



Master professionnel "Environnement Marin"

Année 2011-2012

**Evolution des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.)
Delile dans la baie de Calvi (Corse, France) et
influence de l'ancrage dans la baie de l'Alga**



Arnaud ABADIE

Entreprise d'accueil : STARESO, Calvi, France

Responsable de stage : Aurélia CHERY, Chargée d'études



Début de stage : 27 février 2012

Fin de stage : 31 août 2012



Sommaire

Sommaire	1
Résumé	2
Abstract	3
Remerciements	4
Introduction	5
<i>Posidonia oceanica</i>	5
Le programme STARE-CAPMED	8
Objectif de l'étude.....	10
Matériel et méthodes	11
Zone d'étude	11
Acquisition des données de la cartographie	12
Méthodologie de cartographie	14
Récolte des données sur <i>Posidonia oceanica</i> et calcul de l'indice PREI	16
Quantification de l'ancrage	17
Analyses statistiques	17
Résultats	18
Les herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> dans la baie de Calvi	18
L'état des herbiers de la plage de l'Alga.....	20
Discussion	24
Les limites de la cartographie	24
La fragmentation des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> dans la baie de Calvi	26
L'impact de l'ancrage sur les herbiers de l'Alga	27
Conclusions	31
Références	32
Annexes	36
A1 La STation de Recherche Sous-marines et Océanographiques (STARESO).	36
A2 Résumé de la méthodologie de la cartographie.....	37
A3 Typologie Natura 2000	38
A4 Calcul de l'indice PREI.....	39
A5 Données de calcul de l'EQR	40
A6 Script de la programmation de l'analyse en composante principale.....	41
A7 Cartographie des habitats marin de la baie de Calvi en 2012	42
A8 Cartographie des habitats marins de la baie de Calvi en 2002.....	43
A9 Cartographie des habitats marins de la baie de Calvi en 1997.....	44

Résumé

Dans le cadre du programme STARE-CAPMED, l'impact des activités anthropiques sur les herbiers à *Posidonia oceanica* a été étudié dans la baie de Calvi (Corse, France), en se focalisant sur l'ancrage dans la baie de l'Alga. La cartographie des habitats marins, réalisée dans le cadre de cette étude, montre que, occupant une surface de 4.94 km², les herbiers à *P. oceanica* ont régressé de 26 % depuis 1997. L'évolution des techniques d'acquisition des données permet une meilleure identification des habitats, améliorant ainsi la fiabilité des cartes. Une régression de la limite inférieure a été observée en plusieurs endroits de la baie, notamment au niveau de l'émissaire de rejets d'eaux usées. L'étude de la surface couverte par l'herbier au niveau de l'Alga montre une régression plus importante que celle visible sur l'ensemble de la baie pour la tranche bathymétrique 21-30 m. L'état écologique de la masse d'eau environnant l'herbier à l'Alga a été estimé comme "bon" avec un indice PREI de 0.685. Cependant, l'ancrage de grosses unités dans cette zone entraîne la formation de tâches de matte morte dont la compacité est moyenne. La création de matte morte favorise l'implantation dans cette zone de la Chlorobionte invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* dont l'ancrage pourrait être l'un des vecteurs d'introduction.

Abstract

In the framework of the STARE-CAPMED program we studied the impact of human activities on *Posidonia oceanica* meadows in Calvi Bay (Corsica, France). We mostly focused on the consequences of boats anchoring in Alga Bay. The map of the marine habitats realized during this study shows that *P. oceanica* meadows cover a surface of 4.94 km² in 2010 and have declined of 26 % since 1997. Advances in the data acquisition techniques allow a better identification of the habitats and a map reliability improvement. In several places in the bay, especially near the waste waters rejection site, the lower limit of the meadow is shallower than in the past. The diminution of the meadow surface in the 21-30 m bathymetric section is more important in the Alga site than in the rest of Calvi Bay. The ecological state of the water surrounding the meadow in Alga was assessed as "good" with a PREI index of 0.685. However, big units anchoring in this area lead to the creation of dead "mattes" whose compactness are medium. In this area, the generation of dead mattes seems to favor the settlement of the invasive Chlorobionta *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, of which anchoring is known to be one of the introduction vectors.

Remerciements

Je souhaiterais en premier lieu exprimer ma gratitude à ma responsable de stage Aurélia Chery qui m'a donné l'opportunité de travailler sur un sujet passionnant et d'acquérir de l'expérience en tant que plongeur professionnel. Toujours disponible pour répondre à mes questions, je la remercie également pour son encadrement dans la rédaction de ce rapport.

Je remercie chaleureusement le docteur Loïc Michel, responsable du programme STARE-CAPMED, pour avoir partagé avec moi ses précieuses connaissances sur les herbiers à *Posidonia oceanica* et sur les techniques de prélèvement ainsi que pour la relecture de mon rapport. Je remercie également Matthieu Jousseume, cartographe de la STARESO, pour les précieuses compétences en cartographie et en SIG qu'il m'a permis d'acquérir au cours de ce stage. Mes remerciements vont également à Stephen Mauron pour son aide lors de l'échantillonnage des patches de matte morte et ses photographies sous-marines de qualité.

Je remercie Charles-François Boudouresque pour ses réponses rapides à mes e-mails concernant certains problèmes de forme de rédaction et de définitions de certains termes clés en écologie. Son manuel de rédaction scientifique m'a également été d'une aide précieuse lors de la rédaction de ce rapport (Boudouresque, 2011).

Mes plus sincères remerciements vont au directeur, Pierre Lejeune et à tous les salariés de la STARESO pour m'avoir rapidement intégré au sein de la station. Je remercie en particulier (le futur docteur) Anthony Pere, responsable du département pêche, pour sa bonne humeur.

Enfin je remercie du fond du cœur Michela Patrissi, Charlène Fréjefond, Kelly Champavier et les autres stagiaires de passage pour m'avoir aidé dans la récolte de mes données et supporté en collocation durant ce stage. Sur une durée aussi longue et dans une petite station relativement isolée il est très important de se retrouver avec des gens agréables.

Introduction

Les Magnoliophytes constituent le groupe des organismes traditionnellement nommés "plantes à fleurs". Ce groupe monophylétique comprend 260 000 espèces. Il y a environ 100 Ma, elles retournaient au milieu marin après avoir conquis le milieu terrestre. Aujourd'hui, 66 espèces marines sont connues (den Hartog et Kuo, 2006). Dans la baie de Calvi (Corse, France), seules deux espèces de Magnoliophytes marines sont présentes : *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile et *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Bay, 1978). Durant ce stage, *C. nodosa* n'a pas été étudiée du fait de la surface moindre qu'elle recouvre dans la baie de Calvi par rapport à *P. oceanica*.

Posidonia oceanica

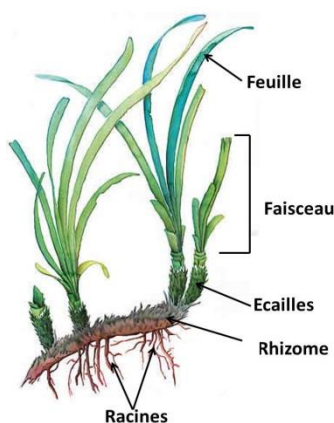


Figure 1: schéma d'un rhizome de *Posidonia oceanica* et de ses feuilles.

Posidonia oceanica (**Fig. 1**) ou posidonie, espèce **endémique** de la Méditerranée, est présente sur la quasi-totalité de ses côtes, avec comme exception les côtes languedociennes, de l'extrême Nord de l'Adriatique et du Sud-Est du bassin (Boudouresque *et al.*, 2006a). Au total, *P. oceanica* recouvrirait entre 25 000 et 50 000 km², soit 23 % des fonds entre 0 et -50 m (Pasqualini, 1997). Cette Magnoliophyte est un ingénieur d'écosystème (Jones *et al.*, 1994). *P. oceanica* forme des **herbiers** dont les faisceaux externes sont plagiotropes (à développement horizontal) afin de favoriser la colonisation (Gobert *et al.*, 2006). Les rhizomes orthotropes permettent un développement vertical des feuilles dont le rôle est de capter la lumière et des nutriments. Les rhizomes, les écailles et les racines de *P. oceanica*

forment un piège à sédiment. Cet ensemble est appelé "matte" (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983).

Les herbiers (**Fig. 2**) peuvent se développer de la surface jusqu'à une quarantaine de mètres de profondeur en fonction de la transparence de la colonne d'eau, l'intensité lumineuse disponible au fond devenant le facteur limitant pour leur développement (Elkalay *et al.*, 2003). Des patches épars d'herbiers à *P. oceanica* ont été observés aux îles du Levant jusqu'à 48 m de profondeur (Augier et Boudouresque, 1979). Différentes typologies de la limite d'herbier (**Fig. 3**) ont été définies en se basant sur leur apparence (Meinesz et Laurent, 1978). Ces variations de



Figure 2 : un herbier à *Posidonia oceanica*.

morphologie sont principalement dues à l'évolution temporelle de la transparence de l'eau.

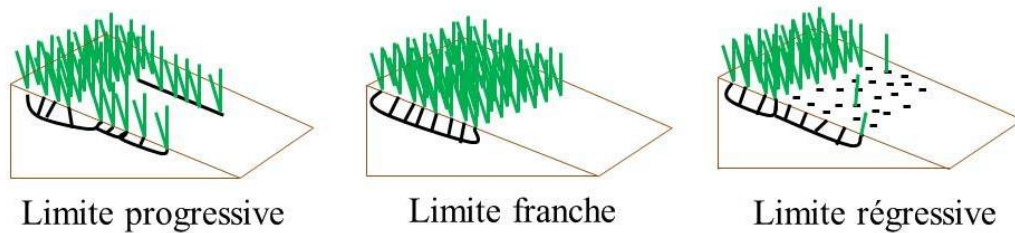


Figure 3 : typologie de la limite inférieure des herbiers à *Posidonia oceanica* en fonction de leur morphologie (redessiné d'après Meinesz et Laurent, 1978).

P. oceanica est sensible aux variations de température et de salinité de l'eau. Cette espèce peut se développer dans des eaux dont la température est comprise entre 9 °C et 29 °C (Augier *et al.*, 1980), même si elle est capable de subir ponctuellement des températures supérieures. *P. oceanica* est une espèce sténohaline, c'est-à-dire qui ne peut pas subir de grandes variations de salinité, sa gamme de tolérance étant comprise entre 33 et 40 (Gobert *et al.*, 2006).

Les herbiers à *Posidonia oceanica* abritent une importante diversité spécifique α (le nombre d'espèces dans un écosystème) puisque environ 20 % des espèces de Méditerranée y vivent. L'écosystème herbier à *P. oceanica* est donc un pôle de biodiversité avec notamment plus de 50 espèces qui lui sont totalement inféodées (Boudouresque, 2010). A ce rôle écologique important s'ajoute un bénéfice important pour les populations humaines dérivé du fonctionnement de cet écosystème. Ce bénéfice est représenté par une grande valeur économique des herbiers à *P. oceanica*. Cette valeur économique est par exemple supérieure à celle des écosystèmes forêts et récifs coralliens (Costanza *et al.*, 1997).

Les herbiers à *Posidonia oceanica* sont soumis à de nombreuses pressions anthropiques qui peuvent remettre en cause leur développement voire entraîner leur régression (Peirano *et al.*, 2005). D'une manière générale, les herbiers sont plus fragmentés dans les zones où il y a des activités humaines (Montefalcone *et al.*, 2010). Cependant, les activités anthropiques ne sont pas nécessairement une perturbation selon le terme défini comme suit. Dans un écosystème donné, une **perturbation** est le résultat d'une déviation imprédictible et de courte durée d'un paramètre physico-chimique, éventuellement biologique, d'une amplitude telle qu'elle est supérieure à l'inertie¹ ou à la résilience² d'une ou de plusieurs espèces-clé, ou d'une guildes, ou d'un compartiment fonctionnel (Boudouresque *et al.*, 2009).

¹ L'inertie est l'amplitude de déviation d'un paramètre physico-chimique ou biologique pour lequel il n'y a pas de réponse de la variable étudiée.

² La résilience est l'amplitude maximale de la modification du paramètre de référence pour laquelle il y a une réponse réversible de la population ou de l'écosystème.

Certaines de ces pressions peuvent entraîner des dommages irréversibles à l'échelle humaine sur les herbiers, comme dans le cas de leur ensablement lors de travaux d'aménagement du littoral (Meinesz *et al.*, 1981). L'ancrage dans les herbiers à *P. oceanica* est quant à lui un facteur de destruction mécanique direct qui, de par l'arrachage de faisceaux, induit une perte de la compacité de la matrice de l'herbier (Ganteaume *et al.*, 2005). Les métaux lourds ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) s'accumulent dans l'ensemble de ses tissus dont les feuilles et, en perturbant sa physiologie, peuvent limiter son développement (Pergent *et al.*, 2011). A ces pressions, s'ajoutent les risques d'eutrophisation (liés à l'augmentation de l'importance des blooms phytoplanctoniques) qui entraînent une réduction de l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau, indispensable au développement des herbiers (Boudouresque *et al.*, 1994). Le chalutage, bien qu'interdit en France sur les fonds inférieurs à 50 m, est pratiqué et détruit cet habitat (Kiparissis *et al.*, 2011).

Afin de protéger les herbiers à *Posidonia oceanica*, différents systèmes de surveillance et de protection ont été mis en place. Au sein de l'Union Européenne, *P. oceanica* est principalement protégée par la Directive Habitats de 1992 (92/43 CEE/Habitats Naturels). Cette directive prévoit la désignation de Zones Spéciales de Conservation (ZSC) dans lesquelles se trouvent des habitats remarquables dont font partie les herbiers à *P. oceanica* (habitat prioritaire). En France, la protection de *P. oceanica* a dans un premier temps été intégrée dans le cadre de la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature. Sa protection a été officialisée en 1988 par Arrêté interministériel (J.O. du 9 août 1988, p. 10 à 128).

Dans le cadre de la directive Cadre Eau (DCE) de l'Union Européenne (2000/60 CE/Cadre Eau), l'espèce *Posidonia oceanica* est utilisée comme bioindicateur de la qualité des eaux côtières. L'état de conservation des herbiers à *P. oceanica* est ainsi qualifié dans l'ensemble des pays membres grâce à des indices tels que l'indice *Posidonia oceanica* Rapid Index (PREI) (Gobert *et al.*, 2009), le Biotic Index *Posidonia oceanica* (BiPo) (Lopez y Royo *et al.*, 2010) et l'indice *Posidonia oceanica* Multivariate Index (POMI) (Romero *et al.*, 2007).

En Corse, les herbiers à *Posidonia oceanica* recouvreraient une surface de 624 km² (Pasqualini, 1997). Dans la baie de Calvi, les herbiers à *P. oceanica* sont suivis par la STation de REcherche Sous-marines et Océanographiques (STARESO) depuis 1975 (Bay, 1978 ; Gobert, 2002). Les herbiers à *P. oceanica* y sont présents depuis la sub-surface jusqu'à 38 m de profondeur et couvriraient une surface d'environ 10.71 km² (Bay, 1978).

Le programme STARE-CAPMED

Le suivi des herbiers à *Posidonia oceanica* réalisé durant ce stage a pour cadre le programme STATION of Reference and REsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts (STARE-CAPMED). Ce programme a pour but la mise en place d'un site de référence, pour une meilleure compréhension de l'évolution des écosystèmes méditerranéens et de leur réponse aux variations de pression anthropique. Les principaux financeurs sont l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse, et la Collectivité Territoriale Corse (CTC). Débutant en janvier 2012 et étant initialement prévu sur une durée de trois ans, ce programme bénéficie de la base de données de STARESO (**Annexe 1**), qui est alimentée depuis le début des années 1970. Le programme STARE-CAPMED est divisé en dix volets qui font chacun l'objet d'un échantillonnage régulier :

- Le cadre hydrographique et physico-chimique
- La quantification des pressions anthropiques
- Le benthos de substrat meuble
- Les Magnoliophytes marines et les écosystèmes associés
- Le mouillage et les altérations des herbiers à *Posidonia oceanica*
- Le benthos de substrat dur et sa faune vagile
- L'écosystème planctonique
- L'écotoxicologie et les polluants
- Les zones protégées, les espèces nouvelles et le recrutement
- Le bilan CO₂ des écosystèmes

Les volets traités par ce stage sont celui des Magnoliophytes marines et des écosystèmes associés ainsi que celui du mouillage et des altérations des herbiers à *Posidonia oceanica*.

Afin d'étudier au mieux l'impact des activités anthropiques sur les écosystèmes marins de la baie de Calvi, quatre champs locaux d'impacts ou "hotspots" ont été ciblés par le programme STARE-CAPMED : l'embouchure du Fiume Seccu, la ferme aquacole de Spano, le port et la zone urbaine de Calvi et la plage de l'Alga (**Fig. 7**). Chaque hotspot a été défini à partir des activités anthropiques présentes dans la baie et pouvant impacter le milieu marin.

L'embouchure du Fiume Seccu est une Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1. Son débit subit de fortes variations saisonnières. Il est généralement maximum lors des orages d'automne (Muséum National d'Histoire Naturelle, 2012). Ce fleuve est soumis à de nombreuses pressions anthropiques, notamment avec l'agriculture, source de rejets de nutriments en milieu marin.

La ferme aquacole de Spano est en activité depuis 1992. Elle se compose de dix cages d'une surface de 25 m² chacune sur une profondeur de 20 m. Une seule espèce, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus), est exploitée et sa production annuelle est de l'ordre de 40 t. L'impact de cette exploitation sur les herbiers à *Posidonia oceanica* situés au-dessous, semble circonscrit du fait du courant dominant qui porte vers le large. Cependant, la disparition de la strate foliaire à l'aplomb des cages et une augmentation de la biomasse des épibiontes ont été observées, entraînant un broutage important et une augmentation des composés phénoliques de défense. (Cannac et al., 2006).

Les pressions anthropiques sont en augmentation autour de la ville de Calvi (5 377 habitants en hiver avec des pics de 70 000 habitants en période estivale) du fait de son extension depuis plusieurs décennies (**Fig. 4**). Cette zone regroupe de nombreuses activités susceptibles d'avoir un impact sur le milieu marin avec notamment un port de plaisance et de pêche, une zone de mouillage organisée, des rejets d'eaux usées (émissaire). Dès le début des années 1970, l'émissaire est considéré comme une des principales sources de pollution de la baie (Disteche, 1974). A cela s'ajoute une importante population touristique durant la période estivale : la Balagne (la zone géographique dans laquelle se situe Calvi) accueille 24 % des 3 227 659 séjours touristiques dénombrés en Corse en 2009 (Agence du Tourisme Corse, 2010).

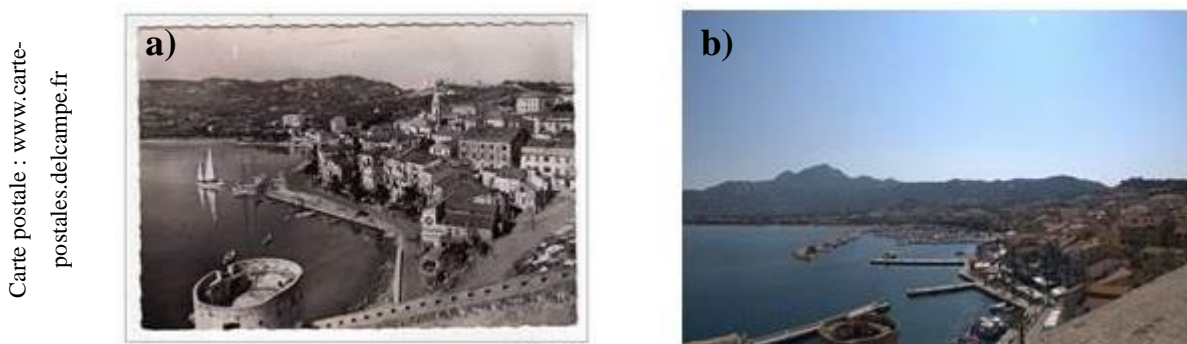


Figure 4 : a) le port de Calvi en 1952. b) le port de Calvi en 2011.

Le hotspot sur lequel est focalisé ce stage est celui de la plage de l'Alga (**Fig. 6a**) située entre la Bibliothèque et la Punta di Oscelluccia. Les fonds marins situés en face de cette plage sont composés d'herbiers à *Posidonia oceanica* et à *Cymodocea nodosa*. Une intermatte sépare en deux l'herbier à *P. oceanica*, formant une rivière de retour avec la côte (**Fig. 5**). D'importants amas de feuilles mortes de posidonie sont déposés sur cette plage lors des tempêtes hivernales et forment des banquettes (**Fig. 6b**) limitant son érosion. L'herbier à *P. oceanica* situé face à la plage de l'Alga est soumis à une forte pression d'ancrage (Vela, 2006) durant la période estivale

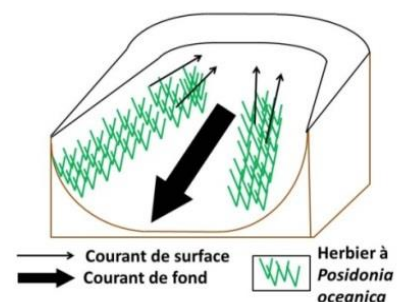


Figure 5 : rivière de retour de plage de l'Alga (redessiné d'après Boudouresque et Meinesz, 1982).

de l'Alga est soumis à une forte pression d'ancrage (Vela, 2006) durant la période estivale

entraînant une fragilisation des herbiers à Magnoliophytes marines. En plus des navires de type voilier et/ou à moteur, de grosses unités dont la longueur est souvent supérieure à 25 m viennent s'y ancrer. Une telle fragilisation est, à terme, un facteur favorisant l'érosion des plages (RAMOGE, 2002). Du fait de l'importante fréquentation touristique et de la présence d'une paillote, les banquettes de posidonie sont déplacées au début de la période estivale.

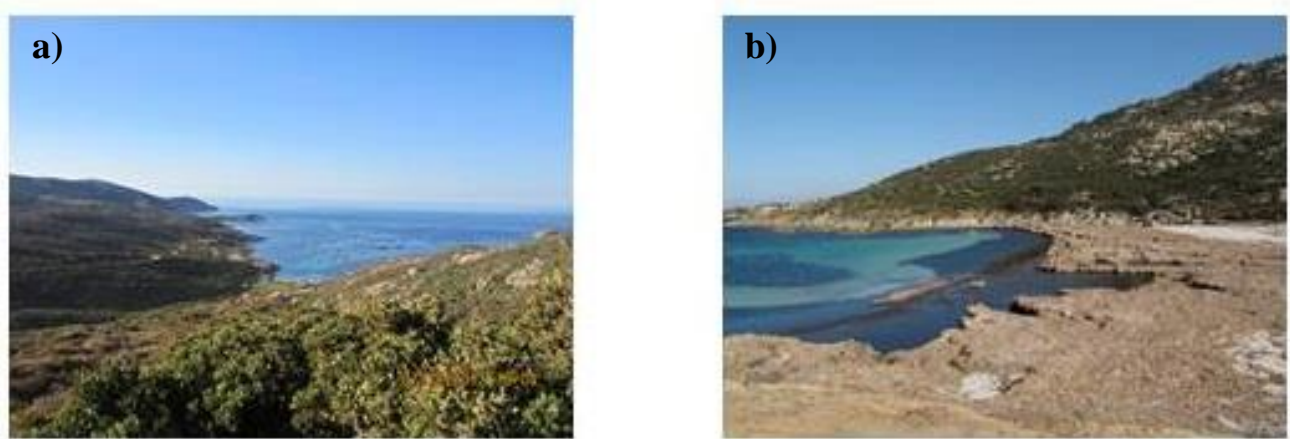


Figure 6 : a) la baie de l'Alga. b) les banquettes de posidonie sur la plage de l'Alga en mars 2012.

Objectif de l'étude

Le but de cette étude est de réaliser un état des lieux de la conservation des herbiers à *Posidonia oceanica* au niveau de la plage de l'Alga et de le relier à l'impact des activités anthropiques. Afin d'atteindre ce but, plusieurs outils seront utilisés. Des cartographies de l'état actuel des habitats sous-marins de la baie de Calvi et de leur état en 2002 seront conçues et comparées à celles réalisées en 1976 (Bay, 1978) et en 1997 (Pasqualini, 1997). La surface occupée chronologiquement par l'herbier à *P. oceanica* à proximité de la plage de l'Alga sera ainsi estimée. La vitalité de l'herbier sera quantifiée en mesurant plusieurs paramètres et sera relié aux pressions anthropiques exercées au niveau de la plage de l'Alga. L'indice PREI, calculé à partir de certains de ces paramètres, permettra de qualifier la qualité de la masse d'eau. Ces pressions seront quantifiées grâce à des observations directes, des recensements et la collecte de données physico-chimiques. Afin d'étudier l'impact de l'ancrage, les taches de matie morte situées dans la zone de l'Alga seront échantillonnées.

Matériel et méthodes

Zone d'étude

La baie de Calvi (42°34'N 8°45'E) est située en Balagne, au Nord-Ouest de la Corse (Fig. 7). Elle s'étend de la Punta di la Revellata à la Punta Spano sur une superficie d'environ 22 km². Cette baie est divisée en deux parties distinctes : la baie de la Revellata à l'Ouest et le golfe de Calvi à l'Est. Tous les prélèvements ont été réalisés au niveau des hotspots entre avril et août 2012. La station de référence était située au niveau de STARESO.

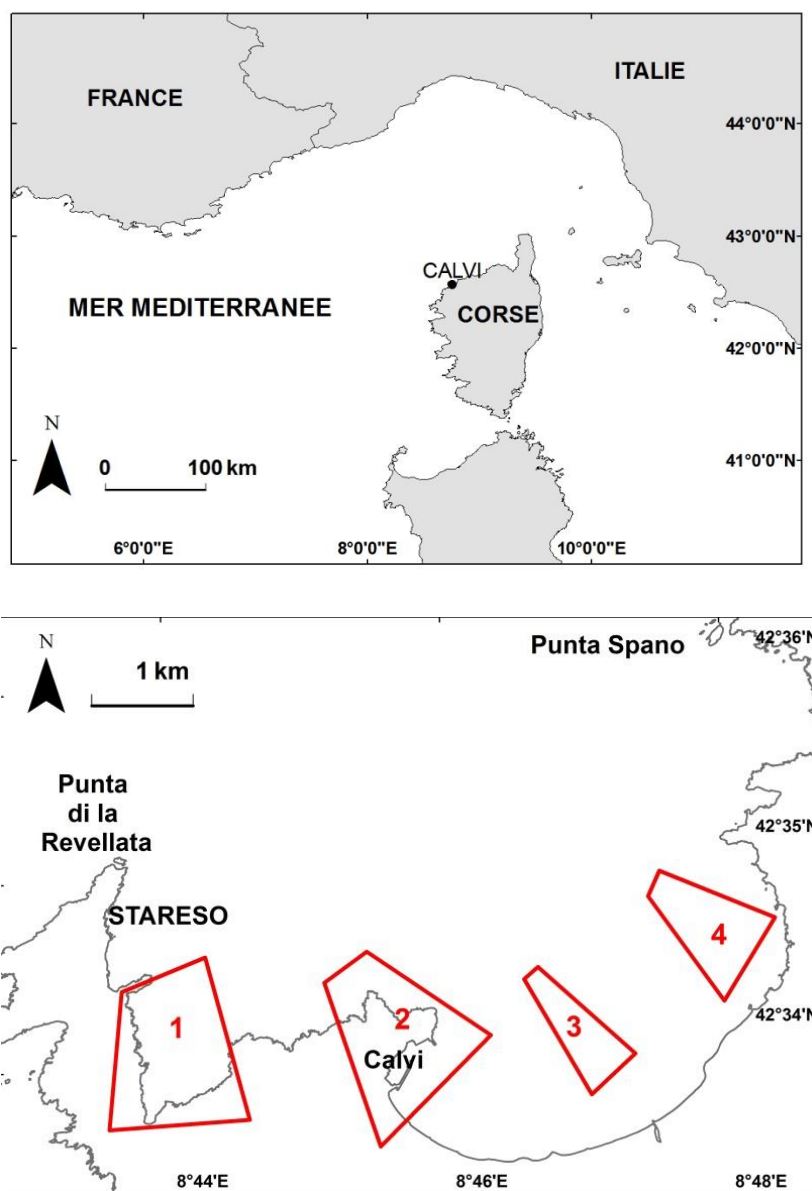


Figure 7 : carte de la baie de Calvi et des hotspots du programme STARE-CAPMED. 1) la plage de l'Alga. 2) le port et la zone urbaine de Calvi. 3) la ferme aquacole de Spano. 4) l'embouchure du Fiume Seccu.

Le hotspot de la plage de l'Alga (**Fig. 8**) possède une superficie de 1 km². Il comprend trois stations d'échantillonnage de l'herbier à *Posidonia oceanica* (Alga 1 à Alga 3) et huit stations d'étude de sa morpho-structure (MM 1 à MM 8). L'herbier a été échantillonné en avril 2012 et la matre morte entre juin et juillet 2012.

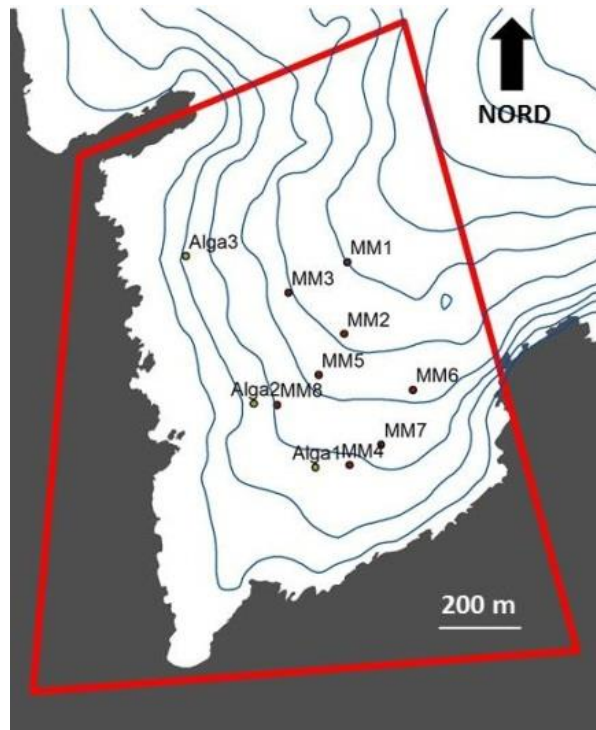


Figure 8 : hotspot de la plage de l'Alga. Les points Alga 1 à 3 sont les stations d'échantillonnage de l'herbier à *P. oceanica*. Les points MM 1 à 8 sont les stations d'échantillonnage de la matre morte. Les lignes bleues représentent la bathymétrie avec une isobathe pour 5 m de profondeur (données du Service Hydrographique et Océanographique de la Marine : SHOM).

Acquisition des données de la cartographie

Deux cartes des habitats marins de la baie de Calvi ont été réalisées dans le cadre ce stage, la première en se basant sur des données de 2002 (désignée comme cartographie de 2002 : **Annexe A8**) et la seconde sur des données des années 2007 et 2010 (désignée comme cartographie 2007/2010 : **Annexe A7**). L'essentiel des deux cartographies réalisées dans le cadre de ce travail repose sur deux techniques complémentaires : le sonar à balayage latéral et la photographie aérienne.

Le **sonar** fonctionne sur un principe de rétrodiffusion. Il est constitué d'un "poisson" tracté par une embarcation à une vitesse d'environ 9 km/h. Une onde d'une certaine fréquence est envoyée par le sonar, puis est renvoyée par le fond avec une fréquence différente selon sa nature (**Fig. 9a**). Le sonar à balayage latéral fournit en continu une "image acoustique" appelée "sonogramme". Les contours des différents habitats y sont visibles (**Fig. 9b**) par une

succession de nuances de couleurs et de textures. Le sonar à balayage latéral ne peut être utilisé à une profondeur inférieure à 10 m pour des raisons techniques. La bathymétrie a été obtenue à l'aide d'un sonar acoustique à balayage vertical.

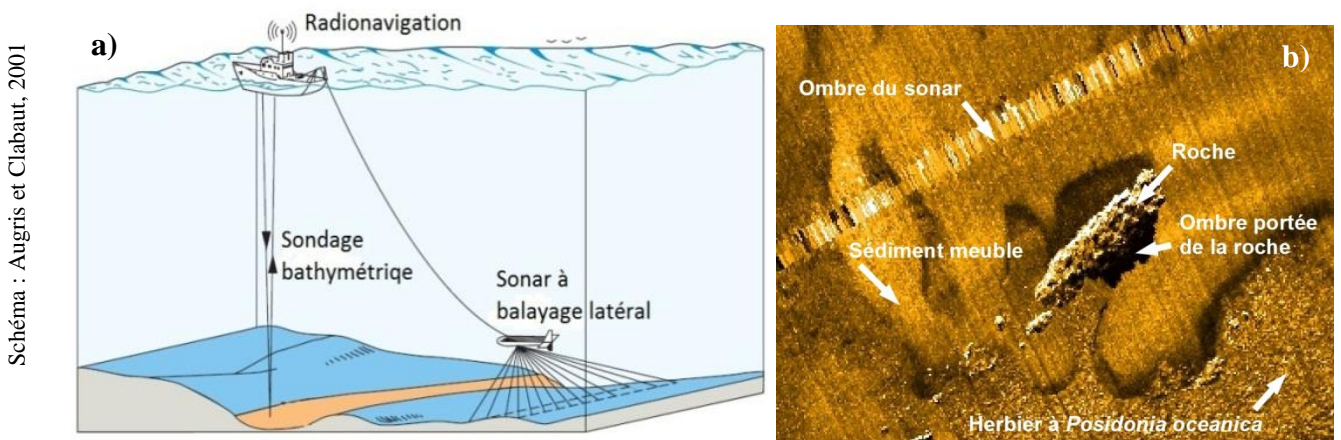


Figure 9 : a) fonctionnement du sonar à balayage latéral selon le principe de rétrodiffusion. b) sonogramme obtenu avec les différents habitats identifiables.

Les sonogrammes de 2002 ont été réalisés entre avril et mai lors de la campagne Littoral Marin (LIMA) Balagne du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). Ces données ont été recueillies grâce à un sonar à balayage EG&G 272 TD émettant une onde d'une fréquence de 100 kHz. Les données ont été recueillies grâce aux logiciels Isis® Sonar™ et DelphMap™.

Les sonogrammes de 2010 ont été réalisés durant les mois de septembre et octobre par Andromède Océanologie dans le cadre du programme NATURA 2000. Le sonar à balayage latéral utilisé était un Klein 3900® (Fig. 10) avec un balayage d'onde d'une fréquence de 445 kHz. Ce sonar possède une fauchée de 100 m et peut être utilisé entre 10 et 200 m de profondeur. Les données ont été recueillies grâce au logiciel SonarPro®.



Figure 10 : un sonar Klein 3900®

Photo : Andromède Océanologie

Les **photographies aériennes** ont été réalisées via la technique de l'orthophotographie. Cette technique permet de redresser une image selon le relief du terrain en utilisant un modèle mathématique de ce dernier (Fig. 11). Ce modèle mathématique est appelé Modèle Numérique de Terrain (MNT). Les orthophotographies sont réalisées par l'Institut National Géographique (IGN) par temps clair et par mer calme entre mai et septembre. Pour la

cartographie des habitats sous-marins leur utilisation est limitée à une profondeur d'environ 20 m en raison de l'absorption de la lumière par la colonne d'eau.

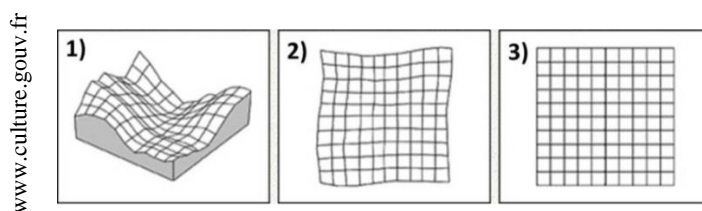


Figure 11 : déformation d'une photographie à cause du relief du terrain. 1) prise de vue inclinée. 2) prise de vue frontale. 3) projection orthophotographique.

Les photographies aériennes (non rectifiées, ni géométriquement ni radiométriquement) utilisées pour concevoir la cartographie de 2002 ont été réalisées à l'échelle 1/25 000 pour une résolution de 70 cm par l'IGN en juin 2002. Ces photographies ont été calées géographiquement sous SIG à partir d'une photographie géoréférencée.

Les orthophotographies utilisées pour la seconde cartographie, également réalisées par l'IGN, ont été prises entre mai et septembre 2007 avec une optique de 80 mm. Les photographies obtenues ont une résolution de 50 cm pour une échelle de 1/25 000.

Lorsque des doutes sur la nature des fonds subsistaient, des **vérités terrain** ont été réalisées par des titulaires d'un Certificat d'Aptitude Hyperbare (CAH) en scaphandre autonome et en apnée, avec relevé des points GPS, entre mars et août 2012. Enfin, différentes **données bibliographiques** (cartographies des habitats de la baie de Calvi réalisées par Bay en 1976 et Pasqualini en 1997, observations ponctuelles obtenues entre septembre 2005 et mai 2011) ont été utilisées.

Méthodologie de cartographie

La **cartographie** des habitats sous-marins a été réalisée en croisant les informations procurées par les sonogrammes, les photographies aériennes (orthophotographies), la bathymétrie, les données bibliographiques et les vérités terrain (**Annexe A2**). Ces cinq sources d'informations ont été combinées dans un Système d'Information Géographique (SIG).

Un maillage a été réalisé sous SIG, via le logiciel ESRI® ArcGIS® 9.3, avec les sonogrammes et les photographies aériennes afin d'obtenir une carte sonar et photographique géoréférencée. Les points GPS des données bibliographiques et des vérités terrain sont en WGS 84, le système géodésique mondial. Ces données ont été ajoutées aux deux couches précédentes en utilisant la projection cartographique Lambert 93, projection officielle de la cartographie en France métropolitaine. La principale différence entre les projections WGS 84

et Lambert 93 est l'aplatissement du géoïde de référence, ce qui entraîne des différences de projection cartographique, corrigées sous SIG. Une couche comportant la bathymétrie a été également créée. Ces quatre couches d'informations ont enfin été exportées séparément, en conservant une échelle identique, sous la forme de dalles au format JPG auxquelles sont associés des fichiers JGW de géoréférencement.

Les fichiers JPG exportés depuis ArcGIS® ont été utilisés sous la forme de calques superposés dans le logiciel de Dessin Assisté par Ordinateur (DAO) Photoshop® CS3 Extended. Le contraste et la luminosité des photographies aériennes ont été modifiés afin de faire ressortir les limites entre les différents habitats. Les habitats ont été définis selon les critères décrits dans les Cahiers Habitats Natura 2000 (Bensettiti *et al.*, 2004). Les principaux outils utilisés pour délimiter les différents habitats ont été les outils de sélection de pixels "bague magique" et "lasso". Une nuance de gris (ou GRIDCODE) a ensuite été attribuée selon l'habitat à chacune de ces surfaces (**Fig. 12**), et un calque par habitat a donc été obtenu.

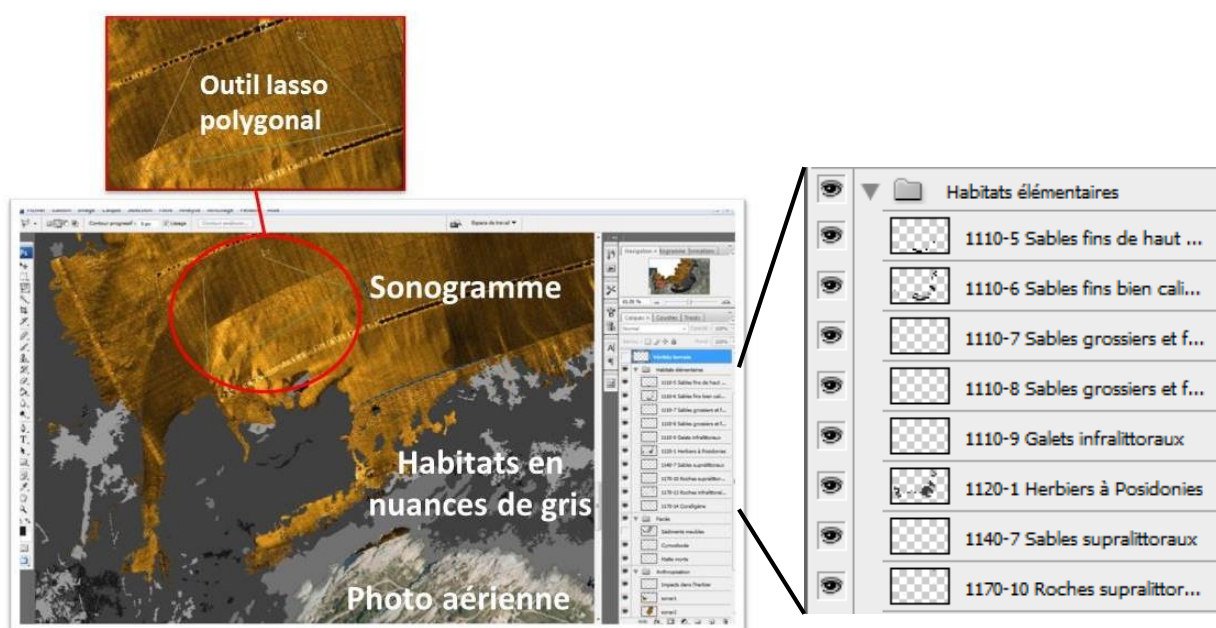


Figure 12 : détail de la méthode de délimitation des habitats élémentaires sous Photoshop® pour la réalisation de la cartographie 2007/2010.

Tous les calques d'habitats ont été fusionnés. Le calque des habitats a été exporté vers ArcGIS® sous la forme d'un raster (avec un fichier JGW de géoréférencement). Le raster a été transformé en entité vectorielle afin d'obtenir une cartographie sous la forme d'un fichier vectoriel de type shape (.shp). Après vectorisation, toujours sous SIG, la cartographie a été "nettoyée" afin de lui appliquer une typologie de type NATURA 2000 à partir des libellés établis par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) (**Annexe A3**).

Récolte des données sur *Posidonia oceanica* et calcul de l'indice PREI

Dans le but de calculer l'indice PREI, plusieurs types de données concernant *Posidonia oceanica* ont été récoltés : la densité des faisceaux, le type et la profondeur de la limite inférieure, la longueur et la largeur des feuilles, la masse des épibiontes et des feuilles. A ces données s'ajoute la **compacité** de la matte. Elle a été mesurée en scaphandre autonome à l'aide d'une tige de 2 m de long et de 8 mm de diamètre (un compaciteur) placée

Photo : Jousseume M.



Figure 13 : utilisation du compaciteur de matte

perpendiculairement au fond (**Fig. 13**). Un poids de 5 kg est lâché 50 cm au-dessus de la tige et est stoppé au milieu de cette dernière (Francour *et al.*, 1999). La longueur de pénétration de la tige fournit une information qualitative de la compacité de la matte. La compacité est ainsi définie par trois états : forte (pénétration < 50 cm), moyenne (50 cm < pénétration < 100 cm) et faible (pénétration > 100 cm). La

densité des faisceaux (faisceaux/m²) a été obtenue en plongée par comptage dans un quadrat de 33 cm x 33 cm. La vitalité de l'herbier est estimée en fonction de sa densité à partir des grilles d'interprétation de Pergent-Martini (2000). Dix répliqués par site ont été réalisés pour la compacité et la densité. Le type et la profondeur de la limite inférieure ont été observés en scaphandre autonome. Les faisceaux de posidonie ont été échantillonnés selon une Méthode Non Destructive (MND) en découpant les feuilles 1 cm au-dessus du méristème (Gobert *et al.*, 2012). A la différence de la DCE, la longueur de la gaine et le type de feuille (juvénile, intermédiaire, adulte) n'ont donc pas été pris en compte.

La longueur et la largeur des feuilles ont été mesurées en laboratoire afin de calculer la surface foliaire (exprimée en cm²/faisceau). Les épibiontes ont été séparés des feuilles à l'aide d'une lame de rasoir. Les feuilles de *Posidonia oceanica* et les épibiontes ont été mis séparément à l'étuve à une température de 60 °C pendant au moins 4 jours. La masse sèche des feuilles et des épibiontes a ensuite été pesée à l'aide d'une balance à chambre et le coefficient E/F (masse des épibiontes/masse foliaire) a été calculé.

La densité des faisceaux, le type et la profondeur de la limite inférieure, la surface foliaire, la masse des épibiontes et des feuilles ont été intégrés mathématiquement (**Annexe A4**) pour calculer l'indice PREI (Gobert *et al.*, 2009), ou Ecological Quality Ratio (EQR). Selon la valeur de l'EQR obtenue un certain statut écologique de la masse d'eau environnant l'herbier a été défini (**Tab. 1**).

Tableau 1 : correspondance entre la valeur de l'EQR, le statut écologique et le code couleur qui lui est associé (d'après Gobert *et al.*, 2009).

EQR	Statut écologique	Code couleur
1-0.775	Très bon	Bleu
0.774-0.550	Bon	Vert
0.549-0.325	Moyen	Jaune
0.324-0.100	Médiocre	Orange
<0.100-0	Mauvais	Rouge

Quantification de l'ancrage

Le nombre de bateaux s'ancrant au niveau de la plage de l'Alga a été obtenu par comptage, à partir de photos réalisées à 07:00 depuis un point fixe, matérialisé par un piquet sur lequel est posé l'appareil photo numérique. Les points GPS des unités de plaisance ancrées à l'Alga ont été relevés entre juin et août 2012. Les navires référencés ont été répartis en trois classes de taille : 0-10 m, 10-20 m et supérieur à 20 m.

Analyses statistiques

Afin de comparer les données de pénétration du compaciteur aux différentes stations, une analyse de la variance à un facteur a été réalisée à l'aide du logiciel GraphPad Prism[®]. Les données ne suivant pas une loi normale (Test de Shapiro-Wilk, $p = 0.0078$), un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis suivi d'un test de comparaison multiple de Dunn ont été utilisés. Dans chaque cas, le seuil de significativité était de $\alpha = 0,05$. Afin d'explorer les relations entre variables, une analyse en composante principale (ACP) a été programmée sous R (**Annexe A6**). Les variables (densité de faisceaux, distance de pénétration du compaciteur et profondeur) ayant des unités et des gammes de variations différentes, l'ACP a été réalisée en utilisant une matrice centrée réduite.

Résultats

Les herbiers à *Posidonia oceanica* dans la baie de Calvi

Sur l'ensemble de la baie de Calvi, la structure de l'herbier à *Posidonia oceanica* semble plus homogène sur la cartographie de 2002 (**Fig. 14a**) que sur la cartographie 2007/2010 (**Fig. 14b**). L'herbier a totalement disparu en plusieurs endroits, notamment au nord du Fiume Seccu et entre Calvi et l'aquaculture (**Fig. 14b**).

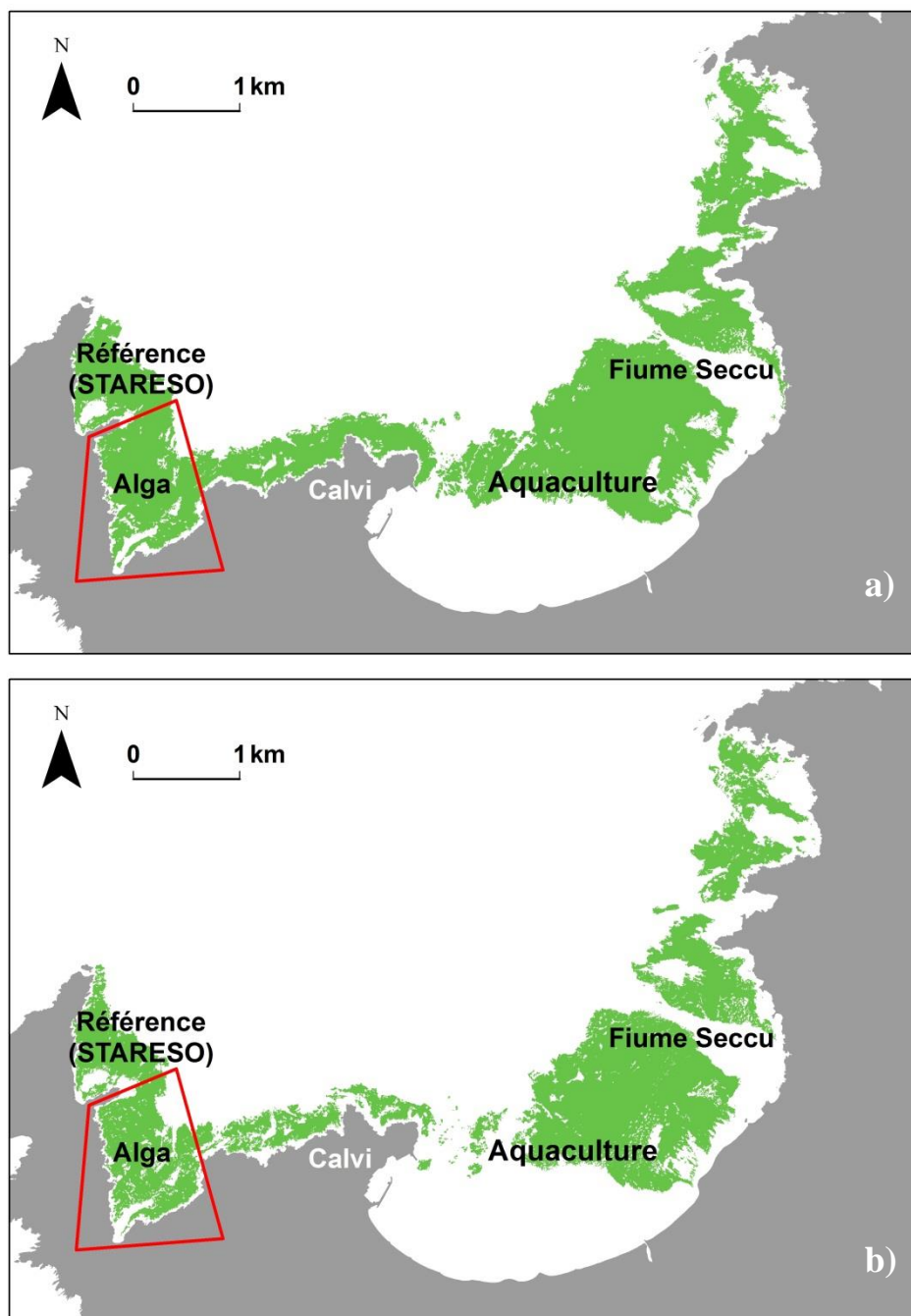


Figure 14 : cartographie des herbiers à *Posidonia oceanica* (en vert) en 2002 (a) et en 2010 (b) dans la baie de Calvi.

La surface occupée par les herbiers à *P. oceanica* a diminué de 17 % entre 2002 et 2010, passant de 5.97 km² à 4.94 km² sur l'ensemble de la baie de Calvi (**Tab. 2**). Une diminution du même ordre de grandeur (14 %) de la surface occupée par les herbiers, est également observée au niveau de la zone de l'Alga. Occupant une surface de 0.84 km² en 2002, les herbiers recouvrent une surface de 0.72 km² en 2010 (**Tab. 2**). La matte morte occupe actuellement 0.5 % de la surface totale de la baie de Calvi (soit 0.11 km²) et recouvre 3 % de la surface de la zone de l'Alga (soit 0.03 km²). Les patches de sables fins bien calibrés ne montrent pas de variations visibles (1 %) entre 2002 et 2010 sur l'ensemble de la baie de Calvi. Cependant, une augmentation de 33 % de leur surface (0.06 km² en 2002, 0.08 km² en 2010) est observée au niveau de la plage de l'Alga (**Tab. 2**).

Tableau 2 : surfaces occupées par l'herbier à *Posidonia oceanica*, par la matte morte et par les sables fins bien calibrés en 2002 et en 2010 sur l'ensemble de la baie de Calvi et au niveau du hotspot de l'Alga.

Surface totale

Année	Herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	Matte morte	Sables fins bien calibrés (SFBC)
2002	5.97 km ²	/	2.96 km ²
2010	4.94 km ²	0.11 km ²	2.99 km ²

Surface dans la zone de l'Alga

Année	Herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	Matte morte	Sables fins bien calibrés (SFBC)
2002	0.84 km ²	/	0.06 km ²
2010	0.72 km ²	0.03 km ²	0.08 km ²

L'EQR, calculé grâce à l'indice PREI en utilisant les données recueillies *in situ* (**Annexe A5**), indique que l'ensemble des stations bénéficie d'un "bon" état écologique de la masse d'eau, excepté la station Emissaire dont l'état est qualifié de "moyen" (**Fig. 15**). Les activités anthropiques au niveau des hotspots (dont l'ancrage au niveau de la plage de l'Alga) ne semblent pas avoir un impact observable sur l'état écologique de la masse d'eau environnant l'herbier à *Posidonia oceanica* défini par l'indice PREI, excepté les rejets d'eaux usées au niveau de l'émissaire.

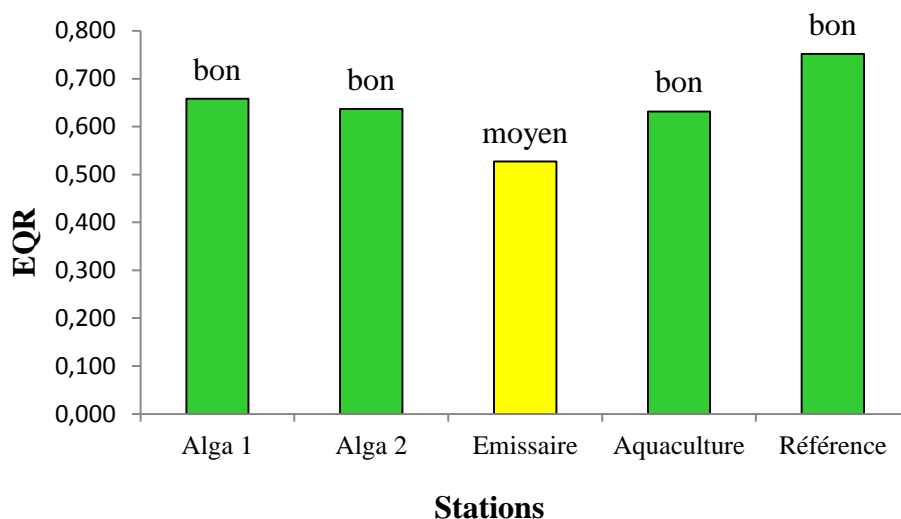


Figure 15 : EQR pour le site de référence et pour chaque hotspot échantillonné. Les couleurs représentent l'état écologique défini par la valeur de l'EQR : jaune = "moyen", vert = "bon".

L'état des herbiers de la plage de l'Alga

Au niveau de la plage de l'Alga, l'herbier à *Posidonia oceanica* apparaît également plus fragmenté en 2010 qu'en 2002 (Fig. 17). Un recul de sa limite inférieure est visible au Nord-Est de la zone (Fig. 17b). Certaines zones de roches à algues photophiles³ ne sont plus recouvertes par l'herbier. Les patches de sédiment meuble et de sables fins bien calibrés se sont élargis et de nouveaux sont apparus. D'importantes zones de matte morte sont visibles sur la cartographie 2007/2010 (Fig. 17b). Les stations d'échantillonnage MM6 et MM7, initialement identifiées grâce aux sonogrammes comme étant de la matte morte, se sont révélées être du sable fin bien calibré après vérification sur le terrain. L'absence de patches de matte morte sur la cartographie de 2002 (Fig. 17a) n'est pas due à leur non-existence, mais à la fréquence de l'onde émise par le sonar qui est insuffisante pour les identifier. L'ancrage pourrait être à l'origine de certaines tâches de matte morte, des sillons d'ancre ayant été observés sur certains points de prélèvement de ces tâches (Fig. 16).

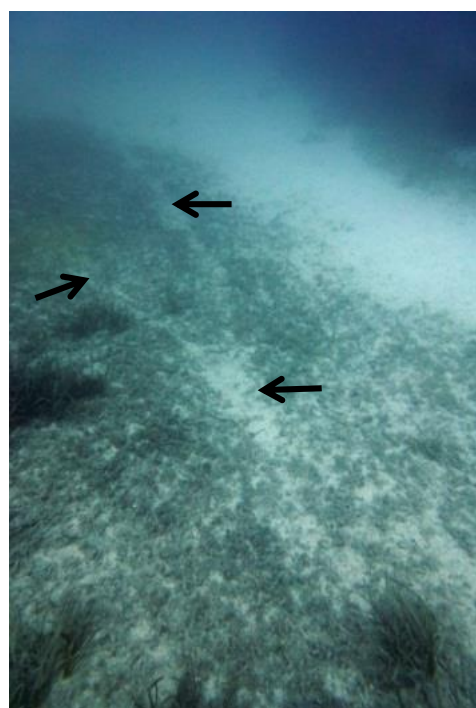
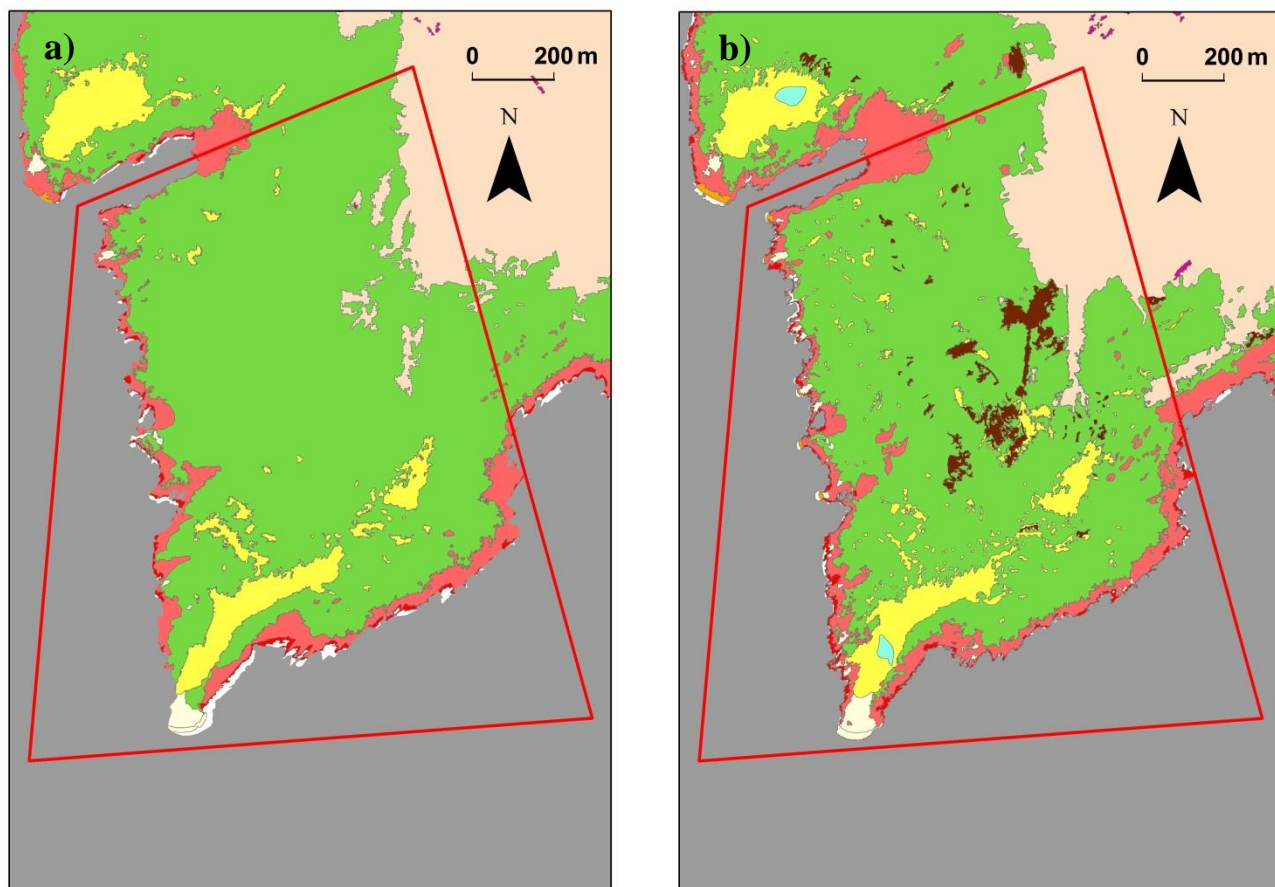


Photo : Mauron S.

Figure 16 : sillons d'ancre observés au point d'échantillonnage MM5 en juin 2012.

³ Le terme algues photophiles regroupe majoritairement des macroorganismes photosynthétiques tels que *Lithophyllum incrustans*, *Padina pavonica*, *Stypocaulon scoparia*, *Laurencia obtusa*, *Amphiroa rigida*, *Jania rubens*, *Cystoseira amentacea* var. *stricta* et *Codium bursa*.



Habitats élémentaires Natura 2000










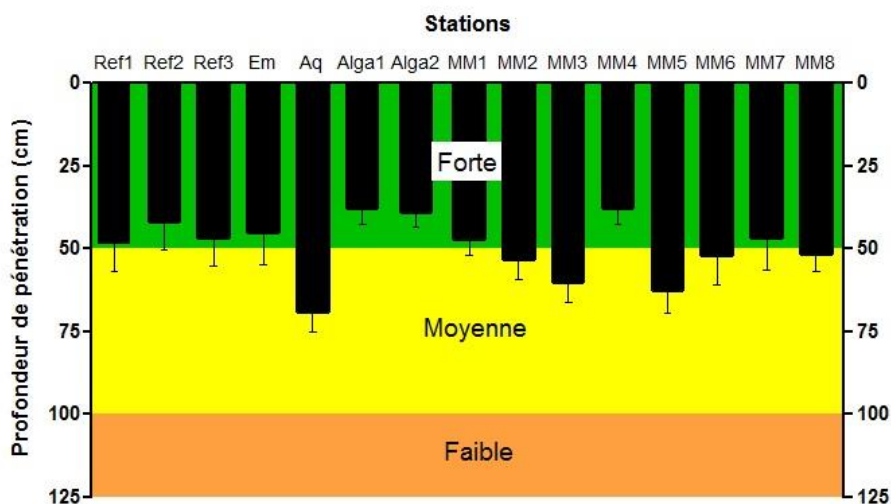
 Sables fins de haut niveau (SFHN)	 Roches infralittorales à algues photophiles
 Sables fins bien calibrés (SFBC)	 Biocénose coralligène (C)
 Herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	 Sédiment meuble
 Matte morte de <i>Posidonia oceanica</i>	 Association à <i>Cymodocea nodosa</i> sur SFBC
 Roche supralittorale (RS)	

Figure 17 : cartographie de l'Alga en 2002 (a) et en 2010 (b) selon une typologie Natura 2000.

L'état de la compacité de la matte des herbiers à *Posidonia oceanica* au niveau des trois hotspots échantillonnés semble suivre une distribution hétérogène. La compacité est forte au niveau de l'émissaire de Calvi et des deux stations de l'Alga, elle est moyenne au niveau de l'aquaculture (**Fig. 18**). Au sein de la baie de l'Alga, une forte compacité est observée sur les stations MM1, MM4 et MM7, et une compacité moyenne est observée sur les stations MM2, MM3, MM5, MM6 et MM8. Le test de Kruskal-Wallis prouve que les différences observées entre les stations sont significatives ($p < 0.0001$). Le test de comparaison multiple montre que la majorité des différences significatives sont observées entre la station Aquaculture et les autres stations (p comprise entre 112.40 et -93.00 selon les cas). Des différences significatives sont également visibles entre les stations Alga1/Alga2 et les stations de matte morte MM3 (respectivement $p = -91.15$ et $p = -86.00$) et MM5 (respectivement $p = -97.65$ et $p = -92.50$).



Kruskal-Wallis : $H = 90.93$; $N = 15$; $p < 0.0001$

Figure 18 : moyenne de la distance de pénétration du compacteur pour le site de référence (Ref 1 à 3) pour les hotspots Emissaire (Em) et Aquaculture (Aq) et pour chaque station de la plage de l'Alga. La couleur de fond indique la valeur qualitative de la compacité : vert : forte ; jaune : moyenne ; orange : faible. Les barres représentent l'écart-type.

La profondeur semble être le principal facteur influant sur la densité de l'herbier (Tab. 3). La densité, ainsi que la qualification Subnormale (S-) de vitalité qui lui est associé des stations Référentiel 1 et 2 (respectivement 180.58 faisceaux/m² et 194.66 faisceaux/m²), semble faible pour des sites définis comme non-impacts. Cependant, les herbiers situés à 15 m de profondeur dans cette zone se développent sur de la roche. En dehors de ces deux stations, seules la station MM8 présente une vitalité subnormale. La densité des autres stations indique que l'herbier a une vitalité Normale (N).

Tableau 3 : densité de l'herbier en fonction des sites et de la profondeur d'échantillonnage. La vitalité de l'herbier est définie par la grille d'évaluation de Pergent-Martini (2000). S- : subnormale. N : normale.

Site	Profondeur (m)	Densité (faisceaux/m ²)	Ecart-type de la densité	Vitalité de l'herbier
Référence 1	16	180	12.4	S-
Référence 2	16	195	9.3	S-
Référence 3	18	338	10.5	N
Emissaire	30	170	7.4	N
Aquaculture	22	251	6.9	N
Alga 1	15	292	2.7	N
Alga 2	15	320	6.7	N
Alga MM1	32	107	2.6	N
Alga MM2	28	113	2.8	N
Alga MM3	26	136	3.2	N
Alga MM4	15	251	4.4	N
Alga MM5	22	179	5.3	N
Alga MM6	22	258	6.9	N
Alga MM7	18	259	3.0	N
Alga MM8	20	141	6.3	S-

L'ACP réalisée dans le cadre de cette étude maximise l'inertie et permet de représenter plus de 90 % de l'information avec deux axes. Les stations s'échelonnent selon un gradient en fonction de leur compacité (**Fig. 19a**). Les taches de matte morte échantillonnées suivent une distribution hétérogène tout comme les stations STARE-CAPMED. La distribution des stations du site de référence est quant à elle relativement homogène. (**Fig. 19a**). La profondeur est négativement corrélée avec la densité. La distance de pénétration n'est pas linéairement corrélée avec la densité et la profondeur (**Fig. 19b**), sa variation est donc indépendante des deux autres paramètres.

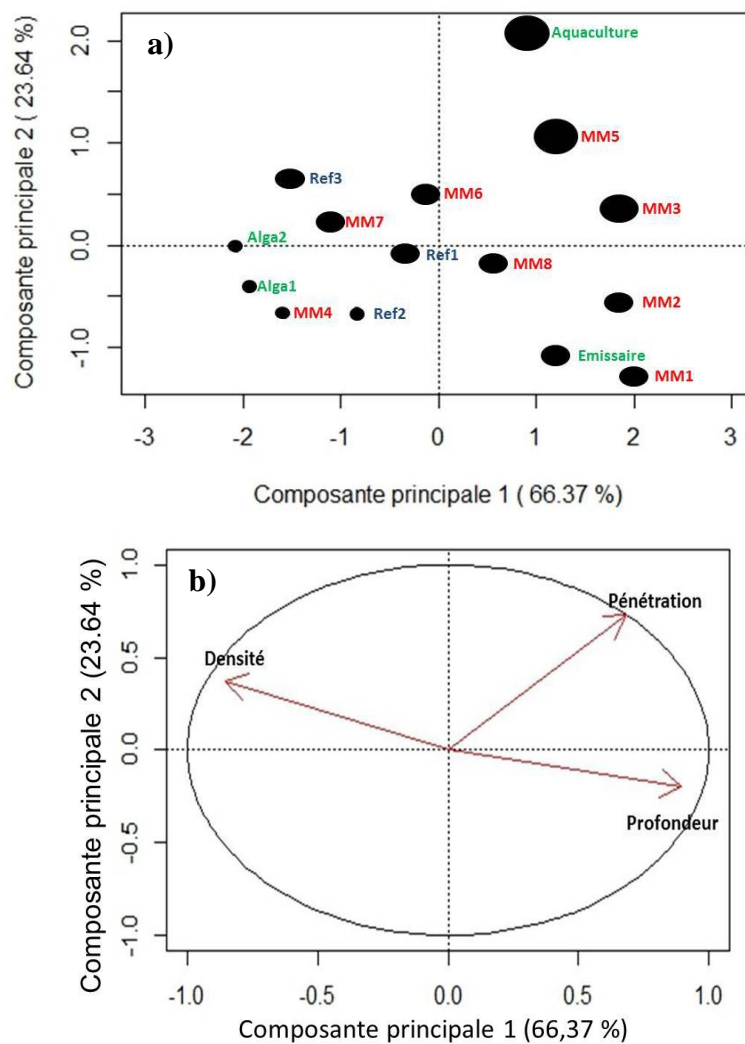


Figure 19 : a) analyse en composantes principales de la distribution des stations en fonction de la profondeur, de la densité des faisceaux et de la distance de pénétration du compacité. Bleu : les stations de référence (Ref 1 à 3). Vert : les stations d'échantillonnage STARE-CAPMED de l'herbier à *Posidonia oceanica*. Rouge : stations de prélèvement de la matte morte au niveau de la plage de l'Alga. La taille des ellipses noires dépend de la distance de pénétration mesurée à chaque station (plus l'ellipse est grande, plus la distance de pénétration est importante). Le pourcentage affiché sur les axes est celui de la quantité d'information représentée par chacun d'eux. b) cercle de corrélation avec projection des variables de l'analyse en composantes principales.

Discussion

L'apparente fragmentation des herbiers à *Posidonia oceanica* au cours du temps sur l'ensemble de la baie de Calvi, mise en évidence par la cartographie, semble être la combinaison de deux facteurs : d'une part la méthode et les technologies permettant de réaliser la cartographie, et d'autre part les activités anthropiques qui n'ont cessé d'augmenter au cours des dernières décennies.

Les limites de la cartographie

La première cartographie des herbiers à Magnoliophytes marines dans la baie de Calvi a été réalisée en 1976. La surface totale de recouvrement estimée des herbiers à *Posidonia oceanica* à cette époque est de 10.71 km² (Bay, 1978). Cette cartographie a été réalisée grâce à des vérités terrain en scaphandre autonome et des photographies aériennes, le sonar à balayage latéral n'étant utilisé pour cartographier les habitats sous-marins que depuis une trentaine d'années (Ehrhold, 2003). La seconde cartographie a été réalisée en 1997 (**Annexe A9**) en utilisant des vérités terrain, des photographies aériennes et des images de sonar à balayage latéral (Pasqualini, 1997). La surface totale des herbiers à *P. oceanica* cartographiés est alors de 6.7 km². La continuelle diminution de la surface couverte par les herbiers depuis 1976 (5.97 km² en 2002, 4.94 km² en 2010) semble partiellement imputable à l'évolution des technologies de mesure. La résolution des photographies aériennes (**Fig. 20**) ainsi que des sonogrammes (**Fig. 21**) a grandement été augmentée au cours des dernières décennies permettant une meilleure visualisation des contours des habitats. L'identification du type de fond n'est quant à elle pas toujours évidente (Boudouresque *et al.*, 2006b). Cependant, les herbiers à *P. oceanica* sur sédiment meuble sont facilement identifiables sur les sonogrammes de 2010.

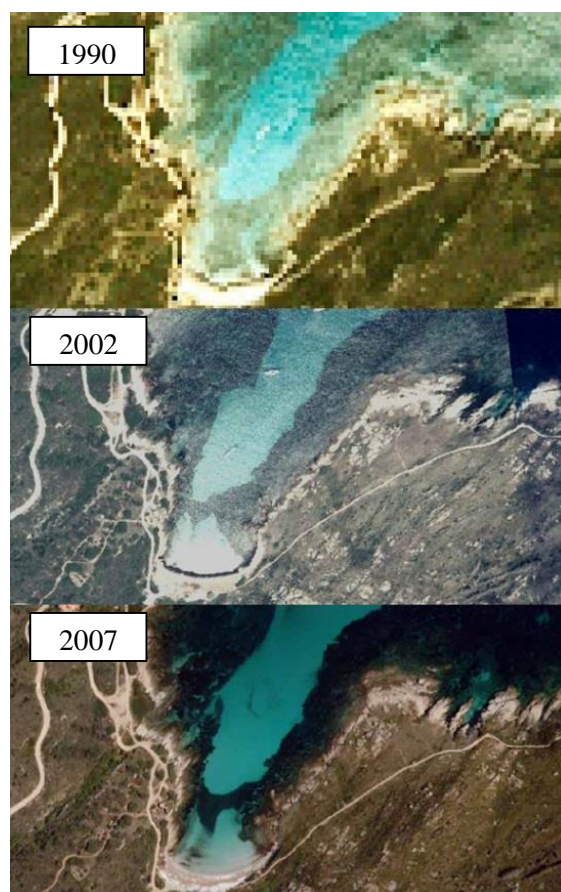


Figure 20 : photographies aériennes de 1990, 2002 et 2007 de la plage de l'Alga.

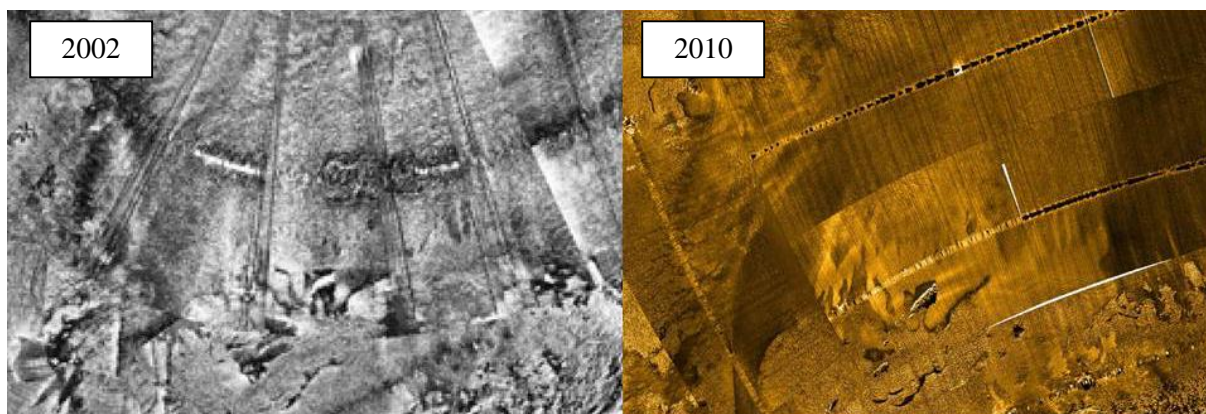


Figure 21 : sonogrammes d'une zone identique du Nord de la zone de l'Alga en 2002 et 2010.

Le Reliability Index (RI) permet de mesurer la fiabilité des anciennes cartographies grâce à 3 paramètres : l'échelle de la cartographie, la méthode d'acquisition des données et l'exactitude de leur positionnement (Leriché *et al.*, 2004). Les cartographies sont ainsi notées entre 0 et 50. En dessous de 25, les cartographies sont considérées comme étant inexploitable. Avec un RI de 23, la cartographie de 1976 n'est donc pas exploitable et l'estimation 10.71 km² de surface d'herbiers à *Posidonia oceanica* ne semble pas valide. Les cartographies de 1997 et 2002 ont respectivement un RI de 46 et 44. Les données de surfaces d'herbiers à *P. oceanica* fournies par ces cartographies paraissent donc exploitables. La cartographie 2007/2010, ayant été réalisée avec les méthodes les plus récentes d'acquisition de données, son RI est de 50. Il faut cependant garder à l'esprit qu'une cartographie est le résultat d'interprétations subjectives de jeux de données et que les biais de positionnement, même s'ils se réduisent avec l'évolution des techniques, existent toujours. Ainsi, même une cartographie réalisée avec des méthodes d'acquisition perfectionnées, n'est pas totalement exacte.

Cette part d'inexactitude peut notamment provenir de la technique d'identification et de délimitation des habitats. La technique choisie lors de cette étude, passant par l'utilisation du DAO Photoshop®, permet une superposition des couches d'informations et ainsi une plus grande précision d'analyse (Jousseaume, 2011). Elle permet également une meilleure coordination avec les données issues des vérités terrain. En revanche, cette technique est basée sur la subjectivité et les interprétations de l'observateur.

L'alternative à l'utilisation d'un logiciel de DAO est le recours à un logiciel d'analyse d'image automatisé (par exemple le logiciel ENvironment for Visualizing Images™ : ENVI™) qui crée des classes d'habitats en fonction de la couleur des pixels. Cette technique permet un gain de temps et d'objectivité. Cependant, pour un grand nombre de classes d'habitats, cette technique requiert un paramétrage très fin (Jousseaume, 2011). De plus, efficace en milieu terrestre, l'utilisation de l'analyse d'image automatisée en milieu marin

entraîne une classification faussée des pixels du fait de la diminution du contraste de la photographie avec l'augmentation de la profondeur. La couleur des pixels n'étant pas le seul paramètre à prendre en compte afin de différencier les habitats, l'identification visuelle semble la plus appropriée dans le cas de la cartographie de la baie de Calvi.

La fragmentation des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la baie de Calvi

La régression d'environ 26 % de la surface couverte par l'herbier à *Posidonia oceanica* observée depuis 1997 semble donc réelle et sa cause serait les activités anthropiques. Les variations des paramètres biométriques observées depuis 1975 au sein de l'herbier situé à proximité de STARESO à 10 m de profondeur semblent être d'origine naturelle (Gobert, 2002). Cependant, les dégradations observées entre 1976 et 1993 à partir de 30 m de profondeur (proche de la limite inférieure) à proximité de la station, auraient pour origine les activités anthropiques (Gobert, 2002). Ces dernières entraîneraient à cette profondeur une augmentation de la turbidité et un enrichissement en matière organique qui pourraient entraîner un phénomène d'eutrophisation.

Ce phénomène de fragmentation en approchant de la limite inférieure est visible en comparant les pourcentages de surfaces couvertes par l'herbier par tranche bathymétrique (**Tab. 4**). Une forte régression est observée entre 21 m et 30 m (85,73 % en 1997, 61,54 % en 2010). La régression la plus importante est observée dans la tranche bathymétrique 31–40 m (53,47 % en 1997, 14,29 % en 2010). Cependant, au vu des cartographies, cette régression concerne principalement la partie occidentale de la baie de Calvi (la baie de la Revellata).

Tableau 4 : pourcentage de recouvrement des herbiers à *Posidonia oceanica* par tranches bathymétriques dans la baie de Calvi en 2010, 2002 et 1997.

Année	0-10 m	11-20 m	21-30 m	31-40 m
2010	19.56 %	50.43 %	61.54 %	14.29 %
2002	22.11 %	54.58 %	76.26 %	24.38 %
1997	20.82 %	54.82 %	85.73 %	53.47 %

Cette dégradation aux abords de la limite inférieure de l'herbier à *Posidonia oceanica* est particulièrement observable actuellement à proximité de l'émissaire. Une régression de la limite inférieure y a été observée et l'état de l'herbier a été qualifié comme "dégradé" (Pelaprat *et al.*, 2006). Ainsi, la limite inférieure positionnée à 38 m en 1976 sur l'ensemble de la baie de Calvi (Bay, 1978) n'est plus d'actualité et devrait être revue à la baisse.

L'impact de l'ancrage sur les herbiers de l'Alga

La dégradation des herbiers observée entre 21 m et 40 m sur l'ensemble de la baie de Calvi est également observable au niveau de l'Alga mais à un degré plus important (**Tab. 5**). Il est nécessaire de garder à l'esprit que les différences observées entre 2002 et 2010 sont partiellement le résultat de l'évolution des techniques de cartographie. Peu de données bibliographiques existent concernant cette partie de la baie, il est donc difficile d'estimer la vitesse de dégradation de l'herbier à *Posidonia oceanica* au cours des dernières décennies.

Tableau 5 : pourcentage de recouvrement des herbiers à *Posidonia oceanica* par tranches bathymétriques au niveau de la baie de l'Alga en 2010, 2002 et 1997.

Année	0-10 m	11-20 m	21-30 m	31-40 m
2010	53.08 %	80.88 %	41.24 %	3.35 %
2002	71.19 %	94.15 %	99.08 %	11.95 %
1997	67.84 %	93.65 %	93.82 %	13.85 %

La surface de la tache de sable de la rivière de retour a augmenté entre 1975 et 1980 (de 26 046 m² à 31 986 m²), puis diminué jusqu'en 2001 pour atteindre 26 179 m² (Xhardé, 2002). La présente étude montre qu'en 2002 la tâche de sable occupait une surface de 35 330 m² et qu'actuellement elle recouvre une surface de 38 709 m². Lors de travaux d'installation de la paillote au début des années 2000, des zones humides ont été asséchées et des sédiments ont été rejetés en mer (Vela, 2006). Cette décharge de sédiments serait à l'origine d'une augmentation de la turbidité (Dyc, 2006) qui entraînerait une diminution, voire une inhibition de la croissance de *Posidonia oceanica* (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983). Cet épisode de turbidité élevée ne semble pas être le seul facteur responsable de la dégradation de l'herbier au cours de la dernière décennie. L'augmentation de la pression exercée chaque été par l'ancrage pourrait donc être le principal agent de l'érosion de l'herbier dans cette zone.

L'ancrage dans les herbiers à *Posidonia oceanica* peut entraîner une réduction de sa densité et de la surface qu'il couvre et également modifier sa structure, notamment avec les mouvements latéraux de la chaîne (ragage) reliée à l'ancre (Boudouresque *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Boudouresque *et al.*, 2006a ; Gobert *et al.*, 2009). La réponse de l'écosystème à cette détérioration est de l'ordre d'une à plusieurs années. D'une densité moyenne à 15 m de profondeur de 430 faisceaux/m² en 2006, 331 faisceaux/m² en 2009 et 311 faisceaux/m² en 2010, la densité de l'herbier a en apparence diminué au cours des dernières années (Dyc, 2006 ; Joseph, 2009). L'origine de cette diminution n'est pas forcément l'ancrage, mais peut avoir pour cause, du moins en partie, une variation naturelle

interannuelle (Gobert, 2002). D'autre part, l'évolution de l'indice PREI, qui intègre la densité de l'herbier, au cours des six dernières années (**Tab. 6**) ne met pas en évidence un impact de l'ancrage sur l'état de conservation écologique ("bon") de la colonne d'eau environnant l'herbier à *Posidonia oceanica*. Cependant, les zones de prélèvement des échantillons nécessaires au calcul du PREI ne sont pas des sites d'ancrage privilégiés des grosses unités. De plus, l'indice PREI ne prend pas en compte certains facteurs pouvant conduire à une altération de l'herbier tels que les besoins en nutriments de la plante ou la présence de polluants (Romero *et al.*, 2007). En revanche, cet indice est peu coûteux et facilement reproductible (Gobert *et al.*, 2009).

Tableau 6 : évolution de l'indice PREI au niveau de l'Alga de 2006 à 2012.

Année	PREI	Source
2012	0.685	cette étude
2009	0.772	Joseph, 2009
2006	0.753	Dyc, 2006

L'ancrage intensif dans la zone de l'Alga semble plutôt être à l'origine de la régression de la surface couverte par l'herbier. Les traces d'ancrage (**Fig. 22**) sont visibles sur les sonogrammes (Pasqualini *et al.*, 1997). Ces sillons d'ancrages sont à l'origine de la formation d'une intermatte qui peut générer, à plus long terme, des zones de matte morte (Boudouresque *et al.*, 2006a; Montefalcone *et al.*, 2008). Cependant, seules les embarcations de grande taille semblent être à l'origine d'un impact durable de l'herbier, l'arrachage de faisceaux par les petites unités étant inférieur à la croissance annuelle naturelle (Boudouresque *et al.*, 2009). En effet, si la majorité des petites unités mouille sur les taches de sable, la surfréquentation du site peut impacter l'état de l'herbier, notamment en bordure de tache. Les zones dans lesquelles se



Figure 22 : sillons d'ancrages (matérialisés en blanc) apparaissant sur le sonogramme de 2010 au niveau de l'Alga.

concentrent les plus grosses unités correspondent aux zones de matte morte les plus importantes (**Fig. 23**). De plus, c'est également dans ces zones que la compacité de la matte est la plus faible. Il a en effet été démontré que l'ancrage et la compacité de la matte sont en corrélation : une faible compacité semblerait faciliter le déchaussement des rhizomes par les ancrs (Francour *et al.*, 1999 ; Ceccherelli *et al.*, 2007).

Les valeurs de pénétration de la tige dans l'herbier mesurées au cours d'autres études, notamment à Port-Cros, dans des zones à forte pression d'ancrage tendent à être plus importantes (95.9 cm et 76.8 cm en 2005) que celles obtenues lors de cette étude (Francour *et al.*, 1999 ; Ganteaume *et al.*, 2005). Cette différence peut être expliquée par un plus grand nombre de bateaux venant s'ancrer depuis plus longtemps. La cartographie des habitats marins de Port-Cros de 2005 montrent des zones de matte morte dont la position est similaire aux lieux d'ancrage intensif (Belsher *et al.*, 2005), ce qui renforce l'hypothèse de la création de matte morte par l'ancrage intensif.

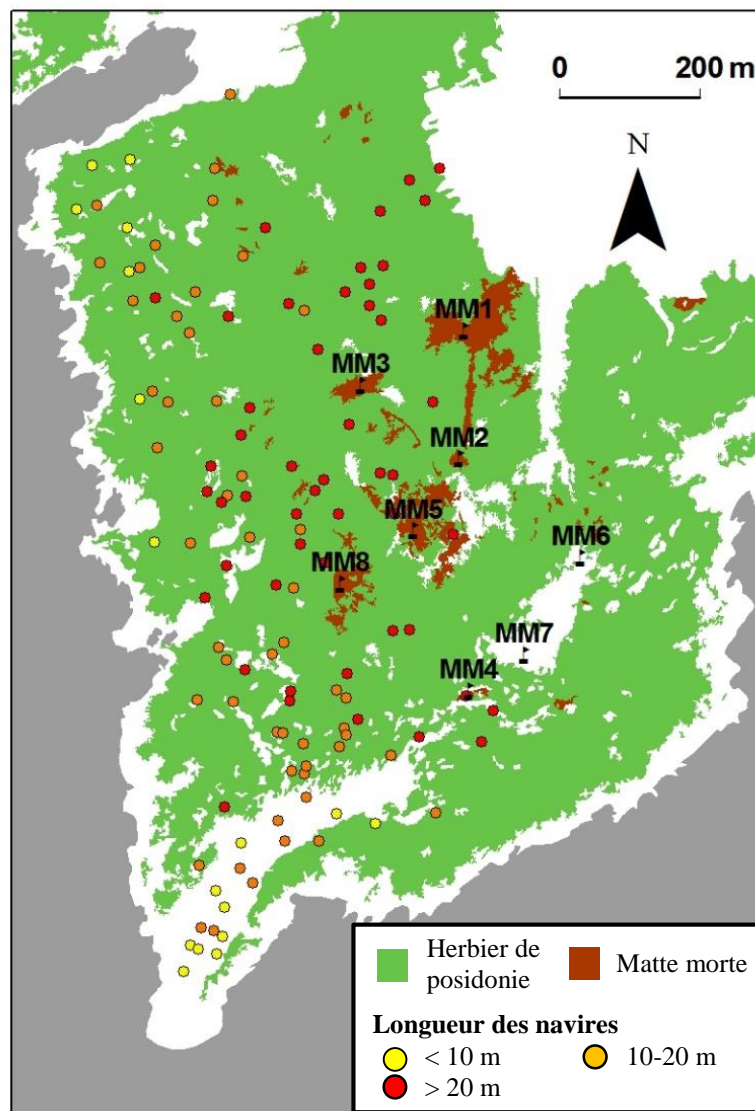


Figure 23 : observations d'ancrage au niveau de la plage de l'Alga de juin à août 2012.

La vitesse de dégradation de l'herbier à *Posidonia oceanica* par les grosses unités de plaisance est supérieure à la capacité de recolonisation de cet ingénieur d'écosystème (Ruiz *et al.*, 2009). Dans la présente étude, l'ancrage des grosses unités à proximité de la plage de l'Alga, qui se répète chaque été depuis plusieurs décennies, semble être une perturbation

(selon la définition mentionnée en introduction) qui s’installe dans le temps, c’est-à-dire un **stress** selon la définition de Connell et Sousa (1983). La constante augmentation de la pression d’ancrage provoque une érosion de la résilience de l’écosystème à *P. oceanica*, ce constat étant valable pour la plupart des pression anthropiques exercées sur cet écosystème (Pergent *et al.*, 2012).

La disparition de l’herbier dans certaines zones permet l’installation d’espèces invasives qui colonisent rapidement l’espace laissé vacant par *Posidonia oceanica* (Montefalcone *et al.*, 2010). L’ancrage, notamment, peut parfois être un moyen de propagation efficace d’espèces invasives, selon la définition de Boudouresque et Verlaque (2002), tels que *Caulerpa taxifolia* (Vahl) Agardh et *Caulerpa racemosa* (Forsskål) Agardh var.



Photo : Mauron S.

Figure 24 : *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* au point d’échantillonnage de la matte morte MM3 en juin 2012.

cylindracea (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque (Belsher *et al.*, 2003). La Chlorobionte invasive *C. racemosa* a été observée sur plusieurs patches de matte morte de l’Alga aux points MM2, MM3 et MM5 (Fig. 24). Ces points correspondent à des zones dans lesquelles de nombreux navires de grande taille viennent s’ancrer et la compacité y est moyenne. *C. racemosa* n’a pas été observée au niveau des autres patches de matte morte, ce qui tend à confirmer que l’ancrage serait à l’origine de l’introduction, dans cette zone, de cette espèce invasive (Katsanevakis *et al.*, 2010). L’ancrage pourrait donc être à l’origine du mécanisme de substitution (Fig. 25) qui conduit à l’installation d’espèces invasives dans des zones colonisées par *Posidonia oceanica*, ce phénomène ayant été observé sur d’autres herbiers en Méditerranée (Klein et Verlaque, 2008 ; Katsanevakis *et al.*, 2010 ; Montefalcone *et al.*, 2010 ; Pergent *et al.*, 2012).

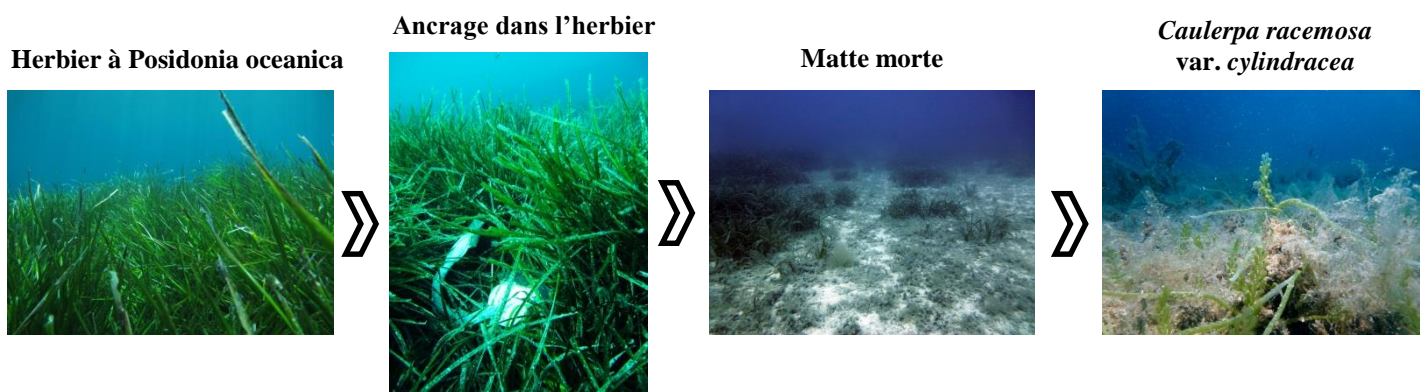


Figure 25 : mécanisme de substitution menant à l’implantation de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* dans la zone de l’Alga.

Conclusions

La cartographie des habitats marins de la baie de Calvi, réalisée dans le cadre du projet STRAE-CAPMED, a permis de définir l'état actuel des herbiers à *Posidonia oceanica*. Une régression de la limite inférieure par rapport aux précédentes cartographies a ainsi été mise en évidence.

Au niveau de la plage de l'Alga, la régression de l'herbier due à l'ancrage des grosses unités entraîne la formation de zones de matte morte dans lesquelles s'installe la Chlorobionte invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. L'herbier à *Posidonia oceanica* ne récupère pas de la dégradation par l'ancrage car ce dernier se répète chaque été, alors que la réponse de l'écosystème à cette perturbation est de l'ordre d'une à plusieurs années. Le manque de données antérieures sur l'ancrage dans cette zone ne permet pas de dater son début, ce qui empêche ainsi de connaître la vitesse de dégradation de l'herbier.

Le programme ayant démarré depuis seulement 5 mois (au moment de la rédaction de ce rapport) il est difficile d'avoir du recul et de comparer les données recueillies. Une étude plus poussée de la dynamique et de la physiologie des herbiers à *Posidonia oceanica* sur l'ensemble de la baie de Calvi semble nécessaire afin d'identifier précisément les causes de leur régression.

Il paraît également utile de réaliser une étude plus fine des taches de matte morte identifiées. Notamment, le prélèvement de carottes de sédiment afin d'en connaître la granulométrie, la teneur en matière organique et de sa composition chimique serait informatif. Un échantillonnage de l'eau interstitielle de la matte morte permettrait d'en connaître la concentration en nutriments et en oxygène ainsi que le pH. Le suivi de la dynamique des taches de matte morte au cours des années à venir tout en assurant en parallèle un suivi de l'ancrage permettrait de connaître leur vitesse d'expansion.

Le programme STARE-CAPMED promet de devenir un outil de gestion complet pour les organismes chargés de la protection de l'environnement et de la gestion du littoral en baie de Calvi et en Corse. Bien que demandant de nombreux moyens et de nombreuses compétences, ce type d'étude multidisciplinaire serait intéressant dans d'autres zones où il existe des suivis et des bases de données depuis plusieurs décennies. Face à la complexité des problèmes environnementaux actuels, il semble désormais impossible de se cantonner à un unique domaine scientifique afin de les étudier et de les résoudre.

Références

Agence du Tourisme Corse (2010) Résultats et enseignements de l'année touristique 2009. Conférence de presse. 29 janvier 2010

Augier H., Boudouresque C. F. (1979) Premières observations sur l'herbier de posidonies et le détritique côtier de l'île du Levant (Méditerranée, France), à l'aide du sous-marin Griffon de la Marine Nationale. Travaux. Scientifiques du Parc National de Port-Cros 5 : 141-153

Augier H., Robert P., Maffre R. (1980) Etude du régime thermique annuel des eaux au niveau des peuplements de Phanérogames marines de la baie de Port-Cros (îles d'Hyères, Méditerranée, France). Travaux. Scientifiques du Parc National de Port-Cros 6 : 69-131

Augris C., Clabaut P. (2001) Cartographie géologique des fonds marins côtiers. Exemples le long du littoral français. IFREMER.

Bay D. (1978) Etude "*in situ*" de la production primaire d'un herbier de posidonies (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) de la baie de Calvi-Corse. Thèse de l'Université de Liège

Belsher T., Houlgatte E., Boudouresque C. F. (2005) Cartographie de la prairie à *Posidonia oceanica* et des principaux faciès sédimentaires marins du Parc national de Port-Cros (Var, France, Méditerranée). Scientific Reports of Port-Cros National Park 21 : 19-28 + 1 carte h.t.

Belsher T., Lunven M., Le Gall E., Caisey X., Dugornay O., Mingant C. (2003) Acquisition de données sur l'expansion de *Caulerpa taxifolia* et *Caulerpa racemosa* en rade d'Hyères et en rade de Toulon (France) / Observations concerning the expansion of *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa* in Rade d'Hyères and Rade of Toulon (France). Oceanologica Acta 26 : 161-166

Bensettiti F., Bioret F., Roland J., Lacoste J. P. (2004) "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2 - Habitats côtiers. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris

Boudouresque C. F. (2010) Structure et fonctionnement des écosystèmes benthiques marins. 2. Ecosystème forêt continentale. Ecosystèmes à Magnoliophytes marines. www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque

Boudouresque C. F. (2011) Manuel de rédaction scientifique et technique. Edition 2011-2012. Mediteranean Institute of Oceanography publ., Marseille

Boudouresque C. F., Arrighi F., Finelli F., Lefevre J.R. (1995) Arrachage des faisceaux de *Posidonia oceanica* par les ancras : un protocole d'étude. Rapp. Commission Internationale de l'Exploration de la Mer Méditerranée 34 : 21-22

Boudouresque C. F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2006a) Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE pub.

Boudouresque C. F., Bernard G., Pergent G., Abdesslem S., Verlaque M. (2009) Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. Botanica Marina 52 : 395-418

Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A. (1983) L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. Journal de Recherche Océanographique 8 (2-3) : 99-122

- Boudouresque C. F., Leriche A., Bernard G., Bonhomme P. (2006b) Mapping marine vegetation distribution: an overview. Proceedings of the second Mediterranean symposium on marine vegetation. Athens, 12-13 December 2003. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan and Regional Activity Centre for Specially Protected Areas publ., Tunis : 21-33
- Boudouresque C. F., Meinesz A., Ledoyer M., Vitiello P. (1994) Les herbiers à Phanérogames marines. Pp. 98-118, *in*: Bellan-Santini D., Lacaze J. C., Poizat C. (eds), "Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives", Secrétariat de la Faune et de la Flore, Muséum National d'Histoire Naturelle (Coll. Patrimoines naturels, vol. 19), Paris
- Boudouresque C. F., Verlaque M. (2002) Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44 : 32-38
- Cannac M., Ferrat L., Pergent-Martini C., Pergent G., Pasqualini V. (2006) Effects of fish farming on flavonoids in *Posidonia oceanica*. *Science of the Total Environment* 370 : 91-98
- Ceccherelli G., Campo D., Milazzo M. (2007) Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research* 63 : 341-349
- Connell J. H., Sousa W. P. (1983) On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *The American Naturalist* 121 (6) : 789-824
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limbourg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., van den Belt M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 : 253-260
- Disteche A. (1974) Baie de Calvi – Rapport préliminaire concernant la pollution d'origine urbaine (juin-août-septembre). Rapport
- Dyc C. (2006) Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme bioindicateur : étude d'une zone utilisée comme site d'ancrage en baie de Calvi (Corse). Mémoire de l'Université de Liège
- Ehrhold A. (2003) REBENT, Cartographie des peuplements macro-benthiques par les méthodes acoustiques en domaine subtidal. Fiche Outil : L'application du Sonar à Balayage Latéral (SBL). IFREMER DEL/EC
- Elkalay K., Frangoulis C., Skliris N., Goffart A., Gobert S., Lepoint G., Hecq J. H. (2003) A model of seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological Modelling* 167 : 1-18
- Francour P., Ganteaume A., Poulain M. (1999) Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9 : 391-400
- Ganteaume A., Bonhomme P., Bernard G., Poulain M., Boudouresque C. F. (2005) Impact de l'ancrage des bateaux de plaisance sur la prairie à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée nord-occidentale). *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 21 : 147-162
- Gobert S. (2002) Variations spatiale et temporelle de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse de l'Université de Liège

- Gobert S., Cambridge M. L., Velimirov B., Pergent G., Lepoint G., Bouquegneau J. M., Dauby P., Pergent-Martini C., Walker D. I. (2006) Seagrasses : biology, ecology and conservation. Chapter 17: Biology of *Posidonia*. A. W. D. Larkum *et al.* (eds.) : 387–408
- Gobert S., Lejeune P., Chery A., Boissery P., Sartoretto S., Andral B., Lepoint G., Richir J. (2012) Assessment of the ecological status of *Posidonia oceanica* meadow with a "no destructive shoot method": NDSM. Proceedings of the Mediterranean Seagrass Workshop 2012. Maroc. Essaouira
- 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 : 1727-1733
- Hartog C. den, Kuo J. (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Chapter 1: Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. A. W. D. Larkum *et al.* (eds.) : 1-23
- Jones C. G., Lawton J. H., Shachak M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69 : 373-386
- Joseph L. (2009) Application de l'indice PREI dans la baie de Calvi (Corse) : limites et perspectives. Mémoire de l'Université de Liège
- Jousseume M. (2011) Cartographie des habitats marins et analyse écologique des sites NATURA 2000 en mer ; Application au site FR9400570 "Agriates". Mémoire de l'Université de Nantes
- Katsanevakis S., Issaris Y., Poursanidis D., Thessalou-Legaki M. (2010) Vulnerability of marine habitats to the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* within a marine protected area. Marine Environmental Research 70 : 210-218
- Kiparissis S., Fakiris E., Papatheodorou G., Geraga M., Kornaros M., Kapareliotis A., Ferentinos G. (2011) Illegal trawling and induced invasive algal spread as collaborative factors in a *Posidonia oceanica* meadow degradation. Biological Invasions 13 : 669-678
- Klein J., Verlaque M. (2008) The *Caulerpa racemosa* invasion: A critical review. Marine Pollution Bulletin 56 : 205-225.
- Leriche A., Boudouresque C. F., Bernard G., Bonhomme P., Denis J. (2004) A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? Estuarine, Coastal and Shelf Science 59 : 353-362
- Lopez y Royo C., Casazza G., Pergent-Martini C., Pergent G. (2010) A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. Ecological Indicators 10 : 380-389
- Meinesz A., Astier J. M., Lefèvre J. R. (1981) Impact de l'aménagement du domaine maritime sur l'étage infralittoral du Var, France (Méditerranée occidentale). Annales de l'Institut Océanographique, Paris, 57 (2) : 65-77
- Meinesz A., Laurent R. (1978) Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-maritimes (France). Botanica Marina 21 : 513-526
- Montefalcone M., Chiantore M., Lanzone A., Morri C., Albertelli G., Bianchi C.N. (2008) BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. Marine Pollution Bulletin 56 : 1637-1645

Montefalcone M., Paravicini V., Vacchi M., Albertelli G., Ferrari M., Morri C., Bianchi C.N. (2010) Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 86 : 292-298

Muséum National d'Histoire Naturelle [Ed]. (2012) Inventaire national du Patrimoine naturel. Site Web: www.inpn.mnhn.fr. Le 11 avril 2012

Pasqualini V. (1997) Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral Corse (Méditerranée, France). Thèse de l'Université de Corse Pascal Paoli.

Peirano A., Damsso V., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C. N. (2005) Effects of climate, invasive species and anthropogenic impacts on the growth of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 50 : 817-822

Pelaprat C., Agreil M., Chery A., Lejeune P. (2006) Etat zéro aux alentours de l'émissaire de Calvi. Rapport STARESO

Pergent G., Bazairi H., Bianchi C. N., Boudouresque C. F., Buia M. C., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M. A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O., Verlaque M. (2012) Mediterranean seagrass meadows : resilience and contribution to climate change mitigation a short summary / Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée : résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques, Résumé. Gland, Switzerland and Málaga, Spain: IUCN

Pergent G., Labbe C., Lafabrie C., Kantin R., Pergent-Martini C. (2011) Organic and inorganic human-induced contamination of *Posidonia oceanica* meadows. *Ecological Engineering* 37 : 999-1002

Pergent-Martini C. (2000) Utilisation des herbiers de Phanérogames marines dans la gestion du littoral méditerranéen. Diplôme d'habilitation à diriger des recherches. Université de Corse Pascal Paoli

Pergent-Martini C., Leoni V., Pasqualini V., Ardizzone G. D., Balestri E., Bedini R., Belluscio A., Belsher T., Borg J., Boudouresque C. F., Boumaza S., Bouquegneau J. M., Buia M. C., Calvo S., Cebrian J., Charbonnel E., Cinelli F., Cossu A., Di Maida G., Dural B., Francour P., Gobert S., Lepoint G., Meinesz A., Molenaar H., Mansour H. M., Panayotidis P., Peirano A., Pergent G., Piazzì L., Pirrotta M., Relini G., Romero J., Sanchez-Lizaso J. L., Semroud R., Shembri P., Shili A., Tomasello A., Velimirov B. (2005) Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators* 5 : 213-230

RAMOGE (2002) La défense des plages contre l'érosion dans la zone RAMOGE. RAMOGE publ., Monaco : 1-43

Romero J., Martínez-Crego B., Alcoverro T., Pérez M. (2007) A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6) : 196-204

Ruíz J. M., Boudouresque C. F., Enríquez S. (2009) Mediterranean seagrasses. *Botanica Marina* 52 : 369-381

Vela A. (2006) Fonctionnement et production primaire des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile en Méditerranée occidentale. Thèse de l'Université de Corse

Xhardé R. (2002) Cartographie par télédétection aérienne de l'herbier à *Posidonia oceanica* dans la baie de la Revellata. Mémoire de l'Université de Liège

Annexes

A1 La STATION de Recherche Sous-marines et Océanographiques (STARESO).

Créée en 1974 par l'université belge de Liège, selon les plans de l'architecte Claude Strebelle, la STARESO est dédiée la recherche marine en Méditerranée. Située à l'extrémité de la Punta di a Revellata dans la baie de Calvi et possédant un accès direct à la mer, elle est capable d'accueillir des étudiants et des programmes scientifiques



internationaux. Les moyens techniques de la station permettent la réalisation d'études scientifiques dans divers domaines tels que l'écologie marine (pélagique et benthique), l'étude de la pêche, la chimie et la physique océanographique, l'écotoxicologie, le benthos de substrat meuble.

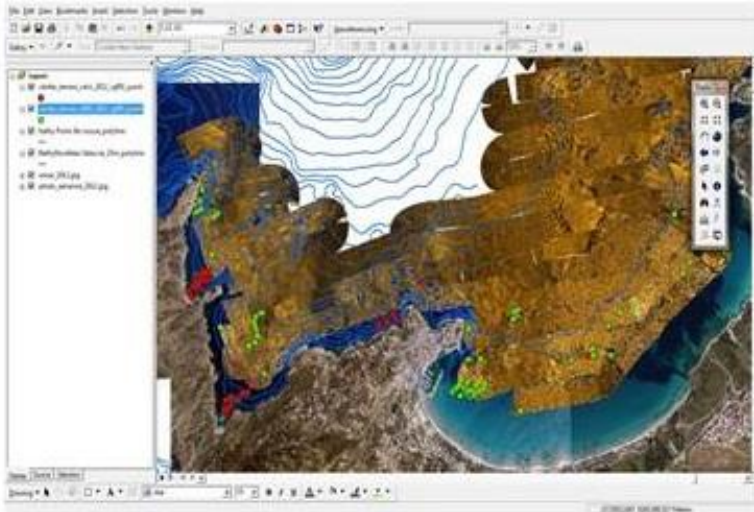


Depuis 1989, l'avenir de la STARESO a été confié à Gérard Bonifacio, président de la STARESO S.A. Sous la direction de Pierre Lejeune, tout en poursuivant ses activités de recherches fondamentales, la STARESO s'implique désormais en tant que bureau d'étude au niveau local dans réalisation d'expertises dans le domaine de l'environnement marin.

L'année 2012 marque le début du programme STARE-CAPMED initialement prévu sur une durée de 3 ans. Ce programme vise à la mise en place d'un site de référence, pour une meilleure compréhension de l'évolution des écosystèmes méditerranéens et de leur réponse aux variations des pressions anthropiques. La station a également accueilli au cours de cette année (durant les mois de juin et juillet) les mésocosmes du programme MedSeA dont le but est l'étude de l'acidification des océans.

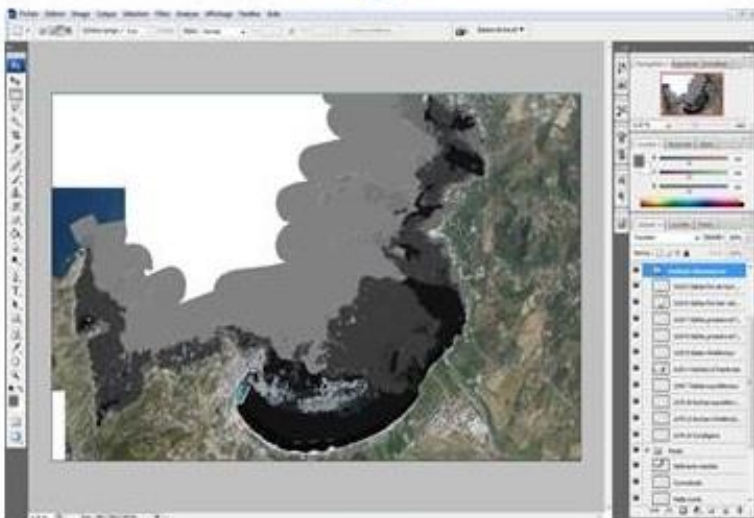


A2 Résumé de la méthodologie de la cartographie



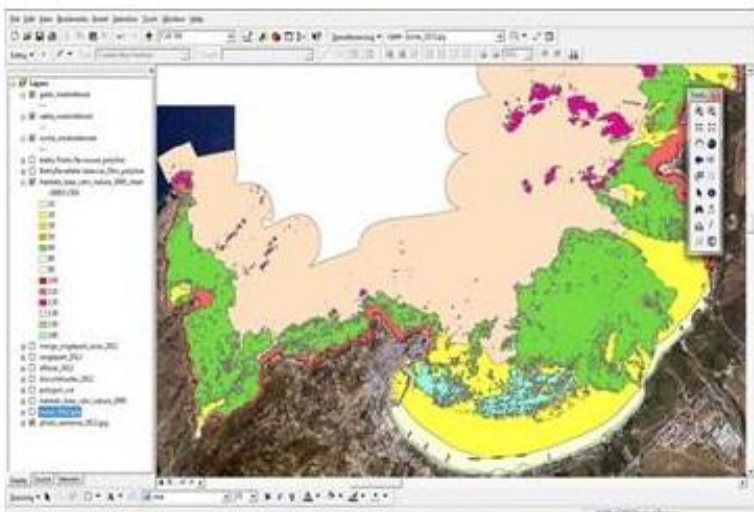
Maillage des photos aériennes et des sonogrammes sous ArcGIS®.

Export des couches d'information (images sonars et aériennes, points de vérités terrain) au format JPG avec le fichier de géoréférencement JPW associé.



Délimitation des habitats sous Photoshop® grâce aux outils de sélection de pixels 'baguette magique' et 'lasso'.

Attribution d'une nuance de gris (gridcode) à chaque habitat.



Vectorisation et nettoyage sous ArcGIS®. Attribution d'une typologie Natura 2000 à chaque gridcode.

A3 Typologie Natura 2000

Habitats Natura 2000				
Code Natura 2000	Code MNHN	Libellé MNHN	R. V. B.	Couleur
1140-7	I.2.1	Biocénose des sables supralittoraux	255-255-220	
1140-8	I.3.1	Biocénose des lasses de mer à dessiccation lente (LDL)	255-255-240	
1170-10	I.4.1	Biocénose de la roche supralittorale (RS)	255-0-0	
1110-5	III.2.1	Biocénose des sables fins de haut niveau (SFHN)	255-255-220	
1110-6	III.2.2	Biocénose des sables fins bien calibrés (SFBC)	255-255-71	
	III.2.2.a	Association à <i>Cymodocea nodosa</i> sur SFBC	143-255-226	
1110-7	III.3.2	Biocénose des sables grossiers et fins graviers sous influence des courants de fond (SGCF)	255-228-1	
1110-9	III.4.1	Biocénose des galets infralittoraux (GI)	247-168-9	
1120-1	III.5.1	Biocénose de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	118-216-67	
	III.5.1.b	Association de la matre morte de <i>Posidonia oceanica</i>	168-56-0	
1170-13	III.6.1	Biocénose des algues infralittorales	255-101-101	
1170-14	IV.3.1	Biocénose coralligène (C)	230-0-150	
Autres habitats non Natura 2000				
		Sédiments meubles	253-224-193	

A4 Calcul de l'indice PREI

La densité des faisceaux, le type et la profondeur de la limite inférieure, la surface foliaire, la masse des épibiontes et des feuilles sont intégrés au sein de l'EQR' (**équation 1**) :

$$\mathbf{EQR' = (N\ densité + N\ surface\ foliaire + N\ (E/L) + N\ limite\ inférieure) / 3.5} \quad \mathbf{(1)}$$

Avec :

- N densité = valeur mesurée – 0 / valeur de référence - 0
- N surface foliaire = valeur mesurée – 0 / valeur de référence - 0
- N (E/F) = [1 – (E/F)] * 0.5
- N limite inférieure = (N' – 17) * (valeur de référence – 17) ; N' = profondeur observée sur le terrain + λ où $\lambda = 0$ pour une limite stable, $\lambda = 3$ pour une limite progressive et $\lambda = -3$ pour une limite régressive

L'indice PREI, ou Ecological Quality Ratio (EQR) est ensuite calculé de la façon suivante (**équation 2**) :

$$\mathbf{EQR = (EQR' + 0.11) / (1 + 0.10)} \quad \mathbf{(2)}$$

A5 Données de calcul de l'EQR

	Densité (faisceaux/m ²)	Surface foliaire (cm ² /faisceau)	E/F	Profondeur limite (m)
Valeur de référence	483	546	0	41
Valeur de la classe Rouge	0	0	1	17

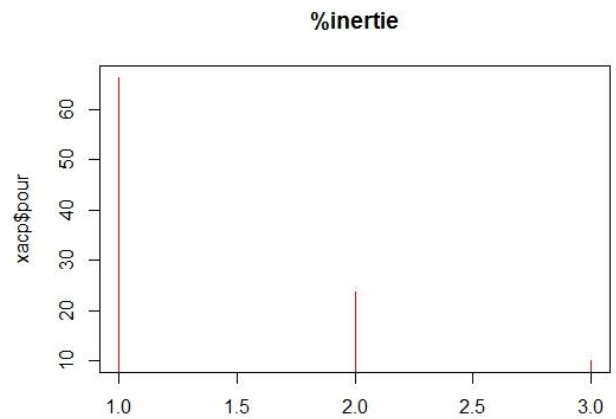
Référence	Type de limite	λ
Alga	Régressive	-3
Emissaire	Régressive	-3
Aquaculture	Franche	0

Site	Densité (faisceaux/m ²)	N densité	Surface foliaire (cm ² /faisceau)	N surface foliaire	E/F	N E/F	Profondeur limite (m)	N' profondeur limite	N profondeur limite	EQR'	EQR
Alga 1	292,0	0,605	230,6	0,422	0,253	0,373	38,0	35,0	0,750	0,561	0,610
Alga 2	319,5	0,661	165,0	0,302	0,291	0,354	38,0	35,0	0,750	0,540	0,591
Emissaire	169,9	0,352	163,5	0,299	0,348	0,326	36,0	33,0	0,667	0,423	0,485
Aquaculture	250,7	0,519	172,7	0,316	0,243	0,379	37,0	37,0	0,833	0,531	0,583
Référence	433,0	0,896	210,5	0,386	0,17	0,415	36,5	36,5	0,813	0,658	0,698

A6 Script de la programmation de l'analyse en composante principale

```
# lecture du tableau de données
X=read.csv("D:/Stage M2/Rapport/ACP/posido_STARE-CAPMED.csv", sep=";",
dec=" ",row.names=1)
x=as.matrix(X)
# tableau centré réduit (xcr)
xc=sweep(x,2,apply(x,2,mean,"-"))
v=1/15*t(xc)%*%xc
varx=diag(v)
xcr=sweep(xc,2,sqrt(varx),"/")

# ACP centrée réduite
r=1/15*t(xcr)%*%xcr
xacp=eigen(r)
xacp$pour=xacp$values/sum(xacp$values)*100
xacp$cp=xcr%*%xacp$vect
xacp$ap=sweep(xacp$vect,2,sqrt(xacp$val),"*")
```



Eboulis des pourcentages d'inertie

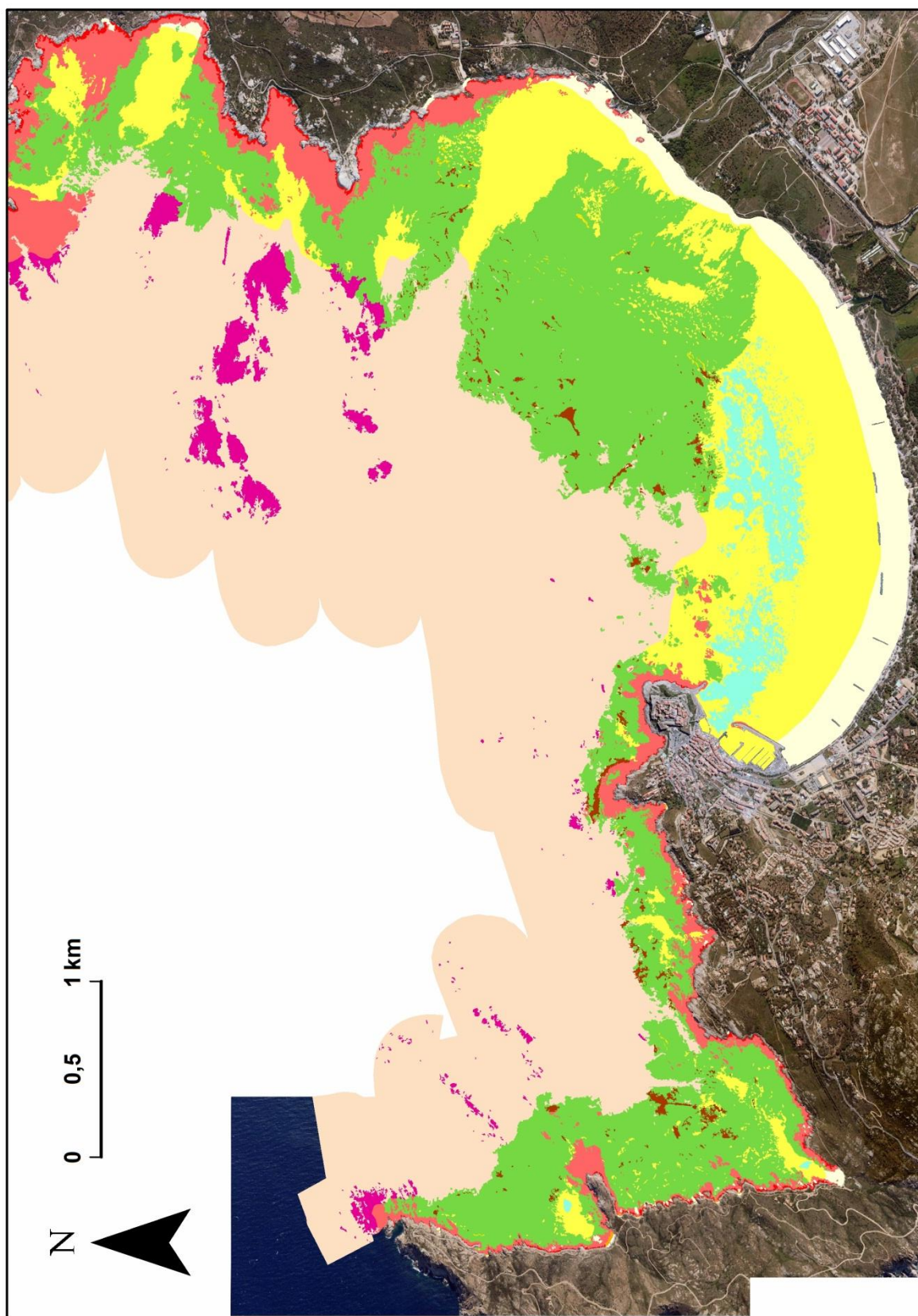
```
# représentation graphique des % d'inertie
plot(1:3,xacp$pour,type="h",main="%inertie",col="red")
```

```
# représentation graphique en fonction des stations
plot(xacp$cp[,1:2],xlab=paste("Composante principale 1",
round(xacp$pour[1],2,"%")),ylab=paste("Composante principale 2",
round(xacp$pour[2],2,"%")),type="p",xlim=c(-3,3))
text(xacp$cp[1:7,1:2],lab=row.names(x[1:7,]),pos=4,cex=0.90,col="red")
text(xacp$cp[8:15,1:2],lab=row.names(x[8:15,]),pos=4,cex=0.90,col="blue")
abline(h=0,v=0,lty=3)
```

```
# représentation graphique en fonction des variables
plot(xacp$ap[,1:2],xlab="cp 1",ylab="cp 2",type="n",xlim=c(-2,4),ylim=c(-1,2))
text(xacp$ap[,1:2],lab=colnames(x),pos=3)
abline(h=0,v=0,lty=3)
arrows(0,0,xacp$ap[,1],xacp$ap[,2],col="red")
```

```
# cercle de corrélation
ang=seq(0,2*pi,length=200)
x=cos(ang)
y=sin(ang)
plot(x,y,type="l",xlim=c(-1,1),ylim=c(-1,1),xlab="cp1",ylab="cp2",main="Cercle de
corrélation")
abline(h=0,v=0,lty=3)
arrows(0,0,xacp$ap[,1],xacp$ap[,2],col="red")
text(xacp$ap[,1:2],lab=colnames(x))
```

A7 Cartographie des habitats marin de la baie de Calvi en 2007/2010

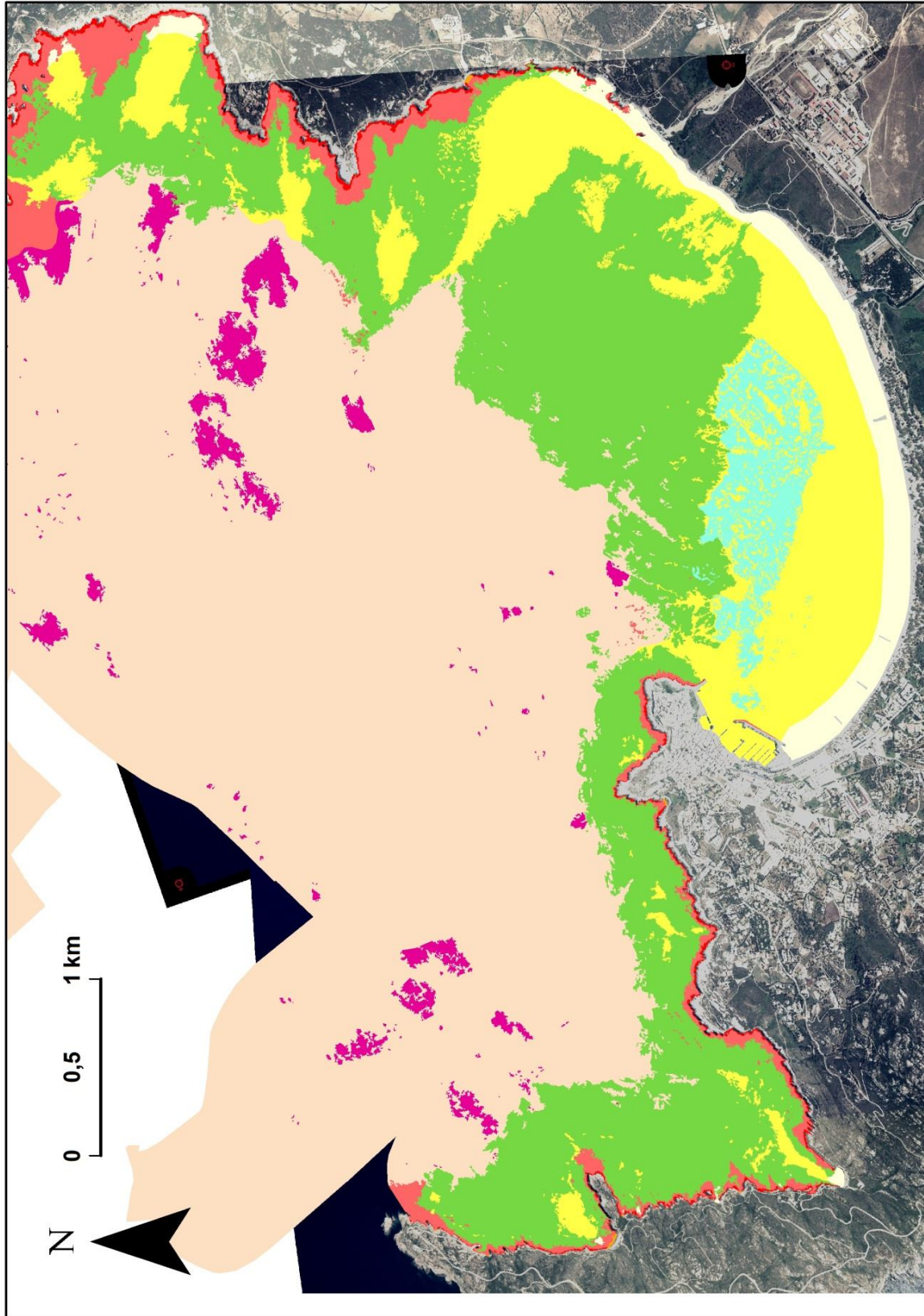


Habitats élémentaires Natura 2000

- Sables fins de haut niveau (SFHN)
- Sables fins bien calibrés (SFBC)
- Herbier à *Posidonia oceanica*
- Sables supralittoraux
- Roche supralittorale (RS)

- Roches infralittorales à algues photophiles
- Biocénose coralligène (C)
- Sédiment meuble
- Association à *Cymodocea nodosa* sur SFBC
- Matte morte de *Posidonia oceanica*

A8 Cartographie des habitats marins de la baie de Calvi en 2002



Habitats élémentaires Natura 2000

- Sables fins de haut niveau (SFHN)
- Sables fins bien calibrés (SFBC)
- Herbier à *Posidonia oceanica*
- Sables supralittoraux
- Roche supralittorale (RS)

- Roches infralittorales à algues photophiles
- Biocénose coralligène (C)
- Sédiment meuble
- Association à *Cymodocea nodosa* sur SFBC

A9 Cartographie des habitats marins de la baie de Calvi en

