



Suivi des deux balisages (Nord et Sud) de la limite inférieure de l'herbier de posidonie de l'île de Port-Cros

Année 2017



Suivi des deux balisages (Nord et Sud) de la limite inférieure de l'herbier de posidonie de l'île de Port-Cros Année 2017

Convention de partenariat entre :

PARC NATIONAL DE PORT-CROS

Castel Sainte Claire
Rue Sainte Claire
B.P. 70 220
83 406 HYERES Cedex
Tél. : (33) 4 94 12 82 30
Fax : (33) 4 94 12 82 31

et

GIS POSIDONIE

OCEANOMED – MIO – Case 901
Campus universitaire de Luminy
13288 Marseille Cedex 09
Tél. (33) 4 86 09 05 78
Fax. (33) 4 86 09 06 43

Responsable du GIS Posidonie :

Mireille Harmelin-Vivien, MIO (UMR 235 – Aix-Marseille Université et Université de Toulon)
Tel : 04 91 04 16 28 – Courriel : mireille.harmelin@mio.osupytheas.fr

Référent scientifique de l'étude :

Professeur Charles-François Boudouresque, MIO (UMR 235 – Aix Marseille Université)
Tel : (33) 4 86 09 05 74 – Courriel : charles.boudouresque@mio.osupytheas.fr

Responsable de l'étude :

Patrick Astruch, Ingénieur de recherche, GIS Posidonie
Tél. : (33) 4 86 09 06 03 – Courriel : patrick.astruch@univ-amu.fr

Participants aux missions de terrain :

Patrick Astruch, Adrien Goujard, Bruno Belloni et Adrien Lyonnet

Saisie et vérification des données :

Adrien Goujard et Patrick Astruch

Analyse des données et rédaction du rapport :

Adrien Goujard et Patrick Astruch

Partenariat : 17-016-83400 PC
Dossier : 1707

Citation du document :

ASTRUCH P., GOUJARD A., BELLONI B., LYONNET A., BOUDOURESQUE C.F., 2017. *Suivi des deux balisages (Nord et Sud) de la limite inférieure de l'herbier de posidonie de l'île de Port-Cros, Année 2017*. Partenariat Parc national de Port-Cros et GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Marseille : 58 p + annexes.

Table des matières

Résumé.....	7
1 Introduction.....	8
1.1 Contexte et objectif de l'étude	8
1.2 Description de la zone d'étude	9
2 Matériels et Méthode.....	11
2.1 Rappels de la méthode de mise en place du balisage.....	11
2.2 Localisation et description des deux sites d'études.....	13
2.2.1 Localisation du balisage Nord	13
2.2.2 Localisation du balisage Sud	14
2.3 Protocole d'observation et de suivi de l'herbier au niveau du balisage en limite inférieure ..	16
2.3.1 Description générale de l'herbier et des fonds environnants	16
2.3.2 Densité de l'herbier	17
2.3.3 Recouvrement de l'herbier	18
2.3.4 Déchaussement des rhizomes	20
2.3.5 Pourcentage de rhizomes plagiotropes	20
2.3.6 Réalisation de photographies	21
2.4 Installation de capteurs autonomes de température	21
3 Résultats.....	23
3.1 Suivi de l'herbier sur le balisage Nord.....	23
3.1.1 Caractéristique et état du nouveau balisage Nord	23
3.1.2 Description générale de l'herbier au niveau des balises	26
3.1.3 Densité des faisceaux	27
3.1.4 Recouvrement de l'herbier	28
3.1.5 Photographies et mesures au niveau des balises	28
3.1.6 La grande nacre <i>Pinna nobilis</i>	32
3.2 Suivi de l'herbier sur le balisage Sud.....	33
3.2.1 Caractéristique et état du balisage Sud	33
3.2.2 Description générale de l'herbier au niveau des balises	34
3.2.3 Densité	35
3.2.4 Recouvrement	36
3.2.5 Photographies et mesures au niveau des balises	37
3.3 Suivi de la température	43
4 Discussion.....	45
4.1 La stabilité ou l'évolution de la limite inférieure de l'herbier de posidonie	45
4.2 Des tendances différentes au niveau des deux balisages	48
4.3 Des causes multiples, une interprétation complexe	49
4.4 Perspectives	50
5 Bibliographie.....	52
6 Annexes.....	59

Résumé

Deux balisages de la limite inférieure de l'herbier de posidonie ont été installés dans les eaux de Port-Cros sur la côte Nord au niveau de la pointe Miladou en 2002 et sur la côte Sud-Est à proximité de la calanque du Tuf en 2006. L'objectif de ces balisages est de pouvoir suivre l'évolution de l'herbier de posidonie en limite inférieure, dans une zone de référence exempte de pression anthropique majeure pour la posidonie (chalutage, pollution, turbidité, etc.), afin de mieux comprendre la tendance à la régression globale de l'herbier de posidonie en limite inférieure, ses causes et ses mécanismes.

La méthode utilisée est celle du Réseau de Surveillance Posidonie, réseau de 33 balisages de limites supérieures et inférieures de l'herbier en région Provence-Alpes-Côte d'Azur installés et suivis de 1984 à 2004. Le long des deux limites, 10 balises ont été installées au contact de l'herbier. Une description de l'herbier autour de chaque balise et la mesure d'une série de descripteurs de la vitalité de l'herbier (densité de faisceaux, recouvrement de l'herbier, proportion de rhizomes plagiotropes, déchaussement des rhizomes, recouvrement de *Caulerpa cylindracea*) est réalisée. Chaque balise est photographiée à la verticale et à l'horizontale, afin de conserver une mémoire visuelle de l'état de l'herbier lors de chaque suivi.

Le balisage Nord, installé en 2002, a ensuite été suivi en 2005, 2008, 2012 et 2017. Le balisage Sud, installé en 2006, a été suivi en 2008, 2012 et 2017. Avant le dernier suivi de 2017, une nette tendance à la régression avait été mise en évidence le long du balisage Nord, avec une diminution importante de la densité de faisceaux et du recouvrement ; en 2017, le recul de la limite de l'herbier depuis 2002 est de 2.2 m en moyenne, avec une diminution de la profondeur de 1.1 m (de 33.3 m à 32.2 m). Ce recul a impliqué l'installation d'un nouveau balisage au niveau de la limite actuelle de l'herbier, afin de pouvoir continuer son suivi. Quant au balisage Sud, bien qu'une tendance à la régression (paramètres de vitalité) ait été mise en évidence lors des précédents suivis, le suivi de 2017 ne permet pas de confirmer cette tendance ; l'herbier y présente une dynamique et une vitalité relativement bonnes ; le recul ne concerne qu'une seule balise, la profondeur moyenne évoluant peu de 2006 à 2017 (de 32.6 à 32.5 m).

Depuis 2006, un thermographe a été installé au niveau de chaque balisage. La température est mesurée en continu, avec une valeur toutes les heures. Des variations interannuelles sont observées, en particulier pendant la période estivale. Toutefois, en 10 ans, aucune tendance à l'augmentation de la température n'a été constatée. Pour le moment, la température ne semble donc pas impliquée dans le recul de l'herbier amorcé depuis au moins 15 ans sur la côte Nord.

Comment interpréter l'état actuel de l'herbier de posidonie de Port-Cros en limite inférieure, avec régression marquée au Nord et relative stabilité au Sud ? Plusieurs facteurs peuvent avoir joué un rôle, mais aucun ne l'explique à lui seul. La remontée du niveau de la mer n'est que de l'ordre de 5 cm sur la période considérée. La présence de la macroalgue invasive *Caulerpa cylindracea*, très abondante au Nord, peut jouer un rôle (en favorisant l'engorgement, l'anoxie du sédiment et la formation d'hydrogène sulfuré), et expliquer la différence de situation entre le Nord et le Sud. L'Oscillation Nord-Atlantique (NAO), qui détermine les cycles climatiques sur le bassin méditerranéen, avec alternance de climat sec ou pluvieux (et donc à forte nébulosité et apports accrus des fleuves), est cohérente avec les observations au Nord comme au Sud.

Ces résultats permettent de souligner le rôle du Parc national de Port-Cros comme site de référence, à l'échelle de la Méditerranée, permettant de suivre et de comprendre des processus liés au changement global. En effet, la régression de la limite inférieure de l'herbier de posidonie s'observe également dans d'autres régions, et les balisages de Port-Cros s'intègrent à un réseau méditerranéen.

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte et objectif de l'étude

L'herbier de posidonie représente l'écosystème majeur des fonds littoraux en Méditerranée et joue un rôle écologique prépondérant. La posidonie est protégée par la loi et constitue un indicateur biologique performant de la qualité globale du milieu.

L'herbier de posidonie se développe de manière quasiment continue dans les eaux du Parc national de Port-Cros et ceinture l'île de Port-Cros, depuis la surface jusqu'à 30 à 37 m de profondeur. Les études sur les herbiers à Port-Cros ont débuté dès les années 1960s, avec notamment quelques essais de balisage des limites profondes en 1970 et 1971 (Harmelin, 1976, 1977), plusieurs cartographies (Augier et Boudouresque, 1967, 1970a et 1970b, 1976 ; Blanc et Jeudy de Grissac, 1978) et une localisation des limites inférieures autour de Port-Cros et Bagaud (Meinesz *et al.*, 1988, 1990). La carte de synthèse de la répartition des herbiers, assez ancienne (Jeudy de Grissac *et al.*, 1985), a été actualisée en 2001 (Belsher et Houlgatte, 2001 ; Belsher *et al.*, 2005) puis en 2010 (Bonhomme *et al.*, 2011 ; Astruch *et al.*, 2012). Seul le balisage superficiel du récif-barrière de la Baie de Port-Cros (Augier et Nieri, 1988 ; Bonhomme *et al.*, 2001, Goujard *et al.*, 2010) a fait l'objet avant 2002 d'un réel suivi à Port-Cros.

Afin de pallier ce manque, le Parc national a, en 2002, confié au GIS Posidonie la mise en place d'un premier balisage (balisage Nord) le long d'une limite inférieure d'herbier (Charbonnel et Bonhomme, 2002), dans le but de surveiller à long terme l'évolution d'un herbier profond, situé en zone de référence et de renforcer le maillage des balisages d'herbier existants en région Provence-Côte d'Azur (33 sites du Réseau de Surveillance Posidonies PACA ; 30 sites suivis par d'autres systèmes, Tableau 1). En effet, la dynamique évolutive actuelle des herbiers de posidonie au niveau de leur limite inférieure montre une tendance générale à la régression, commune à l'ensemble de la région PACA et même observée en Corse, et dont le lien éventuel avec des impacts humains bien localisés n'est pas clairement établi.

Tableau 1. Liste des 66 balisages mis en place par l'équipe du GIS Posidonie, depuis 1985, sur le littoral de la région PACA. Entre parenthèse : profondeur des balisages. En italique : sites du Réseau de Surveillance Posidonies (33 sites). * : sites localisés dans l'Aire Marine d'Adhésion

Département	SITES DE SURVEILLANCE BALISES
Bouches-du-Rhône	<i>Martigues-Ponteau (20m), Carro (22m, 9m), Sausset (5m, 28m) Carry-le-Rouet (10m, 30m), Carry (13m), Niolon (21m), La Vesse (11m), Marseille (8m, 27m), If (12m, 15m, 15m), Prado (10m, 13m, 13m, 14m, 16m, 17m, 26m), Cortiou (9m, 18m), Cassis (7m, 8m, 9m), Cassis (10m, 24m), La Ciotat (12m, 33m)</i>
Var	<i>Le Brusc (4m, 31m), Saint-Mandrier (11 m), Toulon-Cap Sicié (12m, 13m, 27m), Giens* (6m, 32m), Giens* (6m, 8m, 12m, 14m, 15m), Porquerolles* (6m), Port-Cros Nord* et Sud* (33 et 32 m), Bormes* (37m), Lavandou* (14m), Baie de Cavalaire* (6m, 36m), SIVOM des Maures (9 m, 10m, 35m), Saint-Tropez (37m), Grimaud (3m, 21m), Saint-Aygulf (18m),</i>
Alpes-Maritimes	<i>Théoule (13m), Cannes (6m), Lérins (7m), Lérins (6m), Golfe-Juan (31m), Antibes (20m), Villefranche/mer (8m, 16m), Eze (32m)</i>

Suite au premier suivi du balisage Nord, mettant en évidence une régression évidente mais modérée de l'herbier (Bonhomme *et al.*, 2006), le Parc national a demandé au GIS Posidonie de mettre en place un second balisage (balisage Sud) en limite inférieure de l'herbier sur la face Sud-Est de l'île, afin de compléter son dispositif de surveillance et de confirmer, dans sa zone de compétence, la tendance évolutive de l'herbier à moyen et long terme. De façon opportuniste mais aussi pour compléter le dispositif de surveillance de l'herbier de posidonie et tenter de cerner les causes de régression

généralisée de ces herbiers, deux capteurs de température autonomes ont été installés sur les deux balisages de la limite inférieure de l'herbier.

Le précédent suivi, réalisé en 2012 (Bonhomme *et al.*, 2013), démontre une nette régression de la limite inférieure de l'herbier au niveau du balisage Nord, notamment entre 2008 et 2012. En raison du recul important de l'herbier, un nouveau balisage a été installé en 2017, en parallèle de l'ancien, au contact de la limite actuelle, afin de continuer de suivre son évolution.

La présente étude expose les résultats du premier suivi du nouveau balisage au Nord et du troisième suivi du balisage Sud installé en 2006 (onze ans après son installation en 2006) et l'analyse des données de températures des capteurs autonomes installés depuis 2006.

1.2 Description de la zone d'étude

L'archipel de Port-Cros fait partie du cœur de parc du Parc national de Port-Cros. Le chalutage et la pêche récréative y sont proscrits (à l'exception de la pêche à la traine sur une partie du territoire maritime de l'archipel) et la pêche professionnelle y est très règlementée (e.g. palangre interdite ; maille des filets, longueur des filets, taille des bateaux ; Cadiou *et al.*, 2009). Elle appartient au site d'intérêt communautaire FR93001613 « la Côte d'Hyères et son Archipel » (Natura 2000, Directive « Habitats Faune/Flore » de mai 1992) et comme Zone de Protection Spéciale sous la référence FR9310020 : Iles d'Hyères.

L'herbier de Port-Cros occupe environ 440 ha (Astruch *et al.*, 2012) et s'étendait par endroit depuis la surface jusqu'à 37-38 m de profondeur au maximum (Harmelin, 1976 ; Harmelin et Laborel, 1976). Cet herbier est très développé et recouvre la majorité des fonds, aussi bien sur substrat meuble que sur roches, traduisant une bonne qualité d'ensemble du milieu. Néanmoins, il subit également des atteintes, générées en particulier par la plaisance (nombreux mouillages forains dans la baie de Port-Cros et à Port-Man ; Rouanet *et al.*, 2012), ainsi que des facteurs naturels limitant comme l'hydrodynamisme et l'érosion. Une menace pèse également sur l'intégrité de la biodiversité et des écosystèmes du Parc national, dont les herbiers de posidonie, avec l'apparition en 1994 de l'algue invasive *Caulerpa taxifolia* (Barcelo *et al.*, 2013) puis plus tard d'une autre espèce du même genre, *C. cylindracea* (depuis 2001 autour de l'île de Port-Cros ; vue sur le balisage Nord en 2005 ; Bonhomme *et al.*, 2006).

En raison de leur caractère patrimonial, les herbiers de posidonie de Port-Cros sont inclus dans l'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique du Var (Tableau 2).

Tableau 2. Description de la zone ZNIEFF de l'île du Levant (Herbier de Posidonie)

ZNIEFF	Désignation	Description et intérêt de la zone
83M06 83 000-111	Île du Levant (Herbier de Posidonie)	Un bel herbier à <i>Posidonia oceanica</i> occupe une grande majorité des fonds jusqu'à 37-38 m de profondeur. Il constitue un lieu de nourrissage, d'abri et de reproduction pour de nombreuses espèces. Il représente une des plus grandes richesses des eaux du Parc.

Les secteurs choisis pour l'installation des balisages sont situés, pour le premier balisage, sur la côte Nord de l'île, au large de la pointe du Miladou dans l'anse de la Palud et, pour le second balisage, sur la côte Sud-Est de l'île (ci-après : côte Sud), entre les Pointes du Vaisseau et du Tuf, dans un secteur largement ouvert vers les eaux du large (Figure 1).

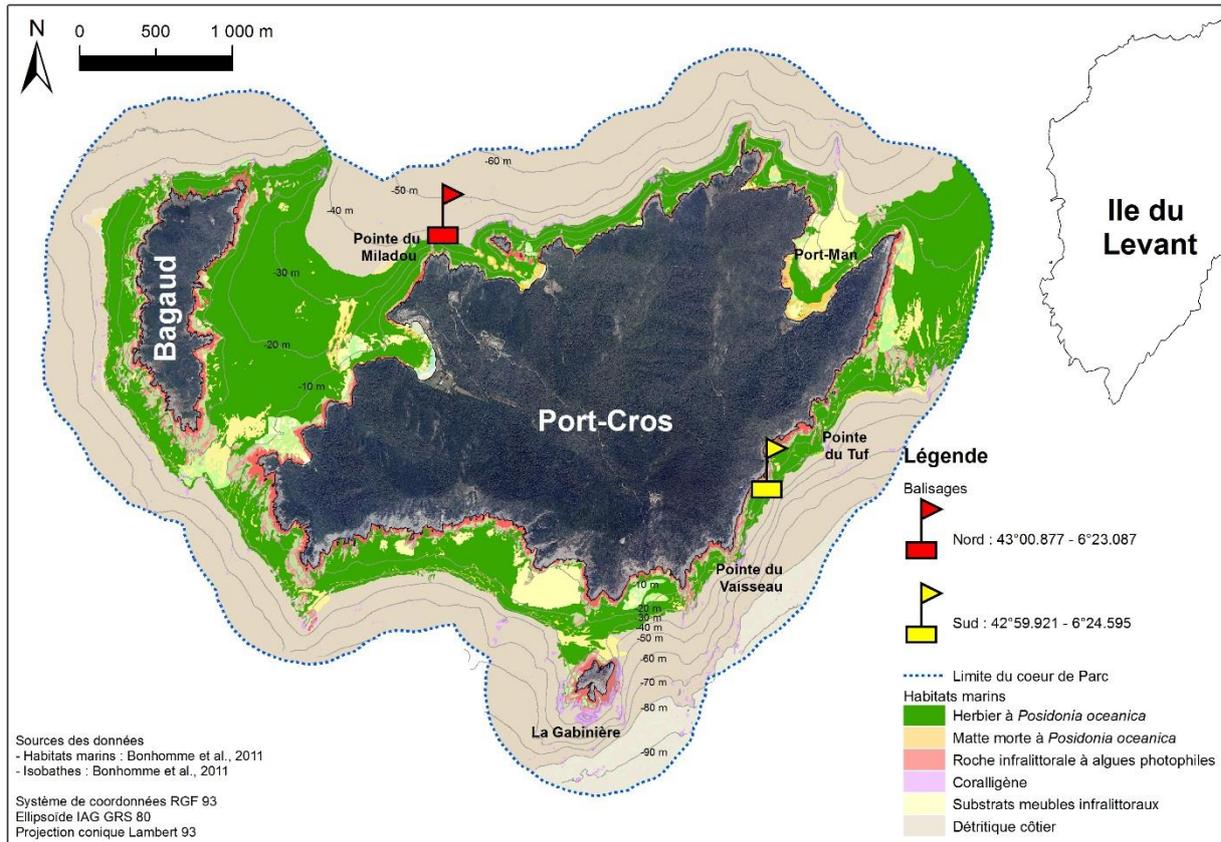


Figure 1. Localisation des deux systèmes de surveillance de l'herbier de posidonie mis en place en limite inférieure sur l'île de de Port-Cros. Premier balisage Nord installé en septembre 2002, second balisage Nord en octobre 2017 (en parallèle de l'ancien) et balisage Sud installé en septembre 2006. Les deux balisages ont été équipés en octobre 2006 de capteurs de température autonomes.

2 MATERIELS ET METHODE

2.1 Rappels de la méthode de mise en place du balisage

Le suivi de phénomènes de faible ampleur, comme l'évolution précise de la limite d'un herbier, nécessite la mise en place de repères fixes sur le fond. En effet, la progression d'un herbier est très lente, avec une croissance moyenne pour les rhizomes plagiotropes pouvant atteindre 3 à 7 cm/an (Caye, 1989) et la précision des photographies aériennes (évaluée à 1 m) n'est alors pas suffisante.

Une série de 10 petites balises de géomètre (Figure 2) a été disposée tous les 5 à 11 m de distance, le long de la limite d'herbier. Cette distance varie selon les contours de l'herbier, notamment selon les invaginations de la limite et les changements de direction. Les petites balises utilisées sont des bornes "Faynot polyroc", utilisées par les géomètres dans le domaine terrestre. Ces petites balises, de couleur jaune, sont constituées d'un corps-mort en béton spécial résiné de haute résistance, de 11 cm de côté et de 12 cm de hauteur, troué en son centre pour le passage d'une amarre en acier de 60 cm de longueur, protégée par une galvanisation à chaud (qualité marine). L'amarre est munie d'un verrouillage par 3 tiges d'acier assurant un ancrage définitif dans le substrat (Figure 2). Les balises peuvent être surmontées d'une « raquette » de couleur jaune et évidée, de façon à faire apparaître un numéro.

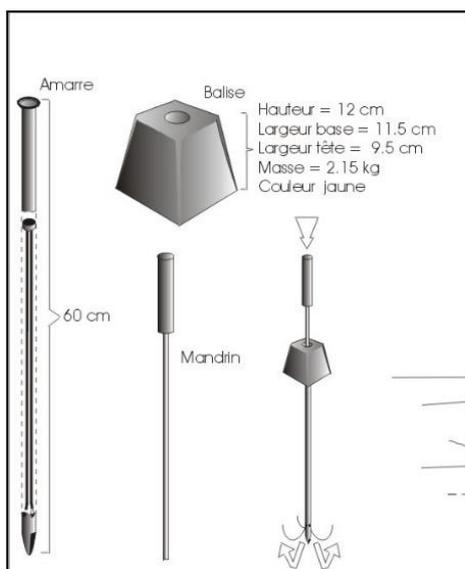


Figure 2. Caractéristiques des balises (petites bornes de géomètre "Faynot polyroc") utilisées pour le suivi des limites d'herbier.

Lors de la mise en place des balisages, les balises étaient placées au contact des derniers faisceaux de posidonies, matérialisant ainsi la limite d'herbier. Le positionnement d'un balisage ne pose généralement pas de problèmes particuliers dans le cas de limites franches, érosives ou progressives d'herbier (mise en place au contact des derniers faisceaux de Posidonies). En revanche, dans le cas des limites régressives d'herbier (ce qui concerne la majorité des limites inférieures de la région), l'intervention d'un scientifique expérimenté est indispensable car le choix du lieu d'implantation des balises

est plus difficile à déterminer. En effet, la position du balisage est un critère déterminant pour l'efficacité des suivis ultérieurs de l'évolution de l'herbier. Si les repères sont positionnés trop bas, par exemple au contact de quelques faisceaux isolés, le risque est de conclure à moyen terme à une régression de l'herbier, alors qu'en réalité, ce phénomène ne concerne que quelques faisceaux, à vitalité réduite.

A contrario, si la position du balisage est trop haute par rapport à la limite inférieure réelle, l'herbier ne présentera aucune évolution dans le temps. Généralement, ces balises sont donc placées au contact des dernières touffes ou groupes de faisceaux de posidonies et non pas au niveau de quelques faisceaux isolés.

Une fois positionnée sur le fond, chaque balise est numérotée par une raquette en PVC évidée (flèche rouge, Figure 3). Cette numérotation permet une identification rapide en plongée, et dans le cas d'un déplacement accidentel, de replacer la balise à son emplacement initial.

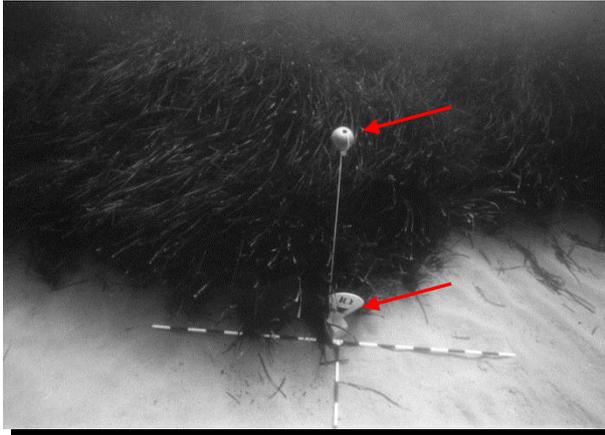


Figure 3. Vue de dessus de la balise, surmontée d'une raquette portant un numéro et d'un flotteur (flèches rouges ; photo © E. Charbonnel).

Des « piquets-photos » (repère constitué par une tige métallique de 1,5 m de hauteur, enfoncée sur 1 m) sont positionnés à une distance de 1.5 m, en aval de chaque balise. Ces repères permanents servent à positionner l'appareil photo à 0.5 m au-dessus du sédiment, afin que l'angle de prise de vue des photographies de l'herbier situé de part et d'autre de chaque balise soit identique lors de chaque suivi. Ceci garantit la reproductibilité des conditions de prises de vues et permet la comparaison des photographies d'un suivi à l'autre. L'installation d'un balisage-type est représentée sur la **Figure 4**.

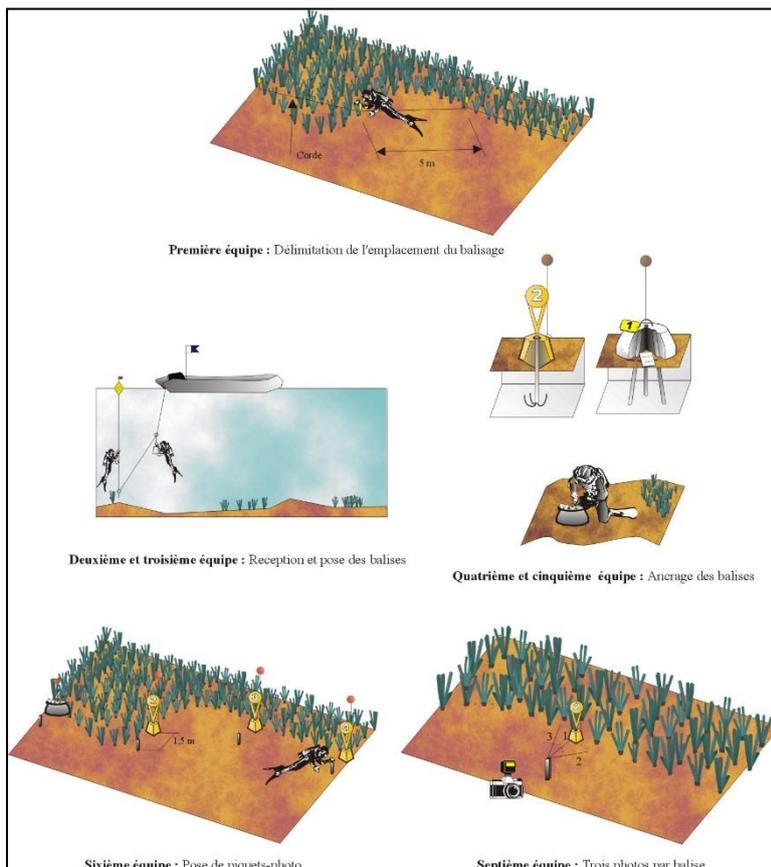


Figure 4. Protocole de mise en place des balises. Exemple en limite inférieure de l'herbier (© GIS-Posidonie-RSP, in Charbonnel *et al.*, 2000). Deux types de balises peuvent être utilisés (balise en béton et borne de géomètre).

Les balisages ont été installés du 16 au 18 septembre 2002 pour le balisage Nord et le 12, 13 septembre et 13 octobre 2006 pour le balisage Sud.

Position des balises

Les azimuts de balise à balise et de piquet-photo à balise sont relevés à l'aide d'un compas de plongée. La précision de la mesure d'orientation est estimée à $\pm 5^\circ$ près. Les distances de balise à balise et de balise à piquet-photo sont également mesurées (à quelques centimètres près), à l'aide d'un ruban gradué, afin de valider le positionnement de ceux-ci. L'ensemble de ces mesures permet de réaliser un plan côté précis au 1/100^{ème} du balisage. En outre, ces mesures d'orientation et de distance permettent, lors des suivis ultérieurs des balisages des limites inférieures et supérieures, de repérer et de remettre en place la ou les balises qui auraient éventuellement été déplacées.

Profondeur des balises

La profondeur des limites de l'herbier est mesurée le long du balisage pour chaque balise, à l'aide d'un profondimètre électronique (précision évaluée à ± 10 cm). La mesure s'effectue au pied de chaque balise ; elle est répétée systématiquement au cours des suivis successifs, afin de mettre en évidence d'éventuels mouvements sédimentaires, constatés par le changement de la profondeur. Dans l'interprétation des éventuelles variations des profondeurs, il est tenu compte des marées luni-solaire et barométrique (30 à 50 cm d'amplitude), observées à la fin de chaque plongée sur la côte rocheuse proche, par rapport aux ceintures biologiques : la profondeur mesurée est alors corrigée, en plus ou en moins, pour être ajustée par rapport au niveau moyen.

2.2 Localisation et description des deux sites d'études

2.2.1 Localisation du balisage Nord

En raison d'une nette régression de la limite inférieure de l'herbier de posidonie constatée lors du précédent suivi (Bonhomme *et al.*, 2013), un nouveau balisage a été installé les 24 et 25 octobre 2017 en parallèle de l'ancien balisage (datant de septembre 2002), au large et au Nord-Est de la Pointe du Miladou, à une cinquantaine de mètres environ du rivage (Figure 5). Les coordonnées géographiques du balisage sont : 43°00.877' latitude Nord et 6°23.087' longitude Est (WGS 84). Naturellement, les mesures de 2017 ont été effectuées par rapport aux balises de 2002 (recul) et aux nouvelles balises (profondeur, densité des faisceaux, recouvrement, etc.).

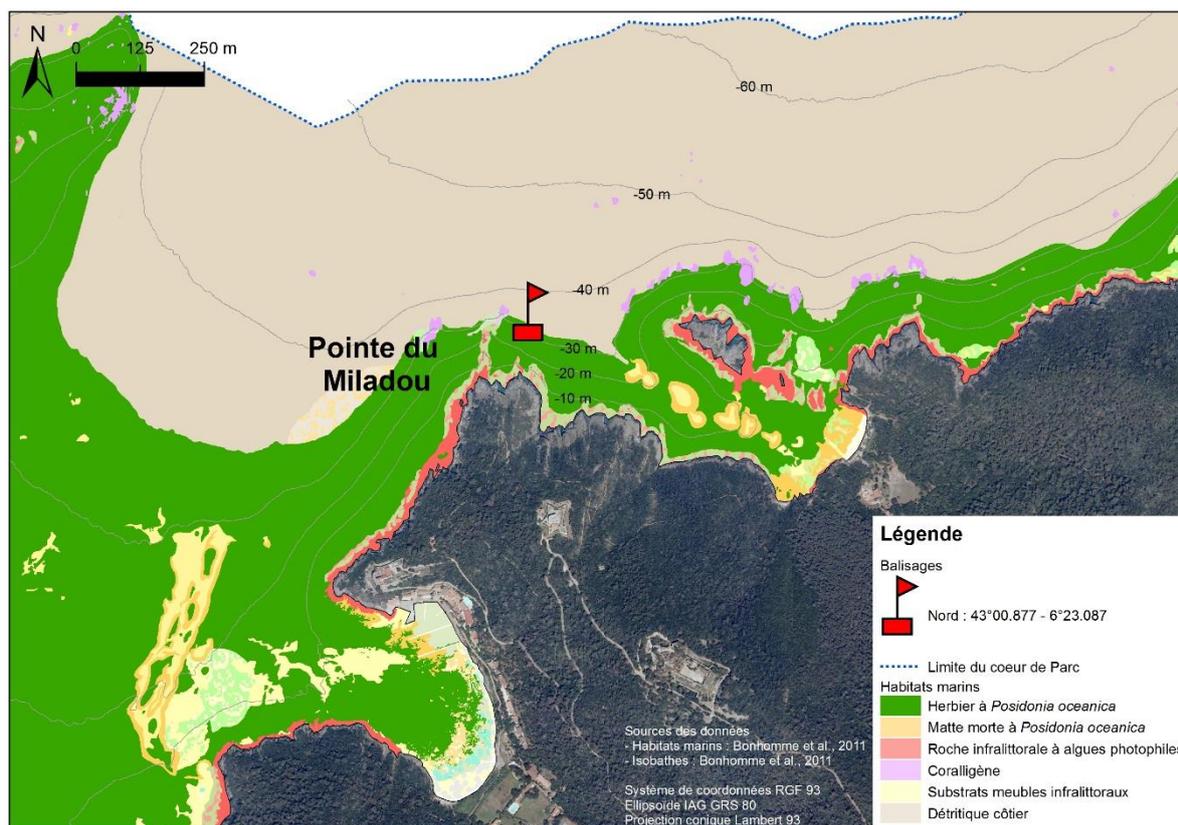


Figure 5. Présentation générale du secteur du balisage Nord avec la répartition de l'herbier de posidonie (en vert, d'après la cartographie de Bonhomme et al., 2011) et localisation du balisage en limite inférieure de l'herbier (Nord-Est de la pointe du Miladou) en octobre 2017.

Le balisage Nord est implanté au niveau d'un secteur jugé le plus représentatif des herbiers de la face Nord de Port-Cros, en s'appuyant sur la connaissance de terrain des membres du Conseil Scientifique (C.F. Boudouresque, A. Meinesz et J.G. Harmelin) et sur les avis de P. Robert (à l'époque Responsable du service scientifique du Parc national). Le balisage a été mis en place en limite inférieure, au niveau d'un herbier autrefois homogène et continu, situé à plus d'une cinquantaine de mètres des arêtes rocheuses du Miladou, afin d'éviter les influences de la roche, aussi bien au niveau des modifications de la courantologie engendrées par un obstacle, qu'au niveau des influences biologiques susceptibles de conditionner les communautés présentes, indépendamment de l'évolution de l'herbier de posidonie.

La limite inférieure de l'herbier balisée est située dans une « zone de référence », au sens du Réseau de Surveillance Posidonie, zone exempte de tout impact anthropique majeur, avec l'absence de mouillage forain (mouillage interdit sur toute la côte Nord de l'île, de la Pointe du Moulin à la Pointe de la Galère) et l'éloignement relatif du contexte hydrodynamique particulier lié à la passe de Bagaud (herbier ondoyant soumis aux courants de fond).

2.2.2 Localisation du balisage Sud

Le balisage Sud a été mis en place en septembre et octobre 2006, entre les pointes du Vaisseau et du Tuf, à moins d'une centaine de mètres du rivage (Figure 6). Les coordonnées géographiques du balisage sont : 42°59.921 latitude Nord et 6°24.595 longitude Est (WGS84).

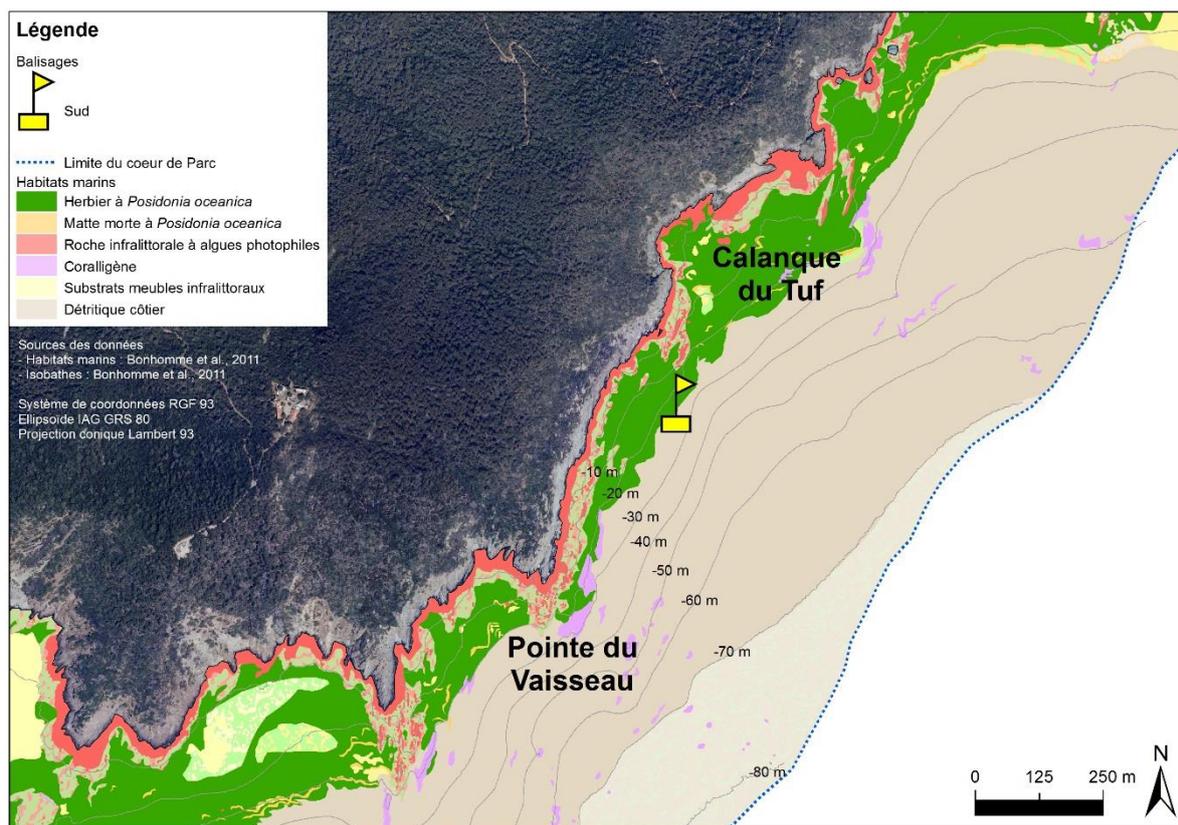


Figure 6. Présentation générale du secteur du balisage Sud avec la répartition de l'herbier de posidonie (en vert, d'après la cartographie de Bonhomme *et al.*, 2011) et localisation du balisage en limite inférieure de l'herbier (entre les Pointes du Vaisseau et du Tuf) en septembre/octobre 2006.

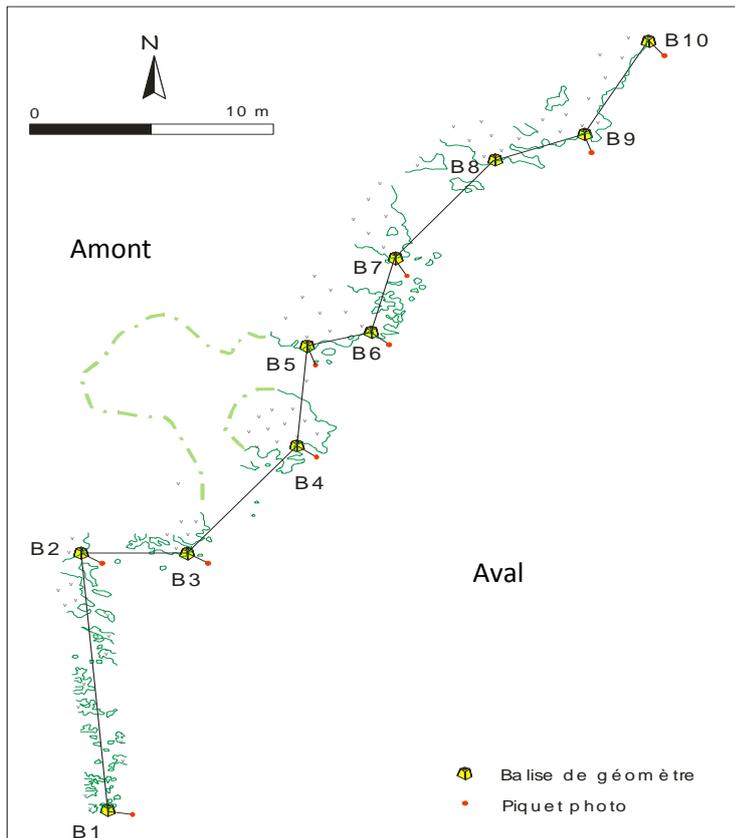
Plusieurs plongées ont été consacrées à la recherche d'un site de balisage adéquat. Le secteur de la pointe du Tuf, initialement pressenti pour l'installation du balisage, n'a pas été retenu après plusieurs plongées de prospections le long de la limite inférieure de l'herbier. Cette limite n'était en effet pas homogène ; elle était marquée par de profondes invaginations et circonvolutions, ainsi que par la présence de nombreuses taches et îlots isolés dispersés en aval de la limite.

Le présent balisage a été implanté entre les pointes du Vaisseau et du Tuf, dans un secteur d'herbier plus homogène et continu. L'herbier est bien développé dans le secteur, depuis la côte jusqu'à sa limite inférieure, mais en raison d'une pente forte, il occupe une faible largeur.

La limite inférieure de l'herbier balisé est située dans une « zone de référence », au sens du Réseau de Surveillance Posidonie, zone exempte de tout impact anthropique majeur. Cette zone est toutefois autorisée au mouillage forain, contrairement à la zone du balisage Nord où celui-ci est interdit sur toute la côte Nord de l'île. En pratique, il n'y a toutefois pas de bateaux au mouillage dans cette zone, surtout à cette profondeur.

Ce balisage mesure 47 m de longueur, il est constitué par 10 balises espacées les unes des autres de 2.7 à 12.9 m. Les distances et les orientations du balisage sont indiquées dans l'Annexe 4. Le plan du balisage est représenté sur la Figure 7.

Au niveau de ce balisage, aucun flotteur n'est installé sur les balises afin d'éviter que ces derniers soient arrachés lors de la remontée d'engins de pêche.



L'entretien du balisage a été effectué ; les bio-concrétions présentes sur les balises et les raquettes ont été enlevées à l'aide d'une raclette métallique. Depuis son installation, le balisage est resté en bon état, toutes les balises ont été retrouvées lors de ce troisième suivi, effectué les 25 et 26 octobre 2017. Deux piquets photos manquants ont été installés durant cette mission.

2.3 Protocole d'observation et de suivi de l'herbier au niveau du balisage en limite inférieure

2.3.1 Description générale de l'herbier et des fonds environnants

La morphologie générale de l'herbier est décrite, car différentes structures d'herbier peuvent être rencontrées selon les caractéristiques du milieu, notamment de l'hydrodynamisme : herbier continu, herbier discontinu en mosaïque (alternance d'herbier morcelé et de matte morte), herbier de plaine (herbier sub-horizontale, sans relief particulier), herbier de colline, herbier ondoyant, etc. En cas d'existence de structures érosives dans l'herbier (tombants de matte, intermatte de sable ou de matte, chenaux, marmites, etc.), celles-ci sont également décrites et leur orientation et dimensions sont notées.

Les types de limites d'herbier et leur état sont également décrits. Il existe 4 types de limites (Figure 8, d'après Meinesz et Laurent, 1978) :

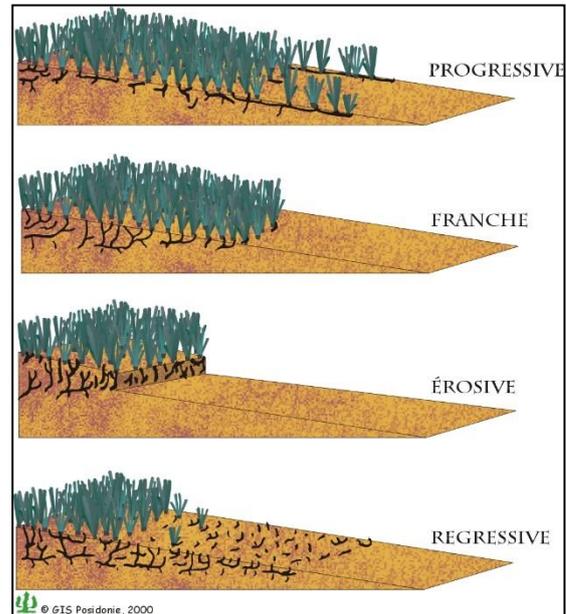
- (i) limite progressive (tendance à la progression de l'herbier, matérialisée par le développement de rhizomes plagiotropes traçants *per descensum*) ;
- (ii) limite franche (limite brusque et nette entre l'herbier et le sédiment, ce qui traduit une stabilité de l'herbier) ;

(iii) limite érosive (un tombant de matte marque la limite, ce qui traduit une érosion liée à l'action des courants de fond) ;

(iv) limite régressive (régression de l'herbier, avec une étendue de matte morte en aval de la limite). Ce type de limite concerne la majorité des limites profondes d'herbier le long du littoral PACA. L'étendue de cette matte morte est mesurée (mesure linéaire et profondeur).

Figure 8. Schématisation des 4 types de limites inférieures d'herbier décrits par Meinesz et Laurent, 1978.

La nature du fond en aval du balisage est également décrite : matte morte, présence de ripple-marks (indication de l'hydrodynamisme), sable coquillier, sable grossier, sable fin, sable vaseux. Une attention particulière est portée aux principales espèces accompagnatrices de l'herbier, qui sont inventoriées, notamment les espèces protégées, remarquables, ou d'intérêt patrimonial, en particulier la grande nacre *Pinna nobilis*, protégée par l'arrêté du 26 novembre 1992 (J.O. du 19 janvier 1993).



2.3.2 Densité de l'herbier

La densité de l'herbier de posidonie correspond au nombre de faisceaux de posidonie présents par unité de surface, généralement le mètre carré (en dehors des intermattes). Celle-ci varie en fonction de la profondeur et des conditions du milieu (lumière, type de substrat où l'herbier est implanté). Du fait de l'intensité lumineuse élevée près de la surface, un herbier présente des valeurs de densité très élevées dans des secteurs superficiels, alors qu'elles sont beaucoup plus faibles en profondeur (limite inférieure) ou dans des zones présentant une turbidité élevée (Pergent *et al.*, 1995 ; actualisé dans Pergent *et al.*, 2008).

La classification, intégrant la profondeur, proposée par Pergent-Martini (1994) et Pergent *et al.* (1995) et mise à jour par Pergent *et al.* (2008) et Pergent-Martini et Pergent (2010), a été utilisée (Tableau 3).

Tableau 3. Classification des densités au m² de l'herbier de posidonie en fonction de la profondeur (en mètres). La densité d'un herbier est classée en « excellente », « bonne », « normale », « médiocre » ou « mauvaise » (d'après Pergent *et al.*, 2008 et Pergent-Martini *et al.*, 2010).

Profondeur (m)	Excellent	Bon	Normal	Médiocre	Mauvais
1	> 1133	1133 à 930	930 à 727	727 à 524	< 524
2	> 1067	1067 à 863	863 à 659	659 à 456	< 456
3	> 1005	1005 à 808	808 à 612	612 à 415	< 415
4	> 947	947 à 757	757 à 567	567 à 377	< 377
5	> 892	892 à 709	709 à 526	526 à 343	< 343
6	> 841	841 à 665	665 à 489	489 à 312	< 312
7	> 792	792 à 623	623 à 454	454 à 284	< 284
8	> 746	746 à 584	584 à 421	421 à 259	< 259
9	> 703	703 à 547	547 à 391	391 à 235	< 235
10	> 662	662 à 513	513 à 364	364 à 214	< 214
11	> 624	624 à 481	481 à 338	338 à 195	< 195
12	> 588	588 à 451	451 à 314	314 à 177	< 177
13	> 554	554 à 423	423 à 292	292 à 161	< 161
14	> 522	522 à 397	397 à 272	272 à 147	< 147
15	> 492	492 à 372	372 à 253	253 à 134	< 134
16	> 463	463 à 349	349 à 236	236 à 122	< 122
17	> 436	436 à 328	328 à 219	219 à 111	< 111
18	> 411	411 à 308	308 à 204	204 à 101	< 101
19	> 387	387 à 289	289 à 190	190 à 92	< 92
20	> 365	365 à 271	271 à 177	177 à 83	< 83
21	> 344	344 à 255	255 à 165	165 à 76	< 76
22	> 324	324 à 239	239 à 154	154 à 69	< 69
23	> 305	305 à 224	224 à 144	144 à 63	< 63
24	> 288	288 à 211	211 à 134	134 à 57	< 57
25	> 271	271 à 198	198 à 125	125 à 52	< 52
26	> 255	255 à 186	186 à 117	117 à 47	< 47
27	> 240	240 à 175	175 à 109	109 à 43	< 43
28	> 227	227 à 164	164 à 102	102 à 39	< 39
29	> 213	213 à 154	154 à 95	95 à 36	< 36
30	> 201	201 à 145	145 à 89	89 à 32	< 32
31	> 189	189 à 136	136 à 83	83 à 30	< 30
32	> 179	179 à 128	128 à 77	77 à 27	< 27
33	> 168	168 à 120	120 à 72	72 à 24	< 24
34	> 158	158 à 113	113 à 68	68 à 22	< 22
35	> 149	149 à 106	106 à 63	63 à 20	< 20
36	> 141	141 à 100	100 à 59	59 à 18	< 18
37	> 133	133 à 94	94 à 55	55 à 17	< 17
38	> 125	125 à 88	88 à 52	52 à 15	< 15
39	> 118	118 à 83	83 à 48	48 à 14	< 14
40	> 111	111 à 78	78 à 45	45 à 13	< 13

2.3.3 Recouvrement de l'herbier

Le recouvrement de l'herbier correspond au pourcentage de couverture du substrat par les feuilles de posidonie, par rapport aux zones non couvertes (sable, matre morte, roche). Les valeurs de recouvrement varient selon l'état de vitalité de l'herbier. Dans le cas d'un herbier continu, présentant une vitalité élevée, le recouvrement atteint 80 à 100%. Le recouvrement diminue avec la profondeur (au niveau de la limite inférieure, il est généralement compris entre 5% et 40%) et avec la proximité de

zones perturbées par des aménagements ou des rejets anthropiques. Le recouvrement peut également varier de manière naturelle, selon la saison d'observation (du fait de la variation de la longueur des feuilles) ou en fonction de l'hydrodynamisme et de la typologie de l'herbier (herbier de colline, herbier tigré, etc.).

Pour évaluer le recouvrement du substrat par l'herbier, deux approches sont utilisées :

(i) estimation directe du pourcentage, visuellement, en utilisant un pas de progression de 5 à 10% (évaluation subjective, susceptible de varier d'un observateur à l'autre selon son expérience, avec des écarts d'évaluation pouvant atteindre 10 à 20%) ;

(ii) mesure selon une méthode proposée par l'équipe du GIS Posidonie (Gravez *et al.*, 1995). Cette méthode est basée sur l'utilisation d'une plaquette de PVC transparente de 30 cm x 30 cm, divisée en un carroyage de 10 cm de côté (9 carreaux au total, Figure 9). Cette plaquette permet à l'observateur d'effectuer un comptage du nombre de carreaux occupés par de l'herbier (entre 0 et 9, à un demi-carreau près, cette valeur étant ensuite exprimée en pourcentage). La mesure est réalisée à la verticale du point observé, à 3 mètres au-dessus du fond et les points d'échantillonnage sont déterminés de manière aléatoire, avec 3 mesures autour de chaque balise. Un plongeur peut ainsi effectuer une trentaine de mesures en 10 à 15 minutes, le long du balisage.

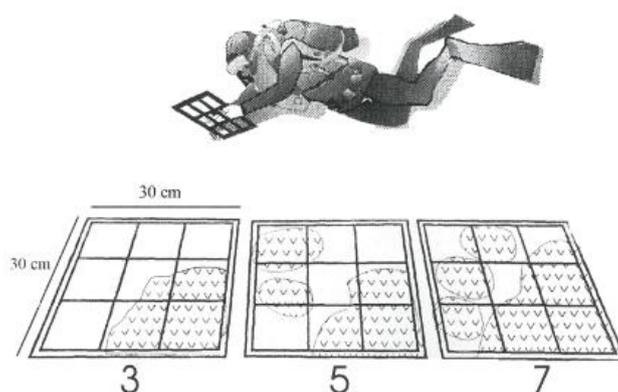


Figure 9. Méthode d'évaluation du recouvrement de l'herbier de posidonie sur le substrat. Dimensions de la plaquette transparente (en cm) et exemples de notation (3, 5 et 7 carreaux) lors de l'évaluation. Au-dessus, un observateur en situation, situé à 3 m au-dessus de l'herbier (d'après Gravez *et al.*, 1995).

Les deux méthodes (estimation visuelle et utilisation de la plaquette) ont été utilisées pour le suivi du recouvrement de l'herbier le long des balisages Nord et Sud entre 2002 et 2012. En 2017, afin de réduire au maximum le biais d'observation lié à ces méthodes, 3 prises de vue photographiques par balise ont été réalisées à la verticale de l'herbier, 3 m au-dessus du fond. Ces prises de vue ont ensuite été analysées par au moins deux observateurs pour définir le recouvrement. Cette méthode est plus fiable et l'acquisition est facile.

Une échelle d'évaluation du recouvrement (faible, moyen, fort) a été proposée par Charbonnel *et al.* (2000), avec des valeurs seuil différentes selon la position de la limite (supérieure ou inférieure), puisque le recouvrement diminue de façon naturelle avec la profondeur (Tableau 4).

Tableau 4. Interprétation du recouvrement de l'herbier (d'après Charbonnel *et al.*, 2000).

Pourcentage de recouvrement (valeurs seuil)		
Limite supérieure	Limite inférieure	Interprétation
Inférieur à 40%	Inférieur à 20 %	Faible recouvrement
40 % à 80 %	20 % à 50 %	Recouvrement moyen
Supérieur à 80 %	Supérieur à 50 %	Fort recouvrement

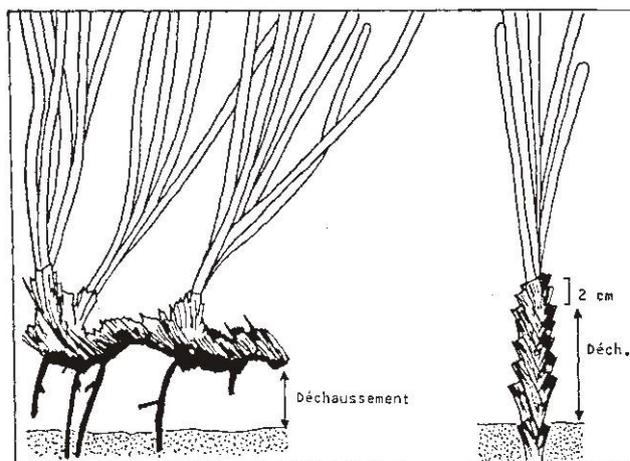
2.3.4 Déchaussement des rhizomes

Les rhizomes de posidonie sont caractérisés par une croissance horizontale (rhizomes plagiotropes) et/ou verticale (rhizomes orthotropes). La croissance verticale est à l'origine de l'édification de la matte et permet à la plante de lutter contre l'enfouissement, lié à la sédimentation. Le déchaussement des rhizomes traduit généralement l'existence d'un déficit sédimentaire, ou d'un hydrodynamisme fort générant des déplacements sédimentaires. En outre, un déchaussement important entraîne une fragilisation de l'herbier, ce qui accroît sa vulnérabilité vis à vis des ancrages.

La mesure du déchaussement des rhizomes est réalisée (Figure 10) selon les conventions définies par Boudouresque *et al.* (1980) :

- Pour les rhizomes plagiotropes, le déchaussement est la distance qui sépare le sédiment de la partie inférieure des rhizomes ;
- Pour les rhizomes orthotropes, le déchaussement est la distance qui sépare le sédiment de la base des feuilles, distance à laquelle on soustrait 2 cm.

Figure 10. Définition de la hauteur de déchaussement des rhizomes de posidonies. A gauche, rhizome plagiotrope ; à droite, rhizome orthotrope (d'après Boudouresque *et al.*, 1980).



Une échelle d'évaluation du déchaussement (faible, moyen, important) a été proposée par Charbonnel *et al.* (2000) (Tableau 5).

Tableau 5. Echelle d'évaluation du déchaussement des rhizomes (d'après Charbonnel *et al.*, 2000).

Déchaussement (valeurs seuil)	Interprétation
Inférieur à 5 cm	Déchaussement faible
5-15 cm	Déchaussement moyen
Supérieur à 15 cm	Déchaussement important

2.3.5 Pourcentage de rhizomes plagiotropes

En limite d'herbier ou en bordure des taches de posidonie, la présence de nombreux rhizomes plagiotropes traçants est un indice de bonne vitalité de l'herbier, car elle traduit une tendance à la

progression. Au sein même de l'herbier, un pourcentage élevé de rhizomes plagiotropes peut être une réponse de l'herbier à un stress, par exemple une forte pression d'ancrage, qu'elle soit passée ou présente (Poulain, 1996). Cette réponse peut passer inaperçue si l'on se contente uniquement d'étudier la macrostructure de l'herbier.

Les mesures de pourcentage de rhizomes plagiotropes ont été réalisées au niveau de chaque balise, en limite d'herbier. Une mesure correspond au comptage, sur 10 rhizomes, du nombre de plagiotropes et d'orthotropes, permettant de calculer un pourcentage de rhizomes plagiotropes. Un pourcentage de rhizomes plagiotropes compris entre 0 et 10 est considéré comme faible, entre 11 et 30 comme moyen, et au-dessus de 30 comme fort.

2.3.6 Réalisation de photographies

Une série de photographies a été réalisée le long du balisage de Port-Cros. Ces prises de vues constituent des preuves visuelles de l'évolution de l'herbier entre l'état initial et les suivis successifs (régression, stabilité ou progression). Elles permettent également de faciliter l'interprétation des données relevées en plongée. Chaque prise de vue est effectuée depuis le piquet-photo qui est situé à 1.5 m en aval de chaque balise et qui dépasse le sédiment de 50 cm de hauteur, de l'aval vers l'amont. Une barre graduée de 1 m de long, divisée en segments de 10 cm alternativement noirs et blancs est positionnée en aval de la balise, perpendiculairement à l'axe entre le piquet-photo et la balise. Deux prises de vues sont réalisées par balise :

- une photo à gauche et une à droite de la balise, les deux sont ensuite assemblées sur photoshop® ;
- une photo verticale centrée sur la balise au-dessus de la balise, à une altitude de 2 m au-dessus du fond.

Les photos sont visibles dans les Annexe 5 et Annexe 6.

Le matériel de prise de vue est un Sony DSC-RX100.

2.4 Installation de capteurs autonomes de température

Le protocole d'étude proposé se base sur les suivis mis en place depuis de nombreuses années par les différents laboratoires de la façade méditerranéenne autour d'aires marines protégées telles que Scandola (Corse), Carry le Rouet (Provence) et Port-Cros (Hyères).

Les capteurs utilisés sont des enregistreurs de température autonomes « Tidbit » de première génération, étanches et programmables (Figure 11). Les caractéristiques de cet enregistreur sont détaillées en Annexe 1.

Figure 11. Capteur autonome enregistreur de température « Tidbit » installé le 13 octobre 2006, au niveau des deux balisages Nord et Sud de l'herbier de posidonie sur l'île de de Port-Cros.



Les deux capteurs ont été initialement installés le 13 octobre 2006 (Bonhomme *et al.*, 2007). Les deux capteurs de première génération ont été remplacés par deux capteurs de nouvelle génération-V2

(Figure 12). Ils ont été installés le 9 octobre 2012. L'ensemble des opérations d'installation et de récupération est synthétisé dans le Tableau 6.



Figure 12. Capteur autonome enregistreur de température de nouvelle génération-V2, installé le 9 octobre 2012, au niveau des deux balisages Nord et Sud de l'herbier de posidonie sur l'île de Port-Cros.

Ces capteurs de nouvelle génération ont été récupérés et remplacés par de nouveaux capteurs le 15 septembre 2016. Les capteurs ont été configurés pour acquérir une valeur de température toutes les heures et programmés pour démarrer l'acquisition une fois installés sur site.



Les deux nouveaux capteurs ont été à nouveau installés, au niveau de la balise n°7 des balisages Nord et Sud (Figure 13), à respectivement 33 m et 32 m de profondeur. Ils ont été placés à l'intérieur d'un petit boîtier PVC opaque afin de les protéger des bio-salissures qui pourraient ultérieurement nuire à la récupération des données. Les boîtiers ont été perforés afin de permettre la circulation de l'eau.

Figure 13. Boîtier PVC (flèche rouge) contenant l'enregistreur de température autonome, fixé à la balise n°7 des balisages Nord et Sud du système de surveillance de l'herbier de posidonie sur l'île de de Port-Cros.

Tableau 6. Dates d'installation et de récupération des capteurs autonomes de température mis en place au niveau des deux balisages de la limite inférieure de l'herbier de posidonie, sur l'île de de Port-Cros.

Balisage	Nord		Sud	
	Installation	Récupération	Installation	Récupération
1	13/10/2006	12/02/2008	13/10/2006	13/02/2008
2	13/02/2008	27/10/2008	13/02/2008	27/10/2008
3	28/10/2008	8/10/2012	28/10/2008	8/10/2012
4	10/10/2012	15/09/2016	10/10/2012	15/09/2016
5	15/09/2016	-	15/09/2016	-

3 RESULTATS

Lorsque des valeurs moyennes sont présentées, l'écart-type (*Standard Deviation SD*) est généralement précisé. Les valeurs sont alors présentées sous la forme suivante : moyenne \pm SD.

3.1 Suivi de l'herbier sur le balisage Nord

3.1.1 Caractéristique et état du nouveau balisage Nord

Le nouveau balisage profond mesure 64 m de longueur ; il est constitué par 10 balises (B1 à B10) dont 9 nouvelles balises espacées les unes des autres de 3.0 à 10.5 m. L'herbier n'ayant pas sensiblement régressé au niveau de la balise B3, cette dernière a été conservée. Les distances et les orientations du balisage sont rappelées dans l'Annexe 3. L'ancien et le nouveau plan du balisage est représenté sur la Figure 14. Etant donné le morcellement important de l'herbier, essentiellement sous la forme de faisceaux et touffes isolées, la délimitation de la limite inférieure de l'herbier de posidonie peut sembler imprécise, en ce sens qu'elle est sujette à interprétation ; l'essentiel est de garder la même interprétation lors des différents suivis.

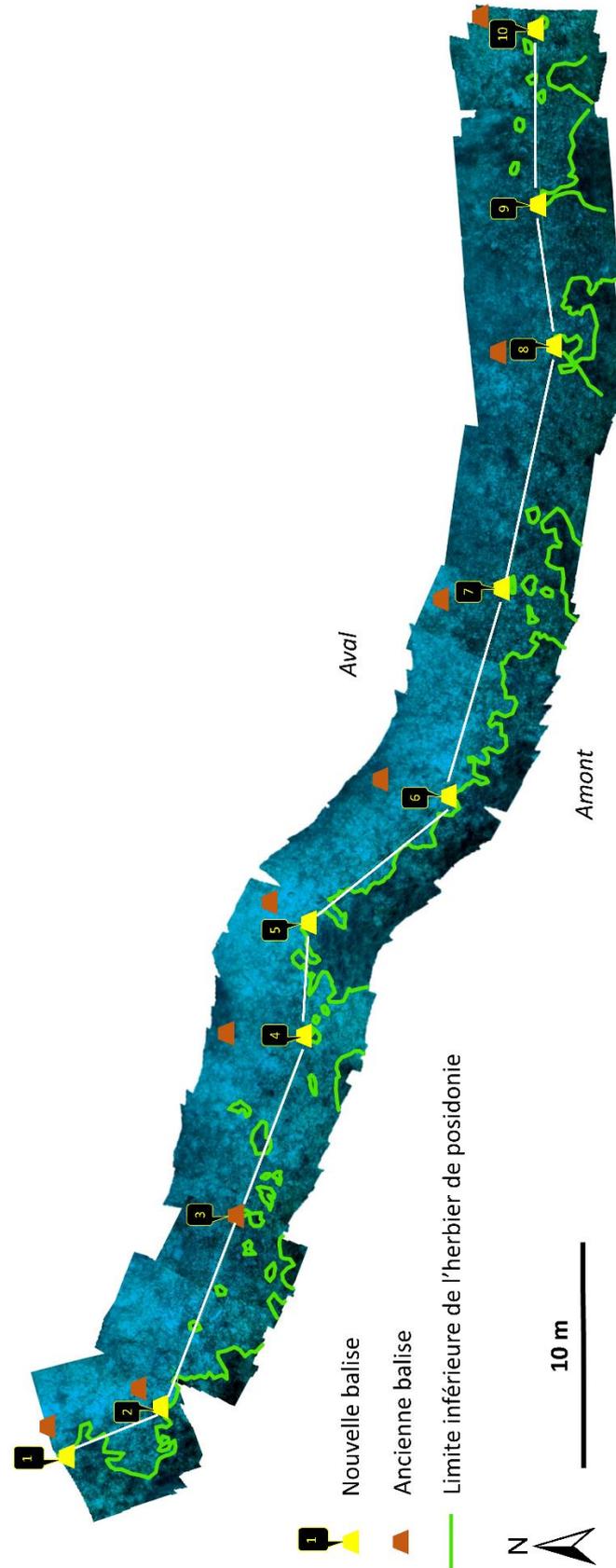


Figure 14. Orthophotographie du balisage Sud réalisée par photogrammétrie (octobre 2017). Représentation de l'ancien (2002) et du nouveau (2017) plan du balisage Nord de la limite inférieure de l'herbier de posidonie.

La profondeur du balisage varie entre 32.5 et 31.8 m, avec une profondeur moyenne de 32.2 m (Tableau 7). Cette limite est relativement profonde ; elle traduit la bonne transparence des eaux ainsi que la qualité générale du milieu. Néanmoins, elle a nettement diminué par rapport à 2002, où l'ancien balisage matérialisait une limite inférieure à -33.3 m. Nous avons réalisé les plongées à un moment de la journée où le niveau de la marée (luni-solaire et/ou atmosphérique) est proche du niveau moyen de la mer (observation sur la côte rocheuse proche) ; la balise B3, dont la profondeur n'a pas varié significativement entre 2002, 2012 et 2017, confirme que les différences de profondeur observées pour la limite inférieure ne sont pas des artéfacts liés à la marée.

Tableau 7. Mesure de la profondeur, à l'aide d'un profondimètre électronique (précision ± 10 cm), de la limite inférieure de l'herbier de posidonie, au Nord de l'île de Port-Cros. En 2002, la profondeur est mesurée au niveau de l'ancien balisage ; en 2017, elle est mesurée au niveau du nouveau balisage. En 2005 et 2008, les mesures de profondeur ne diffèrent pas significativement (<10 cm) par rapport à 2002.

Profondeur (m)	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne
2002 (et 2005-2008)	33.9	33.0	32.6	33.3	33.8	33.2	33.4	33.2	33.0	33.5	33.3
2012	33.6	32.9	32.6	32.9	33.1	32.6	33.4	33.0	32.6	33.1	33.0
2017	32.5	32.1	32.5	31.8	32.3	31.9	32.2	31.9	32.2	32.2	32.2

Par ailleurs, l'ancien balisage est resté en bon état, hormis la balise 9 qui a disparu (déjà signalé par Bonhomme *et al.*, 2013).

La distance entre les anciennes et les nouvelles balises a été mesurée ; elle varie entre 0 et 3.53 m. En moyenne, le recul est de 2.12 m (Tableau 8, Figure 15).

Tableau 8. Mesure de la distance entre les anciennes (2002) et les nouvelles balises (2017) installées le long de la limite inférieure de l'herbier de posidonie, au Nord de l'île de Port-Cros. *Mesure estimée sur SIG à partir du plan des anciennes et nouvelles balises. Le signe moins indique un recul de la limite vers l'amont.

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne
Distance entre les anciennes et nouvelles balises (m)	-2.58	-1.25	0	-2.80	-3.53	-2.61	-1.59	-1.85	-1.50*	-3.45	-2.12

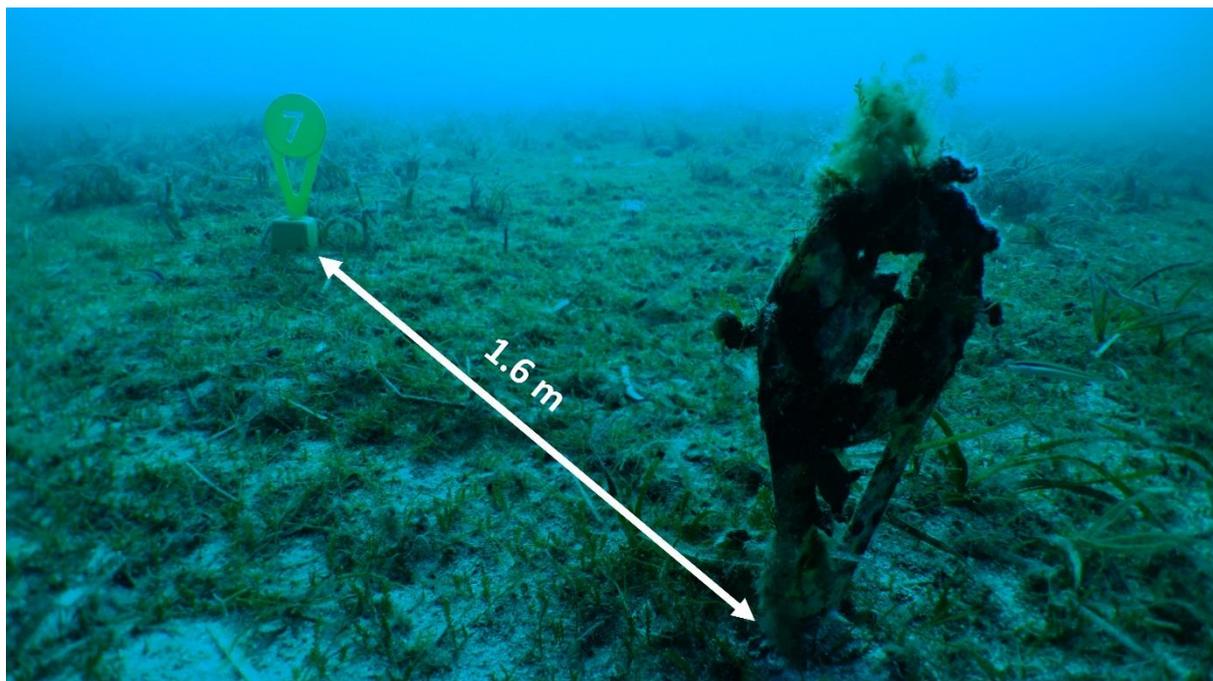


Figure 15. Illustration de la régression de l'herbier de posidonie et de la distance qui sépare l'ancienne et la nouvelle balise B7. La photo est prise de l'aval vers l'amont.

3.1.2 Description générale de l'herbier au niveau des balises

L'herbier de Posidonie est sub-horizontale, sans relief particulier (de type « herbier de plaine »), sur des fonds dont la pente est importante (à une soixantaine de mètres de la côte, la profondeur est de 35 m). La limite inférieure de l'herbier (balisage Nord) est de type régressive (selon la typologie de Meinesz et Laurent, 1978), avec en aval des posidonies une étendue de matras morte, généralement apparente ou recouverte par du sable coquillier, plus ou moins envasé (mince pellicule de fraction vaseuse se remettant en suspension à la moindre agitation).

Comme au niveau de la grande majorité des limites inférieures profondes, l'herbier n'est pas continu et se présente sous l'aspect d'une succession de faisceaux formant des petits îlots et touffes de posidonies, répartis de manière clairsemée sur le fond.

En 2002, on notait plusieurs zones avec des rhizomes plagiotropes traçants dans le sens de la pente et vers l'aval, traduisant une limite en expansion ; en 2005 ces zones étaient globalement toujours présentes, mais le nombre de faisceaux présents était plus réduit ; en 2008 et 2012, celles-ci avaient toutes disparu. En 2017, le long du nouveau balisage, quelques rhizomes traçants ont été rencontrés, mais ceux-ci sont peu nombreux et ne contredisent pas la dynamique régressive globale de l'herbier. La proportion de rhizomes plagiotropes le long de la limite est relativement élevée et atteint 65 % à l'échelle du balisage, variant de 50 à 90 %.

L'herbier plus dense et quasi-continu est situé entre 3 et 5 m en amont du balisage. Les feuilles sont globalement courtes au niveau du balisage (30 à 40 cm de longueur), puis deviennent rapidement plus longues en amont de la limite. Ces feuilles sont couvertes d'épibiontes.

Le déchaussement des rhizomes est faible (2.6 ± 1.2 cm), et assez homogène le long de la limite. En 2012, le déchaussement moyen était encore plus faible (0.8 ± 0.8 cm ; test de Wilcoxon, $Z = 2.8$, $p = 0.005$).

Le chlorobionte invasif *Caulerpa cylindracea* est omniprésent au niveau et en aval de la limite inférieure, principalement sur matte morte. Son recouvrement moyen autour des balises (dans un cercle de 2 m de diamètre) est de 66 % (entre 50 et 70 %). La présence importante de *C. cylindracea* concerne la zone de 3 à 5 m qui sépare le balisage de l'herbier plus dense situé en amont.

3.1.3 Densité des faisceaux

Les valeurs de densité des faisceaux au niveau du nouveau balisage varient entre 50 et 108 faisceaux par m² (Tableau 9). La valeur moyenne de la densité est de 81 faisceaux par m². D'après la classification de Pergent *et al.* (2008) et Pergent-Martini *et al.* (2010), la densité de l'herbier est médiocre à normale.

En 2012, au niveau du premier balisage, la densité moyenne de l'herbier pour l'ensemble du balisage était de 10 faisceaux/m², elle était de 48 faisceaux/m² en 2008, de 76 faisceaux/m² en 2005 et 122 faisceaux/m² en 2002 ; entre 2002 et 2012, la diminution de la densité est hautement significative (Wilcoxon : Z = 2.80306, p = 0.005). Globalement, la densité de faisceaux de posidonie mesurée en 2017 au niveau du nouveau balisage (81 faisceaux par m²), est du même ordre de grandeur que celle mesurée en 2005 au niveau de l'ancien balisage, donc plus profondément (Wilcoxon : Z = 0.40772, p = 0.683 ; non significatif). Ce résultat laisse penser que la régression continue, puisque même au contact du nouveau balisage, la densité est déjà significativement inférieure à celle de 2002 (Wilcoxon : Z = 2.80306, p = 0.005). La balise B3, qui est la seule balise conservée pour le nouveau balisage, présente en 2017 une densité de faisceaux supérieure à celle mesurée en 2012, tendance atypique par rapport aux autres balises.

Tableau 9. Densité des faisceaux (par m²) de l'herbier de posidonie le long du balisage Nord de la limite inférieure sur l'île de Port-Cros. Les mesures ont été réalisées en septembre 2002 (mise en place balisage), en octobre 2005 (premier suivi), octobre 2008 (second suivi), octobre 2012 (troisième suivi) pour les anciennes balises et en octobre 2017 (nouveau balisage) au niveau des nouvelles balises. Caractérisation des mesures de densité (classification d'après Pergent *et al.*, 2008 et Pergent-Martini *et al.*, 2010). E : Excellent ; B : Bon ; N : Normal ; Me : Médiocre ; Ma : Mauvais.

Année	Balisés	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne (SD)
Anciennes balises (2002)												
	Profondeur (m)	33.9	33.0	32.6	33.3	33.8	33.2	33.4	33.2	33.0	33.5	33.3
2002	Densité	75	100	150	150	108	83	175	150	117	108	122 (33)
	Classification	N	N	B	B	N	N	E	B	N	N	B
2005	Densité 2005	42	92	104	67	42	40	115	110	67	83	76 (29)
	Classification	Me	N	N	Me	Me	Me	N	N	N	N	N
2008	Densité 2008	58	58	117	8	33	17	58	33	58	42	48 (40)
	Classification	Me	Me	N	Ma	Me	Ma	Me	Me	Me	Me	Me
2012	Densité 2012	0	0	42	0	0	0	33	0	25	0	10 (26)
	Classification	Ma	Ma	Me	Ma	Ma	Ma	Me	Ma	Me	Ma	Ma
Nouvelles balises (2017)												
	Profondeur (m)	32.5	32.1	32.5	31.8	32.3	31.9	32.2	31.9	32.2	32.2	32.2
2017	Densité 2017	50	75	83	75	92	75	83	108	92	75	81 (29)
	Classification	Me	Me	N	Me	N	Me	N	N	N	Me	N

3.1.4 Recouvrement de l'herbier

Lors du présent suivi (2017), au niveau du nouveau balisage, le recouvrement de l'herbier varie entre 8 et 47 % ; il est en moyenne de 23 % sur l'ensemble du balisage. Ce recouvrement est moyen (selon l'échelle de Charbonnel *et al.*, 2000). Il est du même ordre de grandeur que celui mesuré en 2002 (Wilcoxon : $Z = 0.3$, $p = 0.799$; non significatif) et 2005 (Wilcoxon : $Z = 0.3$, $p = 0.799$; non significatif) le long de l'ancien balisage mais avec un écart-type environ deux fois supérieur, traduisant une plus grande variabilité (Tableau 10). Il a significativement diminué entre 2002 et 2012 (Wilcoxon : $Z = 2.8$, $p = 0.005$).

Tableau 10. Recouvrement de l'herbier de posidonie (en pourcentage) le long du balisage Nord de la limite inférieure sur l'île de Port-Cros. Les mesures ont été réalisées en septembre 2002 (mise en place du balisage), octobre 2005 (premier suivi), octobre 2008 (second suivi), octobre 2012 (troisième suivi) et octobre 2017 (nouveau balisage).

Balisés	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne (SD)
Anciennes balises (2002)											
Profondeur (m)	33.9	33.0	32.6	33.3	33.8	33.2	33.4	33.2	33.0	33.5	33.3
2002	41	35	28	22	17	15	26	19	19	24	24 (8)
2005	24	30	17	24	22	17	17	19	31	11	21 (6)
2008	15	19	11	19	11	15	19	22	26	11	17 (5)
2012	7	26	13	4	4	13	11	15	15	7	11 (7)
Nouvelles balises (2017)											
Profondeur (m)	32.5	32.1	32.5	31.8	32.3	31.9	32.2	31.9	32.2	32.2	32.2
2017	13	10	8	17	47	41	27	10	20	30	23 (13)

3.1.5 Photographies et mesures au niveau des balises

Une série de photographies a été réalisée le long du nouveau balisage Nord de la limite inférieure de l'herbier à Port-Cros. L'ensemble des clichés est présenté en Annexe 2. Ces prises de vues constituent des preuves visuelles de l'évolution et de la dynamique de l'herbier entre 2002 et 2017. Elles facilitent également l'interprétation des données relevées en plongée, par recoupement avec les mesures effectuées *in situ* (Tableau 11, Annexe 5).

Les différentes observations réalisées en 2017 confirment que la dynamique régressive se poursuit.

Tableau 11. Description de l'herbier au niveau de chaque balise du balisage Nord (octobre 2017). Les photos sont prises de l'aval vers l'amont.

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B1	32.5	Balise au contact d'une tache de 5 faisceaux. Une grande nacre de 12 cm de hauteur est présente moins d'1 m à l'arrière gauche de la balise. Devant la barre graduée, 60 cm à 1 m à gauche de la balise, 3 taches de 4, 6 et 2 faisceaux sont localisées. 90 % des rhizomes sont plagiotropes. <i>C. cylindracea</i> est présente avec un recouvrement de 50 %.		Régression
B2	32.1	Plusieurs rhizomes plagiotropes traçants sont observés, 2 en avant de la balise et 1 à 50 cm à l'arrière droit de la balise (70 % des rhizomes sont plagiotropes). Une tache de 2 + 5 faisceaux est présente au contact arrière droit de la balise. Une grande nacre de 35 cm de hauteur est quasiment adossée à la balise. <i>C. cylindracea</i> est présente avec un recouvrement de 50 %.		Régression
B3	32.5	Une tache de 3 + 3 faisceaux est au contact de la balise. Plusieurs taches ont disparu depuis 2012, où la balise était ensablée, ce qui n'est plus le cas en 2017. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 %. 60 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression
B4	31.8	Une tache de 7 faisceaux est au contact de la balise en arrière de celle-ci. 2 taches de 2 et 4 faisceaux sont situées en arrière gauche de la balise à respectivement 40 et 80 cm environ. Un rhizome plagiotrope traçant dépasse la barre graduée au contact à droite de la balise. Une grande nacre est située à proximité de la balise 10 cm à droite. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 %. 60 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B5	32.3	Plusieurs taches de 4, 3, 2 et 3 faisceaux sont disposées en arrière de la balise ; un rhizome traçant se développe en aval de la barre graduée à 40 cm à droite de la balise. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 % ; 80 % des rhizomes sont plagiotropes.		Stable / Régression
B6	31.9	Une tache de 15 faisceaux est au contact amont de la balise, 2 autres taches de moins de 10 faisceaux sont disposés 80 cm à droite de la balise en aval et en amont de la barre graduée. Un rhizome traçant est présent en avant gauche de la balise à environ 70 cm. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 % ; 50 % des rhizomes sont plagiotropes. Une grande nacre morte de 34 cm de hauteur (non visible sur la photo) est présente à gauche du piquet photo.		Régression
B7	32.2	Une tache de 5 faisceaux est au contact de la balise à droite en amont de celle-ci. Quelques petites taches de 2, 3, 3 et 4 faisceaux sont disposées en amont de la balise. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 % ; 50 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression
B8	31.9	En amont de la balise, une série de taches, de 9, 5, 3 et 6 faisceaux respectivement, se développent depuis le contact avec la balise. A droite de la balise, le long de la barre graduée, deux taches de 2 et 5 faisceaux se développent à 30 et 60 cm. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 % ; 60 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B9	32.2	La balise est reliée à l'herbier plus ou moins continu en amont par deux taches de 5 et 4 faisceaux. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 % ; 50 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression
B10	32.2	La balise est au contact d'une touffe de 5 faisceaux. Plusieurs petites taches, entre 2 et 9 faisceaux, entourent la balise. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 70 % ; 80 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression

3.1.6 La grande nacre *Pinna nobilis*

En complément de la description de la limite inférieure et de l'état de vitalité de l'herbier de posidonie, la population de grandes nacres *Pinna nobilis* a été inventoriée.

Une population assez dense de *P. nobilis* a été observée le long de la limite inférieure de l'herbier de posidonie (Figure 16). Quinze individus ont été observés, dont 2 étaient morts. Onze d'entre eux ont été mesurés : hauteur hors sédiment (largeur maximale). La taille moyenne des grandes nacres observées est de 24 (18) cm, la plus petite mesure 12 (14) cm et la plus grande atteint 42 (22) cm.



Figure 16. Grande nacre *Pinna nobilis* à proximité de la limite inférieure de l'herbier de posidonie, en amont de celle-ci (balisage Nord).

3.2 Suivi de l'herbier sur le balisage Sud

3.2.1 Caractéristique et état du balisage Sud

La profondeur des balises varie entre 31.2 et 34.2 m, avec une profondeur moyenne de 32.6 m (Tableau 12). Cette limite, autour de 33 m de profondeur est relativement profonde ; elle traduit la bonne transparence des eaux ainsi que la bonne qualité générale du milieu. A l'exception de la balise B1, il n'y a pas de tendance significative pour la profondeur (Tableau 12) et la distance entre les balises et la limite actuelle (2017) (Tableau 13).

Tableau 12. Profondeur (à l'aide d'un profondimètre électronique - précision ± 10 cm) des balises (B1 à B10) matérialisant le balisage Sud de la limite inférieure de l'herbier de posidonie sur l'île de Port-Cros et moyenne de la profondeur pour l'ensemble des 10 balises. Profondeurs mesurées en 2006 au niveau des balises ; la profondeur de la limite inférieure de l'herbier n'a changé, entre 2006 et 2017, qu'au niveau de la balise B1 (environ 33.0 m), ce qui fait passer la profondeur moyenne à 32.5 m.

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne
Profondeur des balises (m)	34.2	31.7	33.0	32.4	31.8	32.4	32.2	32.3	33.0	33.1	32.6

La limite inférieure de l'herbier de posidonie de Port-Cros présente une dynamique stable à progressive (d'après la typologie de Meinesz et Laurent, 1978) ; le taux de rhizomes plagiotropes est de 81 % et l'herbier a par endroit commencé à progresser au-delà des balises installées en 2006. Le substrat correspond aux fonds du détritique côtier qui se caractérisent, dans ce secteur à fort hydrodynamisme, par un sable grossier mêlé à des cailloutis et petits cailloux/galets (10 cm de diamètre environ) recouverts par des rhodolithes (macro-algues calcifiées appartenant aux rhodobiontes).

Comme au niveau de la grande majorité des limites inférieures profondes, l'herbier n'est pas continu et se présente sous l'aspect d'une succession de faisceaux et/ou de rhizomes traçants, formant des petits îlots et touffes de posidonie sur le fond. L'herbier plus dense et continu est situé à quelques mètres en amont du balisage. A noter la présence d'une langue de sédiment dépourvue d'herbier, à l'Ouest du balisage (entre les balises B3 et B5), qui remonte jusque vers 30-31 m de profondeur, traduisant un secteur conditionné par une courantologie particulière (fort courant, mouvements sédimentaires, etc.).

La limite de l'herbier n'est pas érosive : aucune zone de tombant de matre morte n'a été observée. Les feuilles sont globalement courtes au niveau du balisage (30 à 40 cm de longueur), puis deviennent rapidement plus longues en amont de la limite. Ces feuilles sont couvertes d'épibiontes. Le déchaussement des rhizomes est faible, compris entre 0 et 5 cm de hauteur (en moyenne 1.0 ± 1.1 cm contre 0.7 ± 1.3 cm en 2012 ; différence non significative, test de Wilcoxon : $Z = 0.6$, $p = 0.575$).

Il est à noter d'une part la présence d'une forêt de cystoseires profondes (*Cystoseira zosteroides*), qui se développe au contact de la limite inférieure de l'herbier et qui s'étend en profondeur sur le détritique côtier, et d'autre part la colonisation des fonds par l'algue invasive *Caulerpa cylindracea*, mais avec un recouvrement nettement moindre (environ 8 %) qu'au niveau du balisage Nord (66 %).

Quelques individus de *Pinna nobilis* ont été rencontrés le long du balisage, mais l'abondance de feuilles mortes de posidonie en épave a rendu impossible un dénombrement indicatif.

3.2.3 Densité

Les valeurs de densité des faisceaux fluctuent selon les balises entre 42 et 133 faisceaux/m² (Tableau 14). D'après la classification de Pergent *et al.* (2008) et Pergent-Martini *et al.* (2010), l'herbier présente des valeurs de densité médiocre à bonne, normale à l'échelle de l'ensemble du balisage.

En 2017, la densité moyenne au niveau du balisage est de 104 faisceaux/m², sans changement significatif par rapport aux années 2006 et 2008 (respectivement 106 et 103 faisceaux/m²) alors qu'elle était de 56 faisceaux/m² en 2012. Cette forte diminution en 2012, suivie d'une augmentation en 2017, peut s'expliquer par une **modification locale et/ou momentanée des conditions environnementales** qui aurait entraîné une régression de la limite inférieure matérialisée à ce stade par une baisse de la densité en 2012. Les valeurs plus élevées en 2017 s'expliqueraient alors par un retour à des conditions environnementales plus favorables (voir discussion).

Tableau 14. Densité des faisceaux (par m²) de l'herbier de posidonie le long du balisage de la limite inférieure Sud à Port-Cros au cours des suivis de 2006, 2008, 2012 et 2017. Caractérisation des mesures de densité (classification d'après Pergent *et al.*, 2008 et Pergent-Martini *et al.*, 2010) : E : Excellent ; B : Bon ; N : Normal ; Me : Médiocre ; Ma : Mauvais. SD = *Standard Deviation*.

Année	Balise	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne (SD)
	Profondeur (m)	34.2	31.4	33.3	32.2	31.6	32.2	31.9	32.0	32.7	32.8	32.6
2006	Densité	67	108	83	83	200	133	67	117	92	108	106 (40)
	Classification	Me	N	N	N	E	B	Me	N	N	N	N
2008	Densité	67	100	92	67	125	142	67	125	108	133	103 (39)
	Classification	Me	N	N	Me	N	B	Me	N	N	B	N
2012	Densité	42	100	17	50	83	58	17	75	75	42	56 (47)
	Classification	Me	N	Ma	Me	N	Me	Ma	Me	N	Me	Me
2017	Densité	75	100	42	92	125	125	133	125	116	108	104 (40)
	Classification	N	N	Me	N	N	N	B	N	N	N	N

D'un point de vue global, depuis 2006, la densité de faisceaux de posidonie est relativement stable. Le test de Wilcoxon montre des différences significatives de la densité uniquement entre l'année 2012, où elle est plus faible, et les autres années (Tableau 15).

Tableau 15. Résultats du test de Wilcoxon appliqué à la densité des faisceaux de l'herbier de posidonie entre les différents suivis (2006, 2008, 2012 et 2017) au niveau du balisage Sud. Les valeurs en gras présentent les différences significatives. * : significatif (p < 0.05) ; ** : hautement significatif (p < 0.01) ; * : très hautement significatif (p < 0.001) ; ns : non significatif (p > 0.05).**

Test de Wilcoxon	Z	p	Significativité
2006 vs. 2008	0.25482	0.79886	ns
2006 vs. 2012	2.80306	0.00506	**
2006 vs. 2017	0.00000	1.00000	ns
2008 vs. 2012	2.66557	0.00769	**
2008 vs. 2017	0.16903	0.86577	ns
2012 vs. 2017	2.66557	0.00769	**

3.2.4 Recouvrement

En 2017, les feuilles de posidonie en épave étaient particulièrement abondantes et ont rendu les mesures de recouvrement délicates. Néanmoins, les valeurs estimées sont proches de celles des précédents suivis (entre 34 et 53 % selon les années), soulignant une certaine stabilité du recouvrement depuis 2006 (Tableau 16). Le test de Wilcoxon ne montre pas de différences significatives du recouvrement entre les années, à l'exception de l'année 2008 qui diffère de toutes les autres (Tableau 17).

Tableau 16. Recouvrement (en %) de l'herbier de posidonie (en pourcentage) le long du balisage de la limite inférieure Sud à Port-Cros, entre 2006 (mise en place balisage) et 2017.

Balise	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	Moyenne
2006	22	83	39	48	31	57	54	80	63	57	53 %
2008	19	39	26	33	43	44	41	37	30	28	34 %
2012	7	48	48	43	63	50	56	65	43	31	45 %
2017	13	55	30	33	55	57	67	50	50	63	47%

Tableau 17. Résultats du test de Wilcoxon appliqué au recouvrement de l'herbier de posidonie entre les différents suivis (2006, 2008, 2012 et 2017) au niveau du balisage Sud. Les valeurs en gras présentent les différences significatives. * : significatif ($p < 0.05$) ; ** : hautement significatif ($p < 0.01$) ; * : très hautement significatif ($p < 0.001$) ; ns : non significatif ($p > 0.05$).**

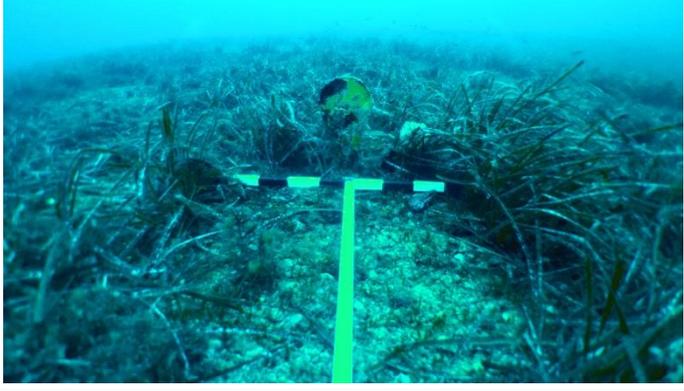
Test de Wilcoxon	Z	p	Significativité
2006 vs. 2008	2.59920	0.00934	**
2006 vs. 2012	1.37605	0.16881	ns
2006 vs. 2017	1.22315	0.22127	ns
2008 vs. 2012	2.29341	0.02182	*
2008 vs. 2017	2.42863	0.01516	*
2012 vs. 2017	0.05096	0.95935	ns

3.2.5 Photographies et mesures au niveau des balises

Une série de photographies a été réalisée le long du balisage Sud de la limite inférieure de l'herbier. L'ensemble des clichés est présenté en Annexe 6 (un cliché à gauche, un cliché à droite et un au-dessus de chaque balise). Ces prises de vues constituent des preuves visuelles de l'évolution éventuelle de la dynamique de l'herbier. Les paramètres (distance, position et nombre de faisceaux identifiés par tache et par balise) sont présentés dans le Tableau 18.

Tableau 18. Description de la disposition de l'herbier au niveau de chaque balise du balisage Sud à Port-Cros. Les mesures ont été réalisées en octobre 2017. Les photos sont prises de l'aval vers l'amont. La profondeur est celle de la balise. Il convient de ne pas confondre les feuilles mortes en épave, souvent visibles au premier plan (exemples : B1, B3, etc.) avec de l'herbier vivant.

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B1	34.2	La limite de l'herbier se situe à ~33.0 m. Au milieu de nombreuses feuilles en épaves, l'herbier le plus proche de la balise se situe 2.4 m en amont de la balise, traduisant un recul important. Le recouvrement de <i>Caulerpa cylindracea</i> est de 5 %. 70 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression
B2	31.7	L'herbier continu est au contact de la balise, en amont de celle-ci. De part et d'autre de la balise, 3 faisceaux à gauche et 2 à droite dépassent la barre graduée. Une tache d'au moins 10 faisceaux se situe en aval à gauche de la balise. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 10 %. 90 % des rhizomes sont plagiotropes.		Stable / Progression

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B3	33.0	L'herbier continu est 10 cm environ en amont de la balise. Une tache de 12 faisceaux dépasse vers l'aval la barre graduée. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 10 %. 80 % des rhizomes sont plagiotropes.		Stable
B4	32.4	L'herbier est au contact de la balise. Une langue de plusieurs dizaines de faisceaux se développe et dépasse la barre graduée à droite vers l'aval. Deux taches de 10 et 5 faisceaux se situent le long de la barre graduée, vers l'aval, à respectivement 40 et 60 cm. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 15 %. 70 % des rhizomes sont plagiotropes.		Progression

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B5	31.8	L'herbier au contact de la balise contourne celle-ci par la gauche, formant une langue dépassant la barre graduée de 30 cm vers l'aval. Une tache de 6 faisceaux se développe à l'aval de la balise à droite à 40 cm de la barre graduée. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 10 %. 100 % des rhizomes sont plagiotropes.		Progression
B6	32.4	L'herbier est au contact de la balise ; une langue d'herbier dépasse par la droite, vers l'aval, la barre graduée sur environ 20-30 cm (6 faisceaux en 2012, beaucoup plus en 2017). Une tache de 5 faisceaux se développe à gauche de la balise 10 cm en aval de la barre graduée (3 faisceaux en 2012, 2 en 2006). Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 5 %. 70 % des rhizomes sont plagiotropes.		Progression

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B7	32.2	L'herbier le plus proche est situé 30 cm en amont de la balise, ce qui traduit un recul de la limite. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 5 %. 70 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression
B8	32.3	L'herbier, au contact de la balise dépasse vers l'aval la barre graduée par la gauche (4 faisceaux). Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 5 %. 100 % des rhizomes sont plagiotropes.		Progression

Balise	Prof. (m)	Description	Photo	Evolution
B9	33	L'herbier n'est pas au contact de la balise et se développe 15 à 20 cm en amont. Une tache de 9 faisceaux se situe en aval à gauche à environ 70 cm de la balise. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 5 %. 70 % des rhizomes sont plagiotropes.		Régression
B10	33.1	L'herbier est au contact de la balise et semble la contourner sans pour autant dépasser la barre graduée. Une tache de 5 faisceaux (contre 1 en 2008 et 2 en 2012) se situe 40 à 50 cm en aval de la balise dans l'axe du piquet photo. Plusieurs taches décrites en 2012 n'ont pas été retrouvées. Le recouvrement de <i>C. cylindracea</i> est de 5 %. 90 % des rhizomes sont plagiotropes. La grande nacre observée en 2012 n'a pas été retrouvée.		Stable

3.3 Suivi de la température

Les capteurs de température installés au niveau des balisages Nord et Sud (Balise 7, respectivement 33 et 32 m de profondeur) ont été récupérés en septembre 2016, lors de la mission relative à l'acquisition de données pour les indicateurs mérour, corb, impact de la chasse sous-marine et BiPO au sein de l'Observatoire de la Biodiversité OBI_1 pour le Parc national de Port-Cros. Afin d'éviter de dépasser l'autonomie de 5 ans des capteurs, nous avons préféré les retirer en 2016 plutôt qu'en 2017. Ces capteurs ont donc été remplacés par des nouveaux en septembre 2016. Ici, nous décrivons succinctement les principales tendances observées et les différences qui existent au cours du temps et entre les deux sites d'étude.

Les résultats présentés ci-après correspondent à l'ensemble des données de température collectées depuis octobre 2006 jusqu'à septembre 2016, soit une série temporelle de près de 10 ans. Les batteries des capteurs sont tombées en panne en septembre et décembre 2011 respectivement sur le balisage Nord et Sud ; il en est résulté une interruption des mesures de quelques mois (Figure 18). Ces capteurs ont été remplacés en octobre 2012.

D'après les moyennes annuelles, on constate que les eaux sont plus chaudes au niveau du balisage Sud qu'au balisage Nord (Tableau 19 et Figure 18). On remarque également que les températures fluctuent d'une année sur l'autre. Les températures annuelles moyennes oscillent entre 15.2 et 16.8°C au niveau du balisage Nord et entre 15.4 et 17.0 °C au niveau du balisage Sud. L'année la plus chaude est 2014 et la plus froide 2013.

La température moyenne mensuelle était la plus élevée en octobre 2009 et octobre 2014 (respectivement 21.3 et 21.8°C pour les balisages Nord et Sud). Les données de températures détaillées par mois sont présentées dans l'Annexe 7. Concernant les températures extrêmes enregistrées, la valeur minimale a été mesurée en février 2010 (12.7°C ; balisage Nord) et la valeur maximale en septembre 2011 (24.3°C ; balisage Sud).

Tableau 19. Températures moyennes annuelles au niveau des deux balisages (Nord et Sud) de la limite inférieure de l'herbier de posidonie, sur l'île de Port-Cros, entre les années 2006 et 2016. Min. : température minimale mesurée ; Max. : température maximale mesurée. * données partielles sur l'année ; les moyennes n'ont donc pas été calculées (dm = données manquantes).

Année	Balisage Nord			Balisage Sud		
	Moyenne et écart-type	Min.	Max.	Moyenne et écart-type	Min.	Max.
2006*	dm	15.6*	21.1*	dm	15.3*	21.6*
2007	16.0 ± 1.8	13.8	21.3	16.3 ± 1.9	13.9	22.4
2008	15.5 ± 2.0	12.8	22.4	15.8 ± 2.2	13.1	22.6
2009	16.0 ± 2.5	13.1	22.8	16.3 ± 2.6	13.4	23.5
2010	15.2 ± 1.8	12.7	20.1	15.5 ± 1.9	13.0	22.3
2011*	dm	13.0*	20.3*	dm	13.1*	24.3*
2012*	dm	14.1*	21.2*	dm	14.1*	21.7*
2013	15.2 ± 1.7	12.8	20.6	15.4 ± 1.8	13.0	21.6
2014	16.8 ± 2.5	13.7	22.9	17.0 ± 2.6	13.8	23.2
2015	16.0 ± 1.9	13.4	22.5	16.2 ± 2.0	13.6	23.8
2016*	dm	13.3*	21.8*	dm	13.5*	23.2*

Une analyse par régression linéaire généralisée (GLM) ne montre aucune tendance significative au réchauffement entre 2006 et 2016 sur les balisages Nord et Sud (p > 0.05).

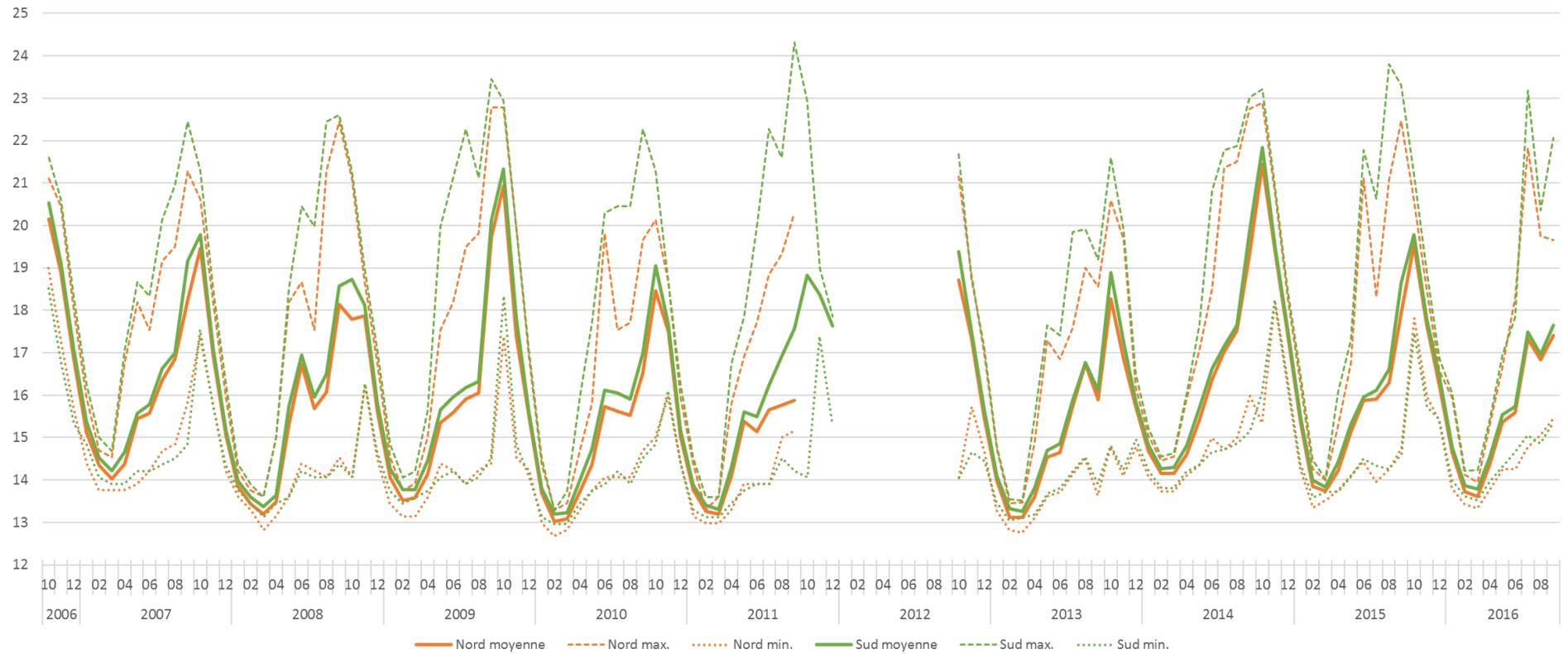


Figure 18. Températures mensuelles moyennes (°C) au niveau des deux balisages de la limite inférieure de l'herbier de posidonie Nord et Sud, sur l'île de Port-Cros, entre octobre 2006 et septembre 2016. Min. : valeur minimale mensuelle ; Max. : valeur maximale mensuelle.

4 DISCUSSION

4.1 La stabilité ou l'évolution de la limite inférieure de l'herbier de posidonie

La régression générale de la limite inférieure de l'herbier de posidonie a été mise en évidence depuis de nombreuses années en Méditerranée, en particulier grâce aux résultats du Réseau de Surveillance Posidonie (Boudouresque *et al.*, 2000 ; Mayot *et al.*, 2005, 2006 ; Mayot, 2007 ; Boudouresque *et al.*, 2009 ; Bonhomme *et al.*, 2010a, 2010b ; Meinesz *et al.*, 2010 ; Bein *et al.*, 2013 ; Bonacorsi *et al.*, 2014). De façon surprenante, cette régression touche aussi bien des régions fortement anthropisées, telles que la Côte d'Azur, que la côte occidentale de Corse à Scandola et l'île de Port-Cros, éloignées des sources majeures de perturbation. Toutefois, certaines limites inférieures semblent relativement stables ou même en progression vers l'aval (Boudouresque *et al.*, 2000 ; Astruch *et al.*, 2015).

A Port-Cros, au début des années 1970s, la limite inférieure de l'herbier se situait entre (30) 34-36 (38) m de profondeur selon les secteurs (Harmelin, 1976 ; Harmelin et Laborel, 1976). Belsher *et al.* (2005), qui ont cartographié l'herbier tout autour de l'île, ont observé cette limite principalement entre 30 et 33 m ; un recul, par rapport aux années 1970s, n'est pas exclu par Bonhomme *et al.* (2010a), qui remarquent (comm. pers. de Jean-Georges Harmelin) que la précision des profondimètres utilisés à l'époque n'était pas aussi mauvaise que certains l'imaginent aujourd'hui. Astruch *et al.* (2012), qui ont cartographié l'herbier en 2010, ont observé la limite inférieure entre 29 et 35 m. Lors de leur installation, en 2002 (au Nord) et 2006 (au Sud), la profondeur de la limite inférieure se situait respectivement entre 32.6 et 33.9 m (moyenne : 33.3 m) et 31.4 et 34.2 m (moyenne : 32.6 m). Ces profondeurs s'inscrivent dans les intervalles fournis par les données historiques. En l'absence de données anciennes concernant les sites précis des balisages, rien ne permet donc de supposer que la limite y était en régression lors de leur mise en place.

Au niveau du balisage Nord, la limite inférieure est remontée, entre 2002 et 2017, de 33.3 à 32.2 m, soit un dénivelé de 1.1 m, ce qui est considérable, comparé aux données de la littérature. En revanche, la profondeur du balisage Sud est restée presque stable, de 32.6 à 32.5 m, cette différence étant due au recul de l'herbier au niveau d'une seule balise (de 34.2 à 33.0 m). Au total, les deux balisages, dont la profondeur était différente, et l'ensemble des balises du balisage Sud, dont l'une était nettement plus profonde que les autres, sont ramenés à une profondeur similaire.

Quels sont les facteurs qui peuvent expliquer cette régression en limite inférieure, même si elle ne concerne pas toutes les balises, et le balisage Nord plutôt que le balisage Sud ?

- (i) **Les pressions anthropiques (contaminants, nutriments, turbidité, chalutage, etc.).** Les pressions anthropiques ont souvent été accusées, à juste raison, de causer la régression de l'herbier (Boudouresque *et al.*, 2006, 2012 ; Pergent *et al.*, 2012). Toutefois, les contaminants et les nutriments n'agissent qu'à des taux élevés et peuvent être difficilement incriminés à Port-Cros et Scandola (Boudouresque *et al.*, 2009). Le chalutage est interdit à Port-Cros depuis 1963, et cette interdiction est respectée (Cadiou *et al.*, 2009). De même, l'ancrage est interdit sur la côte Nord de l'île de Port-Cros, où est situé le balisage Nord (Boudouresque *et al.*, 2005). Un accroissement de la turbidité, à l'échelle de l'ensemble de la Méditerranée, est en revanche envisageable (Guidetti et Fabiano, 2000 ; Boudouresque *et al.*, 2012). Harmelin (1976) soulignait déjà, il y a plus de 40 ans, un risque de dégradation

de l'herbier à *P. oceanica* de Port-Cros, en particulier en profondeur, en raison d'une dégradation de la qualité des eaux à l'échelle du littoral varois.

- (ii) **Remontée du niveau marin** : Entre 1870 et 2004, le niveau marin s'est élevé de 20 cm (Church et White, 2006). La vitesse moyenne d'élévation du niveau marin est en accélération constante : 0.5-1.0 mm/an dans la deuxième moitié du 20^e siècle (Calafat et Gomis, 2009), 3.5 mm/a entre 2004 et 2015 (Dieng *et al.*, 2017). Entre 2002 et 2017, le long du balisage Nord, nous avons mesuré une remontée de la limite inférieure de l'herbier de 110 cm (en bathymétrie). Sur cette période, le niveau marin serait remonté de 5 cm. La conséquence de la remontée du niveau marin sur la limite inférieure de l'herbier de posidonie est un déplacement vers le haut de la profondeur de compensation de *Posidonia oceanica* (théoriquement identique : 5 cm) et donc un recul de la limite de l'herbier. Quoi qu'il en soit, la montée actuelle du niveau marin ne peut expliquer à elle seule le recul de la limite inférieure que nous avons observé sur le balisage Nord.
- (iii) **L'augmentation de la fréquence et de l'intensité d'évènements extrêmes (intempéries, précipitations, etc.)** : arrachage, modification des courants et de la sédimentation. Une augmentation de la vitesse des courants peut entraîner un déficit sédimentaire suivi d'un déchaussement des rhizomes et d'une érosion de la matre. Une augmentation de la sédimentation favorise la croissance verticale des rhizomes (rhizomes orthotropes), limitant la progression horizontale de l'herbier. Si cette sédimentation dépasse la capacité de croissance verticale de la posidonie, celle-ci meurt (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Boudouresque *et al.*, 1984). Une tempête centennale a affecté la Catalogne le 26 Décembre 2008 ; 23 % de la surface des herbiers de *P. oceanica* superficiels (5-10 m) a été ensevelie sous plus de 10 cm de sédiment, contre moins de 5% à 15-25 m ; au-delà de 4-5 cm de sédiment, la mortalité des faisceaux a été très élevée et au-delà de 8-9 cm proche de 100 % (Alcoverro *et al.*, 2012 ; Gera *et al.*, 2014). Au Nord de la Corse (e.g. plages de Barcaghju et de L'Ostriconi), lors des tempêtes hivernales, il n'est pas rare que des blocs de matre, avec plusieurs dizaines de faisceaux vivants, soient arrachés et rejetés (Boudouresque *et al.*, 2016, 2017a). De tels évènements n'ont pas été observés à Port-Cros ; en outre, ils concernent des zones plus superficielles que la limite inférieure (Rouanet *et al.*, 2012).
- (iv) **L'acidification des océans** : l'acidification (baisse du pH) peut concerner les organismes calcifiés, comme les mollusques (*i.e.* lamellibranches, gastéropodes, etc.) et les macrophytes calcifiés (rhodolithes) (Baggini *et al.*, 2014 ; Linares *et al.*, 2015). Elle peut donc modifier le fonctionnement de l'écosystème (Personnic *et al.*, 2014). En revanche, la posidonie elle-même ne semble pas affectée (Cox *et al.*, 2016). Quoi qu'il en soit, ces études prospectives postulent des pH très inférieurs à ce qui s'observe aujourd'hui. Pour le moment, il est improbable que la diminution du pH puisse expliquer le recul de la limite inférieure de l'herbier.
- (v) **Augmentation de la température** : le réchauffement de la Méditerranée a pour conséquence la dilatation de la masse d'eau, ce qui contribue à la remontée du niveau marin. Le réchauffement moyen des eaux est très contrasté selon la profondeur et les régions ; en Provence, entre 1945 et 2011, il semble peu marqué, surtout entre 31 et 50 m de profondeur (Romano et Lugrezi, 2007 ; Por, 2009 ; Rivetti *et al.*, 2014). Selon certains auteurs, le réchauffement actuel ne devrait pas gêner directement la posidonie, compte tenu de l'intervalle de température qu'elle tolère (Augier *et al.*, 1980) ; il pourrait même la favoriser, en limite Nord de son aire, dans la mesure où le froid constituerait le facteur limitant (Augier *et al.*, 1980 ; Matteo *et al.*, 1997 ; Bianchi et Morri, 2004). Selon d'autres auteurs, le réchauffement actuel, avec des épisodes de canicules marines, tels que ceux de 1999 et 2003 (Perez *et al.*, 2000 ; Lejeusne *et al.*, 2010), pourrait gêner *P. oceanica*, surtout en profondeur et en Méditerranée orientale (Mayot *et al.*, 2005 ; Marbà et Duarte,

2010 ; Jordà *et al.*, 2012 ; Pergent *et al.*, 2014a). Quoi qu'il en soit, sur 10 années de suivi (2006-2016), il n'y a pas de tendance observable d'un réchauffement des eaux au niveau des deux balisages. Ce pas de temps peut bien sûr être considéré comme trop court ; la série se poursuit. Par ailleurs, la température la plus élevée observée en 10 ans, 24.3 °C, est très inférieure au maximum toléré par *P. oceanica*, 29.2 °C (Augier *et al.*, 1980).

- (vi) **L'arrivée d'espèces thermophiles et/ou exotiques invasives** : le changement global, entre autres en raison du réchauffement climatique, modifie l'aire de répartition des espèces les plus sensibles à la température. Les espèces thermophobes voient leur aire de répartition diminuer ; c'est le cas par exemple de *Zostera marina* en Méditerranée, magnoliophyte à affinités tempérées froides, qui a disparu de nombreuses stations où elle était signalée (Pergent *et al.*, 2014a). Les espèces thermophiles, au contraire, vont disposer de nouveaux territoires où elles pourront éventuellement adopter un caractère invasif. Les activités humaines, comme le mouillage et surtout le transport maritime, sont des vecteurs importants d'introduction d'espèces exotiques (Kiparissis *et al.*, 2011). En Méditerranée, les exemples sont nombreux. Par exemple le poisson lapin *Siganus spp.*, espèce originaire de Mer rouge, qui abonde désormais en Méditerranée orientale et impacte les communautés végétales du littoral turc et grec ; il est ponctuellement signalé en Méditerranée occidentale (Daniel *et al.*, 2009 ; Azzurro *et al.*, 2016 ; Karachle *et al.*, 2016). Quant à *Caulerpa cylindracea*, chlorobionte originaire du Sud de l'Australie, présente en Méditerranée depuis 1994, son développement important dans les étages infralittoral et circalittoral est préoccupant et un impact sur les écosystèmes marins est supposé (Klein et Verlaque, 2011). L'espèce affectionne en particulier les fonds de matte morte (Astruch *et al.*, 2014) et le détritique côtier (Goujard *et al.*, 2016). Elle peut être abondante là où l'herbier présente une faible vitalité et donc un avantage compétitif moindres (Ceccherelli et Piazzì, 2005 ; Piazzì et Ceccherelli, 2006 ; Klein et Verlaque, 2011). Le réseau de stolons piège le sédiment et en particulier les particules fines, favorisant un envasement du substrat au détriment de *P. oceanica*. En outre, *C. cylindracea*, dans un herbier à *P. oceanica*, détermine un accroissement de la teneur en matière organique, de l'activité microbienne et du pool de SH₂ du sédiment (Holmer *et al.*, 2009 ; Pusceddu *et al.*, 2016 ; Rizzo *et al.*, 2017) et une diminution du turnover du carbone du sédiment (Pusceddu *et al.*, 2016). Le recouvrement de *C. cylindracea* est important autour de l'île de Port-Cros, en particulier le long de la limite inférieure de l'herbier de posidonie (Bonhomme *et al.*, 2011 ; Astruch *et al.*, 2012). Il est possible que *C. cylindracea* soit en partie impliquée dans la régression et la fragmentation de l'herbier (modification de la sédimentation et accroissement du pool de SH₂), et en même temps bénéficie de cette régression, ce qui serait cohérent avec sa grande abondance au niveau du balisage Nord en particulier, de la côte Nord plus généralement.
- (vii) **La NAO (North Atlantic Oscillation)**. La NAO peut aussi jouer un rôle en modifiant l'insolation et donc la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. La NAO est un processus climatique non-cyclique. Classiquement, on mesure la NAO (indice NAO) à partir des données de pression hivernale des stations météorologiques de Lisbonne (Portugal) et de Stykkisholmur (Reykjavik, Islande) (Cassou et Terray, 2003). Un indice NAO élevé (noté NAO+) correspond à une déviation vers le Nord de la trajectoire des tempêtes ; le nombre des tempêtes augmente fortement en Europe du Nord, tandis que, sur le bassin méditerranéen, le temps est sec et les hivers sont doux. Inversement, quand l'indice NAO est faible (noté NAO-), c'est plus ou moins le contraire ; le bassin méditerranéen reçoit des pluies abondantes, la nébulosité y est importante, ainsi que le débit des fleuves (Kerr, 2000 ; Visbeck *et al.*, 2001 ; Tourre, 2002 ; Weisheimer *et al.*, 2017). L'indice NAO fluctue sur des périodes décennales : il a été généralement négatif dans les années 1950s et 1960s, généralement positif dans les années 1980s et 1990s (Visbeck *et al.*, 2001 ; Stenseth *et al.*, 2002 ; Cassou et Terray, 2003), irrégulier dans les années 2000s et enfin positif

depuis 2013 (Hurrell, 2003 ; Wikipedia, 2017 ; Figure 19). Localement, la NAO conduit à modifier le régime des vents, la stratification de la colonne d'eau, la profondeur de la thermocline et l'abondance du plancton unicellulaire (donc indirectement la transparence de l'eau) (Leterme *et al.*, 2005 ; Molinero *et al.*, 2005). Les années 1980s-1990s ont été marquées par des indices NAO+ qui ont été les plus élevés depuis les années 1860s, début des données météorologiques ; la transparence de l'eau a probablement été élevée, et a pu permettre à la posidonie de coloniser vers l'aval, grâce à des rhizomes traçants, des zones plus profondes. Lors de la mise en place du balisage Nord (en 2002), des rhizomes traçants *per descensum* ont effectivement été observés (Charbonnel et Bonhomme, 2002). Les balisages ont été installés en 2002 et 2006, pendant la période à NAO irrégulière des années 2000s ; cette période se termine par plusieurs années à NAO-, en particulier l'année 2010, caractérisée par la deuxième valeur la plus faible depuis 1860. La chute significative du recouvrement de l'herbier (observée en 2008) et de la densité des faisceaux (observée en 2012), au niveau du balisage Sud, peut être liée à la NAO négative qui précède ; compte tenu des réserves (sucres) que *P. oceanica* stocke dans ses rhizomes, une réaction différée d'une ou plusieurs années est plausible (voir e.g. Alcoverro *et al.*, 2001).

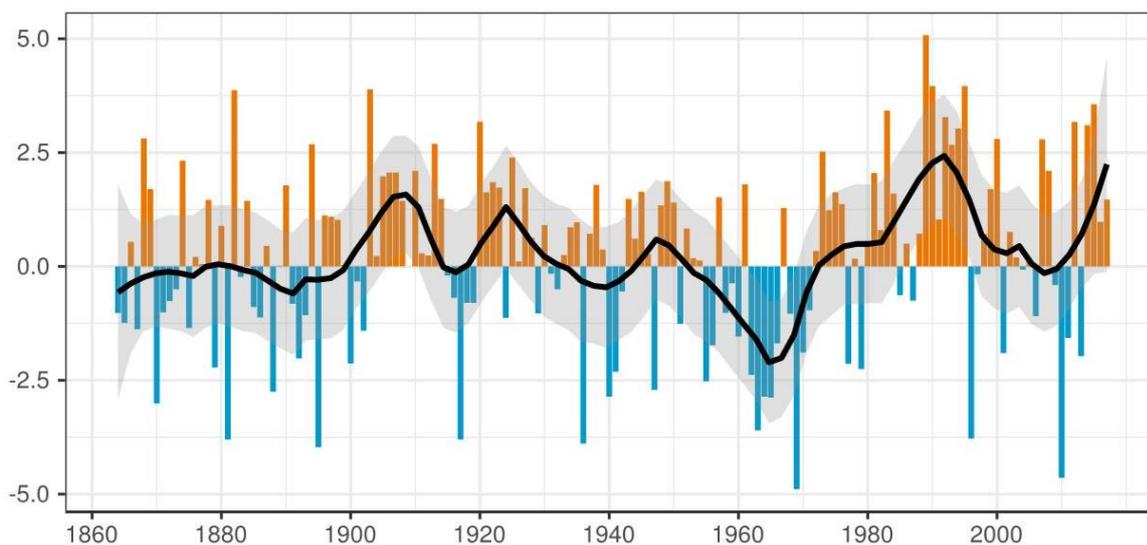


Figure 19. Evolution de l'indice NAO de 1864 à 2017, d'après Hurrell in Wikipedia (2017). Les barres oranges correspondent aux valeurs de NAO+ et les barres bleues aux valeurs de NAO-. La courbe noire représente l'évolution lissée (à l'aide d'une régression locale de type LOESS : 'LOcally weighted Scatterplot Smoother') de l'indice NAO.

4.2 Des tendances différentes au niveau des deux balisages

Au niveau du **balisage Nord**, la tendance à la régression mise en évidence à partir de 2008 (Bonhomme *et al.*, 2010, 2013) a imposé l'installation d'un nouveau balisage, en raison d'un recul de plus de 2 m (distance linéaire) et de plus de 1 m (profondeur), en moyenne, de l'herbier. L'herbier de posidonie au niveau de sa limite actuelle, 1.1 m moins profond qu'en 2002, présente déjà des paramètres de vitalité du même ordre de grandeur qu'en 2005-2008 au niveau de l'ancien balisage (densité et recouvrement). Ces paramètres permettent donc d'anticiper une possible poursuite de la régression. Ce recul avait été évoqué dès la fin du suivi 2005 (Bonhomme *et al.*, 2006). En effet, la diminution de densité en limite inférieure est généralement suivie du recul de la limite inférieure lors des années suivantes (Mayot *et al.*, 2006). Pour ce qui est du **balisage Sud**, la tendance observée est plutôt stable

à progressive. La diminution du recouvrement (en 2008) et celle de la densité des faisceaux (en 2012) se sont avérées comme momentanées et ne se sont pas traduites par un recul ultérieur de la limite. L'herbier présente en 2017 une densité comparable à celle mesurée au début du suivi (en 2006) et le recouvrement reste important compte tenu de la profondeur.

Au niveau des deux balisages, le déchaussement des rhizomes est faible. En revanche, la proportion de rhizomes plagiotropes est inférieure au niveau du balisage Nord (66 %) que de celui du Sud (81 %). La présence de rhizomes plagiotropes est naturelle en limite inférieure de l'herbier. Des valeurs très élevées traduisent d'une part la progression de l'herbier et d'autre part la faiblesse des apports sédimentaires, qui ne favorise pas le développement de rhizomes orthotropes. A Port-Cros, île dépourvue de cours d'eau permanents, où la reforestation (Lavagne *et al.*, 2007) limite l'érosion des sols et les apports sédimentaires, et qui est située à 8 km de la côte continentale, l'apport de sédiments terrigènes allochtones est naturellement faible ; la sédimentation est uniquement due à des débris organogènes autochtones (voir Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983). Quoiqu'il en soit, les valeurs supérieures au Sud sont cohérentes avec un herbier stable ou en légère progression.

La proportion de particules fines, dans le sédiment, serait plus importante au niveau de l'anse de la Palud, de l'îlot Rascas à la pointe du Miladou, voire même à plus large échelle au niveau de la face Nord de Port-Cros, que dans d'autres secteurs de l'île (Bonhomme *et al.*, 2011). Un engorgement plus important s'observe le long de la limite inférieure de l'herbier, non seulement au niveau du balisage Nord, mais également dans l'anse de la Palud et entre la pointe de la Galère et la pointe de la Palud (Bonhomme *et al.*, 2011 ; Astruch *et al.*, 2012). Cet engorgement plus important au Nord qu'au Sud traduit un hydrodynamisme moins important ; il peut avoir pour conséquence une re-suspension supérieure des sédiments, lors des tempêtes, et donc une turbidité plus importante et un bilan lumineux moins important.

Au niveau du balisage Nord, la densité des faisceaux a sans cesse décliné. Au Sud, en revanche, elle est restée stable, avec une forte diminution en 2012 et un retour aux valeurs antérieures en 2017. Cette augmentation de la densité en 5 ans est-elle réaliste, ou peut-elle correspondre à un artéfact (erreurs de mesure ou de positionnement des mesures) ? Un rhizome plagiotrope peut produire 0 (21 % des cas), 2 (65 %) ou 4 (14 %) nouveaux faisceaux chaque année, soit 186 faisceaux supplémentaires pour 100 faisceaux considérés ; un rhizome orthotrope peut produire 0 (79 % des cas) ou 2 (21 %) nouveaux faisceaux par an, soit 42 supplémentaires en considérant 100 faisceaux initiaux (Caye, 1980 ; Molenaar *et al.*, 2000). Un doublement de la densité des faisceaux en 5 ans est donc possible. Il convient toutefois de noter que les données des auteurs (Caye, 1980 ; Molenaar *et al.*, 2000) ont été établies pour des herbiers peu profonds, et non pour la limite inférieure de l'herbier.

4.3 Des causes multiples, une interprétation complexe

Comment interpréter l'état actuel de l'herbier de posidonie de Port-Cros en limite inférieure, et les différences entre le balisage Nord régressif et le balisage Sud stable à progressif ?

Tout d'abord, aucun facteur ne semble expliquer à lui seul la régression de la limite au niveau du balisage Nord. Si le chalutage, les ancrages, l'acidification, les contaminants et les tempêtes exceptionnelles semblent à exclure, un grand nombre de facteurs peuvent être impliqués, à des degrés divers : la remontée du niveau de la mer, l'augmentation de la température, la re-suspension des sédiments meubles, l'Oscillation Nord-Atlantique (NAO) et les espèces invasives. D'une certaine façon c'est un *remake* du crime de l'Orient-Express (*'Murder on the Orient Express'*). A dire d'expert, dans la régression de la limite Nord, la NAO et *Caulerpa cylindracea* pourraient constituer les facteurs principaux, suivis par la re-suspension des sédiments, la remontée du niveau de la mer et l'augmentation de la température. Dans ce dernier cas, en l'absence de tendance au cours des 10

années de suivi, l'implication éventuelle traduirait une réponse à long terme, par rapport à une période antérieure à la mise en place du balisage.

En ce qui concerne le balisage Sud, l'herbier, au niveau de la balise B1 (-34.2 m), 1 à 3 m plus profonde que les autres balises, a amorcé une nette régression alors que l'herbier des autres balises est stable à progressif. Au final, la profondeur moyenne de la limite inférieure de l'herbier de posidonie (32.5 m) est maintenant très proche de celle du balisage Nord (32.2 m), comme s'il y avait eu une sorte de remise à niveau de la profondeur de compensation. Les mêmes causes produisant les mêmes effets, faut-il s'attendre, dans les prochaines années, à une poursuite de la régression, parallèle au Nord et au Sud ?

Il est important de replacer ce que nous observons localement à Port-Cros dans le contexte du changement global, à l'échelle de la Méditerranée (Pergent et al., 2014a, 2014b ; Giakoumi *et al.*, 2015 ; Pergent et al., 2015) : recul des herbiers de posidonie (Boudouresque *et al.*, 2009 ; Holon *et al.*, 2015), invasions biologiques (Galil, 2000, 2008 ; Lejeusne *et al.*, 2010 ; Bianchi *et al.*, 2014 ; Boudouresque *et al.*, 2017b), réchauffement des eaux et remontée du niveau marin.

La régression de la limite inférieure de l'herbier de posidonie a également été observée dans le cadre du système de surveillance mis en place autour de la Corse en 2004 et 2008, au niveau de 15 sites d'étude (Bein *et al.*, 2013 ; Pergent *et al.*, 2014b). Le suivi réalisé en 2013 montre une dégradation globale, avec une diminution de l'indice de vitalité dans 57 % des sites de référence (bonnes conditions du milieu et éloignement vis-à-vis des sources anthropiques) et dans 50 % des sites sous forte pression anthropique. De plus, la régression de la limite inférieure concerne aussi bien les sites de référence que les sites fortement anthropisés. Les auteurs mentionnent que ce résultat est préoccupant, même si son origine doit être recherchée dans des modifications globales de l'environnement, en particulier l'augmentation du niveau moyen de la mer et l'Oscillation Nord Atlantique (NAO), plutôt que dans l'augmentation des pressions anthropiques.

4.4 Perspectives

La gestion mise en place dans le Parc national de Port-Cros, en particulier dans le cœur de Parc qu'est l'archipel de Port-Cros, est en faveur de la conservation de l'herbier de posidonie. Le chalutage est proscrit autour de l'archipel ainsi que le mouillage sur une grande partie du territoire maritime. Malgré l'absence d'activités humaines connues pour leur impact sur l'herbier, une régression de la limite inférieure est constatée à l'un des deux sites de suivi. Les causes n'étant pas clairement identifiées, toute proposition d'action de gestion serait prématurée.

L'éradication ou le contrôle de l'expansion de *Caulerpa cylindracea* n'est pas envisageable (Ceccherelli et Piazzì, 2005 ; Piazzì et Ceccherelli, 2006 ; Klein et Verlaque, 2011) contrairement à *C. taxifolia*, complètement éradiquée des eaux de Port-Cros depuis 2012 (Cottalorda *et al.*, 2012 ; Barcelo *et al.*, 2013, 2016).

Les enjeux vis-à-vis du rôle de puits de carbone, service écosystémique fourni par l'herbier de posidonie (Costanza *et al.*, 1997, 2014 ; Boudouresque *et al.*, 2016) sont majeurs. La conservation des puits de carbone naturels, c'est-à-dire de tous les écosystèmes fixant et stockant du carbone, incluant les herbiers de magnoliophytes, fait partie des objectifs des accords de Paris sur le climat (Canfin et Sataime, 2015).

La conservation de ces puits de carbone passe, dans un premier temps, par une évaluation du stock de carbone que représente l'herbier de posidonie. Astruch *et al.* (2014, 2017) ont démontré, à l'aide de la datation de la matre morte au carbone 14 (¹⁴C), que la régression de la limite inférieure de l'herbier

de la baie d'Hyères (Var, Aire Marine Adjacente du Parc national de Port-Cros) s'est amorcée il y a au moins 1 000 ans. Les causes de cette régression seraient multiples, correspondant à une combinaison de facteurs anciens et récents, d'origine anthropique ou non. La datation de la matte morte en aval des limites actuelles à l'aide de ^{14}C (Cook et Van der Plicht, 2007) permet de distinguer une mort de l'herbier contemporaine d'une mort plus ancienne (précision : 50-100 ans) ; des datations au plomb 210 (^{210}Pb), dont la demi-période de 22.3 ans est plus courte que celle du ^{14}C (5 570 ans), permettraient plus de finesse pour des datations plus récentes (précision : 1-10 ans ; Sanchez-Cabeza et Ruiz-Fernández, 2012).

Pour conclure, les résultats de ce quatrième suivi de la limite inférieure de l'herbier de posidonie de Port-Cros, 15 et 11 ans après l'installation des balisages, nous permettent de mieux mesurer la complexité des processus qui contrôlent l'herbier, et sa limite inférieure, à l'échelle de l'archipel de Port-Cros. Ils soulignent l'importance des suivis à long et très long terme, seuls susceptibles de permettre de mesurer les changements et de comprendre leurs causes. Les gestionnaires doivent considérer dans leur stratégie, d'une part le caractère incontournable des suivis à long terme, et d'autre part le fait que 15 et 11 ans constituent un laps de temps relativement court, pour comprendre les processus biologiques et écologiques. Enfin, les résultats présentés ici confirment le rôle des Parcs nationaux comme observatoires privilégiés du changement global.

5 BIBLIOGRAPHIE

- ALCOVERRO T., MANZANERA M., ROMERO J., 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica* : the importance of carbohydrate reserves. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 211 : 105-116.
- ALCOVERRO T., PAGÈS J., GERA A., FARINA S., ROCA G., PÉREZ M., ROMERO J., 2012. The effects of 26th December 2008 storm on Costa Brava *Posidonia oceanica* ecosystems. In: *Assessment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve's Day (26 December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean, Spanish coasts. Final Report (PIEC 200430E599)*. Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas publ., Blanes : 149-156.
- ASTRUCH P., BOUDOURESQUE C.F., BONHOMME D., GOUJARD A., ANTONIOLI P.A., BONHOMME P., PEREZ T., RUITTON S., DE SAINT-MARTIN T., VERLAQUE M., 2012. Mapping and state of conservation of benthic marine habitats and assemblages of Port-Cros national Park (Provence. France. northwestern Mediterranean Sea). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 26 : 45-90.
- ASTRUCH P., BOUDOURESQUE C.F., GOUJARD A., BONHOMME D., ROUANET E., BONHOMME P., PERSONNIC S., 2014. *Statut de l'herbier à Posidonia oceanica de la baie d'Hyères (Provence) et datation de la matre morte*. Partenariat Parc national de Port-Cros – GIS Posidonie, publ. GIS Posidonie, Marseille : 1-63.
- ASTRUCH P., BOUDOURESQUE C.F., BONHOMME D., BONHOMME P., GOUJARD A., ROUANET E., 2015. Is there an impact of artificial reefs on the *Posidonia oceanica* meadow of Prado Bay (Provence, France) ? *Proceedings of the RECIF Conference on artificial reefs : from materials to ecosystem*. Caen, France, 27-29 January 2015. BOUTOUIL M., LE BOULANGER S. (éds.), ESITC publ., Caen : 154-162.
- ASTRUCH P., GOUJARD A., ROUANET E., BONHOMME D., BONHOMME P., PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., 2017. Global change and the lower limit of the *Posidonia oceanica* meadow : a complex combination of natural and human-induced recent and ancient phenomena. *Interdisciplinary symposium – Tracks Global Change*, 5-7th of July 2017, Corte : 1-4.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1967. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National), I : La baie de La Palud. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 27 : 93-124.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1970a. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National), V : La baie de Port-Man et le problème de la régression de l'herbier de Posidonies. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 30 : 145-164.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1970b. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National), VI. – Le récif barrière de Posidonies. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 30 : 221-228.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1976. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National), XIII : Documents pour la carte des peuplements benthiques. *Trav sci. Parc nation. Port-Cros*, 2 : 9-21 + 1 pl. h.t.
- 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). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 6 : 69-131.
- AUGIER H., NIÉRI M., 1988. Cartographie, balisage et dynamique du récif-barrière à *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Cros (Parc National). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 14 : 29-40 + 1pl. h.t.
- AZZURRO E., FRANZITTA G., MILAZZO M., BARICHE M., 2016a. Abundance patterns at the invasion front : the case of *Siganus luridus* in Linosa (Sicily-Strait, Central Mediterranean Sea). *Mar. Freshw. Res.*, 68 (4) : 697-702.
- BAGGINI C., SALOMIDI M., VOUTSINAS E., BRAY L., KRASAKOPOULOU E., HALL-SPENCER J.M., 2014. Seasonality affects macroalgal community response to increases in pCO₂. *Plos One*, 9 (9) : 1-13 (e106520).
- BARCELO A., COTTALORDA J.M., PEIRACHE M., JAUBERT R., BERGERE H., ESPOSITO G., FORMENTIN J.Y., GILLET P., HOUARD T., JULLIAN E., LEFEBVRE C., MOREAU S., PIRONNEAU E., ROBERT P., VIVIANI R.A., BOUDOURESQUE C.F., 2013. Deux décennies d'amélioration des techniques de recherche et de contrôle du Chlorobionte invasif *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh dans les eaux du Parc national de Port-Cros (Méditerranée. France). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 27 : 437-450.
- BARCELO A., COTTALORDA J.M., PEIRACHE M., ABIVEN T., GOMEZ M.C., VIVIANI R.A., BERGERE H., BAUDIN E., JULLIAN E., MOREAU S., MAXIME L., MASINSKI I., ESPOSITO G., FOURNIAL P., OBADIA C., PONCIN D., FORMENTIN

- J.Y., PIRONNEAU É., NIRONI M., CASALTA B., MORIN J.P., BARRAL M., BOUDOURESQUE C.F., 2016. Définition d'une politique et d'une stratégie globale de gestion concertées du chlorobionte invasif *Caulerpa taxifolia* à l'échelle des côtes et de l'aire marine adjacente du Parc national de Port-Cros (Provence, France). *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 30 : 45-64.
- BEIN A., ALAMI S., DEDEKEN M., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 2013. *Suivis scientifiques et extension du Réseau de Surveillance Posidonies le long du littoral corse – Rapport de synthèse*. Contrat Office de l'Environnement de la Corse et GIS Posidonie Centre Corse. GIS Posidonie Publ., Corte : 1- 294.
- BELSHER T., HOULGATTE E., 2001. *Carte de l'herbier à Posidonia oceanica et des principaux faciès sédimentaires des fonds sous-marins de Port-Cros. Carte au 1/7 500^{ème}*. Ifremer publ., Paris.
- 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). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 21 : 19-28 + 1 carte h.t.
- BIANCHI C.N., MORRI C., 2004. Climate change and biological response in Mediterranean Sea ecosystems. *Ocean Challenge*, 13 (2) : 32-36.
- BIANCHI C.N., CORSINI-FOKA M., MORRI C., ZENETOS A., 2014a. Thirty years after : dramatic change in the coastal marine ecosystems of Kos Island (Greece), 1981-2013. *Medit. Mar. Sci.*, 15 (3) : 482-497.
- BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A., 1978. *Recherches de géologie sédimentaire sur les herbiers à Posidonies du littoral de la Provence*. Contrat CNEXO. Centre d'Océanologie de Marseille publ., Marseille : 1-185 + 42 pl. h.t.
- BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A., 1984. Erosions sous-marines des herbiers à *Posidonia oceanica* (Méditerranée). *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. et Olivier J. (éds.), GIS Posidonie publ., Marseille, 1 : 23-28.
- BONHOMME D., ASTRUCH P., GOUJARD A., BONHOMME P., ANTONIOLI P.-A., RUITTON S., HARMELIN J.G., PEREZ T., THIBAUT T., FOURT M., VERLAQUE M., 2011. *Description et cartographie des habitats et biocénoses du milieu marin du Parc national de Port-Cros*. Contrat GIS Posidonie – Parc national de Port-Cros. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-388.
- BONHOMME P., LE DIREAC'H L., CADIOU G., BERNARD G., CHARBONNEL E., COQUILLARD Y., 2001. *Cartographie du récif barrière de posidonie et des peuplements associés, importance des herbivores, de la baie de Port-Cros (Parc National. Var. France)*. Contrat Parc National de Port-Cros et GIS Posidonie publ., Marseille : 1- 43.
- BONHOMME P., BONHOMME D., RUITTON S., CADIOU G., 2006. *Surveillance de l'herbier de Posidonie du Parc National de Port-Cros. Résultats du premier suivi 2005 du balisage en limite inférieure*. Contrat Parc National de Port-Cros et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-48.
- BONHOMME P., RUITTON S., ASTRUCH P., BONHOMME D., BOUDOURESQUE C.F. 2007. *Suivi de la température en limite inférieure de l'herbier de Posidonie du Parc national de Port-Cros – Première récupération des capteurs autonomes sur les balisages Nord et Sud (Hyères les palmiers. Var)*. Contrat PNPC et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille : 1- 13.
- BONHOMME P., BONHOMME D. BOUDOURESQUE C-F., CADIOU G., CHARBONNEL E., RUITTON S., 2010a. Monitoring of the lower limit of *Posidonia oceanica* meadows at Port-Cros Island. Provence, Mediterranean Sea. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park.*, 24 : 87-103.
- BONHOMME P., BONHOMME D., BOUDOURESQUE C.F., CADIOU G., CHARBONNEL E., RUITTON S., 2010b. Decline of the *Posidonia oceanica* seagrass meadow at its lower limit in a pristine Mediterranean locality. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 39 : 457.
- BONHOMME P., ROUANET E., BONHOMME D., ASTRUCH P., 2013. *Surveillance de l'herbier de posidonie du Parc national de Port-Cros. Suivi 2012 des balisages Nord et Sud en limite inférieure et analyse des capteurs autonomes de température*. Partenariat Parc national de Port-Cros et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille : 1- 59.
- BOUDOURESQUE C.F., GIRAUD G., PANAYOTIDIS P., 1980. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). XIX- Mise en place d'un transect permanent. *Trav sci. Parc nation. Port-Cros*, 6 : 207-221.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. *J. Rech. Océanogr.*, 8 (2-3) : 99-122.

- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1984. Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). *First international workshop on Posidonia oceanica beds*, Boudouresque C.F., Jeudy De Grissac A., Olivier J. (éds.), GIS Posidonie publ. : 185-191.
- BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., CADIOU G., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., RICO-RAIMONDINO V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the north-western Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Medit.*, 7 (2) : 328-331.
- BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., LE DIREAC'H L., RUITTON S., 2002. Monitoring methods for *Posidonia oceanica* seagrass meadows in Provence and the French Riviera. *International Workshop "La conservazione delle praterie di Posidonia oceanica : metodi di controllo ed esperienze"*. Italie, décembre 2001.
- BOUDOURESQUE C.F., CADIOU G., LE DIRÉAC'H L., 2005. Marine protected areas : a tool for coastal areas management. *Strategic management of marine ecosystems*, LEVNER E., LINKOV I., PROTH J.M. (éds.), Springer publ., Dordrecht : 29-52.
- BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L., 2006. *Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. Ramoge publ. (ISBN 2-905540-30-3), Monaco : 1-200.
- BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L., 2012. *Protection and conservation of Posidonia oceanica meadows*. RAMOGE and RAC/SPA publ., Tunis. (ISBN 2-905540-31-1) : 1-202.
- BOUDOURESQUE C.F., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., THIBAUT T., VERLAQUE V., 2016. The necromass of the *Posidonia oceanica* seagrass meadow: Fate. role. ecosystem services and vulnerability. *Hydrobiologia* : 781: 25-42.
- BOUDOURESQUE C.F., PONEL P., ASTRUCH A., BARCELO A., BLANFUNÉ A., GEOFFROY D., THIBAUT T., 2017a. The high heritage value of the Mediterranean sandy beaches, with a particular focus on the *Posidonia oceanica* 'banquettes' : a review. *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 31 : 23-70.
- BOUDOURESQUE C.F., BLANFUNÉ A., FERNANDEZ C., LEJEUSNE C., PÉREZ T., RUITTON S., THIBAUT D., THIBAUT T., VERLAQUE M., 2017b. Marine Biodiversity - Warming vs. biological invasions and overfishing in the Mediterranean Sea: Take care, 'One train can hide another'. *MOJ Ecology et Environmental Sciences*, 2 (4) : 1-13.
- CADIOU G., BOUDOURESQUE C.F., BONHOMME P., LE DIRÉAC'H L., 2009. The management of artisanal fishing within the Marine Protected Area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea) : a success story ? *ICES Journal of Marine Science*, 66 : 41-49.
- CALAFAT F.M., GOMIS D., 2009. Reconstruction of Mediterranean sea level fields for the period 1945-2000. *Global and Planetary Change*, 66 : 225-234.
- CANFIN P., STAIME P., 2015. *Climat : 30 questions pour comprendre la Conférence de Paris*, Éditions Les Petits Matins (ISBN 978-2-36383-172-9) : 1-200.
- CASSOU C., TERRAY L., 2003. The North Atlantic Oscillation. *Lettre pigb-pmrc France*, 15 : 30-38.
- CAYE G., 1980. *Sur la morphogénèse et le cycle végétatif de Posidonia oceanica* (L. Delile). Thèse Doctorat Université Aix-Marseille II : 1-121.
- CAYE G., 1989. *Sur la morphogénèse. le cycle végétatif et la reproduction de deux phanérogames marines de Méditerranée : Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile et Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson*. Thèse d'Habilitation à diriger des recherches en sciences. Université Nice : 1-229.
- CECCHERELLI G., PIAZZI L., 2005. Exploring the success of manual eradication of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales. Chlorophyta) : the effect of habitat. *Cryptogamie. Algologie*. 26 (3) : 319-328.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., BERTRANDY M.C., FORET P., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., VITIELLO P., 1993. Le Réseau de Surveillance Posidonies en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Méditerranée. France) : premiers résultats. *Symp. Internation. Protection du Milieu Marin contre la Pollution Urbaine. Marseille*, (3) : 1-10.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., BERNARD G., BONHOMME P., PATRONE J., KRUCZEK R., COTTALORDA J.M., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., LE DIREAC'H L., 2000. *Le Réseau de Surveillance*

Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Première partie : présentation et guide méthodologique. Seconde partie : résultats du suivi 2000. Région PACA/Agence de l'Eau RMC/GIS Posidonie/CQEL13/CQEL83/Conseil Général 06. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-76 + 1-129.

CHARBONNEL E., BONHOMME P., 2002. *Surveillance de l'herbier de Posidonie du Parc National de Port-Cros : mise en place d'un balisage en limite inférieure.* Contrat Parc National de Port-Cros et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-51.

CHURCH J.A., WHITE N.J., 2006. A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophys. Res. Lett.*, 33 (L01602) : 1-4.

COOK G.T., VAN DER PLICHT J., 2007. Radiocarbon dating : conventional method. *Encyclopedia of Quaternary Science*, ELIAS S. (éd.), Elsevier, Amsterdam : 2899-2911.

COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R.V., PARUELO J., RASKIN R.G., SUTTON P., VAN DER BELT M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 : 253-260.

COSTANZA R., DE GROOT R., SUTTON P., VAN DER PLOEG S., ANDERSON S.J., KUBISZEWSKI I., FARBER S., TURNER R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26 : 152-158.

COTTALORDA J.M., HOUARD T., BARCELO A., BARRAL M., BERGERE H., FORMENTIN J.Y., PIRONNEAU E., 2012. Résultats de la campagne d'octobre 2011 de recherche et d'éradication de la Chlorobionte envahissante *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh dans les eaux du Parc national de Port-Cros. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*. 26 : 247-250.

COX T.E., GAZEAU F., ALLIOUANE S., HENDRIKS I.E., MAHACEK P., LE FUR A., GATTUSO J.P., 2016. Effects of in situ CO₂ enrichment on structural characteristics, photosynthesis, and growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Biogeosciences*, 13 : 2179-2194.

DANIEL B., PIRO S., CHARBONNEL E., FRANCOUR P., LETOURNEUR Y., 2009. Lessepsian rabbitfish *Siganus luridus* reached the French Mediterranean coasts. *Cybium*, 33 (2) : 163-164.

DIENG H.B., CAZENAVE A., MEYSSIGNAC B., ABLAIN M., 2017. New estimate of the current rate of sea level rise from a sea level budget approach. *Geophysical Research Letters*, 44 : 1-8 (2017GL073308).

GALIL B.S., 2000. A sea under siege – alien species in the Mediterranean. *Biological Invasions*, 2 : 177-186.

GALIL B.S., 2008. Alien species in the Mediterranean Sea – which, when, where, why ? *Hydrobiologia*, 606 : 105-116.

GERA A., PAGÈS J.F., ARTHUR R., FARINA S., ROCA G., ROMERO J., ALCOVERRO T., 2014. The effect of a centenary storm on the long-lived seagrass *Posidonia oceanica*. *Limnol. Oceanogr.*, 59 (6) : 1910-1918.

GIAKOUMI S., HALPERN B.S., MICHEL L.N., GOBERT S., SINI M., BOUDOUR-ESQUE C.F., GAMBI M.C., KATSANEVAKIS S., LEJEUNE P., MONTEFALCONE M., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., SANCHEZ-JEREZ P., VELIMIROV B., VIZZI-NI S., ABADIE A., COLL M., GUIDETTI P., MICHELI F., POSSINGHAM H.P., 2015. Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs. *Conservation Biology*, 29 (4) : 1228-1234.

GOUJARD A., ASTRUCH P., BONHOMME P., BOUDOURESQUE C.F., 2010. *Cartographie du récif barrière de posidonie et des peuplements associés, importance des herbivores, de la baie de Port-Cros (Parc national. Var. France).* Partenariat Parc national de Port-Cros – GIS Posidonie Publ., Marseille : 1-51.

GOUJARD A., ROUANET E., ASTRUCH P., BERTHIER L., PETERCA A., HARMELIN J.G., VERLAQUE M., THIBAUT T., 2016. *Programme SYMBIOSIS. Mise au point d'un protocole d'évaluation de l'état de conservation du Détritique Côtier du Parc national de Port-Cros. Rapport final.* GIS Posidonie publ., Marseille : 1-69 + 1 annexe.

GRAVEZ V., GELIN A., CHARBONNEL E., FRANCOUR P., ABELLARD O., REMONNAY L., 1995. *Surveillance de l'herbier de Posidonie de la baie du Prado (Marseille) - Suivi 1995.* Ville de Marseille et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-56.

GUIDETTI P., FABIANO M., 2000. The use of lepidochronology to assess the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Pollut. Bull.*, 40 (5) : 449-453.

HARMELIN J.G., 1976. L'herbier de Posidonies de Port-Cros régresse-t-il ? Mise en place de jalons témoins à sa limite. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*. 2 : 189-190.

- HARME LIN J.G., 1977. Evolution de l'herbier de Posidonies de Port-Cros au niveau de jalons témoins. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 3 : 210-211.
- HARME LIN J.G., LABOREL J., 1976. - Note préliminaire sur la morphologie de l'herbier profond de posidonies *Posidonia oceanica* (Linné) Delile, à Port-Cros. *Trav. Sci. Parc Natl. Port-Cros*, 2 : 105-113.
- HOLMER M., MARBÀ N., LAMOTE M., DUARTE C.M., 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuar. Coast.*, 32 : 456-466.
- HOLON F., BOISSERY P., GUILBERT A., FRESCHET E., DETER J., 2015. The impact of 85 years of coastal development on shallow seagrass beds (*Posidonia oceanica* L. (Delile)) in South Eastern France : a slow but steady loss without recovery. *Estuar., Coastal Shelf Sci.*, 165 : 204-212.
- HURRELL J.W., 2003. *The North Atlantic Oscillation: Climatic Significance and Environmental Impact*. American Geophysical Union. ISBN 9780875909943.
- JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., ASTIER J.M., BOURCIER M., LEFEVRE J.R., 1985. *Localisation de l'herbier de posidonie sur le littoral PACA. Etat des connaissances. Le Var*. DRAE PACA et GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Marseille : 1-22 + 1-37 + 1-19.
- JORDA G., MARBA N., DUARTE C.M., 2012. Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature Climate Change* : 1-4.
- KARACHLE P.K., ANGELIDIS A., APOSTOLOPOULOS GAYAS., D., BALLESTEROS M., BONNICI C., BRODERSEN M.M., CASTRIOTA L., CHALARI N., COTTALORDA J.M., CROCCETTA F., DEIDUN A., ĐOĐO Ž., DOGRAMMATZI A., DULČIĆ J., FIORENTINO F., GÖNÜLAL O., HARME LIN J.G., INSACCO G., IZQUIERDO-GÓMEZ D., IZQUIERDO-MUÑOZ A., JOKSIMOVIĆ A., KAVADAS S., MALAQUIAS M.A.E., MADRENAS E., MASSI D., MICARELLI P., MINCHIN D., ÖNAL U., OVALIS P., POURSANIDIS D., SIAPATIS A., SPERONE E., SPINELLI A., STAMOULI C., TIRALONGO F., TUNÇER S., YAGLIOGLU D., ZAVA B., ZENETOS A., 2016. New Mediterranean Biodiversity Records (March 2016). *Mediterr. Mar. Sci.*, 17 (1) : 230-252.
- KERR R.A., 2000. A North Atlantic climate pacemaker for the centuries. *Science*, 288 : 1984-1986.
- KIPARISSIS S., FAKIRIS E., PAPATHEODOROU G., GERAGA M., KORNA ROS M., KAPARELIOTIS A., FERENTINOS G., 2011. Illegal trawling and induced invasive algal spread as collaborative factors in a *Posidonia oceanica* meadow degradation. *Biol. Invasions*, 13 : 669-678.
- KLEIN J., VERLAQUE M., 2011. Experimental removal of the invasive *Caulerpa racemosa* triggers partial assemblage removal. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 91 (1) : 117-125.
- LAVAGNE A., BIGEARD N., DELAYE F., MASOTTI V., 2007. Etude de la dynamique forestière de l'île de Port-Cros (Parc national de Port-Cros, Var, SE France) de 1968 à 2004. *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 22 : 195-232.
- LEJEUSNE C., CHEVALDONNÉ P., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F., PEREZ T., 2010. Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends Ecol. Evol.*, 25 (4) : 250-260.
- LETERME S.C., EDWARDS M., SEURONT L., ATTRILL M.J., REID P.C., JOHN A.W.J., 2005. Decadal basin-scale changes in diatoms, dinoflagellates, and phytoplankton color across the North Atlantic. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (4) : 1244-1253.
- LINARES C., VIDAL M., CANALS M., KERSTING D.K., AMBLAS D., ASPILLAGA E., CEBRIÁN E., DEL-GADO-HUERTAS A., DÍAZ D., GARRABOU J., HEREU B., NAVARRO L., TEIXIDÓ N., BALLESTEROS E., 2015. Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proc. Royal Society B*, 282.
- MARBÀ N., DUARTE C.M., 2010. Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biol.*, 16 : 2366-2375.
- MATEO M.A., ROMERO J., PÉREZ M., LITTLER M.M., LITTLER D.S., 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuar., Coastal Shelf Sci.*, 44 : 103-110.
- MAYOT N., BOUDOURESQUE C.F., LERICHE A., 2005. Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm water episode in the North Western Mediterranean Sea. *C.R. Biologies*, 328 : 291-296.

- MAYOT N., BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., 2006. Changes over time of shoot density of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* at its depth limit. *Biol. Mar. Medit.*, 13 (4) : 250-254.
- MAYOT N., 2007. *Changements à long terme des limites inférieures de Posidonia oceanica en Provence et Côte d'Azur*. Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée (Aix-Marseille II), Centre d'Océanologie de Marseille : 1-140.
- MEINESZ A. LAURENT R., 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes (France). Campagne Poséidon 1976. *Botanica marina*, 21 : 513-526.
- MEINESZ A. CACHIA B., COURBOULES J., LOQUES F., MANIERE R., SIMONIAN M., SIMONIAN J.M., 1988. *Compte-rendu des plongées de cartographie de la limite inférieure de l'herbier de Posidonia oceanica de Port-Cros. II. Entre la pointe du Moulin et la pointe de la Palud et Sud-Ouest Bagaud*. Rapp. Contrat Parc nation. Port-Cros / Lab. Environ. Mar. Litt., Université de Nice : 1-7 + Fig.
- MEINESZ A., COURBOULES J., LOQUES F., MANIERE R., 1990. *Compte-rendu des plongées de cartographie de la limite inférieure de l'herbier de Posidonia oceanica de Port-Cros. III. Entre la pointe de la Palud et la pointe de la Marma, passe Port-Cros et Bagaud Sud et Nord ; Ouest Bagaud*. Rapp. Contrat Parc nation. Port-Cros / Lab. Environ. Mar. Litt., Université de Nice : 1-9 + 5 Fig.
- MEINESZ A., 2010. Surveillance des limites inférieures de la végétation sous-marine littorale. *Mer vivante*. 16^e édition, Lyons Club Nice Doyen publ., Nice : 15-18.
- MOLENAAR H., BARTHELEMY D., REFFYE P. de, MEINESZ A., MIALET I., 2000. Modelling architecture and growth patterns of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany*, 66: 85-99.
- MOLINERO J.C., IBANEZ F., SOUSSI S., CHIFFLET M., NIVAL P., 2005. Phenological changes in the North-western Mediterranean copepods *Centropages typicus* and *Temora stylifera* linked to climate forcing. *Oecologia*, 145 : 640-649.
- PANAYOTIDIS P., BOUDOURESQUE C.F., MARCOT-COQUEUGNIOT J., 1981. Microstructure de l'herbier à *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Botanica marina*. 24 (3) : 115-124.
- PEREZ T., GARRABOU J., SARTORETTO S., HARMELIN J.G., FRANCOUR P., VACELET J., 2000. Mortalité massive d'invertébrés marins : un événement sans précédent en Méditerranée Nord-occidentale. *C.R. Acad. Sci., Life Sci.*, 323 : 853-865.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : Etat des connaissances. *Mésogée*, 54 : 3-27.
- PERGENT G., LEONARDINI R., LOPEZ Y ROYO C., MIMAUULT B., PERGENT-MARTINI C., 2008. *Mise en œuvre d'un Réseau de Surveillance Posidonies le long du littoral de la Corse – Rapport de synthèse 2004-2008*. Contrat Office de l'Environnement de la Corse et GIS Posidonie Centre de Corse. GIS Posidonie Publ., Corte : 1-273.
- 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*. IUCN publ (ISBN 978-2-8317-1457-8), Gland, Málaga : 1-40.
- PERGENT G., BAZAIRI H., BIANCHI C.N., BOUDOURESQUE C.-F., BUIA M.-C., CALVO S., CLABAUT P., HARMELIN-VIVIEN M., ANGEL MATEO M., MONTEFALCONE M., MORRI C., ORFANIDIS S., PERGENT-MARTINI C., SEMROUD R., SERRANO O., THIBAUT T., TOMASELLO A., VERLAQUE M., 2014a. Climate change and Mediterranean seagrass meadows : a synopsis for environmental managers. *Mediterr. Mar. Sci.*, 15 (2) : 462-473.
- PERGENT G., BEIN A., BLANFUNÉ A., DEDEKEN M., OBERTI P., ORSINI A., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., SHORT F., 2014b. Monitoring and expansion of *Posidonia* monitoring networks along Corsican coastline. *Proceedings of the 5th Mediterranean symposium on marine vegetation*. Portorož. Slovenia. 27-28 October 2014.
- LANGAR H., BOUAFIF C., OUEGHI A. (éds.), RAC/SPA publ., Tunis : 131-136.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BEIN A., DEDEKEN M., OBERTI P., ORSINI A., SANTUCCI J.F., SHORT F., 2015. Dynamic of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in the northwestern Mediterranean : could the climate change be to blame ? *C. R. Biol.*, 338 : 484-493.

- PERGENT-MARTINI C., 1994. *Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à Posidonia oceanica, avant et après la mise en service d'une station d'épuration*. Thèse de Doctorat d'écologie. Université de Corse : 1-190.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 2010. *Propositions de lignes directrices pour la standardisation des méthodes de cartographie et de surveillance des magnoliophytes marines en Méditerranée*. PNUE-PAM-CAR/ASP. Contrat N°72/2009, Tunis : 1–66.
- PERSONNIC S., BOUDOURESQUE C.F., ASTRUCH P., BALLESTEROS E., BLOUET S., BELLAN-SANTINI D., BONHOMME P., THIBAUT-BOTHA D., FEUNTEUN E., HARMELIN-VIVIEN M., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., PASTOR J., POGGIALE J.C., RENAUD F., THIBAUT T., RUITTON S., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PlosOne*. 9 (6) : 1-17 (e98994).
- PIAZZI L., CECCHERELLI G., 2006. Persistence of biological invasion effects : recovery of macroalgal assemblages after removal of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. *Estu., Coast. Shelf Sci.*, 68 : 455-461.
- POR F.D., 2009. Tethys returns to the Mediterranean : success and limits of tropical re-colonization. *BioRisk*, 3 : 5-19.
- POULAIN M., 1996. *Le mouillage forain dans le Parc National de Port-Cros. Impacts sur les herbiers à Posidonia oceanica*. Mémoire DESS Ecosystèmes Méditerranéens. Université de Corse : 1-62.
- PUSCEDDU A., FRASCHETTI S., SCOPA M., RIZZO L., DANOVARO R., 2016. Meiofauna communities, nematode diversity and C degradation rates in seagrass (*Posidonia oceanica* L.) and unvegetated sediments invaded by the algae *Caulerpa cylindracea* (Sonder). *Mar. Environ. Res.*, 119 : 88–99.
- RIVETTI I., FRASCHETTI S., LIONELLO P., ZAMBIANCHI E., BOERO F., 2014. Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *Plos One*, 9 (12) : 1-22 (e115655).
- RIZZO L., PUSCEDDU A., STABILI L., ALIFANO P., FRASCHETTI S., 2017. Potential effects of an invasive seaweed (*Caulerpa cylindracea*, Sonder) on sedimentary organic matter and microbial metabolic activities. *Scientific Reports*, 7 : 12113, DOI:10.1038/s41598-017-12556-4.
- ROMANO J.C., LUGREZI M.C., 2007. Série du marégraphe de Marseille : mesures de températures de surface de la mer de 1885 à 1967. *C.R. Geosciences*, 339 : 57-64.
- SANCHEZ-CABEZA J.A., RUIZ-FERNANDEZ A.C., 2012. ²¹⁰Pb sediment radiochronology : An integrated formulation and classification of dating models. *Geochim.Cosmochim. Acta*, 82 (1) : 183-200.
- STENSETH N.C., MYSTERUD A., OTTERSEN G., HURRELL J.W., CHAN K.S., LIMA M., 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Nature*, 297 : 1292-1296.
- TOURRE Y., 2002. The North Atlantic Oscillation and the Arctic Oscillation. *Medias Newsletter*, 13 : 8-10.
- VISBECK M.H., HURRELL J.W., POLVANI L., CULLEN H.M., 2001. The North Atlantic Oscillation : past, present and future. *Proc. nat. Acad. Sci.*, 98 (23) : 12876-12877.
- WEISHEIMER A., SCHALLER N., O'REILLY C., MACLEOD D.A., PALMER T., 2017. Atmospheric seasonal forecasts of the twentieth century : multi-decadal variability in predictive skill of the winter North Atlantic Oscillation (NAO) and their potential value for extreme event attribution. *Quart. J. Royal Meteorol. Soc.*, 143 (703) : 917-926.
- WIKIPEDIA, 2017. *NAO index data provided by the Climate Change Analysis Section, NCAR, Boulder, USA, Hurrell (2003). Updated regularly*. Consulté le 13 Décembre 2017.

6 ANNEXES

Annexe 1. Caractéristiques de l'enregistreur de température « TIDBIT » de première génération – V1

- Précision de la mesure : -5 °C à +37 °C : ± 0.2 °C
- Temps de réponse : 2 min
- 32520 valeurs de température mémorisables
- Durée d'enregistrement programmable de 1 h 06 min à 5 ans
- Temps de déchargement des données : 90 s
- Étanche jusqu'à 30 mètres de profondeur
- Aucune connectique, transmission infrarouge
- Démarrage différé par programme ou par coupleur
- Visualisation d'un dépassement de seuil par changement de couleur de la LED
- Autonomie : 5 ans en fonction de l'utilisation
- Température de fonctionnement : -20 °C à +70 °C
- Température de stockage : -20 °C à +70 °C
- Sonde interne, calibrée individuellement



Dimensions (mm) : Epaisseur 11 - Hauteur 40 - Largeur 30

Annexe 2. Caractéristiques de l'enregistreur de température « TIDBIT » de nouvelle génération – V2

Cette nouvelle version a deux fois plus de mémoire, une station de base optique USB fonctionnelle, et est compatible avec la nouvelle navette HOBOWare étanche. Son boîtier profilé est spécialement conçu pour des enregistrements de longue durée en eau douce ou salée. L'enregistreur Water Temp Pro v2 est équipé d'une interface optique pour un déchargement rapide des données sur site, même lorsque l'enregistreur est mouillé.



- Echelle de mesure : -20 °C à +50 °C dans l'eau ; -20 °C à +70 °C dans l'air
- Étanche jusqu'à 120 m
- Précision : ±0.2 °C de 0 à +50 °C
- Résolution : 0.02 °C à +25 °C
- Précision de l'horloge : ±1 minute par mois
- Capacité : 42 000 mesures – 12 bits
- Interface USB optique grande vitesse, déchargement d'un enregistreur plein en moins de 30 secondes
- Date et heure de départ programmable
- Fréquence d'enregistrement configurable par l'utilisateur d'1 seconde à 18 heures
- Nécessite le logiciel HOBOWare pour le lancement et l'exploitation des données
- Autonomie 6 ans (typique), pile remplaçable en usine (les températures extrêmes réduisent la durée de vie de la pile)
- Indication du niveau de pile lors de lancement
- Mémoire non volatile (conserve les données en cas de pile usée)
- Confirmation des opérations par LED clignotante
- Plastique stable aux UV pour une immersion à long terme en eau douce ou salée mais pas adapté à une exposition prolongée en eau chlorée
- Boîtier de conception robuste et profilée assurant des années d'utilisation en conditions rudes
- Le boîtier gris foncé se fond dans son environnement, réduisant au minimum les risques de détection
- Protecteur antichoc en caoutchouc en option pour situation en débit d'eau important, avec débris, ou inondations
- Temps de réponse : 5 minutes dans l'eau ; 18 minutes dans l'air ventilé à 1 m/s, pour 90 % typique
- Mode mémoire : arrêt de l'enregistrement quand la mémoire est pleine
- Déchargement de données : lecture d'un enregistreur plein en moins de 30 secondes en cours d'enregistrement ou à l'arrêt

- Matériaux : polypropylène, acier inoxydable, joint EPDM
- Flottabilité : +13 g (eau douce à 25 °C) ; +17 g avec le protecteur antichoc optionnel
Pile lithium 3.6 V uniquement remplaçable en usine
- Constat de vérification température réalisable en option
- Dimensions (mm) : 114 x 30
- Masse : 42 g
- Anneau de fixation percé Ø 6.3 mm

Annexe 3. Distance (en mètres) et orientation (en degrés) entre les balises et les piquets-photo du nouveau balisage Nord mis en place en novembre 2017 le long de la limite inférieure de l'herbier sur l'île de Port-Cros (Pointe du Miladou).

Balise à Balise	Distance (m)	Orientation	Piquet-photo à balise	Orientation
B1 à B2	3.2	150°	P1 à B1	210°
B2 à B3	8.3	120°	P2 à B2	220°
B3 à B4	7.2	115°	P3 à B3	175°
B4 à B5	4.4	90°	P4 à B4	180°
B5 à B6	7.3	140°	P5 à B5	195°
B6 à B7	8.5	100°	P6 à B6	200°
B7 à B8	10.5	100°	P7 à B7	135°
B8 à B9	8.61	100°	P8 à B8	185°
B9 à B10	6.25	95°	P9 à B9	180°
			P10 à B10	195°

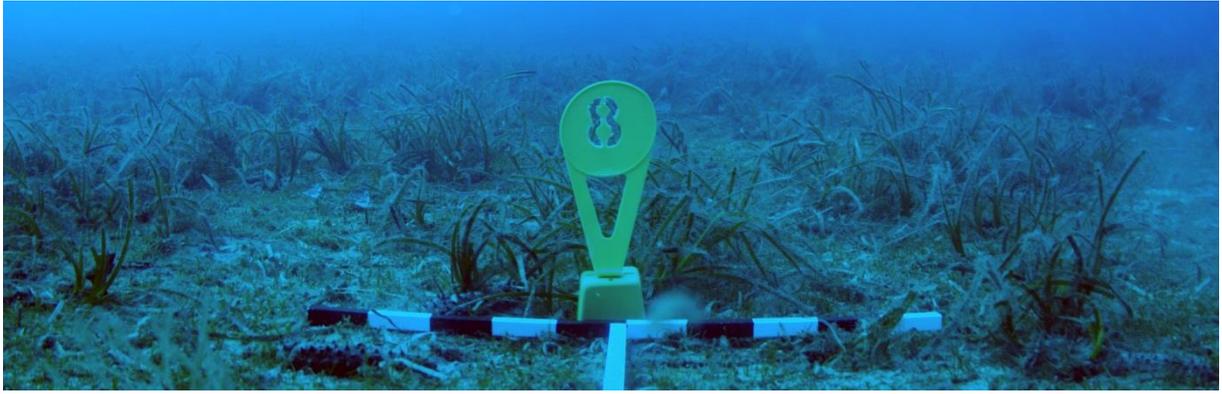
Annexe 4. Distance (en mètres) et orientation (en degrés) entre les balises et les piquets photo du balisage Sud de la limite inférieure de l'herbier sur l'île de Port-Cros, mis en place en septembre/octobre 2006 (côte Sud-Est, entre les Pointes du Vaisseau et du Tuf).

Balise à Balise	Distance (m)	Orientation	Piquet-photo à balise	Orientation
B1 à B2	12.87	355°	P1 à B1	100°
B2 à B3	4.38	90°	P2 à B2	120°
B3 à B4	7.01	40°	P3 à B3	120°
B4 à B5	4.96	5°	P4 à B4	125°
B5 à B6	2.73	75°	P5 à B5	160°
B6 à B7	3.79	15°	P6 à B6	135°
B7 à B8	6.31	40°	P7 à B7	150°
B8 à B9	3.94	70°	P8 à B8	Pas de piquet
B9 à B10	5.39	30°	P9 à B9	30°
Total	47.00		P10 à B10	140°
B1 à B5	20.80			
B1 à B10	44.85			

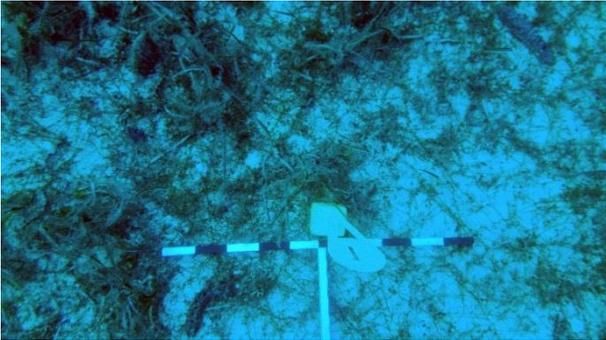
Annexe 5. Photographies des nouvelles balises du balisage Nord de la limite inférieure de l'herbier (Port-Cros) : vues depuis le piquet-photo et vue de dessus (à la verticale).



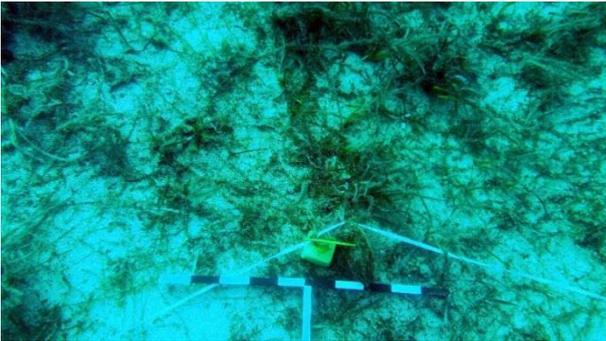




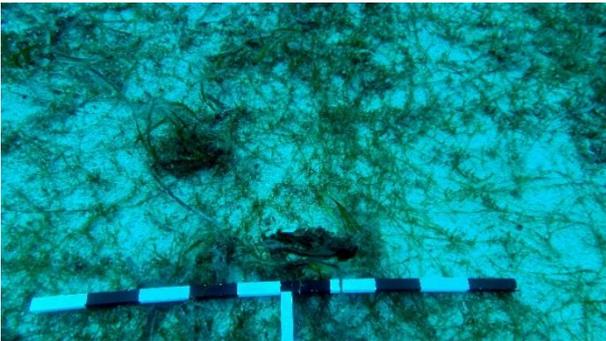
Balise B1



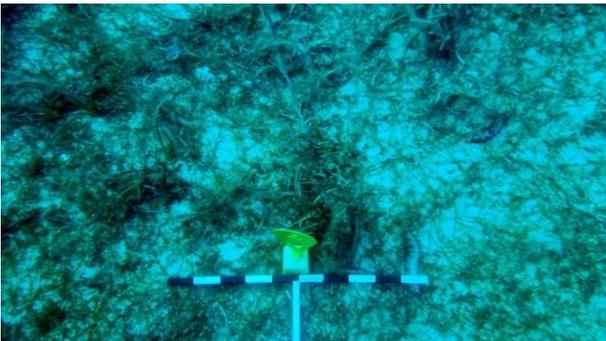
Balise B2



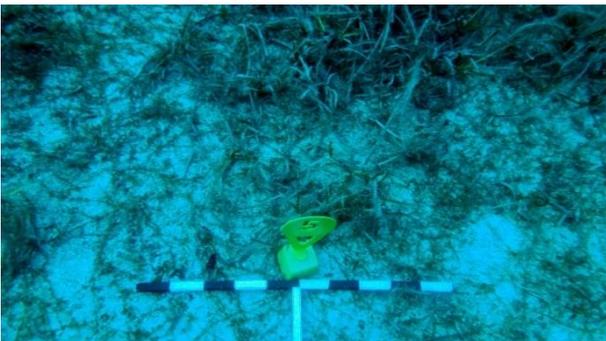
Balise B3



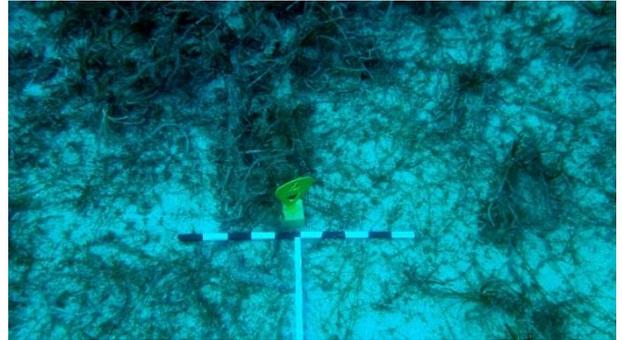
Balise B4



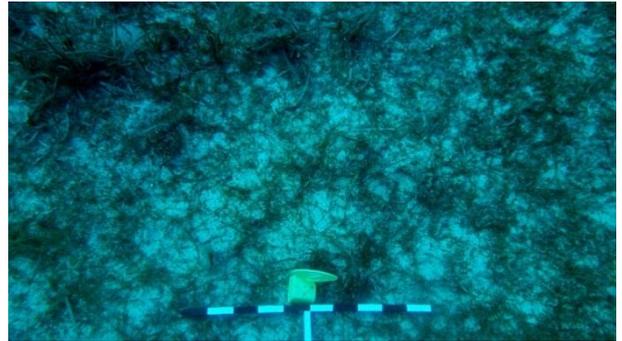
Balise B5



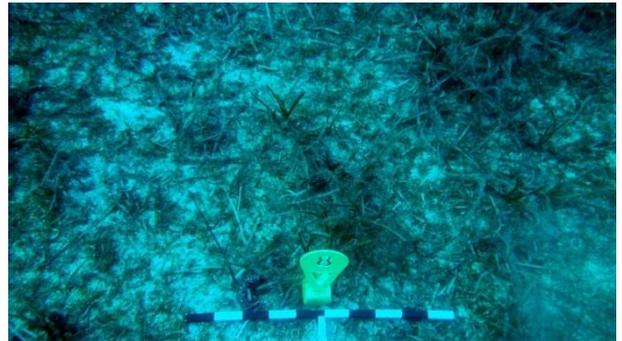
Balise B6



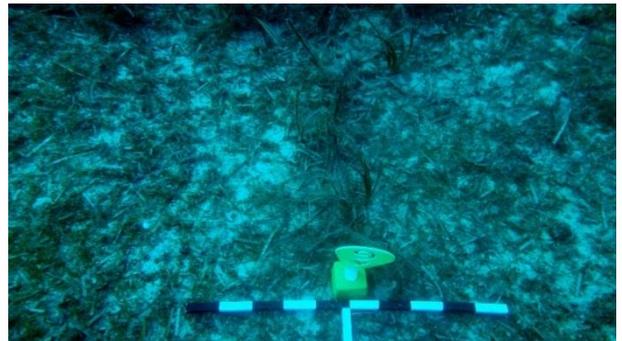
Balise B7



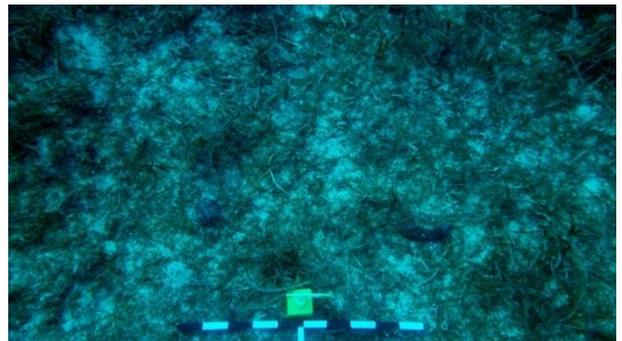
Balise B8



Balise B9

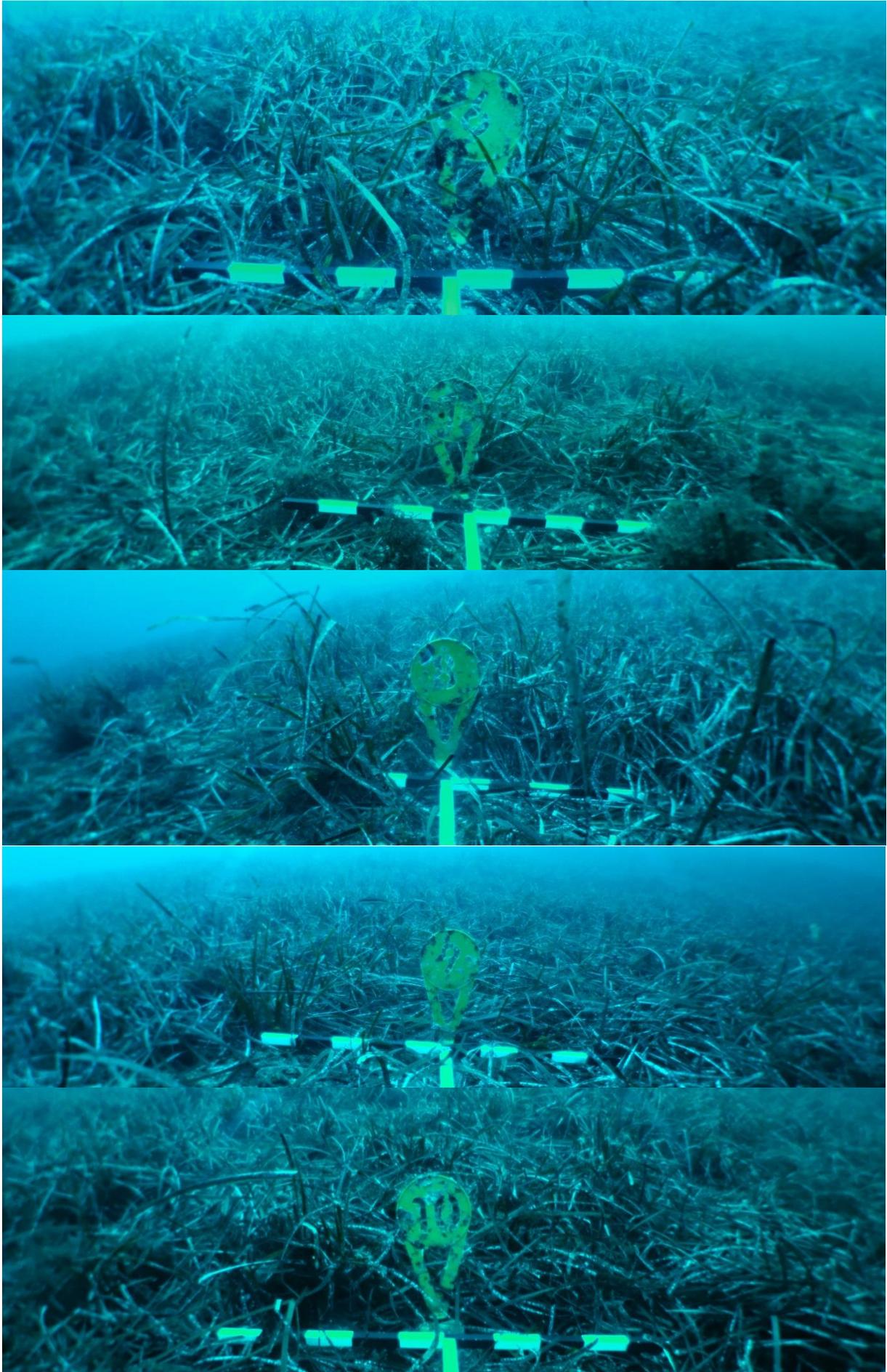


Balise B10

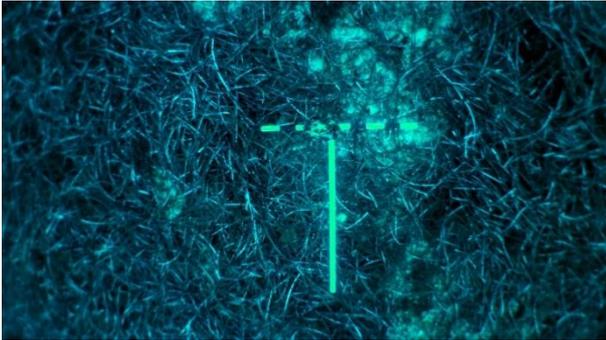


Annexe 6. Photographies des balises du balisage Sud de la limite inférieure de l'herbier de l'île de Port-Cros. Photos depuis le piquet-photo, puis vues de dessus (à la verticale).

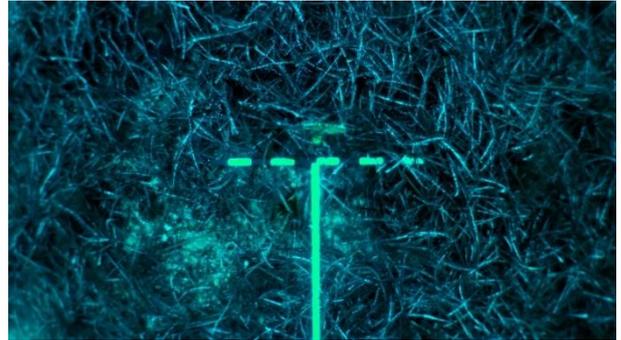




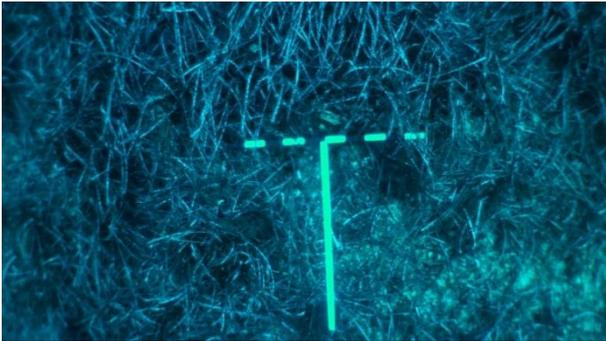
Balise B1



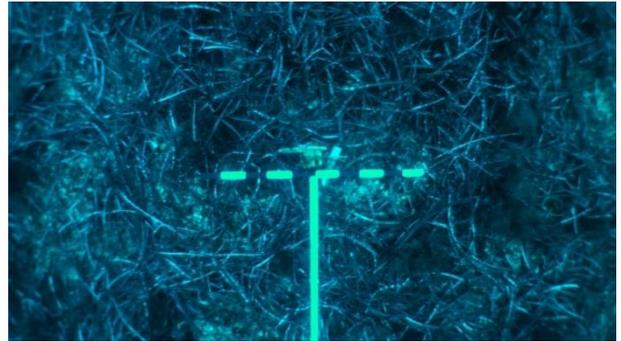
Balise B6



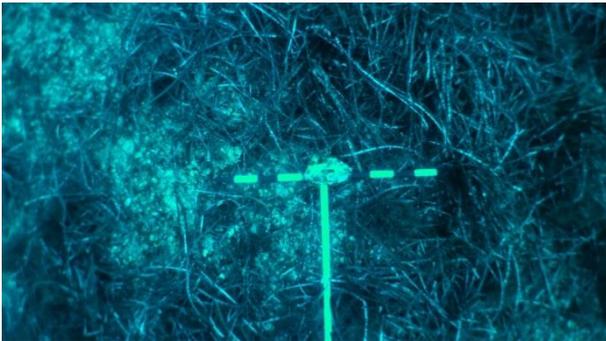
Balise B2



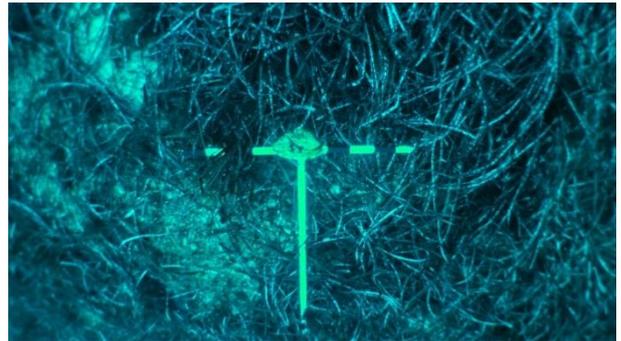
Balise B7



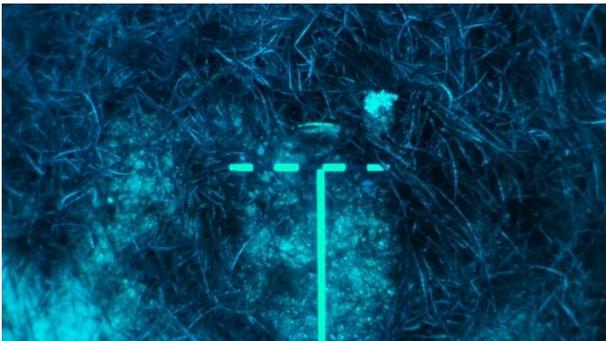
Balise B3



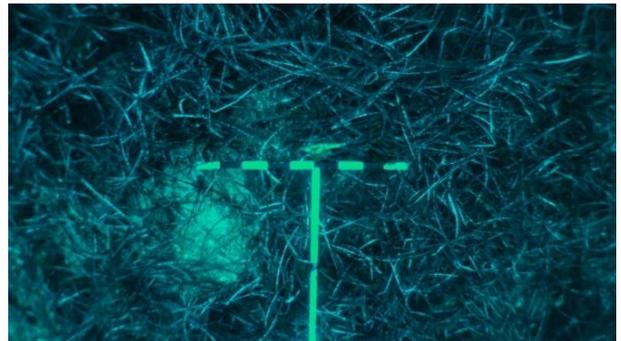
Balise B8



Balise B4



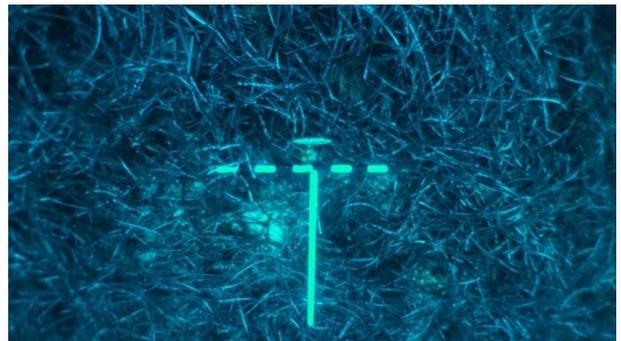
Balise B9



Balise B5



Balise B10



Annexe 7. Températures moyennes mensuelles et annuelles au niveau des deux balisages de la limite inférieure de l'herbier de posidonie, sur l'île de Port-Cros, entre les années 2006 et 2016. Min. : température minimale mesurée ; Max. : température maximale mesurée. Dm : données manquantes.

Année	Mois	Balisage Nord			Balisage Sud		
		Moyenne et écart-type	Min.	Max.	Moyenne et écart-type	Min.	Max.
2006	10	20.2 ± 0.4	19.0	21.1	20.5 ± 0.4	18.5	21.6
	11	18.9 ± 0.7	17.2	20.5	19.1 ± 0.7	16.7	20.6
	12	16.9 ± 0.8	15.6	18.0	17.1 ± 0.7	15.3	18.3
Bilan de l'année 2006		18.4 ± 1.5	15.6	21.1	18.7 ± 1.5	15.3	21.6
2007	01	15.1 ± 0.3	14.4	16.0	15.4 ± 0.3	14.8	16.3
	02	14.4 ± 0.2	13.8	14.7	14.5 ± 0.3	14.1	15.0
	03	14.0 ± 0.2	13.8	14.5	14.2 ± 0.2	13.9	14.7
	04	14.4 ± 0.5	13.8	16.8	14.7 ± 0.6	13.9	17.1
	05	15.5 ± 0.7	13.9	18.2	15.6 ± 0.8	14.2	18.7
	06	15.6 ± 0.8	14.2	17.5	15.8 ± 0.9	14.2	18.3
	07	16.4 ± 0.8	14.7	19.2	16.6 ± 1.0	14.4	20.1
	08	16.8 ± 1.0	14.9	19.5	17.0 ± 1.2	14.5	21.0
	09	18.2 ± 1.4	15.8	21.3	19.2 ± 2.0	14.8	22.4
	10	19.5 ± 0.8	17.4	20.6	19.8 ± 1.0	17.5	21.3
	11	17.0 ± 0.9	15.8	18.2	17.1 ± 0.9	15.8	18.5
	12	15.1 ± 0.5	14.2	16.0	15.2 ± 0.5	14.4	16.3
Bilan de l'année 2007		16.0 ± 1.8	13.8	21.3	16.3 ± 1.9	13.9	22.4
2008	01	13.8 ± 0.1	13.6	14.2	14.0 ± 0.1	13.7	14.4
	02	13.4 ± 0.1	13.3	13.8	13.6 ± 0.1	13.4	13.9
	03	13.2 ± 0.1	12.8	13.6	13.4 ± 0.1	13.1	13.6
	04	13.5 ± 0.2	13.1	15.0	13.6 ± 0.3	13.4	15.0
	05	15.3 ± 1.2	13.6	18.2	15.7 ± 1.4	13.6	18.5
	06	16.7 ± 0.9	14.4	18.7	17.0 ± 1.2	14.2	20.5
	07	15.7 ± 0.7	14.2	17.5	16.0 ± 0.9	14.1	20.0
	08	16.1 ± 0.9	14.1	21.3	16.5 ± 1.3	14.1	22.4
	09	18.1 ± 2.3	14.5	22.4	18.6 ± 2.5	14.4	22.6
	10	17.8 ± 1.7	14.1	21.1	18.7 ± 1.6	14.1	21.3
	11	17.9 ± 0.6	16.3	18.7	18.1 ± 0.6	16.3	19.0
	12	15.6 ± 0.5	14.5	16.8	15.8 ± 0.6	14.7	17.1
Bilan de l'année 2008		15.5 ± 2.0	12.8	22.4	15.8 ± 2.2	13.1	22.6
2009	01	14.1 ± 0.3	13.5	14.5	14.3 ± 0.3	13.7	14.8
	02	13.5 ± 0.1	13.1	13.8	13.8 ± 0.1	13.4	14.1
	03	13.6 ± 0.1	13.1	13.9	13.8 ± 0.1	13.6	14.2
	04	14.1 ± 0.3	13.6	15.0	14.5 ± 0.4	13.7	15.6
	05	15.4 ± 0.7	14.4	17.5	15.7 ± 0.9	14.1	20.0
	06	15.6 ± 0.8	14.2	18.2	16.0 ± 1.2	14.2	21.1
	07	15.9 ± 1.2	13.9	19.5	16.2 ± 1.4	13.9	22.3
	08	16.1 ± 0.9	14.2	19.8	16.3 ± 1.2	14.1	21.1
	09	19.7 ± 2.7	14.4	22.8	20.1 ± 2.7	14.5	23.5
	10	20.9 ± 1.1	17.4	22.8	21.3 ± 1.1	18.3	23.0
	11	17.4 ± 0.8	14.5	20.0	17.8 ± 0.8	14.8	20.0
	12	15.5 ± 0.9	14.2	16.9	15.6 ± 0.9	14.1	17.1
Bilan de l'année 2009		16.0 ± 2.5	13.1	22.8	16.3 ± 2.6	13.4	23.5
2010	01	13.7 ± 0.3	13.0	14.4	13.8 ± 0.3	13.1	14.5
	02	13.0 ± 0.1	12.7	13.3	13.2 ± 0.1	13.0	13.3
	03	13.1 ± 0.1	12.8	13.5	13.2 ± 0.2	13.0	13.7
	04	13.7 ± 0.4	13.3	14.7	14.0 ± 0.4	13.4	16.0
	05	14.4 ± 0.4	13.8	15.8	14.7 ± 0.6	13.7	17.7
	06	15.7 ± 1.2	14.1	19.8	16.1 ± 1.4	13.9	20.3
	07	15.6 ± 0.8	14.1	17.5	16.1 ± 0.9	14.2	20.5
	08	15.5 ± 0.8	14.1	17.7	15.9 ± 1.0	13.9	20.5
	09	16.5 ± 0.9	14.7	19.7	17.0 ± 1.5	14.5	22.3
	10	18.5 ± 1.0	15.0	20.1	19.1 ± 1.2	14.8	21.3
	11	17.5 ± 0.7	16.0	18.7	17.7 ± 0.7	16.1	18.7
	12	15.0 ± 0.5	14.4	16.0	15.2 ± 0.5	14.4	16.3
Bilan de l'année 2010		15.2 ± 1.8	12.7	20.1	15.5 ± 1.9	13.0	22.3
2011	01	13.8 ± 0.3	13.1	14.4	13.9 ± 0.3	13.3	14.5

Année	Mois	Balisage Nord			Balisage Sud		
		Moyenne et écart-type	Min.	Max.	Moyenne et écart-type	Min.	Max.
	02	13.3 ± 0.1	13.0	13.3	13.4 ± 0.1	13.1	13.6
	03	13.2 ± 0.1	13.0	13.6	13.3 ± 0.1	13.1	13.6
	04	14.1 ± 0.7	13.3	15.8	14.3 ± 0.8	13.4	16.7
	05	15.4 ± 0.7	13.9	16.9	15.6 ± 0.9	13.7	17.9
	06	15.1 ± 0.8	13.9	17.7	15.5 ± 0.9	13.9	20.0
	07	15.7 ± 1.0	13.9	18.8	16.2 ± 1.4	13.9	22.3
	08	15.8 ± 1.2	15.0	19.3	16.9 ± 1.4	14.5	21.6
	09	15.9 ± 1.5	15.2	20.3	17.6 ± 1.7	14.2	24.3
	10	dm	dm	dm	18.8 ± 1.7	14.1	23.0
	11	dm	dm	dm	18.4 ± 0.4	17.4	19.0
	12	dm	dm	dm	17.6 ± 0.8	15.3	17.9
	Bilan de l'année 2011		14.6 ± 1.3	13.0	20.3	15.8 ± 2.1	13.1
2012	01	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	02	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	03	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	04	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	05	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	06	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	07	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	08	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	09	dm	dm	dm	dm	dm	dm
	10	18.7 ± 1.7	14.1	21.2	19.4 ± 1.6	14.1	21.7
	11	17.4 ± 0.5	15.7	18.9	17.5 ± 0.5	14.6	18.7
	12	15.5 ± 0.6	14.6	17.0	15.7 ± 0.7	14.5	17.1
Bilan de l'année 2012		17.0 ± 1.6	14.1	21.2	17.3 ± 1.8	14.1	21.7
2013	01	14.0 ± 0.5	13.3	14.7	14.1 ± 0.4	13.5	14.8
	02	13.1 ± 0.1	12.8	13.4	13.3 ± 0.1	13.0	13.5
	03	13.1 ± 0.1	12.8	13.5	13.3 ± 0.1	13.1	13.5
	04	13.6 ± 0.3	13.1	14.9	13.8 ± 0.4	13.2	15.5
	05	14.5 ± 0.6	13.6	17.3	14.7 ± 0.7	13.7	17.7
	06	14.6 ± 0.5	13.7	16.8	14.9 ± 0.6	13.8	17.4
	07	15.7 ± 0.6	14.1	17.6	15.9 ± 0.7	14.2	19.8
	08	16.7 ± 0.9	14.5	19.0	16.8 ± 0.9	14.6	19.9
	09	15.9 ± 1.1	13.6	18.6	16.1 ± 1.2	13.9	19.2
	10	18.3 ± 1.1	14.8	20.6	18.9 ± 1.1	14.8	21.6
	11	16.8 ± 1.3	14.1	19.7	17.2 ± 1.2	14.2	19.9
	12	15.7 ± 0.3	14.8	16.2	15.9 ± 0.4	15.0	16.5
Bilan de l'année 2013		15.2 ± 1.7	12.8	20.6	15.4 ± 1.8	13.0	21.6
2014	01	14.7 ± 0.2	14.1	15.1	14.8 ± 0.2	14.2	15.2
	02	14.1 ± 0.2	13.7	14.5	14.3 ± 0.1	13.8	14.6
	03	14.2 ± 0.2	13.7	14.6	14.3 ± 0.1	13.8	14.6
	04	14.6 ± 0.3	14.1	15.9	14.8 ± 0.3	14.2	16.0
	05	15.4 ± 0.7	14.3	17.1	15.7 ± 0.8	14.4	17.7
	06	16.4 ± 0.7	15.0	18.5	16.6 ± 1.1	14.6	20.8
	07	17.0 ± 1.1	14.7	21.4	17.2 ± 1.3	14.7	21.8
	08	17.5 ± 1.2	15.0	21.5	17.7 ± 1.3	14.9	21.9
	09	19.3 ± 2.1	16.0	22.8	19.9 ± 2.5	15.2	23.0
	10	21.4 ± 1.4	15.3	22.9	21.8 ± 1.2	16.1	23.2
	11	19.4 ± 0.7	18.2	20.7	19.5 ± 0.7	18.2	20.9
	12	17.4 ± 0.5	16.2	18.3	17.5 ± 0.5	16.4	18.4
Bilan de l'année 2014		16.8 ± 2.5	13.7	22.9	17.0 ± 2.6	13.8	23.2
2015	01	15.4 ± 0.5	14.3	16.2	15.5 ± 0.5	14.4	16.5
	02	13.9 ± 0.2	13.4	14.3	14.0 ± 0.1	13.6	14.5
	03	13.7 ± 0.1	13.5	14.0	13.8 ± 0.1	13.7	14.0
	04	14.2 ± 0.3	13.8	15.3	14.4 ± 0.4	13.7	16.1
	05	15.1 ± 0.6	14.1	16.7	15.3 ± 0.7	14.1	17.3
	06	15.9 ± 1.0	14.4	21.1	16.0 ± 1.0	14.5	21.8
	07	15.9 ± 1.0	14.0	18.3	16.1 ± 1.0	14.3	20.6
	08	16.3 ± 1.2	14.2	21.1	16.6 ± 1.5	14.3	23.8
	09	17.9 ± 1.8	14.7	22.5	18.7 ± 2.4	14.6	23.3

Année	Mois	Balisage Nord			Balisage Sud		
		Moyenne et écart-type	Min.	Max.	Moyenne et écart-type	Min.	Max.
	10	19.5 ± 0.6	17.8	20.6	19.8 ± 0.6	17.5	21.2
	11	17.7 ± 0.7	16.0	18.5	17.8 ± 0.7	15.7	18.9
	12	16.2 ± 0.2	15.4	16.6	16.4 ± 0.2	15.4	16.9
Bilan de l'année 2015		16.0 ± 1.9	13.4	22.5	16.2 ± 2.0	13.6	23.8
2016	01	14.6 ± 0.7	13.8	15.9	14.8 ± 0.6	14.0	16.1
	02	13.7 ± 0.1	13.4	14.1	13.9 ± 0.1	13.6	14.2
	03	13.6 ± 0.1	13.3	14.0	13.8 ± 0.1	13.5	14.2
	04	14.4 ± 0.3	13.8	15.3	14.5 ± 0.3	14.0	15.4
	05	15.4 ± 0.5	14.3	16.7	15.5 ± 0.5	14.3	16.9
	06	15.6 ± 0.6	14.3	18.3	15.7 ± 0.6	14.7	17.8
	07	17.3 ± 1.3	14.8	21.8	17.5 ± 1.3	15.1	23.2
	08	16.8 ± 0.8	15.1	19.7	17.0 ± 0.8	14.9	20.4
	09	17.4 ± 0.9	15.4	19.7	17.7 ± 1.2	15.3	22.1
Bilan de l'année 2016		15.3 ± 1.5	13.3	21.8	15.5 ± 1.5	13.5	23.2