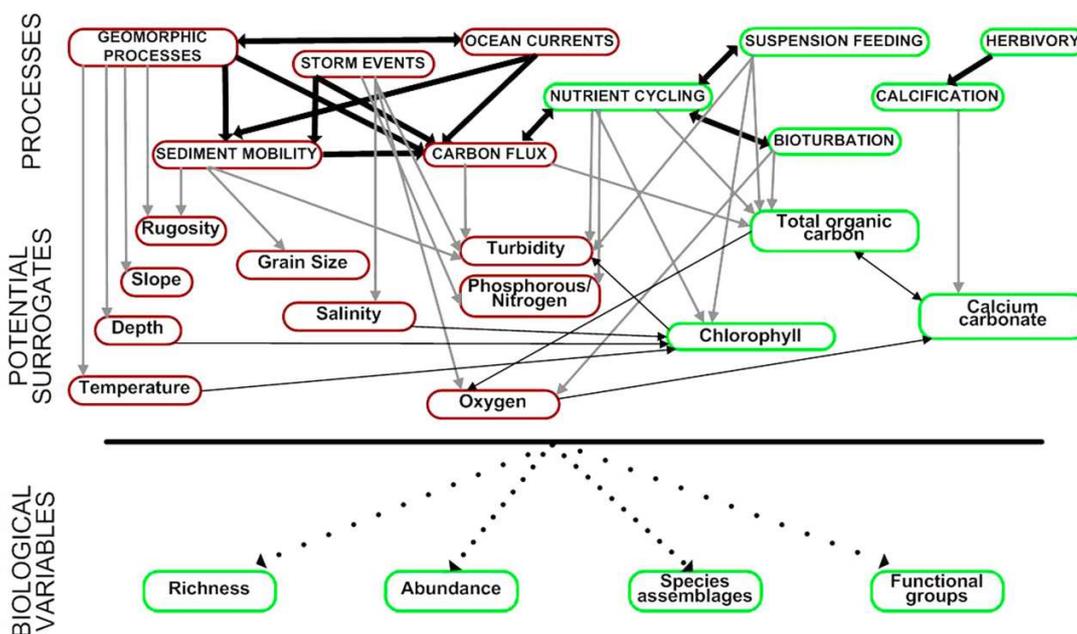


Figure 37 : Dessin conceptuel des drivers de biodiversité dans les écosystèmes marins et quelques substituts potentiels. En rouge : facteurs abiotiques, en vert, facteurs biologiques ou biophysiques. Figure extraite de McArthur et al., 2010.

On sait peu de chose sur les patrons de diversité des assemblages biologiques dans les environnements profonds, surtout parce que l'échantillonnage du biota sur de larges zones est difficile et coûteux en termes de temps et d'argent. En revanche, les capacités de cartographie physique se développent rapidement et deviennent moins coûteuses. En conséquence, le besoin croissant de gestion et de conservation des ressources marines, particulièrement pour les zones profondes sensibles aux perturbations anthropiques, est en train de promouvoir l'utilisation des données physiques comme des « surrogates » pour prédire les assemblages biologiques (Anderson et al. 2011). Cependant, des précautions doivent être prises quant à la déduction des patterns biologiques du fond à partir de ces études. Il existe rarement des relations exclusives entre les cartes abiotiques à cette échelle et les patterns de distribution des espèces/habitats. Des cartes à grande échelle de caractéristiques abiotiques ne sont pas des cartes d'habitats, et ne peuvent le devenir qu'avec l'ajout de données biologiques (Brown et al. 2011).

3.6.2 La modélisation prédictive des habitats

Le besoin grandissant de gestion et de conservation des habitats et espèces menacées requiert une meilleure compréhension de la distribution de ces espèces et de ces habitats. La modélisation prédictive est une méthode qui, à partir de données d'échantillonnage limitées et de données acoustiques, permet de produire des cartes de distribution continue. C'est une méthode particulièrement utilisée dans l'environnement profond où il est très coûteux d'effectuer des recensements et des suivis exhaustifs et où un certain nombre de communautés sont identifiées comme des habitats vulnérables (Howell et al. 2011). Par ailleurs, parmi les critères d'état écologique de la DCSMM recommandés par la commission européenne, il y a plusieurs indicateurs qui se réfèrent à la composante spatiale des habitats ou des espèces (cf partie 3). La modélisation de l'habitat potentiel peut donc être utile pour répondre à certains critères d'état écologique de la DCSMM dans le cas des espèces et habitats profonds. Les modèles prédictifs sont construits par l'association des données abiotiques, acquises par méthodes acoustiques, et des données acquises *in situ*, par exemple les caractéristiques géologiques et biologiques observées sur vidéos (fig. 38).

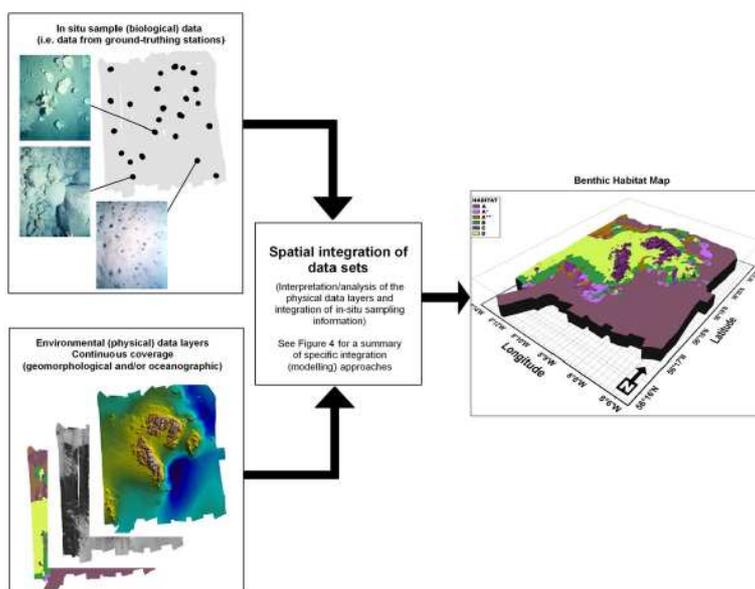


Figure 38 : Approche générale de la production de cartes d'habitats benthiques. Figure extraite de Brown et al., 2011

Exemple 1: Modélisation de la distribution des coraux d'eau froide (Ecological Niche Factor Analysis) (Dolan et al. 2008)

Des données vidéo et des données de sondeur multifaisceaux à haute résolution (0.5 m) ont été acquises à partir d'un ROV sur les flancs d'un mont carbonaté (-850 m). Des mesures quantitatives de la pente, de l'orientation, de la rugosité et de la courbure du fond ont été calculées pour différentes échelles spatiales à partir de la bathymétrie acquises par le ROV (fig. 37).

Ces paramètres ont été analysés par rapport à leur importance écologique dans la distribution des coraux d'eau froide et ont été utilisés dans l'Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) pour identifier les zones les plus propices pour la colonisation des coraux sur l'ensemble de la zone couverte par les données bathymétriques du ROV (fig.39). Cette approche fournit un contexte spatial aux observations vidéo et souligne l'importance des variables bathymétriques qui influencent la distribution des coraux.

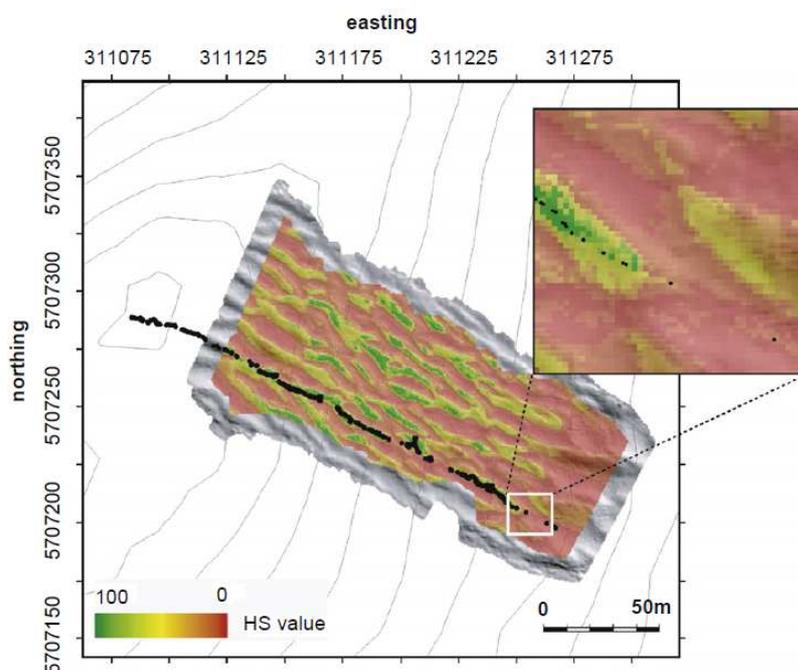


Figure 39 : Prédiction de l'habitat propice des coraux d'eau froide *Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata* sur la zone couverte par les données du sondeur multifaisceaux du ROV. Cette carte de prédiction de l'habitat a été créée à partir de l'ENFA (algorithme de moyenne harmonique et sept facteurs retenus). Les zones les plus propices à l'installation des coraux sont figurées en vert et les moins propices en rouge. Les observations issues de la vidéo se retrouvent principalement dans les zones prédites comme propices, mais quelques observations se situent dans des zones moins propices, reflétant le fait que les coraux ne sont pas seulement présents dans l'habitat optimal.

Exemple 2 : Prédiction de la distribution des habitats benthiques sur un banc rocheux (Buhl-Mortensen et al. 2009)

Une procédure pour produire des cartes de prédiction de biotopes est décrite. Elle combine les informations sur la distribution des communautés avec des facteurs environnementaux et des indicateurs. Une analyse de correspondance détendancée (DCA) est utilisée pour relier l’environnement du fond (incluant des descripteurs physiques multi-échelles dérivés des données de sondeurs multifaisceaux, fig. 40) et la distribution de la faune afin de trouver les meilleurs descripteurs physiques des biotopes.

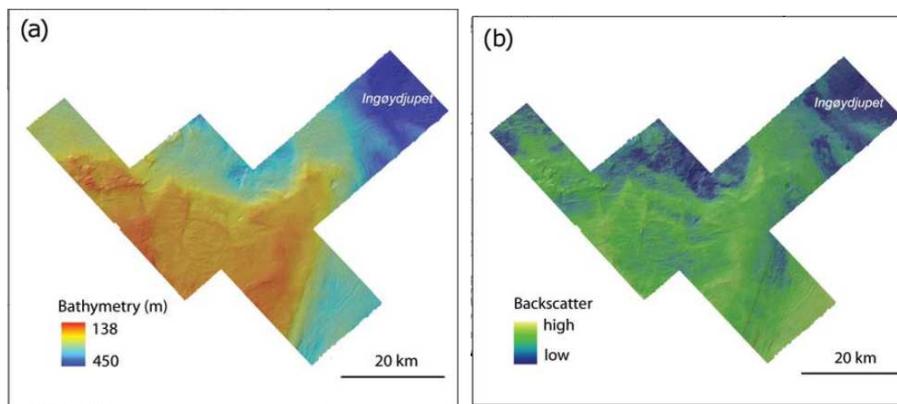


Figure 39 : Données acquises par sondeur multifaisceaux sur un banc rocheux au large de la Norvège. (a) Bathymétrie (b) Réflectivité. Figure extraite de Buhl-Mortensen et al., 2009

La DCA de 252 échantillons de vidéos (séquences de 200m de long) a révélé six groupes de zones représentant différents biotopes (fig. 41). Ils sont caractérisés par des compositions spécifiques, substrats, profondeurs et valeurs de paramètres de terrain différents. La prédiction de la distribution des biotopes a été faite en utilisant une classification SIG supervisée avec les descripteurs physiques dérivés du sondeur multifaisceaux qui possèdent le plus fort pouvoir explicatif identifiés par la DCA (profondeur, réflectivité et indice de position bathymétrique à grande échelle).

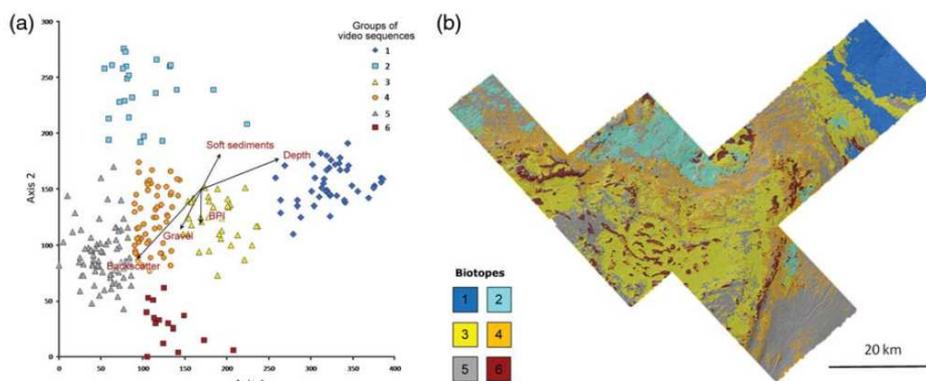


Figure 40 : (a) Analyse de correspondance détendancée (DCA) base sur la composition spécifique de 252 séquences vidéos. Les flèches indiquent les relations entre les variables environnementales et les axes d’ordination. La longueur des flèches indiquent l’importance de corrélations. (b) Carte provisoire des biotopes du banc rocheux. Figure extraite de Buhl-Mortensen et al., 2009.

La modélisation de la distribution des habitats benthiques est nécessaire pour estimer la répartition des différents habitats à l’échelle de la sous-région marine ainsi que pour estimer l’étendue des habitats à l’échelle d’un canyon. Elle nécessite l’acquisition de nouvelles données bathymétriques et de réflectivité qui ont une résolution très fine, ainsi que des données sur le fonctionnement hydrodynamique des zones étudiées.

L’utilisation des méthodes de modélisation des habitats benthiques permettra de renseigner les indicateurs suivants :

- 1.4.2 Répartitions des habitats- Schéma de répartition
- 1.5.1 Etendue des habitat-Zone d’habitat
- 6.1.1 Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat - Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné.

4 Conclusion

Les indices identifiés dans les chapitres précédents ne sont pas applicables tels quels dans le domaine profond, soit parce que les prélèvements ne pourront pas être effectués en aussi grande quantité, soit parce que les espèces ne sont pas encore toutes connues, soit parce qu'elles ne pourront pas toutes être identifiables de façon opérationnelle (il faudrait faire appel à un taxinomiste par groupe, les taxinomistes ne sont pas forcément en France, cela coûterait trop cher). Dans le domaine profond, les perturbations identifiées seront dues à la pêche et/ou à l'envasement. L'envasement peut être riche en MO ou non. L'enrichissement en MO (hypoxie) sera rare en Méditerranée, par contre l'envasement, notamment dans les canyons, pourra être une cause de perturbation.

Certains indices fournissent des pistes qu'il faut retenir pour la construction d'un ou de plusieurs indices sur l'état des communautés benthiques profondes.

Cet état de l'art a été effectué avec pour objectif de préparer le travail suivant qui sera une réflexion sur la construction d'un indicateur basé sur l'imagerie qui permettra de répondre au critère 1.6 sur l'Etat des habitats, notamment 1.6.1 Etat des espèces et communautés typiques. Cette réflexion fait l'objet d'un autre document.

5 Annexe : Méthodes utilisables pour la mesure de l'Etat Ecologique des habitat benthiques profonds méditerranéens

Les tableaux suivants sont des synthèses concernant les différents critères et indicateurs des Descripteurs 1 (Biodiversité) et Descripteurs 6 (Intégrité des fonds). Dans ces tableaux sont figurés les différents outils éventuellement utilisables (méthodes, techniques, logiciels, indices qui ont été décrits dans le rapport) qui permettront de renseigner les indicateurs du BEE pour les communautés benthiques du domaine profond.

D1 - Biodiversité	Espèces rares et/ou protégées (<i>Corallium rubrum</i> , <i>Madrepora oculata</i> , <i>Lophelia pertusa</i> , <i>Neopycnodonte zibrowii</i>)	Faciès des roches bathyales à <i>Callogorgia verticillata</i>	Faciès des roches bathyales à Antipathaires	Faciès des roches bathyales à <i>Viminella flagellum</i>	Communautés des coraux d'eau froide (CWC)	Faciès des vases molles à <i>Funiculina quadrangularis</i>	Faciès des vases compactes à <i>Isidella elongata</i>
1.1 Répartition des espèces	Distribution spatiale et bathymétrique Adelie Vidéo, Adelie SIG						
1.4.2 Répartition des habitats, schéma de répartition		Roches bathyales peu envasées Distribution spatiale et bathymétrique. SMF, Vidéo couleur. Modélisation	Roches bathyales Distribution spatiale et bathymétrique SMF Vidéo couleur. Modélisation	Roches bathyales Distribution spatiale et bathymétrique SMF, Vidéo couleur. Modélisation	Canyons (LD/CS), substrat dur (200-520 m), zones à fort hydrodynamisme. Distribution spatiale et bathymétrique SMF, Vidéo couleur. Modélisation	Vase molles Distribution spatiale et bathymétrique SMF, SSS, Sondeur de sédiments. Vidéo couleur. Modélisation	Vases compactes Distribution spatiale et bathymétrique SMF, SSS, Sondeur de sédiments. Vidéo couleur. Modélisation
1.5.1 Etendue des habitats - Zone d'habitats		Surfaces couvertes Vidéo couleur, Mosaïques photos	Surfaces couvertes Vidéo couleur, Mosaïques photos	Surfaces couvertes Vidéo couleur, Mosaïques photos	Surfaces des massifs (LD/CS) SMF ROV, Vidéo couleur, Mosaïques photos	Surfaces couvertes Vidéo couleur, Mosaïques photos	Surfaces couvertes Vidéo couleur, Mosaïques photos
1.6.1 Etats des habitats ↓ Etats des espèces et des communautés typiques		Indice(s) et métriques à développer. Pistes : « Approche paysagère » modifiée, indice « FAST » modifié, indice « CAI » modifié, autre (à développer)	Indice(s) et métriques à développer. Pistes : « Approche paysagère » modifiée, indice « FAST » modifié, indice « CAI » modifié, autre (à développer)	Indice(s) et métriques à développer. Pistes : « Approche paysagère » modifiée, indice « FAST » modifié, indice « CAI » modifié, autre (à développer)	Indice(s) et métriques à développer. Pistes : « Approche paysagère » modifiée, indice « FAST » modifié, indice « CAI » modifié, autre (à développer)	Indice(s) et métriques à développer. Pistes : Indice BHQ, autre (à développer)	Indice(s) et métriques à développer. Pistes : Indice BHQ, Indice « PREI » modifié, autre (à développer)
1.6.2 Etats des habitats - Abondance relative					Abondance relative des différentes espèces des communautés de CWC. Suivi temporel. Analyse multivariée (Indices de diversité et de similarité)	Structure des communautés de macrofaune du faciès Indice BQI	Structure des communautés de macrofaune du faciès Indice BQI
1.6.3 Etats des habitats - Conditions physiques, hydrologiques et chimiques		Indice de conditions abiotiques à développer Pistes : Mesures du taux de sédimentation, de la vitesse du courant, de la concentration en MO et des caractéristiques de l'eau de mer (T, S, O ₂ dissous).	Indice de conditions abiotiques à développer Pistes : Mesures du taux de sédimentation, de la vitesse du courant, de la concentration en MO et des caractéristiques de l'eau de mer (T, S, O ₂ dissous).	Indice de conditions abiotiques à développer Pistes : Mesures du taux de sédimentation, de la vitesse du courant, de la concentration en MO et des caractéristiques de l'eau de mer (T, S, O ₂ dissous).	Indice de conditions abiotiques à développer Pistes : Mesures du taux de sédimentation, de la vitesse du courant, de la concentration en MO et des caractéristiques de l'eau de mer (T, S, O ₂ dissous)	Indice de conditions abiotiques à développer Pistes : Mesures du taux de sédimentation, de la granulométrie, de la turbidité, de la vitesse du courant, de la concentration en MO et des caractéristiques de l'eau de mer (T, S, O ₂ dissous)	Indice de conditions abiotiques à développer Pistes : Mesures du taux de sédimentation, de la granulométrie du substrat, de la turbidité, de la vitesse du courant, de la concentration en MO et des caractéristiques de l'eau de mer (T, S, O ₂ dissous)
1.7.1 Structure des écosystèmes		Biodiversité échelles à définir Indices de diversité pour caractériser la biodiversité					

Figure 41 : Tableau de synthèse concernant les différents critères et indicateurs du descripteur 1 du BEE, et application aux Ecosystèmes Marins Vulnérables (VME) du domaine profond méditerranéen. En bleu sont figurés les différents outils (méthodes, techniques, logiciels, indices qui ont été décrits dans le rapport) qui permettront de renseigner les indicateurs du BEE pour les communautés benthiques du domaine profond. (SSS : Sonar à balayage latéral, SMF : sondeur multifaisceaux, LD : canyon de Lacaze-Duthiers, CS : canyon de Cassidaigne).

D6 - Intégrité du fond	Communautés des coraux d'eau froide (CWC)	Faciès des vases molles à <i>Funiculina quadrangularis</i>	Faciès des vases compactes à <i>Isidella elongata</i>
6.1.1 Dommages physiques - Type, abondance, étendue du substrat biogénique concerné	Etendue de l'habitat situé dans la zone de pression Vidéo couleur , mosaïque photo		
6.1.2 Dommages physiques - Etendue des fonds sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats	Etendue boues rouges. Mesure par SSS ou sondeur de sédiment , prélèvements pour vérité-terrain . Etendue des fonds chalutés. Interpolation des données VMS et des données de répartition des substrats , ou à l'aide du SSS Localisation des zones à fortes densités d'engins de pêche perdus. Géoréférencement des engins observés sur l'imagerie optique (Adelie Vidéo et SIG)		
6.2 Etat de la communauté benthique- Impact des perturbations	<p>Indice(s) et métriques à développer en lien avec l'indicateur 1.6.1.</p> <p>Structure des communautés de CWC en fonction d'un gradient d'envasement Pistes : Indice "CAI" modifié, Analyse multivariée de la composition de la communauté aux différentes stations</p> <p>Structure des communautés de CWC en fonction de l'impact de la pêche Piste : Indices "FAST" ou "PREI" modifiés, calcul d'un pourcentage de colonies détachées, longueur de branches, listes d'espèces...</p>	<p>Structure des communautés de macrofaune du faciès en fonction d'un gradient de chalutage Indice "BQI" modifié</p> <p>Qualité de l'habitat sédimentaire du faciès en fonction d'un gradient de chalutage Indice BHQ</p> <p>Structure de l'épifaune des vases molles en fonction d'un gradient de chalutage Indice "TDI" modifié</p>	<p>Structure des communautés de macrofaune du faciès en fonction d'un gradient de chalutage Indice "BQI" modifié</p> <p>Qualité de l'habitat sédimentaire du faciès en fonction d'un gradient de chalutage Indice BHQ</p> <p>Structure de l'épifaune des vases molles en fonction d'un gradient de chalutage Indice "TDI" modifié</p>

Figure 42 : Tableau de synthèse concernant les différents critères et indicateurs du descripteur 6 du BEE, et application aux Ecosystèmes Marins Vulnérables (VME) du domaine profond méditerranéen. En bleu sont figurés les différents outils (méthodes, techniques, logiciels, indices qui ont été décrits dans le rapport) qui permettront de renseigner les indicateurs du BEE pour les communautés benthiques du domaine profond. (SSS : Sonar à balayage latéral, SMF : sondeur multifaisceaux, LD : canyon de Lacaze-Duthiers, CS : canyon de Cassidaigne).

6 BIBLIOGRAPHIE

- Anderson TJ, Nichol SL, Syms C, Przeslawski R, Harris PT (2011) Deep-sea bio-physical variables as surrogates for biological assemblages, an example from the Lord Howe Rise. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 58 (7–8):979-991
- Asnaghi V, Chiantore M, Bertolotto R-M, Parravicini V, Cattaneo-Vietti R, Gaino F, Moretto P, Privitera D, Mangialajo L (2009) Implementation of the European Water Framework Directive: Natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Marine Ecology* 30 (4):505-513
- Ballesteros E, Torras X, Pinedo S, Garcia M, Mangialajo L, de Torres M (2007) A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6):172-180
- 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. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12):1100-1114
- Borja A, Miles A, Occhipinti-Ambrogi A, Berg T (2009) Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 633 (1):181-196
- Bouchet P (2006) The magnitude of marine biodiversity. In: Duarte CM (ed) *The Exploration of Marine Biodiversity*, p 32-64
- Bourcier M (1969) Ecoulement des boues rouges dans le canyon de Cassidaigne (Décembre 1968). *Thehys* 1 (3):779-782
- Brown CJ, Smith SJ, Lawton P, Anderson JT (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
- Buhl-Mortensen P, Dolan M, Buhl-Mortensen L (2009) Prediction of benthic biotopes on a Norwegian offshore bank using a combination of multivariate analysis and GIS classification. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 66 (9):2026-2032
- Carpine C (1964) La côte de l'Estérel, de la pointe des Lions à la pointe de l'Aiguille (Région A2) - Fascicule 3. *Bull Inst océanogr Monaco* 63 (1312A):1-52
- Chardy P, Laubier L, Reyss D, Sibuet M (1973) Données préliminaires sur les résultats biologiques de la campagne Polymède I. *Dragages profonds, Ifremer, Brest*. p:621-625
- Créocéan (2009) Contribution à la caractérisation écologique des eaux côtières de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. *Approche paysagère*. p:63 p
- Cuvelier D, Sarrazin J, Colaco A, Copley JT, Glover A. G., Tyler PA, Serrao Santos R, Desbruyeres D (2011) Community dynamics over 14 years at the Eiffel Tower hydrothermal edifice on the Mid-Atlantic Ridge, Vol 56. *American Society of Limnology and Oceanography, Waco, TX, ETATS-UNIS*
- Dauvin JC, Ruellet T (2007) Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1–6):215-224
- de Juan S, Demestre M (2012) A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators* 18 (0):183-190
- Denoyelle M, Jorissen FJ, Martin D, Galgani F, Miné J (2010) Comparison of benthic foraminifera and macrofaunal indicators of the impact of oil-based drill mud disposal. *Marine Pollution Bulletin* 60 (11):2007-2021
- Deter J, Descamp P, Ballesta L, Boissery P, Holon F (2012a) A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecological Indicators* 20 (0):345-352
- Deter J, Descamp P, Boissery P, Ballesta L, Holon F (2012b) A rapid photographic method detects depth gradient in coralligenous assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418–419 (0):75-82
- Diaz RJ (2004) Biological and physical processes structuring deep-sea surface sediments in the Scotia and Weddell Seas, Antarctica. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 51 (14–16):1515-1532
- Diaz RJ, Solan M, Valente RM (2004) A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73 (3):165-181
- Dolan MFJ, Grehan AJ, Guinan JC, Brown C (2008) Modelling the local distribution of cold-water corals in relation to bathymetric variables: Adding spatial context to deep-sea video data. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 55 (11):1564-1579
- Ehrhold A (2003) Cartographie des peuplements macro-benthiques par les méthodes acoustiques en domaine subtidal
- Fabri MC, Bargain A, Briand P, Gebruck A, Fouquet Y, Morineaux M, Desbruyères D (2011) Hydrothermal vent community of a new deep-sea field Ashadze-1, 12° 58'N on the Mid-Atlantic Ridge and a

- comparison of all northern Atlantic chemosynthetic ecosystems. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91 (1):1-13
- Fleischer D, Grémare A, Labrune C, Rumohr H, Berghe EV, Zettler ML (2007) Performance comparison of two biotic indices measuring the ecological status of water bodies in the Southern Baltic and Gulf of Lions. *Marine Pollution Bulletin* 54 (10):1598-1606
- Fontanier C, Fabri MC, Buscail R, Biscara L, Koho KA, Reichart GJ, Cossa D, Galaup S, Chabaud G, Pigot L (2012) Deep-sea foraminifera from the Cassidaigne Canyon (NW Mediterranean): Assessing the environmental impact of bauxite red mud disposal. *Marine Pollution Bulletin*
- Fontanier C, Jorissen F, Geslin E, Zaragosi S, Duchemin G, Laversin M, Gaultier M (2008a) Live and dead foraminiferal faunas from Saint-Tropez Canyon (Bay of Frejus): Observations based on in situ and incubated cores. *Journal of Foraminiferal Research* 38 (2):137-156
- Fontanier C, Jorissen FJ, Chaillou G, Anschutz P, Grémare A, Griveaud C (2005) Live foraminiferal faunas from a 2800 m deep lower canyon station from the Bay of Biscay: Faunal response to focusing of refractory organic matter. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 52 (7):1189-1227
- Fontanier C, Jorissen FJ, Lansard B, Mouret A, Buscail R, Schmidt S, Kerherve P, Buron F, Zaragosi S, Hunault G, Ernout E, Artero C, Anschutz P, Rabouille C (2008b) Live foraminifera from the open slope between Grand Rhone and Petit Rhone Canyons (Gulf of Lions, NW Mediterranean). *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 55 (11):1532-1553
- Fredj G (1964) La région de Saint-Tropez : du cap Taillat au cap de Saint-Tropez (Région A1) - Fascicule 2. *Bull Inst océanogr Monaco* 63 (1311A):1-55
- Gamito S, Furtado R (2009) Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow waters. *Ecological Indicators* 9 (5):1009-1019
- Gerino M, Stora G, Poydenot F, Bourcier M (1995) Benthic fauna and bioturbation on the mediterranean continental-slope - Toulon canyon. *Continental Shelf Research* 15 (11-12):1483-1496
- Gobert S, Sartoretto S, Rico-Raimondino V, Andral B, Chery A, Lejeune P, Boissery P (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 (11):1727-1733
- Grall J, Coïc N (2006) Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier, Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT. p:pp 91
- Grémare A, Labrune C, Vanden Berghe E, Amouroux JM, Bachelet G, Zettler ML, Vanaverbeke J, Fleischer D, Bigot L, Maire O, Deflandre B, Craeymeersch J, Degraer S, Dounas C, Duineveld G, Heip C, Herrmann M, Hummel H, Karakassis I, Kedra M, Kendall M, Kingston P, Laudien J, Occhipinti-Ambrogi A, Rachor E, Sarda R, Speybroeck J, Van Hoey G, Vincx M, Whomersley P, Willems W, Włodarska-Kowaiczuk M, Zenetos A (2009) Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. *Marine Ecology-Progress Series* 382:297-311
- Guérin L, Feunteun E, Lejart M, You H, Gonson C, Laurand S, Lavesque N (2012) Méthodes d'évaluation de l'état écologique, caractérisation du « bon état » pour la DCSMM et recommandations pour les travaux futurs.
- Henry L-A, Roberts JM (2007) Biodiversity and ecological composition of macrobenthos on cold-water coral mounds and adjacent off-mound habitat in the bathyal Porcupine Seabight, NE Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 54 (4):654-672
- Howell KL, Holt R, Endrino IP, Stewart H (2011) When the species is also a habitat: Comparing the predictively modelled distributions of *Lophelia pertusa* and the reef habitat it forms. *Biological Conservation* 144 (11):2656-2665
- Huvenne VAI, Tyler PA, Masson DG, Fisher EH, Hauton C, Huehnerbach V, Le Bas TP, Wolff GA (2011) A Picture on the Wall: Innovative Mapping Reveals Cold-Water Coral Refuge in Submarine Canyon. *Plos One* 6 (12)
- Jerosch K, Lüdtke A, Schlüter M, Ioannidis GT (2007) Automatic content-based analysis of georeferenced image data: Detection of *Beggiatoa* mats in seafloor video mosaics from the HÅkon Mosby Mud Volcano. *Computers & Geosciences* 33 (2):202-218
- Johnston EL, Roberts DA (2009) Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution* 157 (6):1745-1752
- Kohler KE, Gill SM (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 & Geosciences* 32 (9):1259-1269
- Labrune C, Amouroux JM, Sarda R, Dutrieux E, Thorin S, Rosenberg R, Grémare A (2006) Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52 (1):34-47
- Labrune C, Romero-Ramirez A, Amouroux JM, Duchêne JC, Desmalades M, Escoubeyrou K, Buscail R, Grémare A (2012) Comparison of ecological quality indices based on benthic macrofauna and sediment profile images: A case study along an organic enrichment gradient off the Rhône River. *Ecological Indicators* 12 (1):133-142

- Legendre L, Legendre P (1979) *Ecologie numérique. 1. Le traitement multiple des données écologiques.*, Vol. Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal.
- Marín-Guirao L, Cesar A, Marín A, Lloret J, Vita R (2005) Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 50 (4):374-387
- Marques JC, Salas F, Patrício J, Teixeira H, Neto JM (eds) (2009) *Ecological Indicators for Coastal and Estuarine Environmental Assessment – A User Guide*, Vol. WIT Press, Southampton
- Martinez-Crego B, Alcoverro T, Romero J (2010) Biotic indices for assessing the status of coastal waters: a review of strengths and weaknesses. *J Environ Monit* 12 (5):1013-1028
- Maynou F, Cartes JE (2011) Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of *Isidella elongata* in the western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* FirstView:1-7
- McArthur MA, Brooke BP, Przeslawski R, Ryan DA, Lucieer VL, Nichol S, McCallum AW, Mellin C, Cresswell ID, Radke LC (2010) On the use of abiotic surrogates to describe marine benthic biodiversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88 (1):21-32
- Muxika I, Borja A, Bald J (2007a) Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6):16-29
- Muxika I, Ibaibarriaga L, Sáiz JI, Borja Á (2007b) Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 349 (2):323-333
- Nilsson HC, Rosenberg R (1997) Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11 (3-4):249-264
- Nilsson HC, Rosenberg R (2000) Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine Ecology Progress Series* 197:139-149
- OSPAR (2012) MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity. A living document - Version 3.2 of 5 March 2012. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive descriptors 1, 2, 4 and 6.
- Pante E, Dustan P (2012) Getting to the Point: Accuracy of Point Count in Monitoring Ecosystem Change. *Journal of Marine Biology* 2012
- Pinn EH, Robertson MR (1998) The Effect of Bioturbation on Roxann®, a Remote Acoustic Seabed Discrimination System. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 78 (03):707-715
- Pinn EH, Robertson MR (2001) Further analysis of the effect of bioturbation by *Nephrops norvegicus* (L.) on the acoustic return of the RoxAnn™ seabed discrimination system. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 58 (1):216-219
- Pinto R, Patrício J, Baeta A, Fath BD, Neto JM, Marques JC (2009) Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* 9 (1):1-25
- Reyss D (1970) *Bionomie benthique de deux canyons sous-marins de la mer Catalane: le Rech du Cap et le Rech Lacaze-Duthiers*. Université de Paris VI
- Roberts JM, Wheeler AJ, Freiwald A (2006) Reefs of the Deep: The Biology and Geology of Cold-Water Coral Ecosystems. *Science* 312 (5773):543-547
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49 (9-10):728-739
- Rosenberg R, Nilsson HC, Grémare A, Amouroux J-M (2003) Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286 (0):465-477
- Savini A, Corselli C (2010) High-resolution bathymetry and acoustic geophysical data from Santa Maria di Leuca Cold Water Coral province (Northern Ionian Sea—Apulian continental slope). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 57 (5-6):326-344
- Schmiedl G, de Bovee F, Buscail R, Charriere B, Hemleben C, Medernach L, Picon P (2000) Trophic control of benthic foraminiferal abundance and microhabitat in the bathyal Gulf of Lions, western Mediterranean Sea. *Marine Micropaleontology* 40 (3):167-188
- Schönfeld J, Alve E, Geslin E, Jorissen F, Korsun S, Spezzaferri S (2012) The FOBIMO (FOraminiferal Blo-MONitoring) initiative—Towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Marine Micropaleontology* 94-95 (0):1-13
- Seytre C, Francour P (2008) Is the Cape Roux marine protected area (Saint-Raphael, Mediterranean Sea) an efficient tool to sustain artisanal fisheries? First indications from visual censuses and trammel net sampling. *Aquatic Living Resources* 21 (3):297-305
- Simboura, Zenetos (2002) Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterr Mar Sci* 3 (2):77-111

- Simboura N, Papathanassiou E, Sakellariou D (2007) The use of a biotic index (Bentix) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities. *Ecological Indicators* 7 (1):164-180
- Stora G, Bourcier M, Arnoux A, Gerino M, Le Campion J, Gilbert F, Durbec JP (1999) The deep-sea macrobenthos on the continental slope of the northwestern Mediterranean Sea: a quantitative approach. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 46 (8):1339-1368
- Teixidó N, Albajes-Eizagirre A, Bolbo D, Le Hir E, Demestre M, Garrabou J, Guigues L, Gili JM, Piera J, Prelot T, Soria-Frisch A (2011) Hierarchical segmentation-based software for cover classification analyses of seabed images (Seascape). *Marine Ecology Progress Series* 431:45-53
- Trygonis V, Sini M (2012) photoQuad: A dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424–425 (0):99-108
- Vertino A, Savini A, Rosso A, Di Geronimo I, Mastrototaro F, Sanfilippo R, Gay G, Etiope G (2010) Benthic habitat characterization and distribution from two representative sites of the deep-water SML Coral Province (Mediterranean). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 57 (5–6):380-396
- Vinchon C, Sabourault P, Brivois O., Bulteau T., Cayocca F., De Lary de la Tour L., Desprez M., Le Bot S., Zaragozi S., H. M (2011) Proposition méthodologique pour définir le bon état écologique du fond marin (descripteur 6 de la Directive Cadre pour une Stratégie pour le Milieu Marin), Rapport final, BRGM/RP-60532-FR. p:98
- Word JQ (1979) The Infaunal Trophic Index. *Annual Report 1978*, El Segundo, CA, USA. p:19-39