

Aire Marine Protégée



Côte agathoise

agde
Archipel de vie

Evaluation de l'état de conservation du coralligène dans l'Aire marine protégée de la côte agathoise 2019



Site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » FR 9101414

Ville d'Agde



Evaluation de l'état de conservation du coralligène dans l'Aire marine protégée de la côte agathoise, 2019

Ville d'Agde
Direction Gestion Milieu Marin
Rue Alsace Lorraine
34300 Agde



Aire Marine Protégée



Côte agathoise

Responsables de l'étude :

Sylvain Blouet (Ville d'Agde),

Participants aux missions de terrain :

Sylvain Blouet, Renaud Dupuy de la Grandrive, Mathieu Foulquié, Edouard Chéré

Crédits photographiques :

Mathieu Foulquié, Sylvain Blouet, Renaud Dupuy de la Grandrive

Avertissement : Les documents rendus par la ville d'Agde dans le cadre de cette étude, engagent sa responsabilité et sa crédibilité scientifique. Ils ne peuvent pas, pour cette raison, être modifiés sans leur accord.

Ce document doit être cité sous la forme suivante :

Blouet S., Chéré E., Dupuy de la Grandrive R., Foulquié M., Trougan M., 2019. Evaluation de l'état de conservation du coralligène dans l'Aire marine protégée de la côte agathoise. Ville d'Agde publ. Fr. : 72 PP.

Sommaire

1	Introduction.....	6
2	Contexte de l'étude.....	7
2.1	Le site Natura « Posidonies du Cap d'Agde » FR 9101414.....	7
2.1.1	Description générale	7
2.2	Le coralligène.....	9
2.2.1	Etat de conservation, menaces et évolution	9
2.3	Mise en place d'une réserve marine au sein de l'AMPCA.....	10
2.4	Objectifs de ce suivi :	13
3	Matériels et méthodes	14
3.1	Site d'étude	14
3.2	Suivi des communautés benthiques	15
3.2.1	Les interactions bio-dynamiques.	15
3.2.2	Espèces indicatrices des processus de bio-érosion	15
3.2.3	Espèces indicatrices des processus de bio-constructions	16
3.2.4	Espèces indicatrices d'impacts mécaniques et/ou physiques	16
3.2.5	Espèces bio-indicatrices de la qualité du milieu.....	18
3.2.1	Espèces indicatrices retenues.....	18
3.2.2	Protocole d'échantillonnage et principe méthodologique	20
3.3	Choix des descripteurs multi-spécifiques.....	25
3.4	Traitement statistique	26
3.5	Fréquence d'échantillonnage	26
4	Résultats	28
4.1	Quadrats aléatoires.....	28
4.1.1	Bryozoaires	28
4.1.2	Gorgones	35
4.1.3	Oursins.....	36
4.2	Transects permanents : données quadrats photographiques	36
4.2.1	Analyse par points aléatoires	37
4.2.2	Richesse spécifique observée.....	37
4.2.3	Abondance.....	39
4.2.4	Densité.....	39
4.2.5	Recouvrements.....	42
4.2.6	Blanchiment des algues calcaires	44
5	Discussions	46
6	Propositions.....	50
6.1	Etude de la capacité de résilience des communautés benthiques suite à un impact mécanique.....	50
6.2	Etude du comportement des plongeurs.....	50

6.3	Outils d'éducation à l'environnement pour les plongeurs	51
6.4	Suivi des conditions environnementales	51
7	Conclusion.....	53
8	Bibliographie.....	54
9	Annexes	60
9.1	Fiches de terrain	60
9.2	Inventaire des espèces sur le coralligène d'Agde.....	65
9.3	Tests statistiques	68
9.3.1	Quadrats aléatoires, Bryozoaires, VTh 2017 entre les trois sites :	68
9.3.2	Transects permanents, densité des bryozoaires dans le temps :	68
9.3.3	Transects permanents, densité des Spongiaires dans le temps :	69
9.3.4	Transects permanents, densité des Cliones dans le temps :	69
9.3.5	Transects permanents, Recouvrement des spongiaires dans le temps :	70
9.3.6	Transects permanents, Recouvrement des Bryozoaires dans le temps :	70
9.3.7	Transect permanents, Recouvrement des Cliones dans le temps :	71
9.3.8	Transect permanents, Recouvrement des colonies de <i>Myriapora truncata</i> dans le temps :	71
9.3.9	Transects permanents, Recouvrement par le blanchiment :	72
9.3.10	Transects permanents, évolution de la taille moyenne de recouvrement des colonies de <i>M. truncata</i> :	72

Liste des figures

Figure 1 : Biocénoses de l'Aire marine protégée de la côte agathoise, site Natura 2000 « posidonies du Cap d'Agde FR9101414	8
Figure 2 : Périmètre de la réserve marine en fonction des différents habitats	12
Figure 3 : Localisation des sites d'étude au sein de l'Aire marine protégée agathoise.....	14
Figure 4 : Flotteur de repérage (à gauche) et quadrat photographique (à droite).....	21
Figure 5 : Cartographies des 3 sites d'étude, avec pour chacune le schéma du transect permanent mis en place	22
Figure 6 : Schéma du positionnement des quadrats le long des transects.....	23
Figure 7: Echantillonnage dans un quadrat aléatoire.....	23
Figure 8: Mesure des colonies de <i>Bryozoaire</i> (<i>Gauche : Pentapora fascialis</i> , <i>droite : Myriopora truncata</i>)	24
Figure 9: Calcul du volume théorique d'une colonie de bryozoaires : Volume d'une demi ellipsoïde avec b pour le hauteur et a,c pour la largeur de la colonie.....	24
Figure 10: Degré d'exposition des espèces étudiées (modifié selon Francour et koukouras, 2000).....	24
Figure 11: Evaluation visuelle du taux de nécrose sur des gorgonaires (Perez <i>et al.</i> , 2000).25	
Figure 12 : Évolution du nombre de colonies de bryozoaires dénombrées par site dans le temps.	28
Figure 13: Nuage de point représentant la régression linéaire entre la hauteur et la largeur des colonies de <i>Myriapora truncata</i> sur les 3 sites d'études depuis 2010.	29
Figure 14: Volume théorique moyen des colonies de <i>M. truncata</i> sur les trois sites d'étude.29	
Figure 15: Diagramme rang-fréquence des classes de taille des colonies de <i>M. truncata</i> sur le Casier (volume en cm ³).	30
Figure 16 : Diagramme rang-fréquence des classes de taille des colonies de <i>M. truncata</i> sur les Trois Pics (volume en cm ³).	30
Figure 17 : Diagramme rang-fréquence des classes de taille des colonies de <i>M. truncata</i> sur le Témoin (volume en cm ³).....	31
Figure 18 : Degré d'exposition des colonies de <i>M. truncata</i> au cours du temps, en fonction des classes de tailles sur le site du Casier.	32
Figure 19 : Degré d'exposition des colonies de <i>M. truncata</i> au cours du temps, en fonction des classes de tailles sur le site des Trois Pics.	33
Figure 20 : Degré d'exposition des colonies de <i>M. truncata</i> au cours du temps, en fonction des classes de tailles sur le site Témoin.....	34
Figure 21: Nombre total d'oursins <i>Sphaerechinus granularis</i> recensés sur les sites d'étude depuis 2010.....	36
Figure 22: Nombre moyen d'individus par quadrat des quatre principaux phylums en 2018. 40	
Figure 23 : Évolution de la densité en bryozoaires dans le temps	40
Figure 24 : Processus de mortalité observé sur les clones en novembre 2014 (Photo : Mathieu Foulquié).....	41
Figure 25: Évolution de la densité en clones dans le temps.....	42
Figure 26 : Évolution du pourcentage de recouvrement des spongiaires dans le temps.	43
Figure 27 : Évolution du pourcentage de recouvrement des bryozoaires dans le temps.....	44
Figure 28 : Évolution du pourcentage de recouvrement du blanchiment dans le temps.....	45
Figure 29: Représentation d'un quadrat dont le taux de blanchiment est de 4%.....	45
Figure 30 : <i>Cliona viridis</i> sous son morphotype gamma.....	46
Figure 31: Colonie de <i>Myriapora truncata</i>	47
Figure 32 : Sites proposés pour l'évaluation de l'état de conservation du coralligène avec la méthode EBQI. En bleu, les sites déjà étudiés par l'AMPCA et en rose les sites supplémentaires pour compléter l'évaluation de l'efficacité de la réserve marine.	53

Liste des tableaux

Tableau 1 : Superficie des grands types d'habitats marins cartographiés dans le périmètre Natura	7
Tableau 2 : Coordonnées et profondeur des sites d'études	15
Tableau 3 : Tableau de synthèse des espèces bio-indicatrices retenues en fonction de leur pertinence pour l'étude des facteurs délétères pour le bon état de conservation du coralligène	19
Tableau 4: Nombre de colonies de Bryozoaires dressés par site d'étude.	28
Tableau 5 : Pourcentage de colonies Bryozoaires en bon état au cours du temps et dans les trois sites d'étude.	35
Tableau 6: Pourcentage de points aléatoires sur les trois sites d'étude en 2018.	37
Tableau 7: Pourcentage des points aléatoires sur les différents organismes et phylums dans les trois sites d'étude en 2018.	37
Tableau 8: Richesse spécifique du suivi 2018	38
Tableau 9: Nombre total d'individus par phylum pour chacun des sites en 2018.	39
Tableau 10 : Nombre total d'individus de <i>M. truncata</i> pour chacun des sites de 2010 à 2018.	39
Tableau 11: Nombre moyen d'individus par quadrat des principaux phylums.	39
Tableau 12: Pourcentage de recouvrement moyen par quadrat des bryozoaires, spongiaires, et des algues calcaires.	42
Tableau 16: Proposition d'ordonnancement de l'état de conservation des sites	49

1 Introduction

Le site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde », Aire marine protégée de la côte agathoise (AMPCA), est soumis comme l'ensemble des sites du réseau Natura 2000 à l'évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces communautaires, ainsi qu'au recensement des activités humaines en interaction directe ou indirecte, avec ces derniers. L'ensemble du diagnostic sur les états de conservation des habitats et espèces est compilé dans le document d'objectifs « DOCOB », qui définit, en concertation avec les usagers du site, les objectifs de développement durable dans un but de maintenir voire de restaurer les habitats et espèces.

L'état de conservation d'un habitat peut être présenté sous divers degrés. Les états membres ont distingué deux catégories : « Etat privilégié » et « autres états observés ». Dans le premier cas il est entendu par « état privilégié » : un bon état de conservation. Le gestionnaire doit s'appliquer à maintenir cet état.

Pour les « autres états observés », il est alors question d'une altération de l'habitat ou des espèces structurantes qui le composent. Dans ce cas, le gestionnaire doit concourir à minima à son maintien et à le faire progresser vers « l'état privilégié ».

La directive habitat faune flore considère qu'un habitat est en « Etat privilégié » lorsque :

- Son aire de répartition ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension ;
- La structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible ;
- L'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable.

Afin de rendre compte de l'état de conservation de l'habitat coralligène, sous-habitat élémentaire de l'habitat générique récifs, un suivi à long terme a été initié au sein de l'Aire marine protégée agathoise en 2010. Ce suivi permet de caractériser plus précisément les espèces structurantes de cet habitat et leur répartition spatiale, voire de proposer des mesures de gestion visant à un état de conservation favorable et durable.

La mise en place d'une zone de protection forte sur le coralligène est une des mesures de gestion proposée par l'AMPCA pour conserver cet habitat, action qui fait partie du programme LIFE MarHa 16IPEFR0001 dont la ville d'Agde est partenaire. Ainsi d'ici le début d'année 2020 sera installée une réserve marine, sous forme de cantonnement de pêche, au sein de l'Aire marine protégée agathoise, où toute activité ayant un impact direct sur la ressource et/ou les habitats sera interdite en son sein. Cette réserve protégera près de la moitié de l'habitat coralligène de l'AMP.

Le suivi à long terme du coralligène mis en place par l'Aire marine protégée agathoise servira donc aussi de base à l'évaluation de l'efficacité de cette réserve marine sur son volet coralligène.

2 Contexte de l'étude

2.1 Le site Natura « Posidonies du Cap d'Agde » FR 9101414

Le site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » FR 9101414 couvre près de 6 152 ha, dont 1169 ha sont couverts par l'habitat récifs, soit 19% de la couverture totale des habitats du site. Dans la partie sud du roc de Brescou, cet habitat se présente en une mosaïque de roches et de coralligène.

Lors des phases de diagnostic pour l'élaboration du Document d'Objectifs (DOCOB), l'habitat récif du site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » FR 9101414 a été peu étudié, notamment en ce qui concerne le coralligène. Un addendum avait ainsi été rajouté au DOCOB pour le compléter.

2.1.1 Description générale

Le site couvre plus de 6152 hectares soit une dizaine de kilomètres de linéaire côtier, de l'embouchure de l'Hérault à Port Ambonne. Sa limite en mer est alignée sur la bande des 3 milles nautiques soit environ 5,5 km (

Figure 1).

De nombreux habitats d'intérêt communautaire sont présents tels que:

- 1170-10 La roche supralittorale ;
- 1170-11 La roche médiolittorale supérieure ;
- 1170-12 La roche médiolittorale inférieure ;
- 1170-13 La roche infralittorale à algues photophiles ;
- 8330-2 Biocénose des grottes médiolittorales ;
- 8330-3 Biocénose des grottes semi-obscures ;
- 1110 Bancs de sables à faible couverture permanente d'eau marine ;
- 1120-1 l'Herbier à *Posidonia Ocenica* (Habitat Prioritaire).

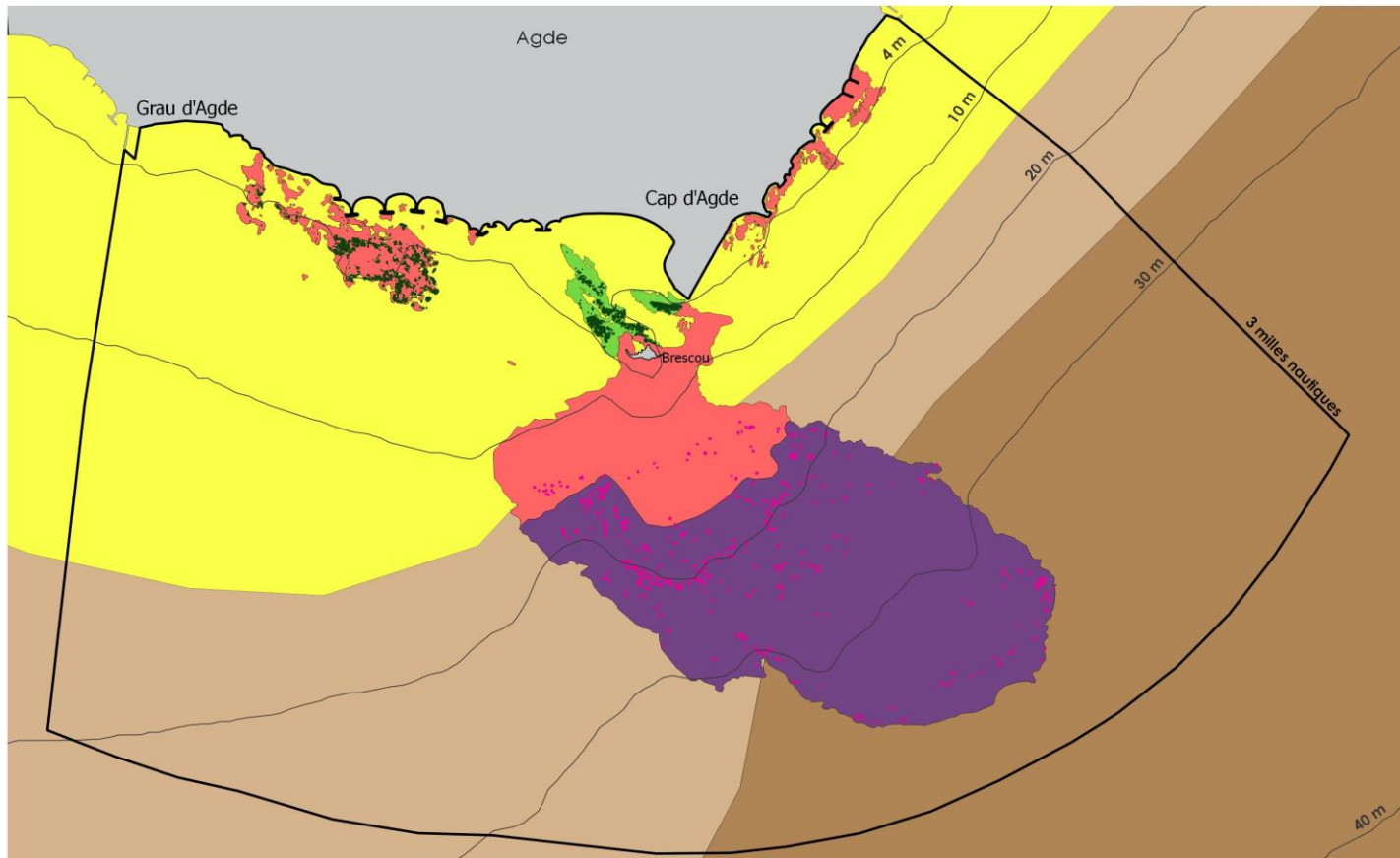
La superficie des grands types d'habitats marins cartographiés dans le périmètre Natura 2000 est décrit ci-dessous (Tableau 1).

Tableau 1 : Superficie des grands types d'habitats marins cartographiés dans le périmètre Natura

Nom	Code Natura 2000	Code Corine	Superficie (hectare)
Bancs de sables à faible couverture permanente d'eau marine	1110	11 et 11.22	4890
Herbier de posidonie et matte morte	1120/ N.R	11.34	43,02
Récifs	1170	11.24 et 11.25	1169
Matte morte	N.R		7,99
Mosaïque roche matte morte et herbier de posidonies*	1170/ N.R/ 1120		40

Biocénoses de l'Aire Marine Protégée de la côte agathoise

Site Natura 2000 "Posidonies du Cap d'Agde" FR9101414



Conception, réalisation & sources : AMP côte agathoise - dec 2016.

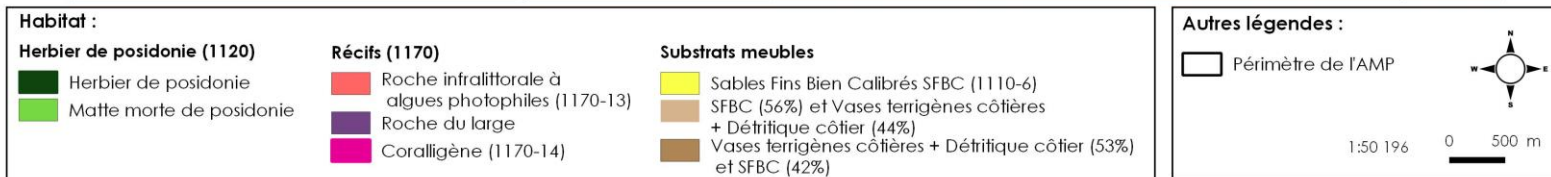


Figure 1 : Biocénoses de l'Aire marine protégée de la côte agathoise, site Natura 2000 « posidonies du Cap d'Agde FR9101414

2.2 Le coralligène

Habitat Natura 2000 : 1170-14	Code corine : 11.251
Typologie ZNIEFF-Mer (1994) : IV.6.5	Typologie EUNIS (1999) : A3.6

Parmi les scientifiques qui étudient les communautés benthiques en mer Méditerranée, il n'existe pas de réel consensus quant à définir ce qu'est le coralligène. Le coralligène est décrit comme un fond dur d'origine biogénique, principalement produit par accumulation d'algues calcaires encroûtantes vivant dans des conditions de luminosité réduite. Bien qu'il soit plus étendu dans l'étage circalittoral, il peut aussi se développer dans l'étage infralittoral, à condition que la luminosité soit assez faible pour permettre la croissance des algues corallines, qui sont à l'origine du concrétionnement. C'est pourquoi, les concrétions de coralligènes infralittorales se développent presque toujours sur les parois verticales, les canaux profonds, ou bien les surplombs, et occupent des surfaces réduites (Ballesteros, 2006).

Au Cap d'Agde, en raison des conditions de forte turbidité et à l'instar de la région de Banyuls (Pyrénées-Orientales), ou du Golfe de Fos (Bouches du Rhône), la biocénose du coralligène se développe entre 12 et 30 m de profondeur. Au-delà, l'absence de luminosité rend difficile l'édification de véritables structures à coralligène par les algues calcaires. On observe plus généralement des placages sur roche ou de petits encoissements entre substrats durs.

En région Languedoc-Roussillon, un bio-concrétionnement de type « coralligène de plateau » tel que décrit par Laborel (1960, 1961), Péres et Picard (1964) et Sara (1968, 1969) a été identifié dans la zone marine du Cap d'Agde (Hérault) (Blouet *et al.*, 2008), sur le Roc de Vendres, au niveau de la falaise Leucate (Aude) (pers. Obs.) et le long de la côte rocheuse des Albères (Pyrénées orientales) (Laubier, 1966). Cette physionomie particulière du coralligène apparaît localement dès 15 m de profondeur.

Hormis entre le cap Béar et le cap Cerbère où le coralligène de plateau forme de véritables massifs continus entrecoupés de langues sableuses, le coralligène d'Agde se développe principalement sous l'apparence de récifs « patatoïdes » et de petites murets (Blouet *et al.*, 2008, Foulquié *et al.*, 2005)

2.2.1 Etat de conservation, menaces et évolution

Outre la plongée dont l'impact direct sur le coralligène est déjà étudié, la pêche traditionnelle et la pêche de loisirs ont aussi un impact sur cet habitat. La pêche mène à une diminution significative du nombre spécifique moyen d'espèces de poissons, impliquant des changements dans la composition de la communauté (Bell, 1983).

La chasse sous-marine est peu impliquée dans la dégradation des sites. La profondeur limite cette pratique à un petit nombre de chasseurs de haut niveau. Il est donc rare que les chasseurs fréquentent ces sites.

Les sites les plus connus sont généralement explorés par les clubs de plongée du fait de leur intérêt paysager. Les dégâts occasionnés sont causés principalement par les ancres et les plongeurs eux-mêmes. Sala *et al.*, (1996) ont observé dans les emplacements interdits à la plongée, que le grand et fragile bryozoaire *Pentapora fascialis* occupait tous les types d'expositions (des expositions en surplomb à celles épibiotiques). Au contraire, ils ont observé que dans les endroits où la plongée était permise au niveau de la réserve marine des îles Mèdes, les colonies étaient presque limitées aux positions cryptiques. La densité, le

diamètre des colonies ainsi que leur hauteur étaient aussi significativement plus petite dans les sites fréquentés par rapport aux sites peu fréquentés. La densité des colonies du bryzoaire *Pentapora fascialis* a montré une diminution significative (50 % en un an) après qu'un site situé au parc marin des îles Mèdes a été ouvert à la plongée sous-marine (Garrabou *et al.*, 1998, Ballesteros, 2003).

Le point le plus préoccupant reste l'envasement. Un taux de sédimentation élevé recouvre le thalle des corallines encroûtantes, faisant office d'écran à l'encontre de la lumière (Laborel, 1961) mais limitant également le recrutement de nouveaux végétaux (Sartoretto, 1996).

D'autres facteurs naturels peuvent être à l'origine de la dégradation du coralligène comme l'espèce invasive, *Womersleyella* (*Polysiphonia*) *setacea* qui est actuellement distribuée le long de la plupart du bassin Méditerranéen (Athanasiadis, 1997).

Les phénomènes climatiques de grande ampleur liés à l'augmentation de la température peuvent engendrer des modifications dans la structure des peuplements.

Lors de l'été 1999, un événement de mortalité massif de suspensivores benthiques, sur plusieurs centaines de kilomètres, a affecté les communautés de coralligène placées à une profondeur située au-dessus de 40 mètres (Perez *et al.*, 2000, Romano *et al.*, 2000, Ben Mustapha & Abed, 2001).

Le taux de croissance moyen du concrétionnement à la Ciotat (NW Méditerranéen), évalué par la méthode de datation au carbone 14 sur *Mesophyllum alternans* (= *Mesophyllum lichenoides*), a été établi à 0,19 millimètres/an (Sartoretto, 1994), variant entre les limites de 0,11 millimètres/an à 0,26 millimètres/an. Tout type de dégradation a donc une répercussion majeure dans l'édification de ces habitats.

Outre les espèces patrimoniales et cibles, cet habitat abrite une faune ichtyologique majeure (Blouet *et al.*, 2008).

Dupont *et al.*, (2006) ont estimé à près de 900g/are la biomasse ichtyque en période estivale et 370g/are au printemps, sur le coralligène de la zone marine agathoise. On y observe principalement des espèces permanentes et fréquentes au regard des autres habitats. Si les herbiers peuvent être considérés comme une zone de recrutement des juvéniles, le coralligène peut se définir comme secteur pivot pour le maintien des individus adultes (Blouet *et al.*, 2008).

2.3 Mise en place d'une réserve marine au sein de l'AMPCA

A l'initiative des pêcheurs professionnels petits métiers de la prud'homie d'Agde et de l'AMPCA, une réserve marine, sous forme de cantonnement de pêche, va être mise en place fin 2019/ début 2020 au large de l'île de Brescou pour une surface de 310 hectares en forme de pentagone (

Figure 2).

Après plus de deux ans de concertation avec les pêcheurs professionnels puis les acteurs puis les acteurs usagers de la côte agathoise, il a été décidé de créer une zone de protection forte, où toutes activités de prélèvement (pêche et chasse), d'ancrage et de plongée sous-marine seront interdites. Seule la navigation sera autorisée à l'intérieur de cette réserve.

La réserve permettra la protection de 45,6 % du coralligène, 20,5 % du roc de Brescou, 96 hectares de substrat sablo-vaseux et 7 récifs artificiels, dont 5 conçu pour la production halieutique (

Figure 2).

La mise en place d'un cantonnement de pêche répondra à différents objectifs :

- Soutenir la pêche artisanale locale en protégeant la ressource halieutique. En créant une zone de non prélèvement, l'objectif est d'augmenter la taille, la densité et la biomasse des différentes espèces pêchées, ainsi que d'avoir un effet « spillover » (export d'individus adultes et juvéniles en périphérie du cantonnement) (Mesnildrey *et al.*, 2010 ; Di Franco *et al.*, 2014, Francour *et al.*, 2010).
- Protéger et restaurer les habitats. Les habitats marins sont très sensibles aux impacts mécaniques. Le cantonnement de pêche, en interdisant toute activité produisant ce type d'impact (ancrage, engins de pêche, plongée), doit permettre de protéger les habitats d'intérêt communautaire et notamment dans cette zone, le coralligène.
- Limiter l'apparition d'espèces invasives, en supprimant notamment tout ancrage dans la zone du cantonnement.
- Répondre à une volonté locale. Un projet de cantonnement ne peut être efficace qu'en le co-construisant avec les acteurs présents dans la zone, et en particulier les pêcheurs professionnels. Ce projet, issu de la volonté des pêcheurs « petits métiers » et validé avec l'ensemble des usagers concernés, est bien une demande au souhait des acteurs locaux de protéger la ressource et les habitats marins de manière durable.
- Améliorer les connaissances écologiques sur la zone et disposer d'une zone pour la recherche scientifique.

Afin de suivre l'évolution de la réserve marine et l'atteinte de ses objectifs, différents indicateurs sociaux, économiques, écologiques et de gestion sont proposés par l'AMPCA, dont un sur l'évolution de l'état de conservation du coralligène.

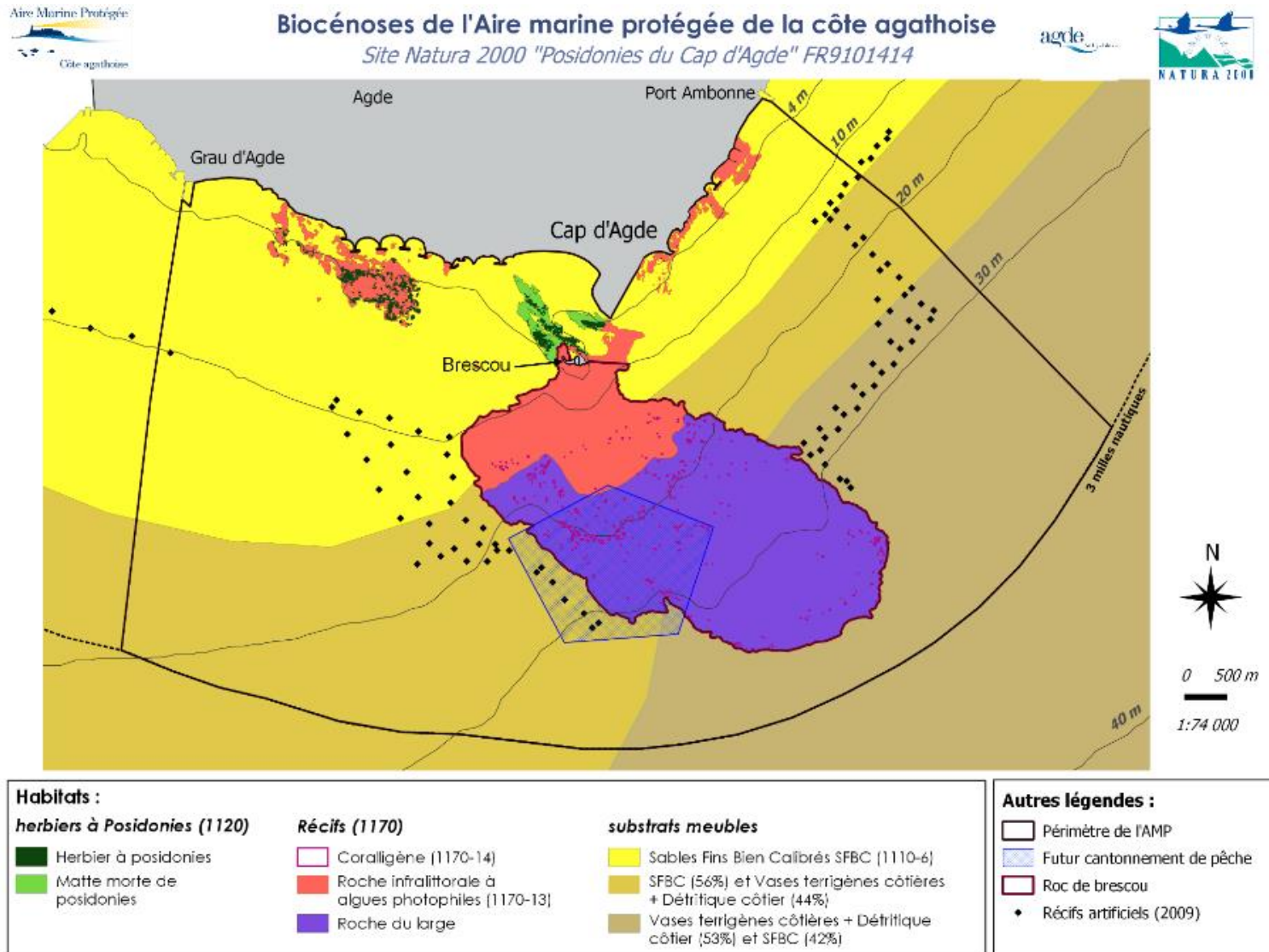


Figure 2 : Périètre de la réserve marine en fonction des différents habitats

2.4 Objectifs de ce suivi :

Globalement ce suivi permet de mettre en avant les éventuels changements affectant les communautés benthiques du coralligène et de pouvoir proposer des mesures de gestion, afin d'atteindre un état de conservation favorable et durable.

Le suivi présenté s'appuie sur des espèces indicatrices :

- du processus dynamique d'édification du coralligène (bio-constructeur et bio-érodeur) ;
- d'impacts anthropiques d'ordres mécaniques susceptibles de détériorer ou d'altérer l'intégrité structurelle de l'habitat ;
- de la qualité du milieu ;

Pour l'Aire marine protégée agathoise, ce suivi assure un double objectif :

- Il permet de continuer l'étude débutée depuis 2010 permettant de connaître l'état de conservation du coralligène ainsi que son évolution sur le long terme dans le cadre de l'objectif d'approfondissement des connaissances des habitats et des espèces du site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde ».
- Mais aussi d'évaluer l'efficacité de la création de la réserve marine sur l'état de conservation du coralligène. Considérant l'approche BACI, cette méthode permet d'obtenir des données avant installation de cette zone de protection forte (T0), puis de comparer ces données aux futurs suivis.

3 Matériels et méthodes

3.1 Site d'étude

Dans un souci d'obtenir une bonne représentativité géographique et environnementale du coralligène dans l'Aire marine protégée, 3 sites, couvrant la zone d'Est en Ouest, ont été retenus depuis 2010 (Figure 3 ; **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

- Le Casier
- Les Trois Pics
- Témoin

Etant donné que la profondeur stratifie les peuplements benthiques (Perez et Picard, 1964), les 3 sites choisis sont tous situés sur la même tranche bathymétrique à environ 20m (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Il est considéré que les conditions environnementales générales influençant les trois sites sont similaires.

Lors du premier suivi en 2010, parmi les trois sites, un seul site n'était pas fréquenté pas les clubs de plongée : le site Témoin. Les Trois Pics et Le Casier étaient quant à eux respectivement très et moyennement plongé par les clubs de plongée sous-marine du Cap d'Agde. Après 2010, certains centres de plongée ont découvert et plongé, de manière peu fréquente, sur le site Témoin. De même, les plongées se sont faites plus rares sur le Casier, le passant de moyennement fréquenté à peu fréquenté. Le site des Trois Pics, quant à lui, est toujours aussi plongé qu'en 2010.

En 2020, seul le site Témoin sera situé à l'intérieur de la réserve (Figure 3). Avec la mise en place de la réserve, ce site sera à nouveau protégé de l'activité de plongée de loisir.

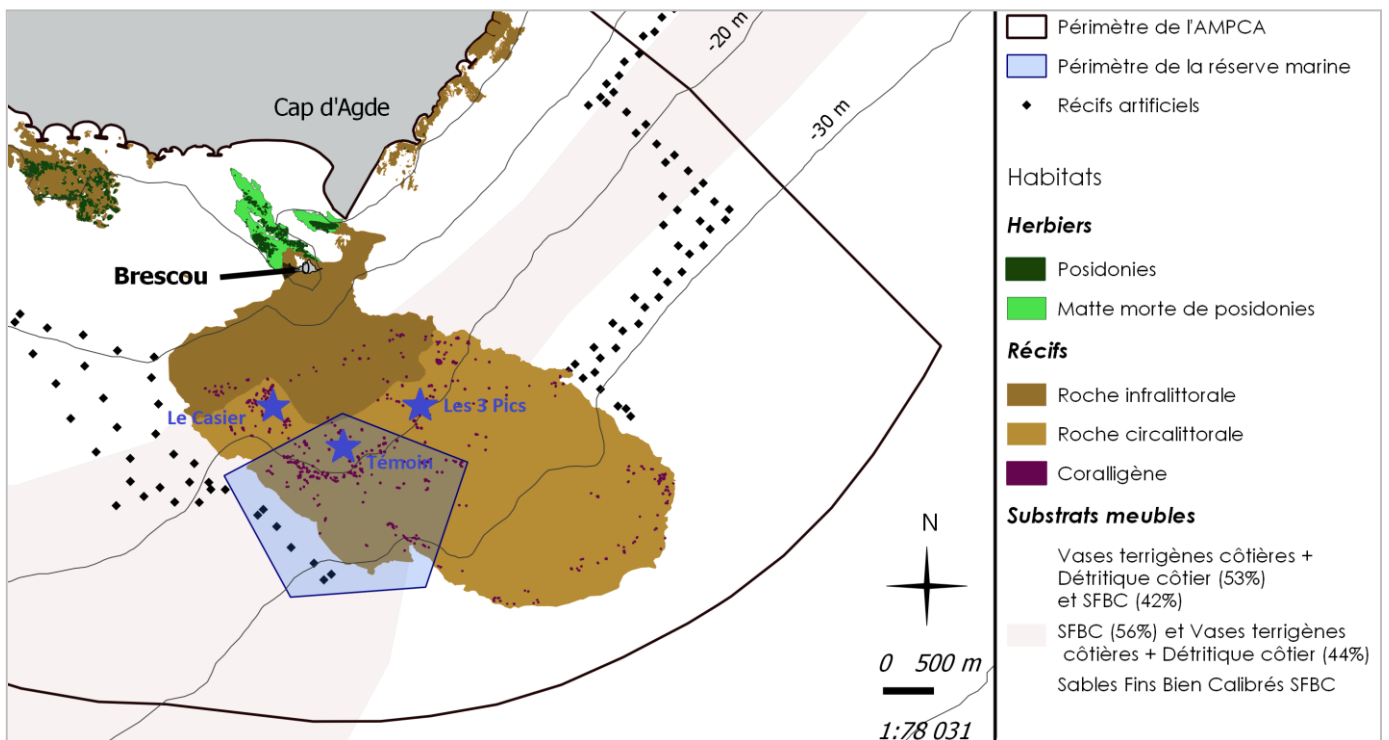


Figure 3 : Localisation des sites d'étude au sein de l'Aire marine protégée agathoise.

Tableau 2 : Coordonnées et profondeur des sites d'études

Sites	Profondeur	Coordonnées (WGS 84, Degré minute minute)	
		X	Y
Casier	20	43°14,940'	003°29,923'
Trois Pics	21	43°15,071'	003°30,940'
Site Témoin	21	-	-

Afin de conserver dans le temps le site Témoin, les coordonnées du site ne sont pas divulguées.

3.2 Suivi des communautés benthiques

3.2.1 Les interactions bio-dynamiques.

Deux processus dynamiques, opposés mais simultanés, sont à l'origine de l'existence des concrétionnements et de la particularité morphologique de cet habitat : (i) la bioconstruction et (ii) l'érosion d'origine biologique et physique (érosion mécanique) (Sartoretto *et al.*, 2009). Les phénomènes de construction sont essentiellement dus à l'action des algues corallines (Laborel, 1960 ; Laubier, 1966 ; Sartoretto, 1996). A l'inverse, les individus érodeurs sont représentés entre autres par les échinodermes et les éponges perforantes.

L'approche méthodologique passe ainsi par la connaissance de cette compétition entre ces deux grands groupes aux fonctions opposées.

L'ensemble du vivant constituant le coralligène est doué d'une mobilité réduite (Echinodermes), voire nulle (Bryozoaires, Cnidaires et Spongiaires). Ils représentent donc de bons indicateurs de l'évolution de cet habitat dans le temps. Les caractéristiques morphologiques, en termes de fragilité, de certains de ces indicateurs permettent aussi de qualifier la pression anthropique sur le milieu.

3.2.2 Espèces indicatrices des processus de bio-érosion

Les organismes à l'origine de l'érosion des biohermes se distinguent selon trois groupes : brouteurs, micro-foreurs et macro-foreurs (Sartoretto, 1996).

Dans cette étude, la quantité et l'importance des brouteurs et de certains macro-foreurs sera suivi, selon un critère de taille (> 3cm) et de détermination (Guide d'identification : Weinberg, Vigot, Nathan, Rupert Riedl). Parmi les brouteurs et autres macro-foreurs, certains ont fait l'objet d'études quant à leur processus d'érosion :

Macro-foreurs : Eponges du genre *Cliona* (Feldman, 1937 et Hong, 1980). Rosell *et al.*, (1999) décrivent l'espèce *Cliona viridis* comme l'éponge la plus destructive et la plus présente dans le coralligène (Uriz *et al.*, 1992a et b).

Le genre *Cliona* se rencontre sous trois morphotypes : alpha, beta et gamma.

La forme alpha est presque invisible, l'éponge perce son support par de multiples galeries et ne laisse entrevoir que les oscules en surface. La forme Beta est encroutante, la taille de cette dernière est alors plus visible et permet de se rendre compte généralement de son entendue. La forme gamma est une forme massive et le plus souvent dans les eaux du Golfe du Lion représentée par l'espèce *Cliona celata*. Le niveau de détermination s'en tiendra à l'échelle du genre et à son morphotype pour décrire l'individu observé.

Brouteurs : *Sphaerechinus granularis* (Laubier, 1966 ; Sartoretto 1996)

Parmi les 3 groupes de bio-érodeurs, les brouteurs représentés par les oursins comptent pour 95% de la masse de CaCO₃ érodée.

Sphaerechinus granularis est considéré par certains auteurs comme l'espèce la plus active dans la bio-érosion du coralligène. Sartoretto et Francour (1997) ont calculé une bio-érosion comprise entre 210 et 16 g CaCO₃/m²/an.

La quantité de carbonate de calcium érodée dépend aussi de la taille des individus et de leur abondance (Laubier, 1966).

Sartoretto, (1996) a estimé pour l'oursin melon, *Echinus melon*, aussi à l'origine de bio-érosions des biohermes, que la proportion d'algues calcaires contenues dans son tube digestif variait entre 18 et 50%.

3.2.3 Espèces indicatrices des processus de bio-constructions

Le processus de bio-construction est essentiellement dû aux algues corallines (Laborel, 1961 ; Laubier, 1966, Sartoretto, 1996). Il existe depuis les années 70, une perpétuelle remise en cause entre phycologistes et biologistes marins dans la taxonomie des corallines. L'exemple du genre *Pseudolithophyllum* révisée par Athanasiadis (1999) comme étant du même genre que *Lithophyllum* montre toute la complexité dans la détermination à court et moyen terme de certaines espèces.

D'autres algues calcaires telle que *Peysonnelia squamaria* rentrent aussi dans la structuration du coralligène, même si leur contenu carbonaté est plus faible que les corallines.

Compte tenu des critères de détermination et d'évolution taxonomique des espèces végétales décrites ci-dessus, elles ne seront pas détaillées dans cette étude. Il sera considéré que les bio-constructions suivies sont constituées à 100 % par des bio-constructeurs algaux, auxquels il faut soustraire les espèces bio-érosives.

Les animaux rentrent aussi dans la construction du coralligène. Hong (1980) a défini deux types de constructeurs ; les constructeurs directement liés au concrétionnement, les plus actifs et ceux dont leur rôle compte tenu de leur taille est plus faible.

Parmi les plus actifs nous retiendrons le groupe des bryozoaires et notamment *Myriopora truncata* qui compte parmi les constructeurs importants du coralligène, *Adeonella claveti*, *Hornera frondiculata*, *Sertella septentrionalis*, *Reteporella elegans*, *Lichenopora radiata*, *Porella cervicornis*, *Pentapora fascialis*.

3.2.4 Espèces indicatrices d'impacts mécaniques et/ou physiques

Les impacts anthropiques d'ordres mécaniques, susceptibles de détériorer voire d'altérer l'habitat coralligène, peuvent être liés :

- Aux plongeurs : contact direct sur les substrats, remise en suspension de sédiments ;
- A l'ancrage (pêcheurs de loisirs / plongeurs) : contact direct sur les substrats, détérioration d'individus dressés ;
- A la pêche professionnelle : contact des filets par frottements et ou arrachage d'individus dressés.

Dans le cadre de ce suivi sur le long terme, une attention particulière sera apportée à l'identification de ces impacts.

L'essor de la plongée sous-marine a conduit les gestionnaires d'aires marines protégées à mieux prendre en compte ces activités dans les impacts potentiels sur les communautés benthiques (Dalias, 2010). L'attrait paysager exceptionnel, conditionné par la diversité biologique du coralligène, haute en couleurs, en forme et en relief, attire de nombreux plongeurs. L'engouement des plongeurs pour cette biocénose n'est pas sans conséquences sur son état de conservation.

La détérioration sur les communautés benthiques par les plongeurs résulte le plus souvent d'un impact direct par contact physique, ou indirectement par la remise en suspension des sédiments (Rouphael et Inglis, 1997 ; Tratalos et Austin, 2001 ; Zakai et Chadwick-Furman, 2002 ; Pulfrich *et al.*, 2003 et Luna *et al.*, 2009)

Les organismes sessiles, de grande longévité, à squelettes fragiles et à taux de croissance lents, sont hautement sensibles à toutes agressions physiques qu'elles soient directement ou indirectement induites par les plongeurs (Garrabou *et al.*, 1998).

Sala *et al.*, (1996), Garrabou *et al.*, (1998) préconisent le suivi des grands bryozoaires dressés selon leur exposition dans l'habitat pour le suivi des impacts directs de la plongée sous-marine. Il a notamment été montré qu'en un an, après réouverture d'un site de plongée, que la densité de *Pentopora fascialis* avait diminué de 50% (Garrabou *et al.*, 1998, Ballesteros, 2003).

D'autres auteurs (Coma et Pola, 1999 ; Coma *et al.*, 2001, Blouet *et al.*, 2006, Bonhomme *et al.*, 2006) se sont intéressés plus particulièrement aux gorgonaires comme *Paramuricea clavata* et *Eunicella singularis*.

Outre le plongeur *sensu stricto*, le mouillage à répétition sur les sites contribue aussi à cette dégradation et entraîne des séquelles beaucoup plus « profondes » pour les communautés marines. Pour Francour et Koukouras (2000), l'impact des ancrages sur les communautés coralligènes se traduit par (1) une atteinte physique au niveau structurel et (2) des phénomènes d'arrachage et d'abrasion des espèces qui peuplent cet habitat. Dans l'Aire marine protégée agathoise, Blouet *et al.*, (2011a) ont montré que suite à l'installation de mouillages écologiques, la densité de grands individus (> 20 cm) d'*Eunicella singularis* était passé de 9.8 colonies /m² (±8.5 colonies /m²) à 13 colonies /m² (± 12.9 colonies /m²) en 5 ans.

Certaines études de surveillance des activités de plongée ont aussi montré que l'augmentation des sédiments remis en suspension par les plongeurs avait un impact majeur voire supérieur à l'impact physique (Zakai et Chadwick-Furman, 2002 ; Barker et Roberts, 2004 et Luna *et al.*, 2009).

L'affouillement, l'étouffement et l'abrasion via les sédiments qui colmatent et recouvrent les espèces encrustantes ou peu érigées, provoquent des lésions importantes voire la mort de certaines d'entre elles. L'ascidie *Halocynthia papillosa* a été proposée par Luna-perez *et al.*, (2010) comme indicateur de l'effet délétère de l'hyper-sédimentation induit par les plongeurs.

Cependant, le manque de données sur l'adaptation des espèces constituant le coralligène ne permet pas pour l'instant d'estimer la capacité de charge des sites à recevoir des plongeurs (Sala *et al.*, 1996).

3.2.5 Espèces bio-indicatrices de la qualité du milieu

Les Spongiaires sont des bioaccumulateurs de polluants pouvant fournir des indications comparables à celles données par les mollusques des milieux superficiels (moules, huîtres) mais sur un plus vaste gradient vertical. Au-delà de simples dosages de polluants, il paraît possible de distinguer les polluants apportés par les matières en suspension de ceux présents sous forme dissoute (Perez *et al.*, 2003).

Les Spongiaires de par leur mode de vie peuvent faire d'excellents bio-indicateurs. Cependant, la complexité des tests biochimiques nécessaires en font des indicateurs peu accessibles.

Seules les Clones seront considérées, étant donné que ces organismes sont considérés comme dominants dans les sites perturbés par un enrichissement en sels nutritifs et en matières organiques. Ces espèces normalement perforantes peuvent présenter des formes encroûtantes voire massives en milieux eutrophisés (Carballo, 1996).

Les Bryozoaires sont de bons indicateurs de la qualité du milieu, notamment pour des espèces présentes dans de petits espaces cryptiques (Perez *et al.*, 2003).

Le peuplement de Bryozoaires réagit très clairement à la qualité de l'environnement par sa richesse spécifique, sa composition, et son taux de couverture du substrat. Cette sensibilité s'illustre particulièrement par une nette disparité de la richesse spécifique (Harmelin & Hong 1979). *Myriapora truncata* fait partie des espèces les plus tolérantes aux pollutions des eaux usées (Capo, 1998).

Les gorgonaires sont des filtreurs passifs, se développant suivant l'hydrologie locale en formant des peuplements parfois denses. Ces organismes peuvent être influencés par les polluants véhiculés sous forme particulaire par les courants marins. En raison de leur large distribution bathymétrique, les gorgonaires peuvent être utilisés pour la caractérisation et le suivi de la qualité du milieu marin dans la tranche de profondeur comprise entre -15 et -50 m (Perez *et al.*, 2003). Le pourcentage de colonies nécrosées varie significativement par rapport à l'exposition au panache d'un émissaire (Robert, 1997).

Les Echinodermes sont présents sur presque tous les substrats. Ce qui en fait un groupe relativement ubiquiste, mais de par leur mode de vie, certaines espèces sont des bio-indicateurs de la pollution domestique. Comme l'illustre le documentaire de Christian Perron à la sortie de l'émissaire de Cortiou, où pullulait l'ophiure noire *Ophiura negra*.

En effet, l'étude sur l'oursin *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*, *Sphaerechinus granularis*, les holothuries *Holothuria tubulosa* et *H. forskali* et l'ophiure *Ophiocomina nigra* réalisée par Harmelin (1979, 1981, 1995) montre une augmentation significative de la densité de ces espèces dans des zones soumises à une pollution d'origine domestique.

3.2.1 Espèces indicatrices retenues

En référence aux inventaires Natura 2000 du site « Posidonies du Cap d'Agde » (Foulquié *et al.*, 2005 et Blouet *et al.*, 2008) les espèces identifiées comme indicatrices du suivi de l'état de conservation du coralligène sont (

Tableau 3) :

Tableau 3 : Tableau de synthèse des espèces bio-indicatrices retenues en fonction de leur pertinence pour l'étude des facteurs délétères pour le bon état de conservation du coralligène

Espèces	Bio indicateurs		Perturbations			Références	
	Bio-érodeurs	Bio-constructeurs	Pollution	Plongeurs	ancrages	sédimentation	Auteurs (non exhaustif)
<i>Cliona (Alpha, Beta, Gamma)</i>	X		X				Feldman, 1937 Hong, 1980 Rosell <i>et al.</i> , 1990 Carballo, 1996 Muricy, 1991
<i>Sphaerechinus granularis</i>	X		X				Sartoretto 1996 Harmelin <i>et al.</i> , 1981
<i>Paracentrus lividus</i>			X			X	Laubier, 1966; Harmelin <i>et al.</i> , 1981
<i>Myriapora truncata</i>		X		X	X		Hong, 1980 Francour & Kouroukas, 2000
<i>Adeonella calveti</i>		X	X	X	X		Hong 1980 Harmelin & Hong, 1979
<i>Hornera frondiculata</i>		X		X	X		Hong 1980 Harmelin & Hong, 1979
<i>Sertella septentrionalis</i>		X	X	X	X		Hong 1980 Harmelin & Hong, 1979
<i>Reteporella elegans</i>		X	X	X	X		Hong 1980 Harmelin & Hong, 1979
<i>Patinella radiata</i>		X	X				Hong 1980 Harmelin & Hong, 1979
<i>Porella cervicornis</i>		X	X	X	X		Hong 1980 Harmelin & Hong, 1979
<i>Pentapora fascialis</i>		X	X	X	X		Hong 1980 Sala <i>et al.</i> , 1966 Garrabou <i>et al.</i> , 1998
<i>Eunicella singularis</i>							Coma & Polà, 1999 Coma <i>et al.</i> , 2000 Blouet <i>et al.</i> , 2006 Bonhomme <i>et al.</i> , 2006
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>				X	X		Perez <i>et al.</i> , 2003
<i>Halocynthia papillosa</i>						X	Luna-perez <i>et al.</i> , 2010
<i>Microcosmus sabatieri</i>						X	Perez <i>et al.</i> , 2003
<i>Ciona edwardsi</i>						X	Perez <i>et al.</i> , 2003

3.2.2 Protocole d'échantillonnage et principe méthodologique

3.2.2.1 Choix de la photographie dans le suivi du benthos

De nombreuses techniques de suivi des milieux naturels empruntées à l'écologie terrestre ont été adaptées pour une utilisation en milieu marin.

Ainsi, la photographie sous-marine est devenue une méthode largement plébiscitée par les biologistes marins dans leurs travaux de recherche sur les communautés benthiques (Bianchi *et al*, 2001).

Cette technique d'échantillonnage non destructrice permet un repérage spatial de la communauté échantillonnée, dont l'évolution est suivie dans le temps.

Pour Kollman et Stachowitsch (2001), cet échantillonnage photographique offre un complément précieux aux prélèvements classiques et fournit un gain d'information considérable.

Son emploi est donc parfaitement adapté pour mettre en évidence les éventuels changements dans les assemblages benthiques sessiles qui, par définition, restent fixes par rapport aux stations définies pour l'étude.

De plus en plus associée à l'utilisation des quadrats et des transects, la photographie est aujourd'hui largement utilisée pour estimer des recouvrements, des abondances ou des dénombrements (Ferdeghini *et al*, 2000 ; Kollman et Stachowitsch, 2001 ; Lindenbaum *et al*, 2002), établir des inventaires exhaustifs (Pech *et al*, 2004), diagnostiquer des impacts (Bevilacqua *et al.*, 2004 ; Fanelli & Boero, 2001), étudier la croissance des organismes (Garrabou & Harmelin, 2002 ; Munro & Munro, 2003 ; Sgorbini *et al*, 1996), et mettre en évidence des changements structurels sur du long terme (Balduzzi *et al*, 1982 ; Bianchi *et al*, 2001 ; Glanville, 2001 ; Kollman et Stachowitsch, 2001).

L'outil photographique a par ailleurs été utilisé précisément pour suivre les populations des gorgones pourpres *Paramuricea clavata* par Tunesi (1991) en Italie, et par Sartoretto (2002) dans le cadre du réseau de surveillance des gorgones (RSG), suite à l'épisode de mortalité survenu en 1999 (Cerrano *et al*, 2000 ; Perez *et al*, 2000 ; Sartoretto, 2001 ; Skoufas et Poulicek, 2001 ; Linares *et al*, 2005 ; Dalias *et al.*, 2010).

3.2.2.2 Transect permanent

L'utilisation d'un quadrat photographique le long d'un transect fixe a été retenue. Cette méthode couramment utilisée permet de disposer d'un référentiel spatio-temporel des communautés benthiques (Weinberg, 1978 ; Francour et Koukouras, 2000 ; Skoufas et Poulicek, 2001 ; Sartoretto, 2002 ; Munro et Munro, 2003 ; Dalias *et al.*, 2010).

Un quadrat photographique de 0,25 m² (50 cm X 50 cm) sur pied a été utilisé (Figure 4). Cette surface correspond à l'ouverture maximale pour un objectif de 18mm, et permet ainsi d'obtenir une surface maximale photographiée sans déformation. En deçà de 18mm (10mm-18mm) la déformation de l'objectif augmente significativement les erreurs d'interprétations surfaciques.

Cette surface de comptage correspond également aux différents suivis des communautés benthiques de substrats rocheux (Pérez *et al*, 2000, Sartoretto, 2009, Ballesteros, 1999).

L'utilisation d'un pied fixe de soutien de l'appareil photographique permet de limiter les erreurs de calcul de surface, lors de l'interprétation spatiale des espèces. En effet, il est très difficile en photographie sous-marine de se positionner verticalement au-dessus d'un quadrat, ainsi l'angle de la prise de vue ne permet pas toujours d'obtenir une bonne interprétation du recouvrement.

L'analyse du recouvrement des espèces suivies est ensuite réalisée à l'aide du logiciel CPCe.

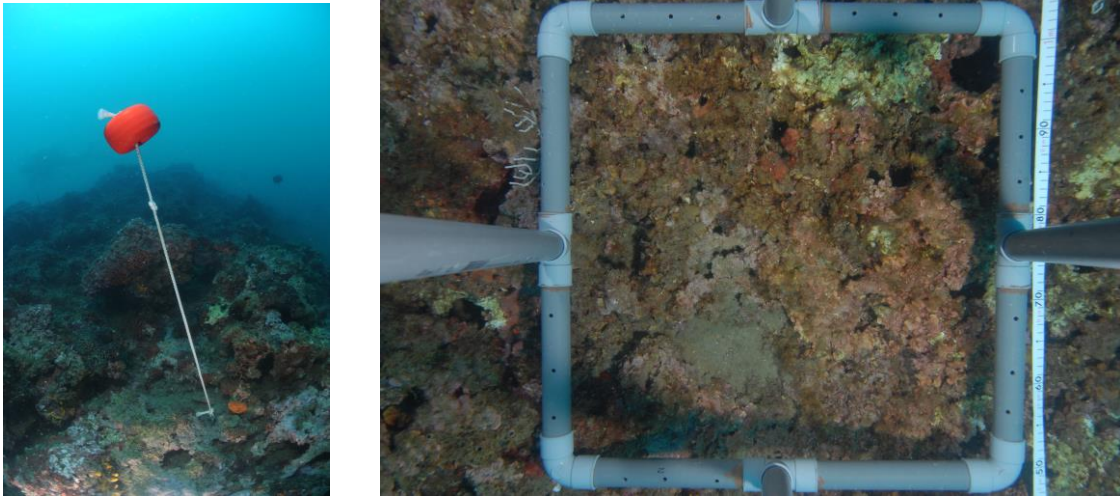
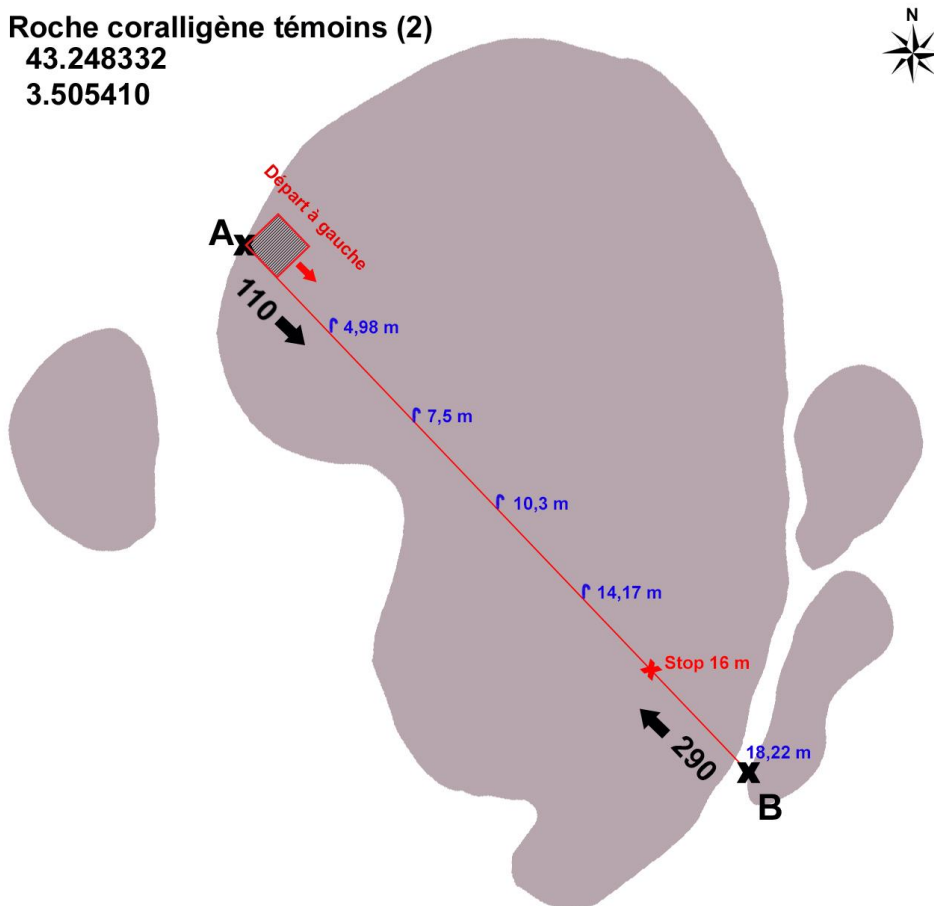


Figure 4 : Flotteur de repérage (à gauche) et quadrat photographique (à droite)

Chacun des transects a été matérialisé à l'aide d'un repère visuel (Figure 4). Au préalable, chacun des sites a été sommairement cartographié afin de positionner au mieux les transects, mais aussi de pouvoir réinstaller des balises en cas de perte (Figure 5).

Roche coralligène témoins (2)
 43.248332
 3.505410



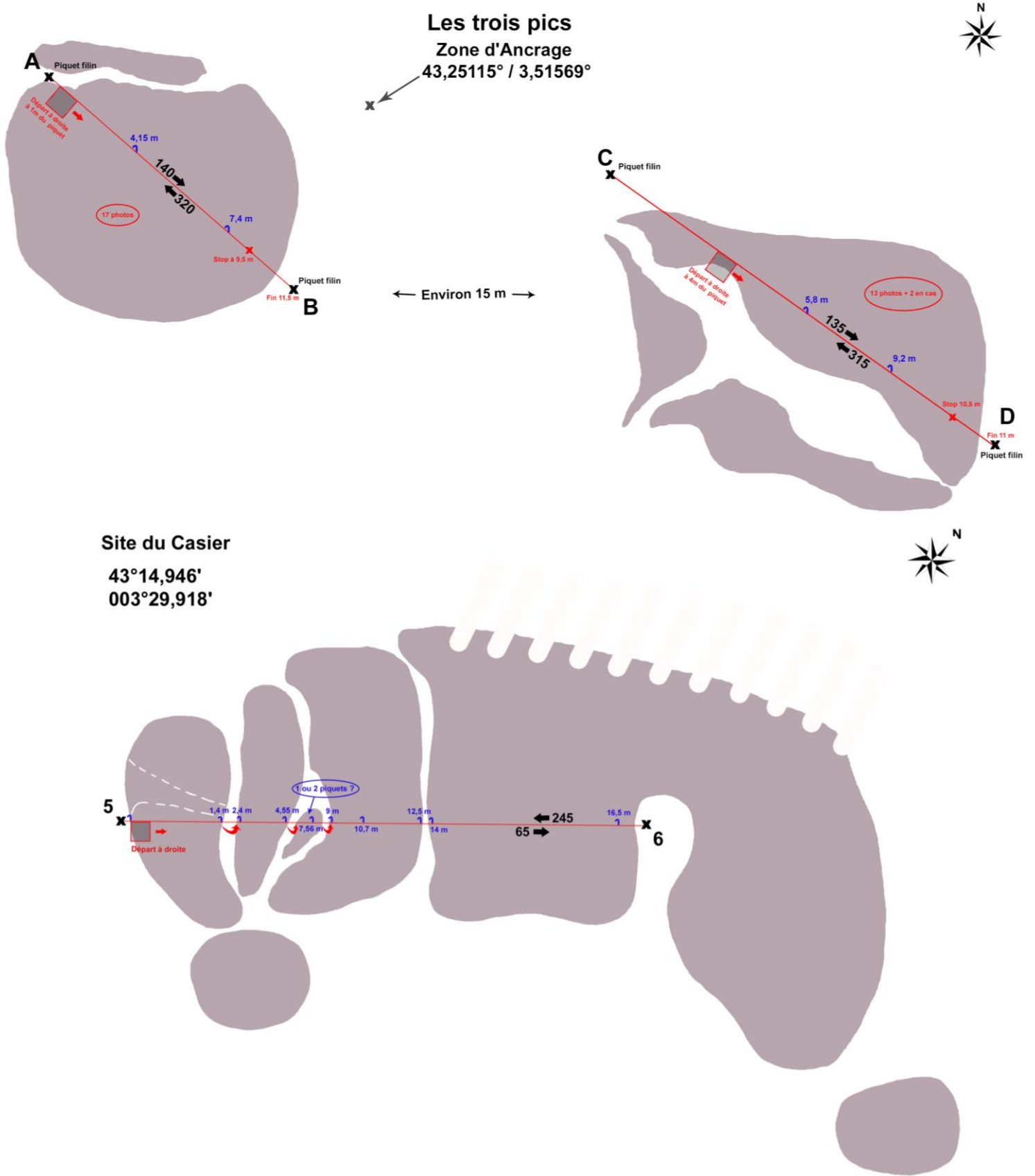


Figure 5 : Cartographies des 3 sites d'étude, avec pour chacune le schéma du transect permanent mis en place

In situ, les transects sont matérialisés par un décamètre. Les quadrats sont ensuite positionnés d'un côté du transect tous les 50 cm en fonction de la configuration et de la longueur du transect (Figure 6). Pour chacun des sites, un minimum de 30 quadrats a été retenu afin de permettre une comparaison inter-site. La surface totale minimale échantillonnée par site est de 7.5m².

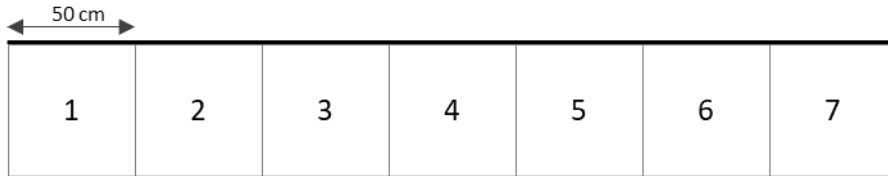


Figure 6 : Schéma du positionnement des quadrats le long des transects.

3.2.2.3 Quadrats aléatoires

Les échantillonnages aléatoires ont souvent été employés en compléments des méthodes spatialement bornées, lorsque la surface d'un site ou le caractère cryptique voire vagile de certaines espèces n'est pas pleinement satisfaisant pour le dénombrement ou l'observation avec la méthode des transects permanents.

La méthode des trajets aléatoires en complément de transects permanents a été employée dans de nombreuses études, notamment pour l'étude de l'ichtyofaune (Thomson & Schmidt, 1977 ; Jones & Thomson en 1978). La variabilité dans les assemblages des communautés benthiques du coralligène diffère au sein d'un même site et au sein d'une même zone géographique, indépendamment de la profondeur (Ballesteros, 2003). Il est donc nécessaire de considérer cette variabilité dans l'échantillonnage.

Sur chaque site, 30 répliques sont effectués avec un quadrat de 50 x 50 cm. Ces quadrats sont disposés aléatoirement sur le site. Le plongeur se déplace sur le site en déposant aléatoirement le quadrat. Il y est effectué un inventaire qualitatif et quantitatif, ainsi que les mesures biométriques des espèces cibles.

Compte tenu de la modification du mode opératoire de l'échantillonnage lors de ce deuxième suivi, aucune comparaison entre ces deux suivis ne sera donc faite.

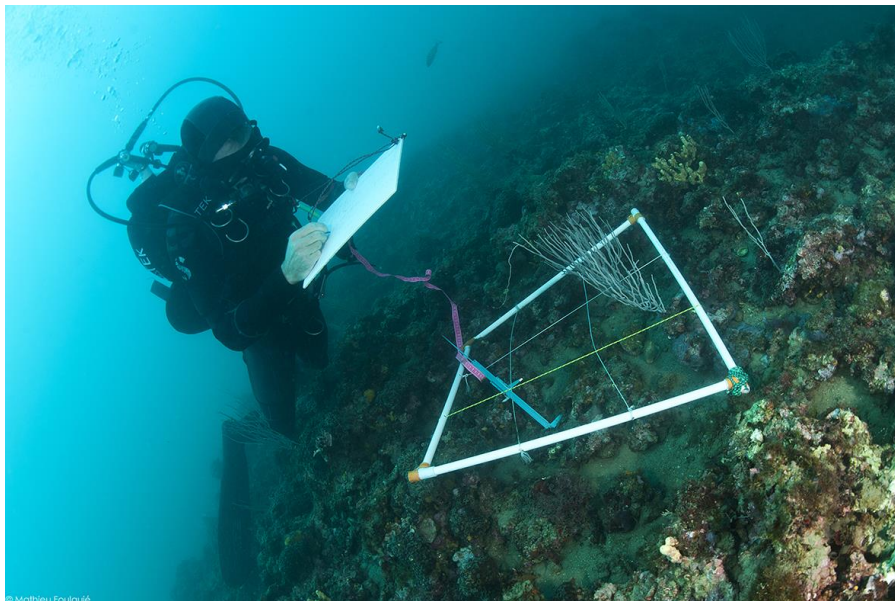


Figure 7: Echantillonnage dans un quadrat aléatoire.

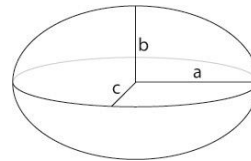
3.2.2.4 Mesures

Les colonies de bryozoaires situées au niveau de la strate supérieure du concrétionnement sont mesurées à l'aide d'un pied à coulisse. La hauteur et la largeur de chaque colonie a été inventoriée au centimètre près (Figure 8). Les anthozoaires et les spongiaires ont été mesurés avec un mètre ruban.



Figure 8: Mesure des colonies de *Bryozoaire* (Gauche : *Pentapora fascialis*, droite : *Myriopora truncata*)

Calcul de la surface théorique pour les spongiaires et les bryozoaires : Les mesures réalisées permettent de calculer la surface théorique ($St = \text{Longueur} \times \text{largeur}$) de recouvrement des spongiaires et le volume théorique (Vt) des bryozoaires :



$$Vt = (4/3\text{Pi}.a.b.c)/2$$

Figure 9: Calcul du volume théorique d'une colonie de bryozoaires : Volume d'une demi ellipsoïde avec b pour le hauteur et a, c pour la largeur de la colonie.

Evaluation du degré d'exposition : Pour évaluer le degré d'impact physique potentiel, chaque individu a été classé selon 6 catégories de répartition spatiale (Figure 10):

1	<i>Epibionte</i>
2	<i>Surface convexe</i>
3	<i>Surface plane</i>
4	<i>Cavité</i>
5	<i>Surplomb</i>
6	<i>Paroi verticale</i>



Figure 10: Degré d'exposition des espèces étudiées (modifié selon Francour et koukouras, 2000).

Evaluation du taux de nécrose : Le taux de nécrose représente le pourcentage de surface occupée par la partie inerte de la colonie par rapport à la surface totale de la colonie. L'étude du taux de nécrose a été mise au point par Harmelin et Marinopoulos (1994) dans le cadre du suivi des gorgonaires. Selon ce principe, nous appliquerons les mêmes classifications de nécrose pour l'ensemble des gorgonaires et pour les grands bryozoaires dressées. Les taux de nécrose inférieure à 10 % sont considérés comme naturels. Le taux de nécrose est évalué à 5% près.

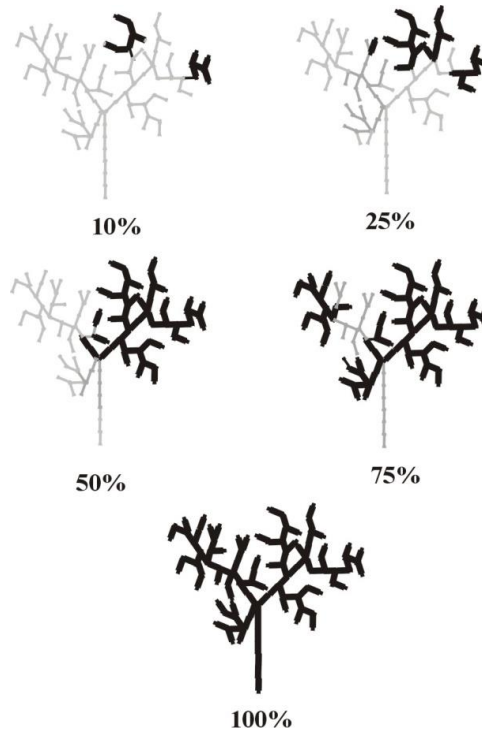


Figure 11: Evaluation visuelle du taux de nécrose sur des gorgonaires (Perez *et al.*, 2000).

3.3 Choix des descripteurs multi-spécifiques

L'ensemble des descripteurs retenus pour les analyses du suivi des communautés benthiques et de l'ichtyofaune sont :

- **La richesse spécifique :** elle correspond au nombre d'espèces rencontrées lors de l'ensemble des comptages sur les différents sites d'étude.
- **Indice de biodiversité de Shannon (H')**
Cet indice permet de mesurer la diversité spécifique d'un site. Il varie toujours de 0 à H' maximal (H'max).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

i : Espèce du site d'étude

p_i : Proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le site d'étude.

$$p(i) = n_i / N$$

(n_i est le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total, les individus de toutes les espèces).

- **Equitabilité (E)**

L'équitabilité s'exprime en pourcentage, elle correspond au rapport entre l'indice de Shannon (H') et son indice maximal (H'_{max}). Ce paramètre permet d'observer la composition d'un peuplement, à savoir si certaines espèces sont dominantes.

- **L'abondance** : elle est exprimée en nombre total d'individus observés. L'abondance d'une espèce témoigne des conditions plus ou moins favorables qu'offre le milieu. Elle est la preuve, pour une espèce considérée, de la qualité des refuges, de la disponibilité en ressource alimentaire, d'une adéquation avec la bathymétrie, etc.

- **Abondance de l'ichtyofaune** : Les poissons ont été dénombrés de façon directe jusqu'à 10 individus (Harmelin *et al.*, 1995) puis pour les espèces groupées en bancs, les individus ont été estimés selon une cotation d'abondance (Harmelin-Vivien et Harmelin, 1975). L'utilisation des classes d'abondance permet à la fois d'augmenter la rapidité de comptage et de diminuer les erreurs d'évaluation des groupements (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985).

- **La taille des individus pour l'ichtyofaune** : La taille des individus a été évaluée à 2 centimètres près. (Garcia-Charton et Perez Ruzafa, 1998 ; Bayle-Sempere, 1999 In : Goni *et al.*, 2000). L'évaluation de la taille des individus permet d'étudier le recrutement des espèces et de déterminer les biotopes préférentiels des juvéniles.

3.4 Traitement statistique

L'analyse statistique est intimement liée à la stratégie d'échantillonnage proposée.

Au cours de la restitution des résultats, les différentes variables ont été analysées statistiquement et sans interaction pour chaque paramètre. Pour cela, les tests non-paramétriques de Mann-Whitney (MW) et de Kruskal-Wallis (KW) ont été utilisés, ainsi que des tests de comparaison multiples pour évaluer d'éventuelles différences inter-sites.

Pour l'ensemble des tests une erreur de 5% est considérée.

3.5 Fréquence d'échantillonnage

La fréquence des suivis du coralligène dans le site Natura 200 « Posidonies du Cap d'Agde » a été établie selon les critères de croissance et de recrutement des espèces cibles.

Garrabou *et al.*, (2002) ont montré que les variations saisonnières des communautés benthiques du coralligène étaient très peu marquées. En deux années de suivis de placettes contrôlées (310 cm³), la persistance des algues et des animaux a été maintenue à plus de 70%.

Les bryozoaires :

Peu d'études font références à la dynamique de croissance des bryozoaires. Dalias *et al.*, 2010 ont montré une différence très marquée dans la densité des colonies de *Myriapora truncata* entre le printemps et l'automne dans la réserve marine de Banyuls-Cerbères, avec des densités plus élevées en automne qu'au printemps, suggérant ainsi que le recrutement intervient principalement en été et annuellement.

Les spongiaires :

Les travaux de Garrabou et zabala (2001) sur la croissance de deux espèces, *Oscarella lobularis* et *Chondrosia reniformis* indiquent une dynamique de croissance faible avec des taux de rétrécissement bas. Des variations saisonnières chez *Dysidea avara* (Ribes *et al.*,

1999) ont été cependant observées et peuvent être corrélées avec la composition planctonique, notamment en période hivernale où l'assimilation totale représente 26%, alors qu'en période estivale elle n'est que de 7%.

Les gorgonaires :

La croissance moyenne chez *Eunicella singularis* est de 1,5 à 4,5 cm/an (Weinberg & Weinberg, 1979). La saisonnalité chez cette espèce est très marquée et nécessite de longues périodes de suivis. Le taux de croissance le plus fort se distingue au printemps, notamment lié avec la fluctuation saisonnière des sources d'alimentation (Coma *et al.*, 1998). Le faible taux de croissance de ces organismes benthiques suggère la nécessité d'un suivi sur plusieurs années.

Les risques naturels tels que le changement climatique sur les communautés d'invertébrés du coralligène peuvent induire des changements profonds dans la composition spécifique. Les épisodes liés à l'augmentation de la température ont provoqué une mortalité massive chez certains invertébrés benthiques tels que les gorgonaires. Il est préconisé de prendre en compte ces changements environnementaux pour suivre et évaluer ces phénomènes qui tendent à se marquer ces dernières années.

Par conséquent, le suivi des communautés benthiques du coralligène doit s'inscrire dans un suivi à long terme, sur une dizaine d'années avec un pas de temps de 3 ans. Les suivis seront réalisés en fin d'été afin de réduire les biais liés au recrutement et à la mortalité post-recrutement.

4 Résultats

4.1 Quadrats aléatoires

4.1.1 Bryozoaires

Au cours du suivi, quatre espèces de bryozoaires ont fait l'objet de mesures biométriques (Tableau 4). En 2013, l'espèce *Fron dipora verrucosa* n'avait pas été inventoriée. Cependant, trois autres espèces avaient été observées à savoir *Pentapora fascialis*, *Porella cervicornis* et des placages de *Schizoretepora sp.*. Les mesures sur les colonies ont été effectuées par un plongeur au cours des trajets aléatoires. Sur chacun des sites, un échantillonnage de 30 quadrats a été effectué.

Tableau 4: Nombre de colonies de Bryozoaires dressés par site d'étude.

Espèces	Casier	Trois Pics	Témoin	Total
<i>Adeonella calveti</i>		2		2
<i>Fron dipora verrucosa</i>	1		2	3
<i>Myriapora truncata</i>	112	22	25	159
<i>Reteporella grimaldi</i> (<i>Sertella septentrionalis</i>)			1	1

Dans l'ensemble, l'espèce *Myriapora truncata* est majoritaire, elle représente 97% des colonies observées. Des résultats similaires avaient été relevé lors des précédents suivis avec 91% de *M. truncata* en 2013 et 92% en 2010 (Blouet *et al.*, 2011b / Blouet *et al.*, 2013).

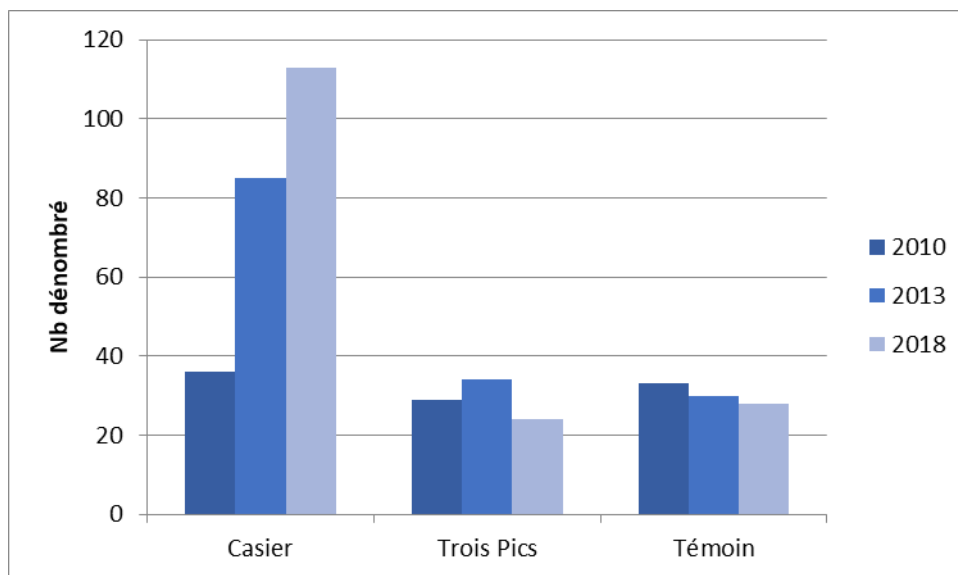


Figure 12 : Évolution du nombre de colonies de bryozoaires dénombrées par site dans le temps.

Depuis le premier suivi en 2010, le nombre de colonies de bryozoaires dénombrées par des quadrats aléatoires sur les sites des Trois Pics et le Témoin est stable (Figure 12). Il a cependant fortement augmenté au sein du Casier, dû à une plus importante quantité de *M. truncata* (Figure 12).

La hauteur maximale observée sur les trois sites d'étude est de 10 cm pour une colonie de *M. truncata* sur le Casier.

L'analyse de corrélation entre la hauteur et la largeur d'une colonie met en évidence une faible corrélation positive entre ses deux variables ($R^2= 51 \%$) (Figure 13).

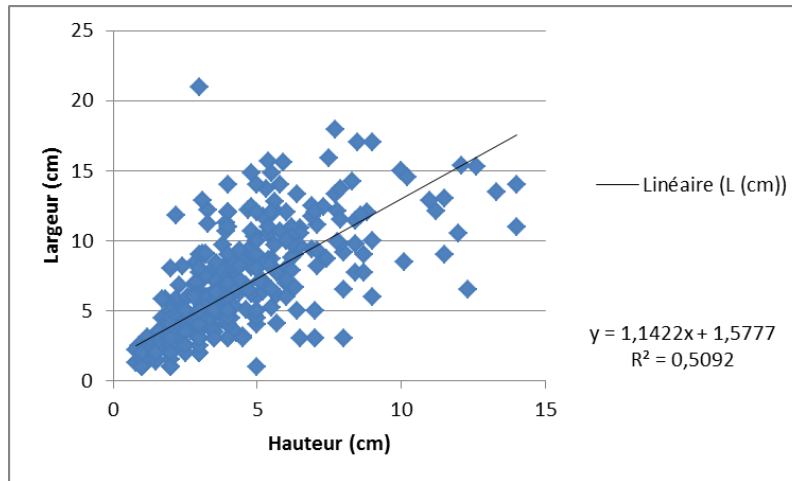


Figure 13: Nuage de point représentant la régression linéaire entre la hauteur et la largeur des colonies de *Myriapora truncata* sur les 3 sites d'études depuis 2010.

Cela permet néanmoins de considérer le volume théorique (V_{Th}) des colonies comme mesure descriptive de la structure démographique des colonies de *M. truncata*, sur les sites d'étude.

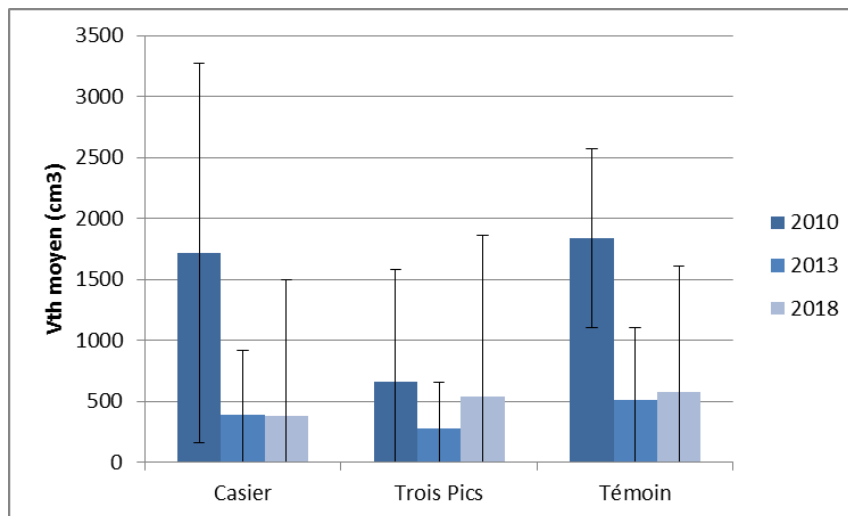


Figure 14: Volume théorique moyen des colonies de *M. truncata* sur les trois sites d'étude.

En 2010, le site des Trois Pics montrait un volume théorique moyen plus faible que les deux autres sites ($P<0,001$) (Blouet *et al.*, 2011b). Cette même année était aussi plus importante par rapport aux deux autres années de suivi pour les sites du Casier et du Témoin. En 2013, le volume théorique moyen entre les différents sites était similaire ($P=0,202$) (Blouet *et al.*, 2013). Lors de ce dernier suivi, le site des Trois Pics montre un volume théorique moyen légèrement plus important que celui du Casier ($P<0,05$) (Test en Annexe p.68). Il n'a pas été retrouvé de différence significative en 2018 entre le site Témoin et les deux autres sites ($P>0,05$).

L'espèce *M. truncata* représentant plus de 90% des colonies observées lors de ces 3 années de comptage, sa distribution par classe de taille (volume théorique en cm³) et par site a été mise en évidence (Figure 15).

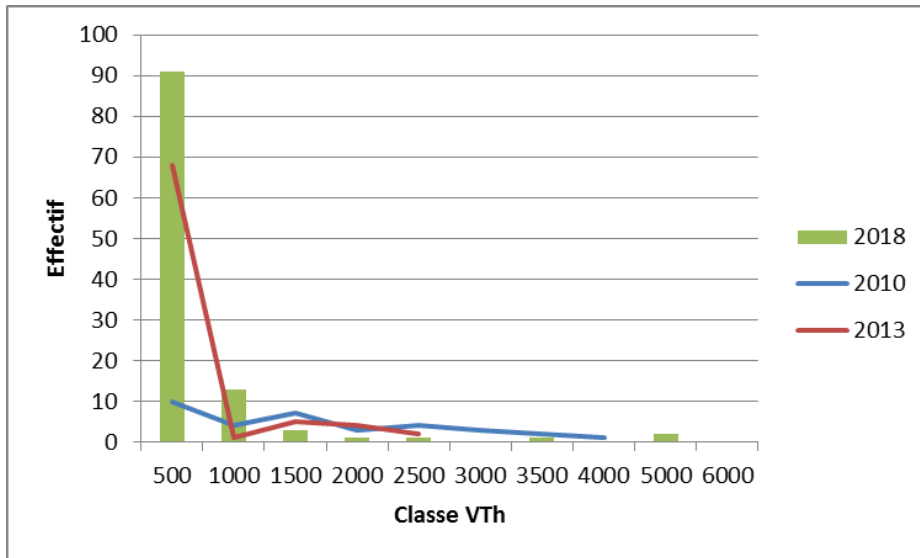


Figure 15: Diagramme rang-fréquence des classes de taille des colonies de *M. truncata* sur le Casier (volume en cm³).

Au niveau du site du Casier, les effectifs de colonies de *M. truncata* lors du suivi de 2010 sont répartis sur une grande amplitude de classes de tailles, avec des effectifs légèrement plus importants dans les petites tailles (Figure 15). Ces effectifs sont cependant très faibles. Durant les suivis de 2013 et 2017, le nombre de colonies a très fortement augmenté, avec une très grande proportion des effectifs répartie dans les petites classes de taille, ce qui explique notamment la plus faible valeur du volume théorique moyen (Figure 14 ; Figure 15). L'hypothèse pouvant expliquer la différence entre ces suivis semble être la diminution de la fréquentation par les plongeurs suite au suivi de 2010, par un déport vers d'autres sites et notamment le site Témoin.

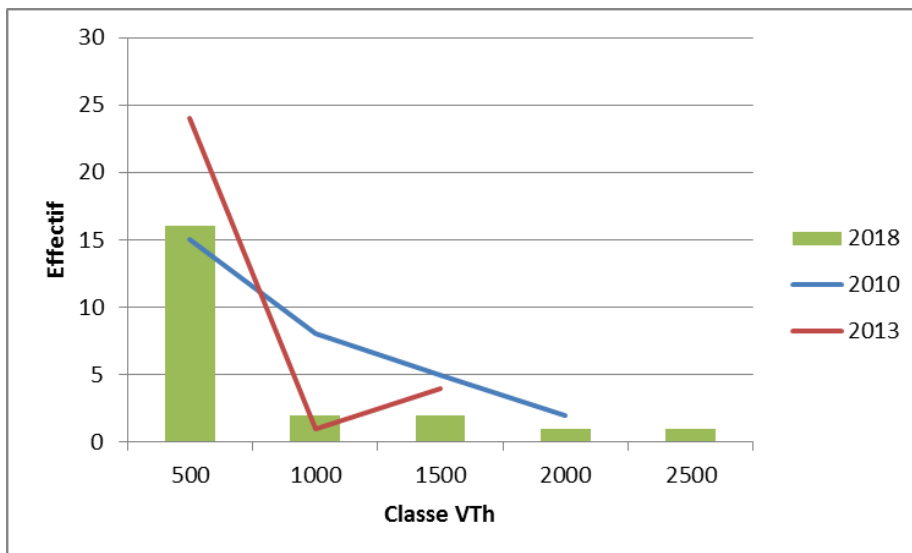


Figure 16 : Diagramme rang-fréquence des classes de taille des colonies de *M. truncata* sur les Trois Pics (volume en cm³).

Pour le site des Trois Pics, les trois années de suivis ne montrent pas de différence dans la répartition des effectifs par classe de taille (Figure 16). Les colonies sont peu nombreuses et principalement de petites tailles.

L'hypothèse pouvant expliquer ces données est l'importante fréquentation de ce site par l'activité de plongée sous-marine.

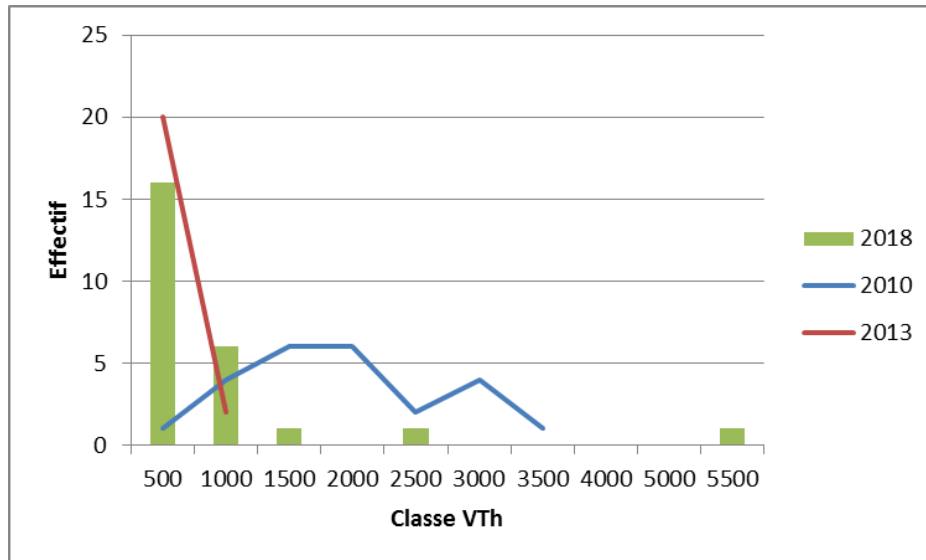


Figure 17 : Diagramme rang-fréquence des classes de taille des colonies de *M. truncata* sur le Témoin (volume en cm³).

En 2010 au sein du site Témoin, les effectifs de *M. truncata* étaient répartis sur un large spectre de classes de taille, avec notamment de gros individus (Figure 17). Suite à cette première année d'étude, ce site a commencé à être un peu fréquenté par les plongeurs. Cette modification de la pression anthropique peut être à l'origine de la diminution de la taille des colonies observée lors des autres suivis (Figure 17).

L'exposition de 159 colonies de *M. truncata* a été analysé en corrélation avec les classes de tailles et les années (Figure 18 ; Figure 19 ; Figure 20).

En fonction de son exposition potentielle à un impact mécanique, le degré d'exposition est considéré comme fort pour les types 1 : Épibionte, 2 : Surface convexe et 3 : Surface plane, ou faible pour les types 4 : Cavité, 5 : Surplomb et 6 : Paroi Verticale.

L'exposition des colonies de *M. truncata* est hétérogène entre les différents sites et dans le temps. Dans l'ensemble, *M. truncata* est présent sur l'ensemble des expositions du concretionnement (Exposition 1 très rare : 1 observation en 2010 sur les Trois Pics). Globalement les expositions 3 et 4 sont les plus représentées, mais avec de petites colonies.

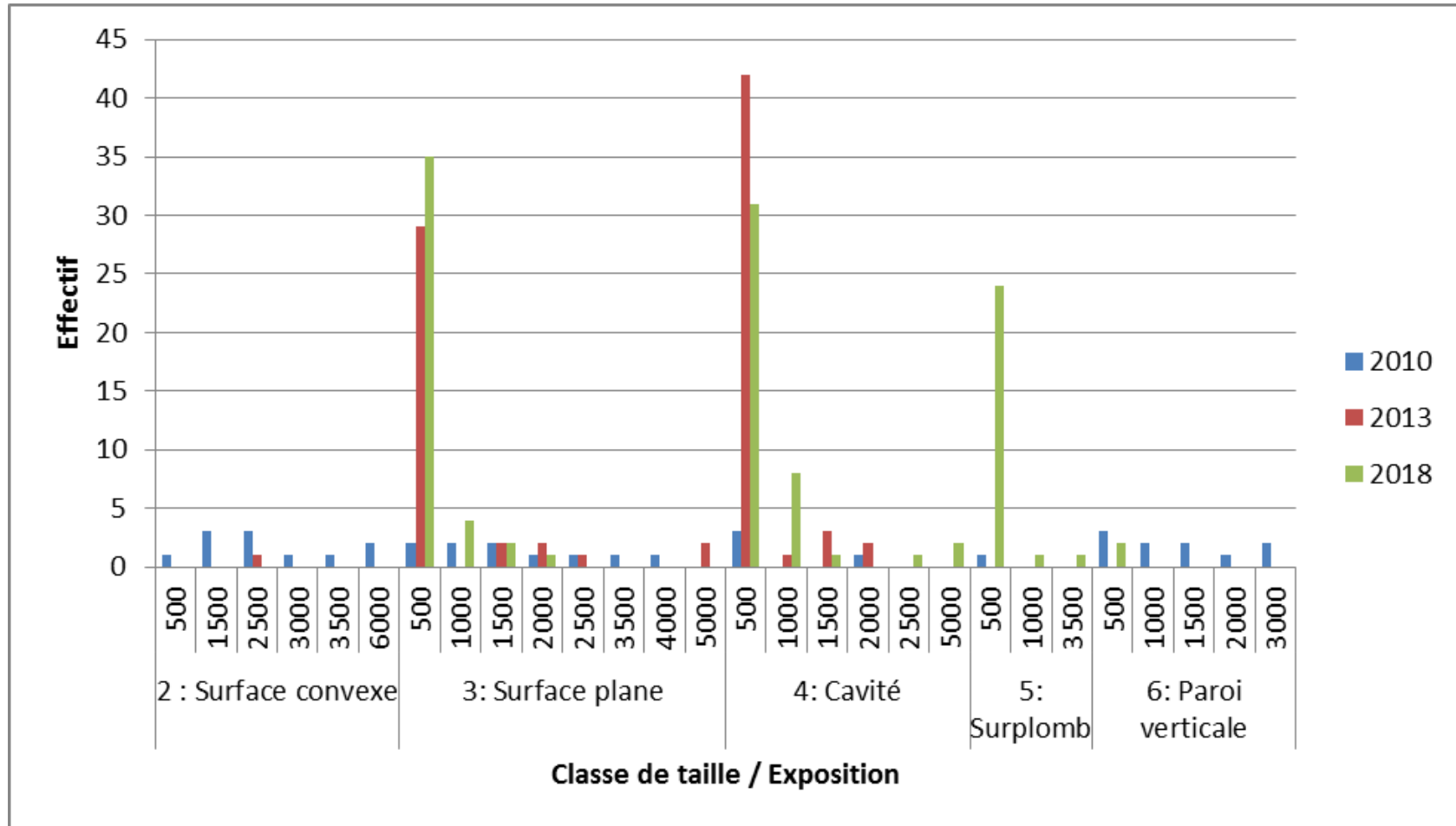


Figure 18 : Degré d'exposition des colonies de *M. truncata* au cours du temps, en fonction des classes de tailles sur le site du Casier.

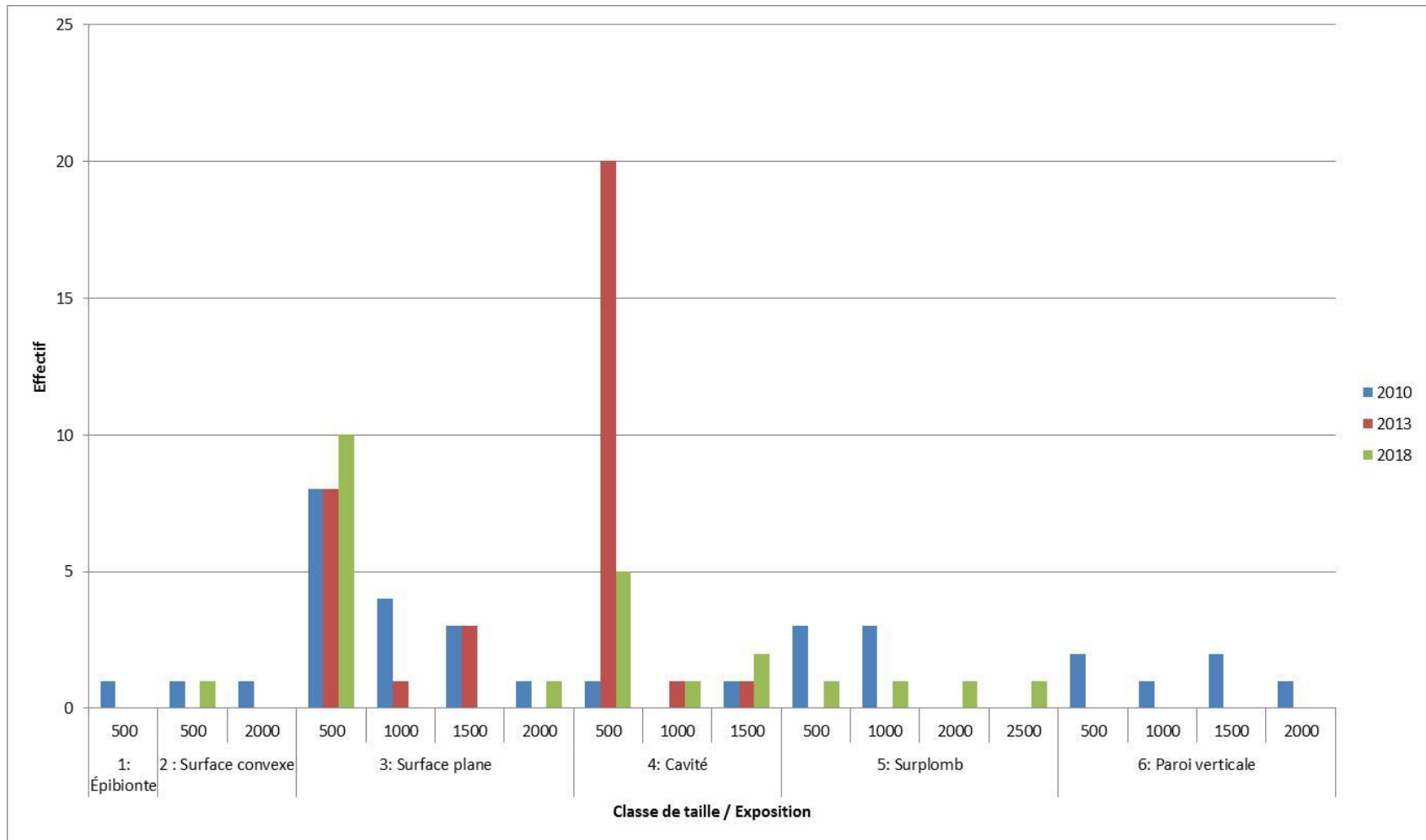


Figure 19 : Degré d'exposition des colonies de *M. truncata* au cours du temps, en fonction des classes de tailles sur le site des Trois Pics.

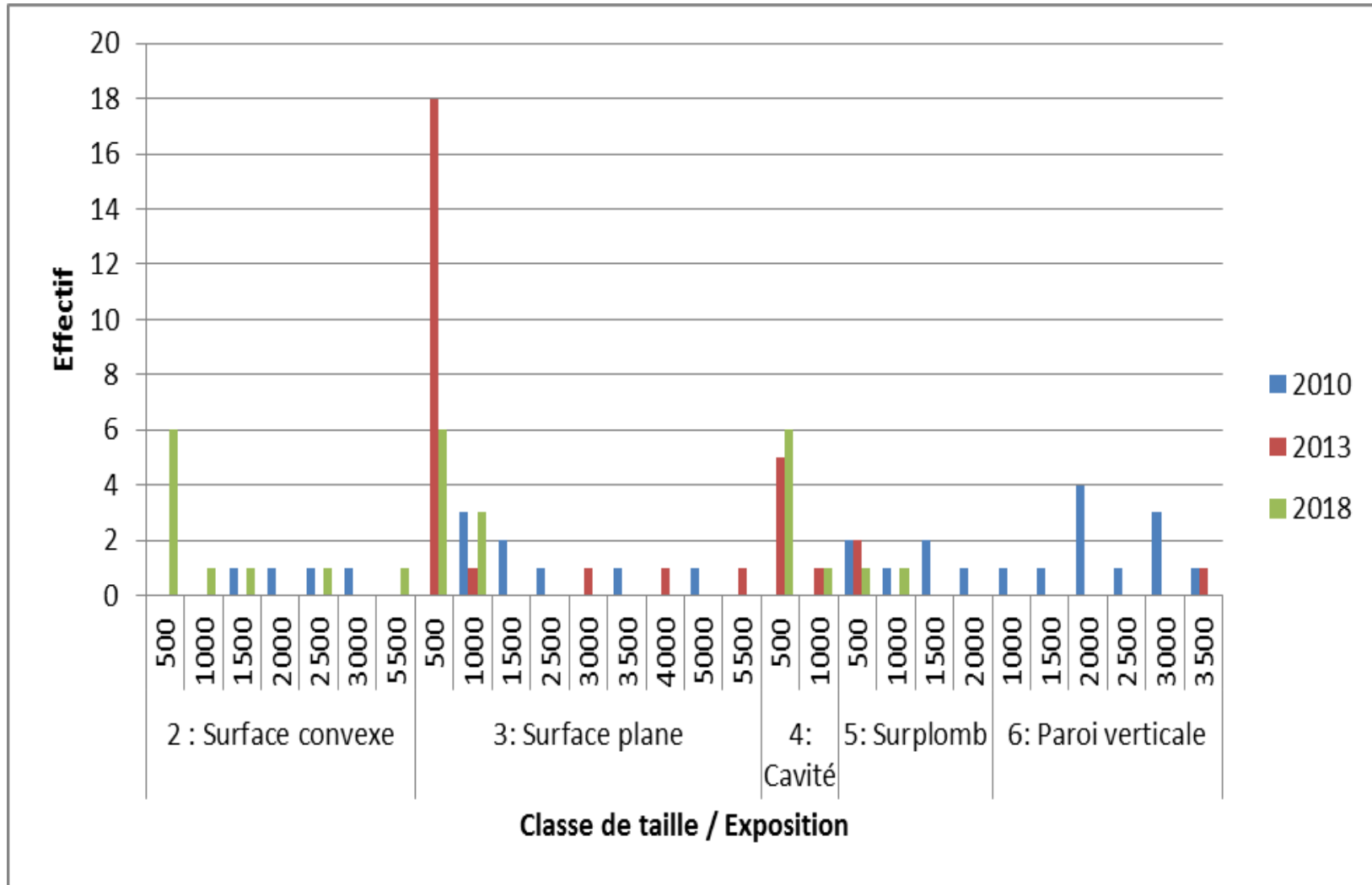


Figure 20 : Degré d'exposition des colonies de *M. truncata* au cours du temps, en fonction des classes de tailles sur le site Témoin.

Concernant l'examen des nécroses, des épibiontes et/ou de la détérioration, la majorité des colonies sont en bon état sur les trois sites, et cela sur les trois sites (Tableau 5).

Tableau 5 : Pourcentage de colonies Bryozoaires en bon état au cours du temps et dans les trois sites d'étude.

	2010	2013	2018
Casier	94,1	71,2	71,6
Témoin	88,5	85,2	92,6
Trois Pics	96,9	69,2	100,0

4.1.2 Gorgones

Au total, 7 gorgones blanches ont été dénombrées, contre 14 en 2013. Celles-ci ont été observées sur les sites des Trois Pics et du Témoin. La hauteur maximale mesurée était de 38 cm lors de ce suivi, contre 48 lors des précédentes années. La taille moyenne des gorgones en 2018 est de 27,2 cm ($\pm 8,3$ cm). Sur l'ensemble des suivis, la taille moyenne descend à 24,9 cm de haut ($\pm 8,6$ cm).

La quasi-totalité des gorgones sont présentes sur le dessus du coralligène, exposé directement aux impacts mécaniques.

Sur les 7 *E. singularis*, 43% révèlent des marques de nécrose et/ou d'épiphytes. Celles-ci sont toutes présentes sur le site des Trois Pics. En 2013 le taux de nécrose était à 29%. Cependant, au vu du faible nombre de gorgones compté, il n'est pas possible d'en faire une généralité.

A titre de comparaison, le suivi de l'état des gorgones blanches *E. singularis* réalisé au sein de l'Aire Marine Protégée de la Côte Agathoise en 2019, révèle qu'en moyenne 90,8% (± 39 %) des gorgones à -20m de profondeur sont affectées par de la nécrose et/ou des épiphytes. En 2018, le taux d'*E. singularis* affectées était de 97,7% ($\pm 41,1$ %) et de seulement 55,8% (± 29 %) en 2017.

4.1.3 Oursins

Au cours des quadrats aléatoires, 10 oursins granuleux, *Sphaerechinus granularis*, ont été dénombrés. Cette espèce fait partie des bio-érodeurs du coralligène.

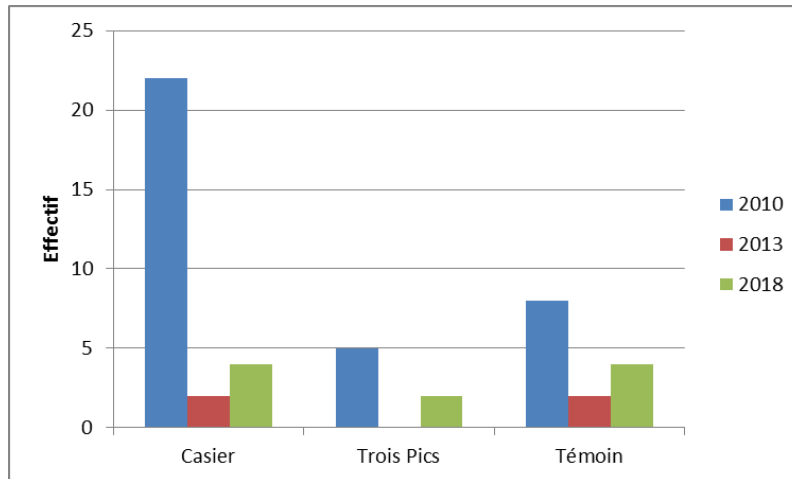


Figure 21: Nombre total d'oursins *Sphaerechinus granularis* recensés sur les sites d'étude depuis 2010.

Depuis 2010, le nombre d'oursins recensés lors des quadrats aléatoires est hétérogène. De même, les faibles effectifs présents sur les sites ne permettent pas d'avancer sur une potentielle évolution sur la présence de cette espèce.

4.2 Transects permanents : données quadrats photographiques

L'analyse des quadrats a été faite par une détermination et un comptage des différentes espèces sous un logiciel de traitement photographique, ainsi qu'à l'aide du logiciel CPCe « Coralligenous assemblage version » (Kohler, KE & Gill SM, 2006).

Via le logiciel CPCe, 30 points sont repartis aléatoirement dans chacun des quadrats. Chacun de ces points est renseigné pour le non vivant (infractuosités, roche à nue, débris biologiques, sable, vase) et le vivant : les actiniaires, les alcyonaires, les ascidies, les astérides, les algues brunes, les algues vertes, les algues rouges, les crinoïdes, les échinodermes, les bryozoaires érigés, les bryozoaires encroûtants, les grands foraminifères, les gorgonaires, les hydraires, les scléactiniaires, les vers sédentaires, les zoanthaires

En parallèle, la richesse spécifique, la densité et l'abondance sont réalisées sur l'ensemble des organismes dénombrés sur les quadrats photos. Cependant, les algues encroûtantes constitutives du coralligène n'ont pas été considérées dans ces calculs.

L'utilisation du logiciel CPCe a permis également de réaliser le calcul des surfaces des espèces par un détourage manuel des zones. L'analyse du recouvrement pour chacun des quadrats a été réalisée.

4.2.1 Analyse par points aléatoires

Dans l'analyse des points aléatoires, les algues n'ont pas été déterminées au niveau spécifique, il a cependant été relevé la présence d'algues encroûtantes du genre *Lithophyllum*, *Mesophyllum* et *Peyssonnelia*. D'autres algues dressées ont été observées, telles que des algues rouges du genre *Sphaerococcus* ou encore des Chlorophycées en gazon.

L'analyse des 90 quadrats, tous sites confondus, a permis de mettre en évidence sur les Trois Pics un plus grand pourcentage de points aléatoires sur des zones de coralligène recouvertes par des sédiments fins (Tableau 6).

Tableau 6: Pourcentage de points aléatoires sur les trois sites d'étude en 2018.

	Casier	Trois Pics	Témoin
Blanchiment	2	0,6	0,6
Envasement	18,7	38,2	19,5
Clones mortes	5,2	0,6	5,2
Faune & Flore	58,4	41,8	50,9

Plusieurs points ont permis de mettre en avant la présence de Clones mortes. Cette observation a fait l'objet d'un suivi particulier détaillé dans le point 4.2.4.

Le détail des points aléatoires de la partie « Faune & Flore » met en évidence qu'un très important pourcentage de points est localisé sur les algues encroûtantes constitutives du coralligène (Tableau 7).

Tableau 7: Pourcentage des points aléatoires sur les différents organismes et phylums dans les trois sites d'étude en 2018.

% de points	Casier	Trois Pics	Témoin
Algues calcaires	91,3	80,9	80,7
Bryozoaires encroûtants	0,7	2,9	0,4
Bryozoaires dressés	4,3	1,8	1,7
Spongiaires	2,4	10,4	9,6
Vers tubicoles	0,2	0	0,4
Rhodophycées dressées	0,4	0	4,6
Gorgones	0	1,3	0,4
Alcyonnaires	0	0	0,4
Autres (Espèces indéterminées)	0,7	2,7	1,8

4.2.2 Richesse spécifique observée

Lors de ce troisième suivi scientifique, 27 espèces ont été identifiées dans les quadrats du transect permanent (Tableau 8). Cependant, plusieurs espèces de bryozoaires dressés et encroûtants, d'ascidies, d'éponges et d'algues rouges dressées non pas pu être identifiées. Lors des précédents suivis, il avait été observé 23 espèces en 2013 et 12 en 2010 (Blouet *et al.*, 2011b / Blouet *et al.*, 2013). Cette importante différence entre 2010 et les deux autres suivis est sensiblement due à une amélioration de la qualité du matériel photographique (permettant un meilleur post-traitement), ainsi que de l'expérience des opérateurs concernant notamment les espèces encroûtantes.

Tableau 8: Richesse spécifique du suivi 2018

Phylums	Espèces	Casier	Trois Pics	Témoin
Bryozoaires	<i>Dentiporella sardonica</i>	X	X	X
	<i>Fron dipora verrucosa</i>	X	X	X
	<i>Myriapora truncata</i>	X	X	X
	<i>Adeonella calveti</i>		X	
	<i>Pentapora fascialis</i>		X	X
Chordés	<i>Halocynthia papillosa</i>	X	X	X
	<i>Pycnoclavella spp.</i>		X	
Cnidaires	<i>Alcyonium sp.</i>		X	
	<i>Eunicella singularis</i>		X	X
	<i>Parazoanthus axinellae</i>		X	X
	<i>Sertularella mediterranea</i>			X
Annélides	<i>Protula sp</i>			X
Algues encroûtantes	<i>Peyssonnelia squamaria</i>	X	X	X
Echinodermes	<i>Sphaerechinus granularis</i>	X		X
	<i>Paracentrotus lividus</i>	X		X
	<i>Holothuria forskali</i>			X
Spongiaires	<i>Cliona celata</i>			X
	<i>Cliona viridis</i>	X	X	X
	<i>Phorbas(Anchinoe) tenacior</i>	X	X	X
	<i>Crambe ou Spirastrella</i>		X	
	<i>Dysidea sp.</i>			X
	<i>Aplysina aerophoba</i>	X	X	
	<i>Aplysina cavernicola</i>	X	X	X
	<i>Chondrosia reniformis</i>		X	
	<i>Axinella damicornis</i>			X
	<i>Haliclona Sp</i>			X
	<i>Petrosia ficiformis</i>			X
Nombre total		11	17	21
		27		

4.2.3 Abondance

Lors de cette analyse, les algues encroûtantes constitutives du coralligène n'ont pas été prises en considération. Comme lors de la première année de suivi, l'embranchement le plus abondant est celui des Bryozoaires, suivi de peu par celui des spongiaires (Blouet *et al.*, 2011b / Blouet *et al.*, 2013). (Tableau 9).

Tableau 9: Nombre total d'individus par phylum pour chacun des sites en 2018.

	Casier	Trois Pics	Témoin	Total
Bryozoaires	139	72	130	341
Chordés	4	19	7	30
Cnidaires	0	9	7	16
Annélides			1	1
Echinodermes	2	0	4	6
Spongiaires	36	92	193	321

Comme mis en évidence lors de l'analyse des quadrats aléatoires, le nombre de bryozoaires *M. truncata* sur le site du Casier a fortement augmenté suite au suivi de 2010 (Tableau 10).

Tableau 10 : Nombre total d'individus de *M. truncata* pour chacun des sites de 2010 à 2018.

	Casier	Trois pics	Témoin
2010	24	24	50
2013	115	33	100
2018	129	40	97

4.2.4 Densité

Le nombre d'individus dénombrés par quadrat a été étudié sur les trois sites et en fonction des principaux phylums représentés (Tableau 11 ; Figure 22).

Tableau 11: Nombre moyen d'individus par quadrat des principaux phylums.

	Casier	Trois Pics	Témoin
Bryozoaires	4,3	2	3,7
Chordés	0,1	0,5	0,2
Cnidaires	0	0,25	0,17
Echinodermes	0,1	0	0,1
Spongiaires	1,1	2,5	5,5

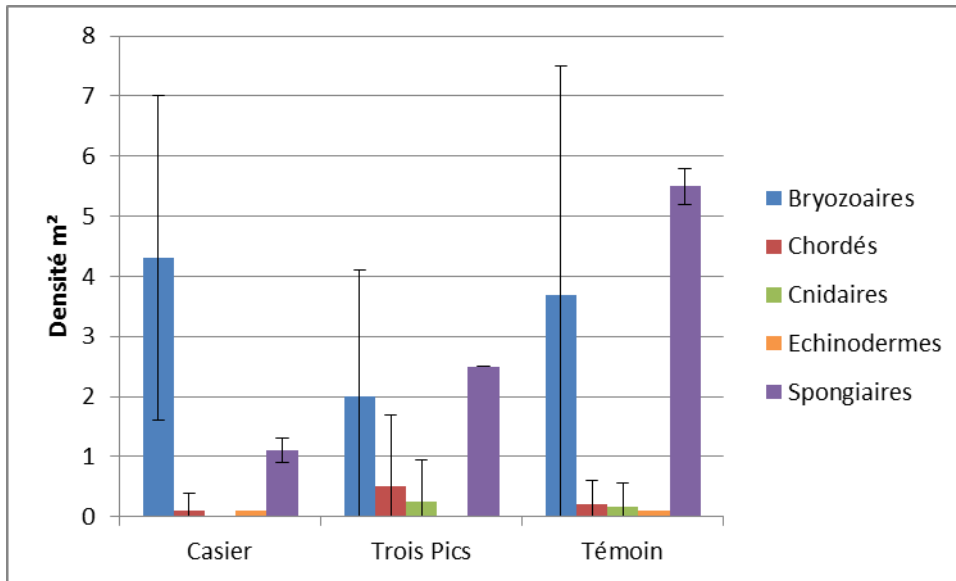


Figure 22: Nombre moyen d'individus par quadrat des quatre principaux phylums en 2018.

En 2018, la densité en bryozoaires est significativement la même entre les trois sites d'étude (Figure 22) (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.68).

Au cours du temps, la densité en bryozoaires sur le Casier est plus importante en 2013 et 2018 par rapport à 2010. Ces résultats confirment les observations et analyses faites lors du traitement des quadrats aléatoires (cf. 4.1.1). Sur les Trois Pics, après une augmentation de la densité entre 2010 et 2013, celle-ci a de nouveau diminué en 2018. Alors que sur le site Témoin, même avec un début de fréquentation par l'activité de plongée sous-marine, le nombre de colonies de bryozoaires reste stable dans le temps (Figure 23 ; Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.68).

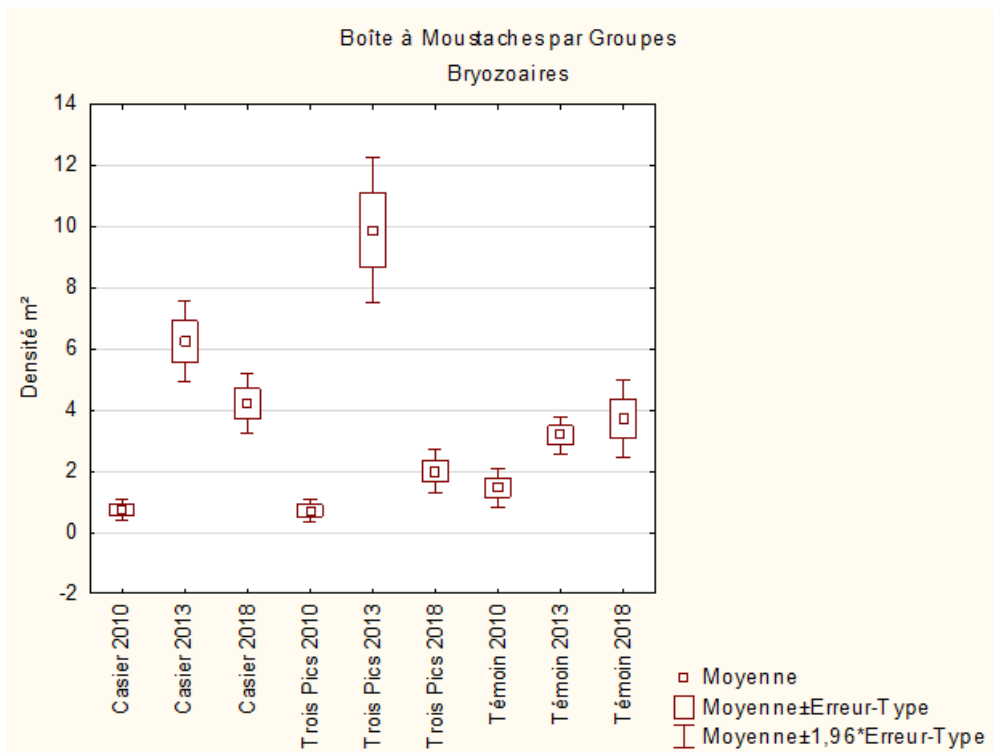


Figure 23 : Évolution de la densité en bryozoaires dans le temps

L'analyse des spongiaires met en évidence la plus forte densité sur le site Témoin en 2018 (Figure 22).

Sur les sites du Casier et des Trois Pics, la densité en spongiaires a significativement diminué en 2018. Sur le site Témoin, les résultats montrent une diminution en 2018, mais non significative (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.69). Dans l'analyse de ces résultats, il est utile de mentionner qu'un phénomène de mortalité important a été mis évidence en 2014 sur les clones. Suite à l'apparition de nécroses, certains individus ont complètement disparu, laissant apparaître les canaux d'érosion créés dans la structure des algues calcaires (Figure 24). Ce phénomène non expliqué a pu être causé par une importante température en profondeur. Des observations faites en 2017 n'avaient montré qu'une récupération partielle de la population de clones (Foulquié *et al.*, 2018).

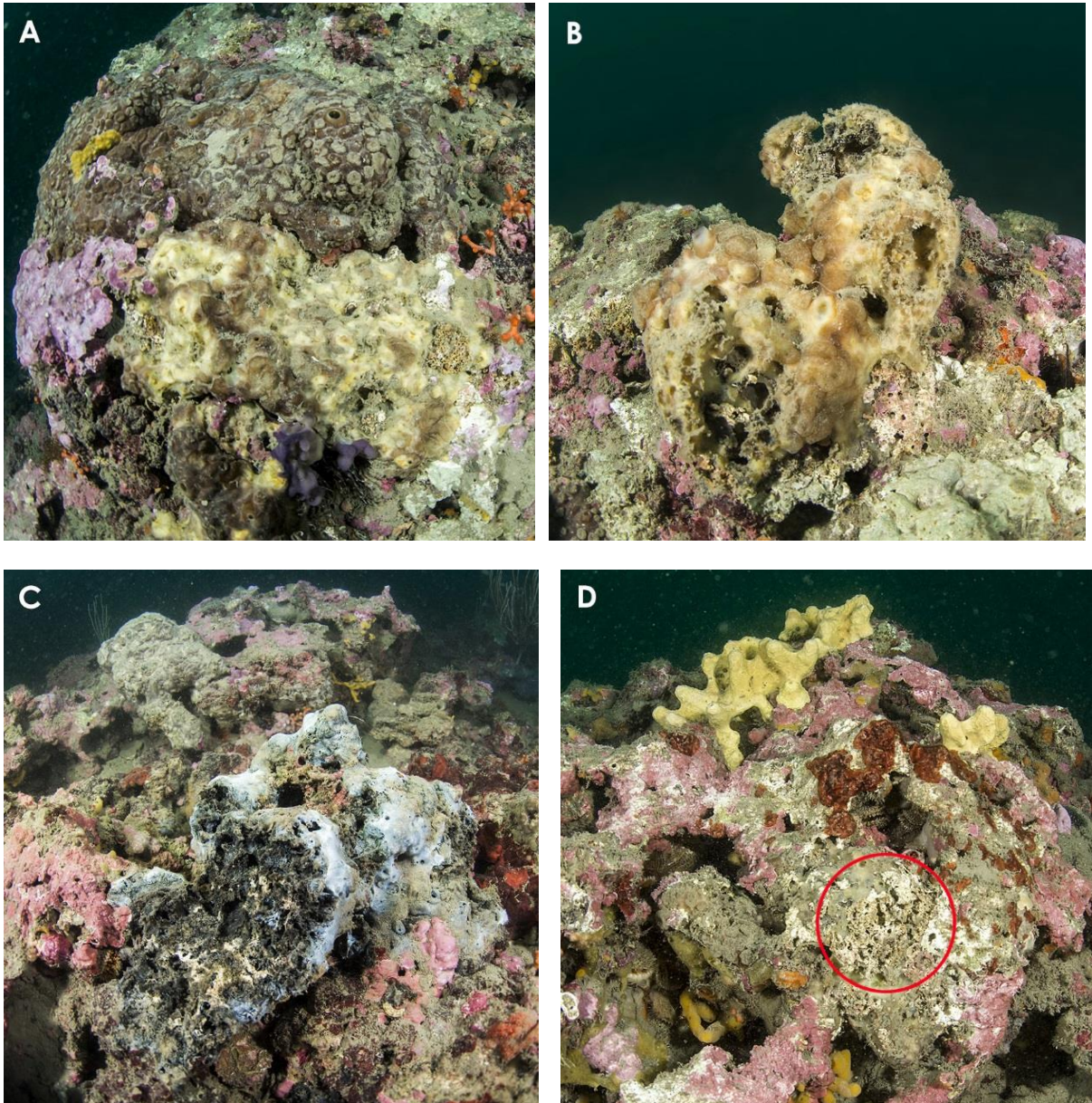


Figure 24 : Processus de mortalité observé sur les clones en novembre 2014 (Photo : Mathieu Foulquié).

Concernant les clones, espèces indicatrices du processus de bio-érosion du coralligène, l'analyse des graphiques montre une diminution des densités mais non significative pour le Casier et les Trois Pics (Figure 25) (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.69). Cette analyse

prend uniquement en compte les individus vivants, car sur la totalité des clones dénombrés, 90% était mortes sur le Casier, 64% sur les Trois Pics et 82% sur le Témoin.

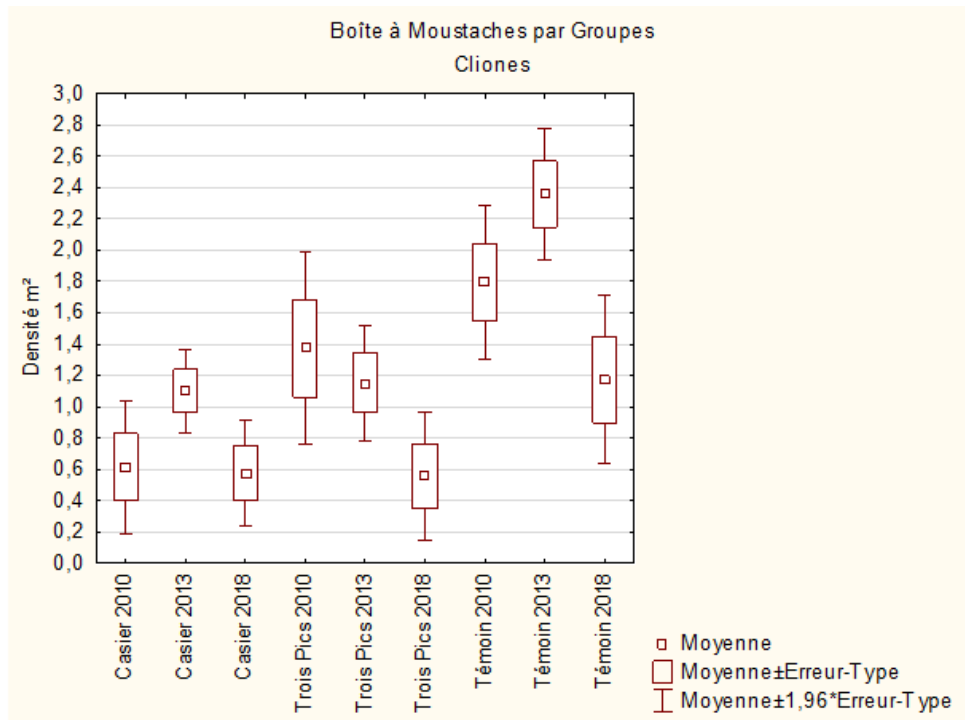


Figure 25: Évolution de la densité en clones dans le temps.

4.2.5 Recouvrements

L'analyse du recouvrement a été réalisée sur les espèces pouvant être identifiées et occupant une surface suffisamment représentative pour être étudiée. Cette analyse s'est donc portée sur les spongiaires et les bryozoaires.

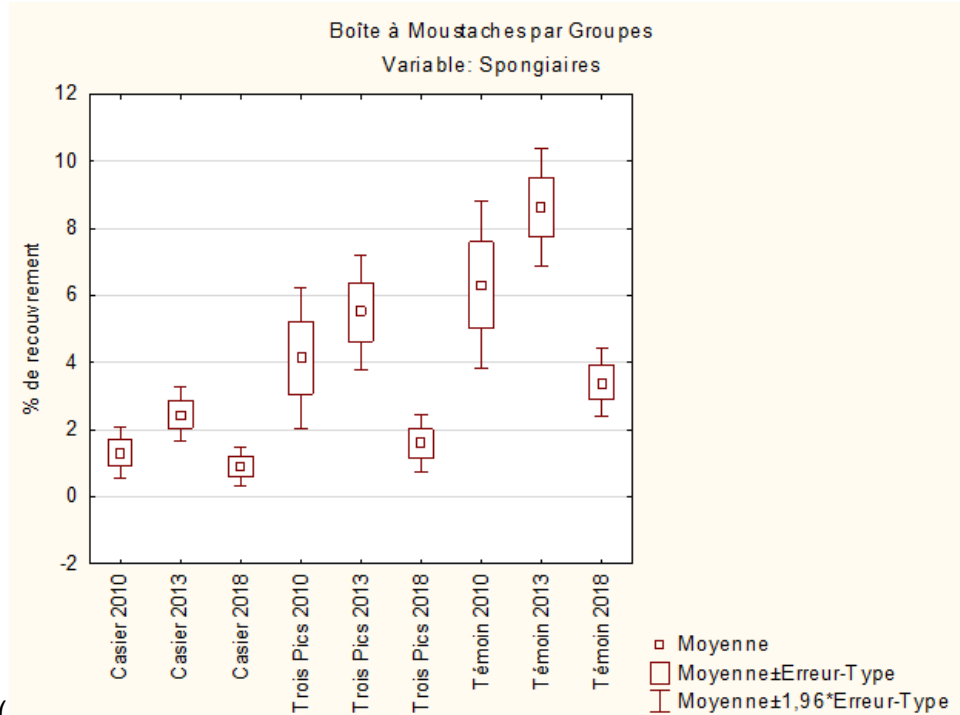
Ainsi, pour chacune des espèces de ces phylums, la surface totale occupée au sein d'un quadrat a été mesurée.

Dans cette analyse, il a été pris en considération les crevasses, failles, blocs rocheux, zones de substrat meuble et zones d'ombre (Tableau 12).

Tableau 12: Pourcentage de recouvrement moyen par quadrat des bryozoaires, spongiaires, et des algues calcaires.

	Casier	3 pics	Témoin
Bryozoaires	1,60 (±1,7)	0,26 (±0,4)	0,93 (±1,1)
Spongiaires	0,91 (± 1,7)	1,59 (±2,6)	3,41 (±3,1)
Algues calcaires	38,18 (±11,2)	23,28 (±9,8)	31,52 (±9,6)

Sur le Casier, le pourcentage de recouvrement en spongiaires reste stable par rapport aux



autres suivis (

Figure 26). Même les clones (vivantes), qui représentent 53% des éponges, révèlent un recouvrement stable (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.70 et 71).

Sur les Trois Pics et le site Témoins, le recouvrement en spongiaires de 2018 est significativement plus faible que celui de 2013

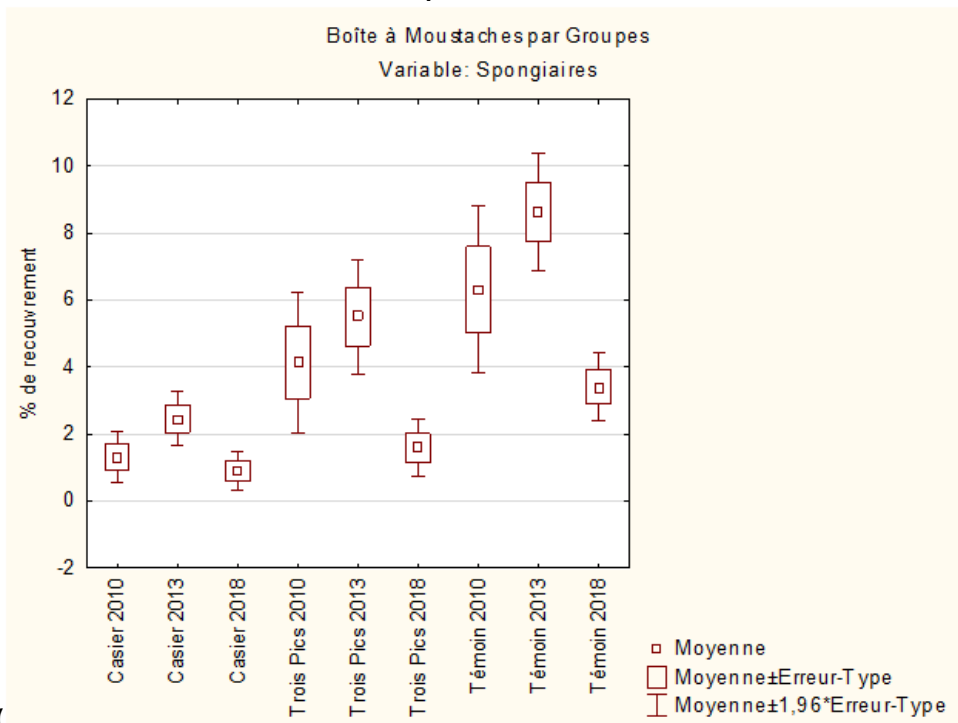


Figure 26). Ces résultats confortent les observations faites lors de l'analyse de la densité. Pour les clones, une diminution du recouvrement a été mise en évidence sur le site témoins en 2018 par rapport à 2013 (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p. 70 et 71).

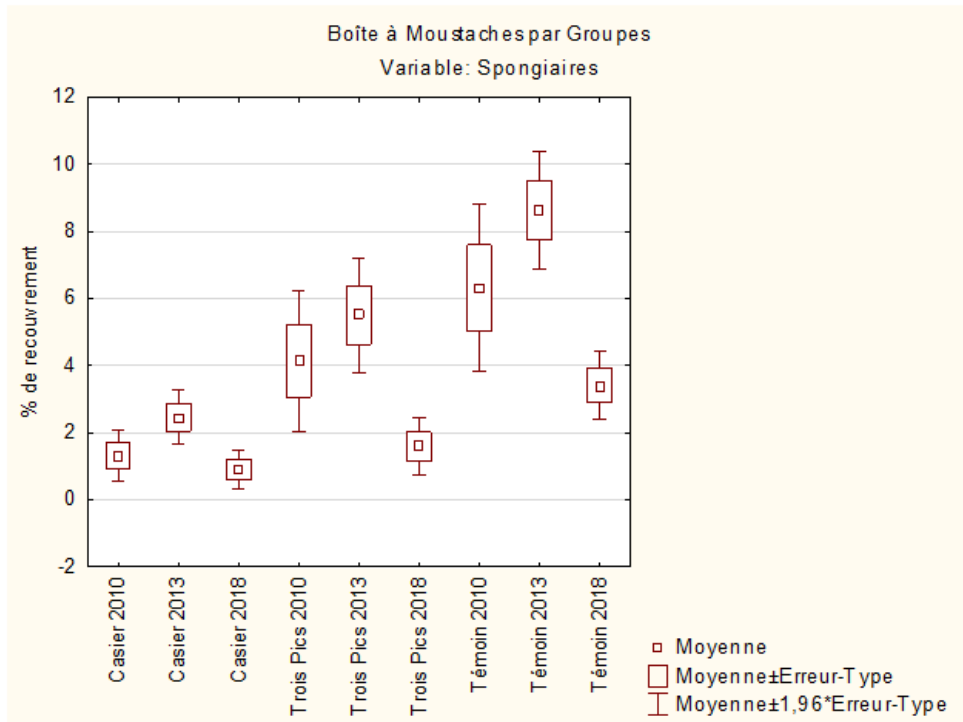


Figure 26 : Évolution du pourcentage de recouvrement des spongiaires dans le temps.

Au niveau du Casier, le pourcentage de recouvrement en colonies de bryozoaires est plus important en 2018 par rapport au premier suivi de 2010

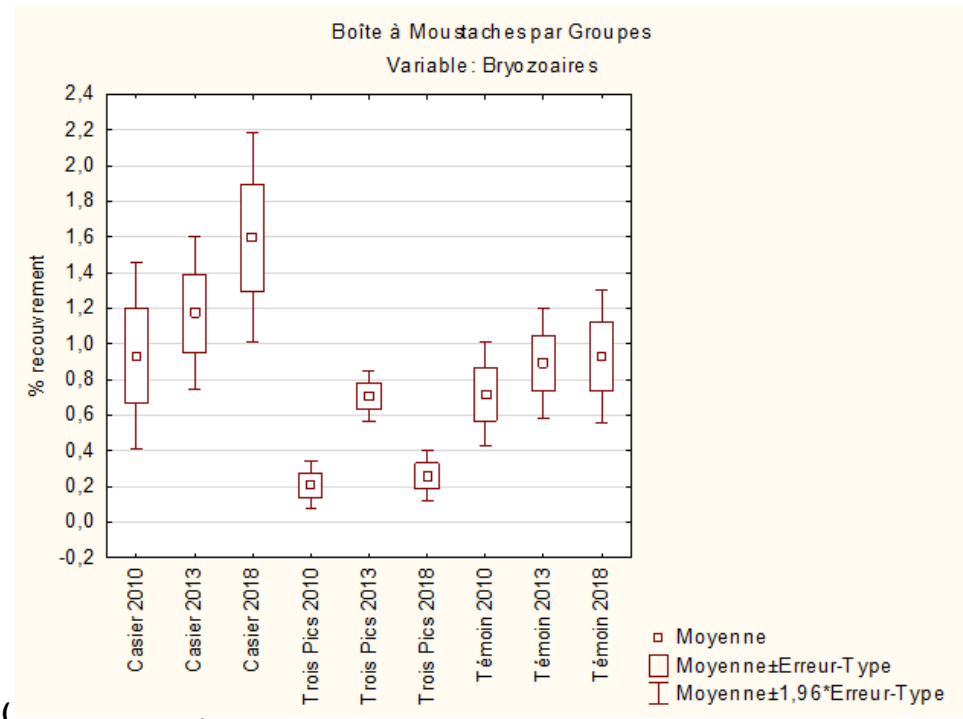
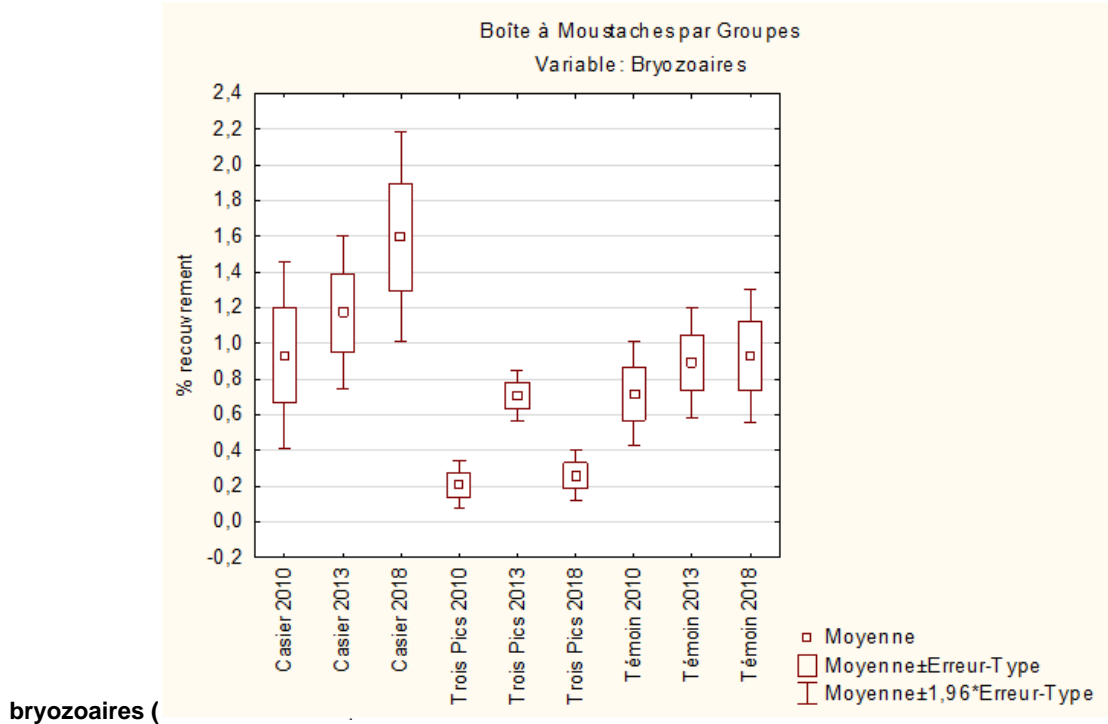


Figure 27). Au sein de ce site, l'espèce *Myriapora truncata* représente 92% des effectifs et suit la même tendance (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.70 et 71). De plus, la surface moyenne de recouvrement a diminué entre 2010 et 2013. En effet, les colonies de *M.*

truncata recouvraient en moyenne 31 cm² (\pm 24,7) en 2010, contre seulement 10,1 cm² (\pm 13,2) en 2018. Ces observations concordent avec l'analyse faite lors des quadrats aléatoires sur une forte augmentation des petites colonies.

Pour le site des Trois Pics, l'année 2013 se dissocie des deux autres en recouvrement des



bryozoaires (

Figure 27). Cependant, il a été mis en évidence une stabilité du pourcentage de recouvrement en *Myriapora truncata* dans le temps (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.71). Cette espèce y représente seulement 56% des effectifs.

Concernant le Témoin, aussi bien l'ensemble des bryozoaires que les colonies de *M. truncata*, représentant 75% des effectifs, sont stables dans le temps

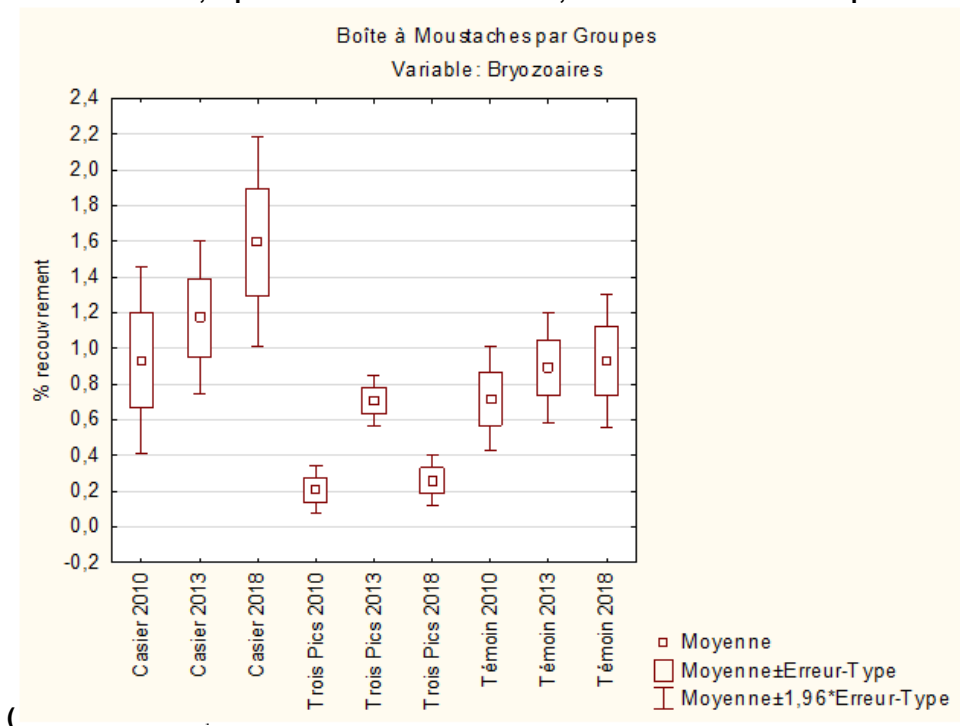


Figure 27) (Test de Kruskal-Wallis en Annexe 70 et 71).

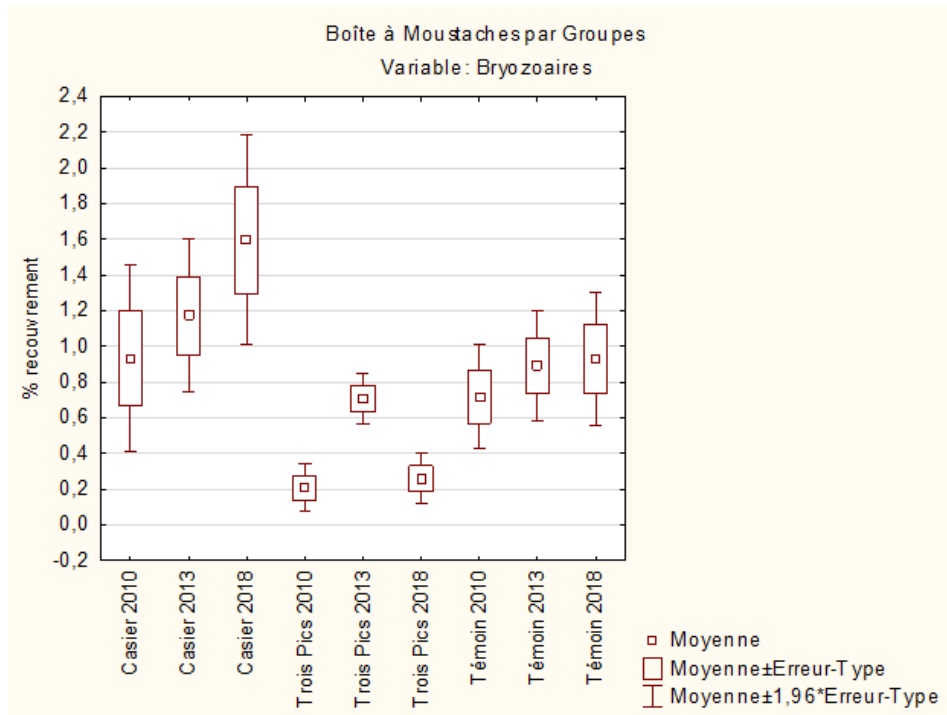


Figure 27 : Évolution du pourcentage de recouvrement des bryozoaires dans le temps.

4.2.6 Blanchiment des algues calcaires

Lors du suivi il a été observé des zones de blanchiment des algues calcaires. La dynamique de croissance du coralligène est conditionnée par une succession de processus de croissance et de mortalité des algues calcaires. Les corallinacées en phase de dégénérescence blanchissent comme tous les organismes marins pourvus de carbonate de calcium. L'exemple des coraux en mer tropicale en est peut-être le phénomène le plus singulier.

Des surfaces de blanchiment ont été observées dans 75% des quadrats sur le Casier, 44% pour le site des Trois Pics, et dans 63% des quadrats du site Témoin. Ces données sont du même ordre que les années précédentes.

Sur le Casier, les deux années 2013 et 2018 montre un blanchiment plus important et stable. Au niveau des Trois Pics, malgré des petites variations entre les suivis, celles-ci ne sont pas significatives. Le site Témoin met en évidence une année 2013 plus importante que les autres (Figure 28) (Test de Kruskal-Wallis en Annexe p.72).

Lors du suivi de 2013, d'importants recouvrements par le blanchiment avaient été observés, avec jusqu'à 23% du quadrat sur le site Témoin (soit 577 cm²). En 2018, aucun blanchiment de cette taille n'a été mis en évidence, le maximum étant de 3,5% du quadrat sur le Casier.

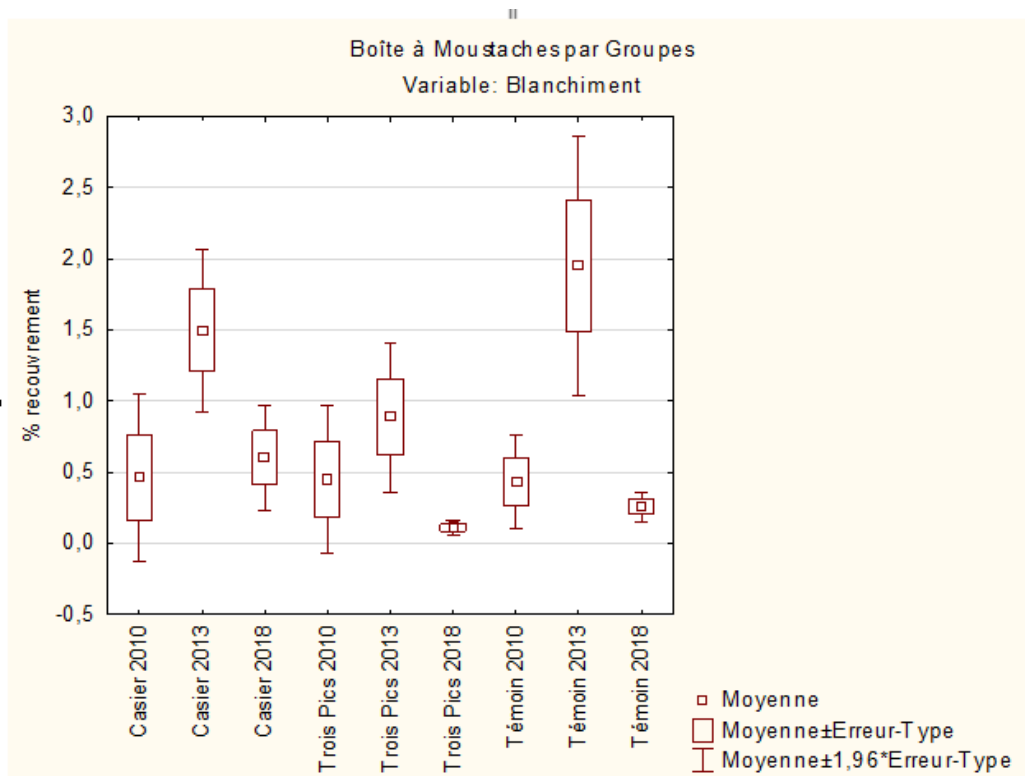


Figure 28 : Évolution du pourcentage de recouvrement du blanchiment dans le temps.



Figure 29: Représentation d'un quadrat dont le taux de blanchiment est de 4%

5 Discussions

Dans ce suivi, toute la difficulté pour définir un état de conservation réside dans l'absence de référentiels, soit temporel au sein de cette zone, soit spatial en terme de comparaison avec d'autres sites. Seule l'analyse des descripteurs permet de dégager une première appréciation qui sera à confirmer dans le temps.

Deux processus dynamiques, opposés mais simultanés, sont à l'origine de l'existence des bio-concrétionnements et de la particularité morphologique de l'habitat coralligène : (i) la bio-construction, et (ii) l'érosion d'origine biologique et physique (érosion mécanique) (Sartoretto, 2009).

L'activité bio-constructrice est autant réduite par une diminution de la diversité et l'abondance des espèces **bio-constructrices**, que par l'accroissement des **bio-érodeurs**, notamment du genre *Cliona* (Figure 30).

L'analyse des Cliones permet d'apprécier l'importance de ces espèces dans les communautés benthiques des sites.

En 2013, le site Témoin était le plus colonisé par les Cliones. Son recouvrement était significativement plus important que sur les deux autres stations, avec près de 70% du recouvrement total.

Lors de ce dernier suivi, l'analyse des données graphiques montre une diminution de la densité, mais néanmoins non significative pour le Casier et les Trois Pics. Cette analyse prend uniquement en compte les individus vivants, car sur la totalité des cliones dénombrées, 90% était mortes sur le Casier, 64% sur les Trois Pics et 82% sur le Témoin. En effet, il a été mis évidence en 2014 un phénomène de mortalité sur les cliones. Suite à l'apparition de nécroses, certains individus ont complètement disparu, laissant apparaître les canaux d'érosion créés dans la structure des algues calcaires. Ce phénomène non expliqué a pu être causé par une importante température en profondeur. Des observations faites en 2017 n'avaient montré qu'une récupération partielle de la population de cliones (Foulquié *et al.*, 2018)



Figure 30 : *Cliona viridis* sous son morphotype gamma

Comme en 2013, peu d'Echinodermes *Sphaerechinus granularis* ont été observés sur le coralligène. Cependant, le faible nombre d'individus recensé ne permet pas de réaliser une analyse de l'évolution de cette espèce sur le coralligène.

Les bryozoaires sont des animaux bio-constructeurs. Le long des transects, 5 espèces de bryozoaires dressés et 1 genre de bryzoaire encroûtant ont pu être identifiés. Entre les trois sites, le Casier montre une densité et un recouvrement plus importants que les Trois Pics, mais similaire à celle du Témoin. Les densités ainsi que le recouvrement, étaient similaires entre les sites lors des précédents suivis. Cette différence au niveau du Casier est due à une augmentation progressive du nombre et du recouvrement par les colonies de *M. truncata* depuis le suivi de 2010. En 1980, Hong a décrit le bryzoaire dressé *M. truncata* comme un des bio-constructeurs d'origine animale les plus actifs. Cette espèce joue ainsi un rôle non négligeable dans l'état de conservation des sites (Figure 31). Pour autant, le squelette fragile des colonies le rend vulnérable aux impacts mécaniques. Ainsi depuis 2010, une importante augmentation du nombre de petites colonies de *M. truncata* a été mise en évidence. Cette augmentation semble se corréliser avec la diminution de la fréquentation du site par les centres de plongée sous-marine suite au suivi de 2010.

L'évolution du nombre et du recouvrement par les colonies de bryozoaires est relativement stable sur les deux autres sites. Cependant, sur le site Témoin il a été mis en évidence une diminution de la taille moyenne des colonies de *M. truncata* à partir de 2013. Car à l'inverse du Casier, ce site a commencé à être plongé par certains organismes de plongée suite au suivi de 2013.

Le positionnement des colonies témoigne aussi de l'exposition à cet impact mécanique. Une grande partie des colonies sont en position cryptiques, et celles qui sont en position exposée à la surface du coralligène sont de petites tailles.



Figure 31: Colonie de *Myriapora truncata*

Des cas de petits blanchiments d'algues calcaires ont été observés sur les trois sites d'étude. C'est notamment le cas dans 72% des quadrats sur le Casier, dans 44% des quadrats des Trois Pics et dans 63% des quadrats sur le site Témoin. Ces résultats sont similaires à ceux de 2013, avec un pourcentage de blanchiment toujours plus faible sur le site des Trois Pics depuis le début.

Un envasement plus prononcé a été déterminé sur les Trois Pics. Cette augmentation de sédiments fins sur le coralligène par rapport aux deux autres sites pourrait s'expliquer par la forte activité de plongée présente aux Trois Pics qui remettrait en suspension le sédiment (Zakai et Chadwick-Furman, 2002 ; Barker et Roberts, 2004 et Luna *et al.*, 2009).

Ordonnement de l'état de conservation des sites

Cette hiérarchisation vise à apprécier l'état de conservation d'un site pour chaque descripteur retenu, sous la forme d'une notation.

Pour chaque type échantillonnage, aléatoire et permanent, et chacun des descripteurs, il a été attribué une note de 1 à 3 :

Transect aléatoire :

Bryozoaires :

- | | |
|------------------------------------|---------------------------------|
| 1 : abondance des colonies faibles | 1 : volume des colonies faibles |
| 2 : abondance des colonies moyens | 2 : volume des colonies moyens |
| 3 : abondance des colonies forts | 3 : volume des colonies forts |

Gorgonaires :

- 1 : abondance et volume des colonies faibles
- 2 : abondance et volume des colonies moyens
- 3 : abondance et volume des colonies forts

Cliona sp. :

- 1 : abondance et surface des individus forts
- 2 : abondance et surface des individus moyens
- 3 : abondance et surface des individus faibles

Sphaerechinus granularis :

- 1 : abondance forte
- 2 : abondance moyenne
- 3 : abondance faible

Transect permanent :

Richesse spécifique :

- 1 : faible
- 2 : moyenne
- 3 : forte

Densité

- 1 : faible
- 2 : moyenne
- 3 : forte

Recouvrement par les bio-constructeurs :

- 1 : faible
- 2 : moyenne
- 3 : forte

Strate supérieure dressée (proportion de grands individus dressés)

- 1 : faible
- 2 : moyenne
- 3 : forte

Tableau 13: Proposition d'ordonnement de l'état de conservation des sites

		Casier	Témoin	Trois pics
Transects aléatoires	Bryozoaires nombre	3	3	2
	Bryozoaires volume	1	1	1
	Gorgonaires	1	1	1
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	3	3	3
Transects permanents	Richesse spécifique	1	3	2
	Densité	1	2	1
	Recouvrement par les bio-constructeurs	1	2	1
	Strate supérieures dressées	2	2	1
Total		13	17	12

Comme lors des deux premières années de suivi, cet ordonnancement met en évidence un meilleur classement de conservation du coralligène sur le site Témoin.

6 Propositions

Suite aux résultats de ces premiers suivis, des propositions peuvent être développées concernant des suivis complémentaires à ce suivi du coralligène.

6.1 Etude de la capacité de résilience des communautés benthiques suite à un impact mécanique.

Au cours du suivi il peut être avancé qu'il y aurait une relation de cause à effet entre le nombre et l'exposition des colonies de *Myriapora truncata* et la fréquentation des sites par l'activité de plongée sous-marine.

Une étude relative à la capacité de régénération *in situ* d'une colonie de *Myriapora truncata*, pourrait être envisagée selon le protocole décrit par Hall (2001) sur des communautés benthiques de récifs coralliens, afin de calibrer précisément l'intensité de l'impact du plongeur et d'en définir la résistance des colonies.

6.2 Etude du comportement des plongeurs.

Pour une gestion adaptée à un site, outre la connaissance d'occupation par les clubs (nombre de plongeurs, nombre de rotations, etc.), il semble nécessaire d'avoir une vision plus précise sur le comportement des plongeurs.

Outre le suivi *in situ* des palanquées (Submon, 2004 ; Javel *et al.*, 2006) certains auteurs se sont aussi intéressés à :

- La topographie des sites (tombants, platiers, grottes, sec, etc.) et aux conditions environnementales des sites : courant, houles, accessibilité du site, etc. (Rouphael & Inglis, 1997 ; Zakai & Chadwick-Furman, 2002) ;
- Niveau du plongeur (Hawkins & Roberts, 1992a et b ; Harriott *et al.*, 1997 ; Rouphael & Inglis, 2001) ;
- L'utilisation d'un appareil photographique (Hawkins & Roberts, 1992a et b ; Rouphael & Inglis, 2001) ;
- Le sexe du plongeur (Rouphael & Inglis, 2001) ;
- Le briefing avant l'immersion (Medio *et al.*, 1997) ;
- La période d'observation durant la plongée (Harriott *et al.*, 1997 ; Rouphael & Inglis, 2001)
- Le nourrissage des poissons (Garcia Charton *et al.*, 2003 ; 2005).

Le suivi des palanquées à l'aide d'un GPS est un plus pour définir le parcours des palanquées (Submon, 2004 ; Javel *et al.*, 2006). Ainsi, il a été remarqué sur les 29 hectares d'une zone d'étude dans la réserve marine de Cerbères Banyuls, que seuls 7,4 hectares sont "exploités" par les plongeurs.

6.3 Outils d'éducation à l'environnement pour les plongeurs

Divers outils sont à créer, développer ou valoriser au sein du site afin de limiter l'impact des plongeurs :

- **Education environnementale du public** (programme de sensibilisation, expositions éducatives, ateliers sur différents thèmes liés à la mer, *etc.*), avec une attention toute particulière portée sur le jeune public. Au niveau du site Natura 2000 « Posidonies de la Côte des Albères » ; Licari *et al.* (2006) proposent diverses actions : développer des programmes d'éducation avec les scolaires, communiquer vers le grand public, éditer des plaquettes de sensibilisation sur la préservation des habitats, sur l'impact des pollutions, sur l'écocitoyenneté, développer les campagnes de Ports Propres, *etc.*

Certaines des actions ont déjà été développées au sein du site telles que les plaquettes de sensibilisation, des conférences lors d'événementiels, ou encore l'animation d'un sentier sous-marin depuis 1995. Depuis 2017 l'arrivée d'une chargée d'animation et de sensibilisation auprès du grand public et du scolaire a aussi renforcé la présence de l'AMP auprès du public. Une charte de plongée a aussi été signée avec les clubs pour la bonne pratique et l'utilisation des mouillages écologiques sur le site de plongée des « Tables ».

- **Formation environnementale des plongeurs** à travers un module de sensibilisation à l'environnement qui puisse être commun à tous les systèmes pédagogiques de formation en plongée sous-marine (plongeurs, encadrants, formateurs, *etc.*).
- **Valorisation multimédia des sites de plongée** (supports immergeables, dépliants, outil de reproduction des fonds marins en images de synthèse 3D et interactives) destinée à promouvoir les sites de plongée, leurs caractéristiques topographiques, les espèces animales et végétales, présentes ainsi que les principaux parcours d'exploration. Un guide 3D pour l'exploration des sites de plongée a été réalisé en 2009 ainsi qu'une visite virtuelle en 3D du site de plongée de roche volcanique « Les Tables ». Ces guides permettent d'obtenir des informations sur l'environnement du site, les espèces remarquables et les bonnes pratiques. Depuis 2018, les 4 sites de coralligène les plus plongés ont fait l'objet d'un aménagement durable des systèmes de repérage sous-marin par l'AMP (Foulquié *et al.*, 2017). Pour valoriser ce réaménagement des sites de coralligène, des topoguides ont aussi été créés en interne.

6.4 Suivi des conditions environnementales

Les phénomènes climatiques de grande ampleur liés à l'augmentation de la température peuvent engendrer des modifications dans la structure des peuplements.

L'exemple de mortalité massive de suspensivores benthiques, sur plusieurs centaines de kilomètres, qui avait affecté les communautés de coralligène à une profondeur située au-dessus de 40 mètres (Perez *et al.*, 2000 ; Romano *et al.*, 2000, Ben Mustapha & El Abed, 2001) illustre la sensibilité de ces communautés aux variations climatiques.

Si des événements de mortalités massives sont à rapprocher de la tendance du réchauffement global, ces événements pourraient arriver de nouveau et être plus fréquents. Ceci induirait des changements profonds de la composition spécifique du coralligène et de sa structure (Ballesteros, 2003).

Il existe encore de nombreuses lacunes sur la connaissance des conditions environnementales à l'échelle du Golfe du Lion et encore plus directement liées au site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde ». De telles données permettraient de corrélérer ou de mieux appréhender d'éventuelles modifications dans la composition spécifique des communautés, qui de par leurs caractères sessiles, sont de bons indicateurs des modifications de leur environnement.

La mise en place de capteurs multi-paramètres sur les sites d'étude permettrait ainsi de travailler sur des corrélations entre diverses observations (suivis scientifiques, observations faites par les professionnels de la mer, etc.).

Ce suivi complémentaire s'intégrerait pleinement dans la directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 avril 2004, sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux. En effet, les conditions hydrologiques peuvent être les prémices de modifications environnementales majeures

7 Conclusion

L'objectif de ce suivi est de mettre en avant les éventuels changements dans le temps affectant les communautés benthiques du coralligène, et de proposer des mesures de gestion visant à un maintenir état de conservation favorable et durable.

Le suivi présenté s'appuie sur des espèces indicatrices :

- du processus dynamique d'édification du coralligène (bio-constructeurs et bio-érodeurs) ;
- d'impacts anthropiques d'ordres mécaniques, susceptibles de détériorer voire d'altérer l'intégrité structurelle de l'habitat ;
- de la qualité du milieu.

Cette année de suivi fait suite à l'état initial réalisé en 2010 puis au suivi de 2013. Cet état initial avait permis de définir une base pour le suivi de l'état de conservation de cette biocénose.

La difficulté de définir un état de conservation réside dans l'absence de référentiel soit temporel au sein de cette zone, soit spatial en terme de comparaison avec d'autres sites. De plus, les différentes méthodes d'évaluation des habitats marins ont montré la nécessité de s'orienter vers une approche écosystémique pour évaluer l'état de conservation d'un habitat (Sartoretto, 2019). Un indice de qualité basé sur l'écosystème : l'EBQI (Ecosystem-Based Quality Index) a donc été mis en place dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM). Cet indice a pour caractéristique la prise en compte de nombreux compartiments fonctionnels de l'écosystème visé afin de caractériser son état écologique (Ruitton *et al.*, 2017). Le prochain suivi dans l'AMP agathoise intégrera donc cette méthodologie de l'EBQI. De plus, dans le cadre de la création de la réserve marine du Roc de Brescou début 2020, de nouveaux sites seront ajoutés afin d'établir une comparaison entre la zone de protection forte et l'extérieur de la zone de protection (Figure 12).

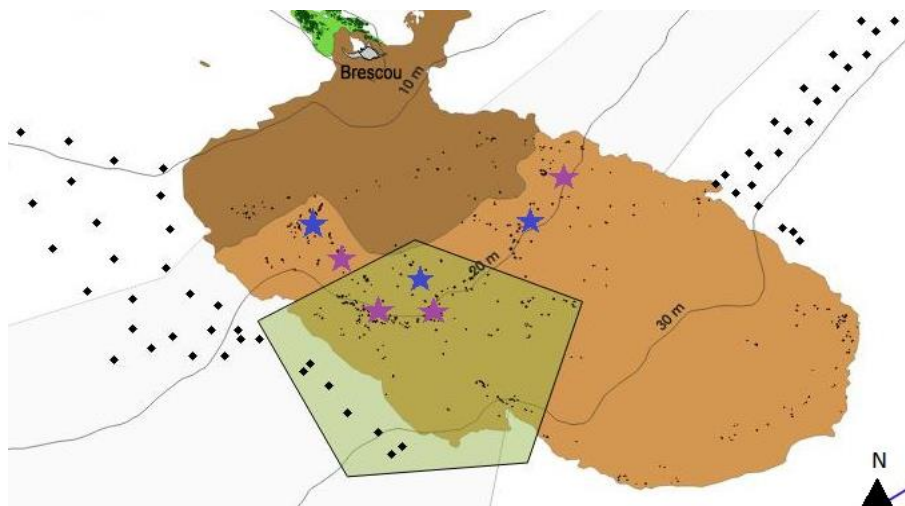


Figure 32 : Sites proposés pour l'évaluation de l'état de conservation du coralligène avec la méthode EBQI. En bleu, les sites déjà étudiés par l'AMPCA et en rose les sites supplémentaires pour compléter l'évaluation de l'efficacité de la réserve marine.

Au-delà de cet objectif opérationnel et de gestion, le suivi de ces indicateurs écologiques et biologiques reconnus participe à la surveillance globale de la qualité des eaux littorales, mise en œuvre dans le cadre des différents réseaux existants (RNO, REPHY, RINBIO, DCE, *etc.*), et suivra la cadre méthodologique de la DCSMM.

8 Bibliographie

- Athanasiadis A. 1997. North Aegean marine algae. IV. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris (Rhodophyta, Ceramiales). *Botanica Marina*, 40: 473-476
- Athanasiadis A. 1999. The taxonomic status of *Lithophyllum stictaeforme* (Rhodophyta, Corallinales) and its generic position in light of phylogenetic considerations. *Nordic Journal of Botany*, 19: 735-745.
- Balduzzi A, Boero F, Pansini M, Pronsato R. 1981. Emploi des relèvements photographiques dans l'étude de l'évolution des biocénoses de substrat dur naturel. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 27 (9): 249-251.
- Ballesteros E, Coma R, Dantart L, Diez D, Hereu B, Martiny De Maissonave L. et Zabala M., 1999. Etude de l'impact de la plongée sous-marine sur le Coralligène. Protocole d'observation et études comparatives entre espaces protégés. Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, 1-26.
- Ballesteros E. 2003. Le coralligène en Méditerranée. *Définition de la biocénose coralligène en Méditerranée, de ses principaux « constructeur », de sa richesse et de son rôle en écologie benthique et analyse des principales menaces*. Rapport Pas-Bio, CAR/ASP : 1-81.
- Barker N.H.L et Roberts C. M. 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* (in press).
- Bayle-Sempere J.T. 1999. Ictifuna de la Reserva Marina de Tarbarca (Alicante, Sudeste Ibérico): evaluación de la medidas de protection. Phd Thesis, University of Alicante.
- Bell J.D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky fish assemblage in the North-Western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.
- Ben Mustapha K & El Abed A. 2001. Données nouvelles sur des éléments du macro benthos marin de Tunisie. In *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 36 : 358.
- Bevilacqua S, Terlizzi A, Frascchetti S et Russo G.F. 2004. Recovery after anthropogenic disturbance : early effect of protection on recovery patterns of hard subtidal sessile assemblages. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 37: 493p.
- Bianchi C.N, Peirano A, Salvati E et Morri C. 2001. Assessing interannual and decadal changes in marine epibenthic assemblages through UW photography : An example from Punta Mesco, Ligurian sea. *Archo Oceanogr. Limnol.* 22 (2001) : 83-86.
- Blouet S, Foulquié M et Dupuy De La Grandrive R. 2006. Restauration naturelle des populations de gorgones blanches *Eunicella singularis* (Esper, 1794) après installation d'ancrages écologiques Harmony, sur le site de plongée des Tables. Site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » Défi territorial marin ELGA (Cap d'Agde – Hérault - France). 1-48.
- Blouet S, Dupuy de la grandrive R, Foulquié M. 2008 : Plan de gestion de la zone marine agathoise. Phase I : Etat des connaissances et éléments de diagnostics. Défi Territorial marin ELGA, Agence de l'Eau RMetC et Région Languedoc-Roussillon, ADENA, Fr : 1-176
- Blouet S, Chéré E., Jouandon N, Dupuy de la Grandrive R, Foulquié M. 2010. Suivi et caractérisation des peuplements ichtyologiques en perspective d'une gestion durable des ressources halieutiques de l'aire marine protégée agathoise. Site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » FR-9101414. ADENA publ. Fr. : 56PP.
- Blouet S, Chéré E., Dupuy de la Grandrive R, Foulquié M. 2011a. Restauration naturelle des populations de gorgones blanches *Eunicella singularis* (Esper, 1794) après installation d'ancrages écologiques Harmony, sur le site de plongée des Tables. Site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » FR-9101414. ADENA publ. Fr. : 52PP.
- Blouet S., Chéré E., Dupuy de la Grandrive R., Foulquié M. 2011b. Suivi à long terme des communautés benthiques du coralligène dans le site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde ». Rapport diplôme EPHE publ. Fr. : 73 PP.
- Blouet S., Chéré E., Dupuy de la Grandrive R., Foulquié M. 2013. Suivi à long terme des communautés benthiques du coralligène dans le site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde ». Année 2013. Ville d'Agde publ. Fr. : 62 PP
- Bonhomme P, Dalias N, Lenfant P et Cadiou G. 2006. Mise en place d'un protocole de suivi de la zone de mouillages organisée du Cap l'Abeille dans la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls. Contrat Conseil Général des Pyrénées Orientales et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr. : 1- 50.
- Bortone S.A, Kimmel J.J et Bundrick C.M. 1989. A comparaison of three methods for visually assesing reef fish communities: time and area compensated. *Northeast Gulf Science*, 10 : 85-96.

- Carballo J.L. 1996. The use of sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula). *Marine Ecology Progress Series* 135:109-122.
- Coma R et Polà E. 1999. Seguiment temporal de la gorgònia *Paramuricea clavata* de les illes Medes. Exercici 1999. Universitat de Barcelona. Inedit.
- Coma R, Polà E, Zabala M et Ros J. 2001. Effect of recreational activity on the coralligenous community: a decade of assessment of demographic parameters of the gorgonian *Paramuricea clavata*. Poster presentation. European Marine Biology Symposium. Maó, Menorca.
- Coma R, M. Ribes, M. Zabala et J.M. Gili. 1998. Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 47: 459-470.
- Capo S. 1998. Evaluation des bryozoaires comme bio-indicateurs. Rapport de DEA, Université Aix-Marseille, 38p.
- Cerrano C, Bavestrello G, Bianchi C.N, Cattaneo-Vietti R, Bava S, Morganti C, Morri C, Picco P, Sara G, Schiaparelli S, Siccardi A et Sponga F. 2000. A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, Volume 3 Issue 4 : 284p.
- Dalias N, Astruch P, Antonioli P. A, Foulquié M. 2010. Suivi à long terme de l'impact potentiel de la plongée de la plongée sous-marine sur les peuplements d'invertébrés benthiques au sein de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls – Année 2009. Contrat Conseil Général des Pyrénées Orientales et OCEANIDE – GIS POSIDONIE. OCEANIDE – GIS POSIDONIE publ. Fr. : 104p.
- Di Franco A., Bodilis P., Piante C., G. Di Carlo, Thiriet P., Francour P., Guidetti P., 2014. L'engagement des pêcheurs dans les aires marines protégées de Méditerranée, un élément clé du succès de la gestion de la pêche artisanale. Projet MedPAN Nord. WWF- France. PP. 135.
- Dupont P, Blouet S, Foulquié M et Dupuy de la Grandrive R. 2006. Evaluation des peuplements ichthyologiques en perspective d'une gestion durable des ressources halieutiques de la zone marine Agathoise. Rapport de stage Master II., Option IEGB, ingénierie en écologie et gestion de la biodiversité.
- Epperly S.P. 1983. Comparison of underwater visual techniques for reef fish censusing. In *The visual assessment of fish populations in the South-eastern United States, 1982 Workshop*, Barans, C.A. et Bortone, S.A(Eds), South Carolina Sea Grant Consortium, *Techn. Rep.*, 1:15-16.
- Fanelli G & Boero F. 2001. Ten years after: the effects of human predation on benthic communities. 36^{eme} European Marine Biology Symposium, Menorca (Spain) 17-22.
- Feldmann J. 1937. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères. Wolf. Rouen. 339 pp.
- Ferdegghini F, Acunto S, Cocito S et Cinelli F. 2000. Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiologia*, Volume 440: 27-36.
- Foulquié M et Dupuy de la grandrive R. 2005. Document d'objectifs du site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde », inventaire de l'existant et analyse écologique ; ADENA publ. Fr.: 303p.
- Foulquié M., Chéré E., Blouet S. et Dupuy de la Grandrive R., 2017. Restauration écologique de l'habitat coralligène. Réaménagement durable des systèmes de repérage/balísage sous-marin des sites de plongée sur le coralligène du Roc de Brescou - Site Natura 2000 « Posidonies du Cap d'Agde » FR-9101414. Ville d'Agde publ. Fr. :42PP
- Foulquié M., Blouet S., Chéré E., Dupuy de la Grandrive R., Garrabou J. 2018. A mass mortality event of the sponge *Cliona viridis* in the coralligenous outcrops in the Côte Agathoise MPA. Ville d'Agde. 6PP
- Francour P & Koukouras A. 2000. Methods for studying the impact of diver frequentation and mooring on coralligenous communities. *Introducery guide to methods for selected ecological studies in marine reserves* : 69-74.
- Francour P., Seytre C., Bodilis P., Clozza M., Pastor J., 2010. Le cantonnement de pêche de Cap Roux : analyse du fonctionnement sur les années 2006 à 2009. Contrat Mairie de Saint-Raphaël et Université de Nice-Sophia Antipolis. ECOMER publ., Nice : PP. 38.
- Garrabou J, Sala E, Arcas A, Zabala M. 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12: 302-312.
- Garrabou J & Zabala M. 2001. Growth dynamics in four Mediterranean demosponges. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52: 293-303.

- Garrabou J & Harmelin J.G. 2002. A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, Volume 71p.
- Garrabou J, Ballesteros E et Zabala M. 2002. Structure and dynamics of North-western Mediterranean benthic communities along a depth gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science*.
- García-Chariton J.A et Perez-Ruzafa A. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in SW Mediterranean. *PSZNI: Marine Ecology*, 19(2):111-128.
- García-Chariton J.A, Herrero A, Esparza O, Espejo C, Pérez-Ruzafa A et Marcos C. 2003. Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Rapport UMU - CARM. 1-194.
- García-Chariton J.A, Herrero A, Esparza O, Espejo C, Pérez-Ruzafa A et Marcos C. 2005. Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Rapport UMU - CARM. 1-185.
- Glanville J. 2001. Littoral monitoring using fixed quadrat photography. *Marine Monitoring Handbook*. Davies J., Baxter J., Bradley M., Connor D., Khan J., Murray E., Sanderson W., Turnbull C. et Vincent M. edit., Joint Nature Conservation Committee : 307-314.
- Goni R, Harmelin-Vivien M, Badalamenti F, LE Direac'h L. 2000. Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. G. Bernard edit., Gis Posidonies publ., Fr.: 112p.
- Hackradt C. W., Felix-Hackradt F. C., Garcia-Chariton J. A., 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. *Marine Environmental Research*: 13PP.
- Hall V.R. 2001. The response of *Acropora hyacinthus* and *Montipora tuberculosa* to three different types of colony damage: scraping injury, tissue mortality and breakage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 264, 209–223.
- Harmelin-Vivien M et Harmelin J.G. 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation *in situ* de la faune ichtyologique. *Trav.sci.Parc nation. Port-Cros* 1 :47-52.
- Harmelin J.G, Hong J.S. 1979. Données préliminaires sur le peuplement d'un fond de concrétionnement soumis à un gradient de pollution. Rapport Commission Internationale pou l'exploration scientifique de la mer Méditerranée, 25/26 (4) : 175-177.
- Harmelin J.G, Bouchon C, Hong J.S. 1981. Impact de la pollution sur la distribution des Echinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée Nord-Occidentale. *Thétys* 10 (1) :13-36.
- Harmelin-Vivien M, Harmelin J.G, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejaune P, Barnabe G, Blanc F, Chevalier R, Duclerc J, Lasserre G. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons : problèmes et méthode. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*. Fr.40: 467-539.
- Harmelin J.G. 1990. Ichtyofaune des fonds rocheux de méditerranée: Structure du peuplement du coralligène de l'île de Port-Cros. *Mesogée*. 50 : 23-30.
- Harmelin J.G & Marinopoulos J. 1994. Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the north-western Mediterranean (France, Port- Cros Island). *Marine life*, 4, 5-13.
- Harmelin J.G, Marinopoulos J, Zibrowius H, Bellan-Santini D, Perez T. 1995. Etude d'impact du site EDF Martigues-Ponteau. Cartographie du benthos, état 1994. Rapport COM-EDF : 1-46.
- Harmelin J.G, Bachet F, Garcia F. 1995. Mediterranean Marine Reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology*, 16(3): 233-250.
- Harriott V.J, Davis D et Banks S. A. 1997. Recreational diving and is impact in marine protected areas in eastern Australia. *Ambio* 26,no 3 : 173-179.
- Hawkins J.P. et Roberts C.M. 1992a. Can Egypt's coral reefs support ambitious plans for diving tourists? *Proceeding of the seventh international coral reef symposium, guam* : 1007-1013.
- Hawkins J.P et Roberts C.M. 1992b. Effects of recreational scuba diving on fore -reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation* 62 : 171-178.
- Hong J.S. 1980. Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). Thèse de Doctorat . Université d'Aix -Marseille II. 134 pp.
- Javel F, Riocreux F, Musard O et Pironneau E. 2006. Etude de l'impact potentiel de la plongée sous-marine dans la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls (zone de mouillages organisés du Cap l'Abeille). Contrat Conseil Général des Pyrénées-Orientales - SAFEGE Environnement. SAFEGE publ., Fr., 1-46.

- Jones R.S & Thomson M.J. 1978. Comparaison of Florida reef fish assemblages using a rapid visual technique. *Bull. Mar. Sci.*, 28: 159-172.
- Kollman H et Stachowitsch M. 2001. Long-term changes in the benthos of the Northern Adriatic Sea: a phototranssect approach. *Mar. Ecol.* 22:135-141.
- Laborel J. 1960. Contribution à l'étude directe des peuplements benthiques sciaphiles sur substrat rocheux en Méditerranée. Recueil Travaux Station Marine Endoume, 33(20) : 117-174.
- Laborel J. 1961. Le concrétionnement algal "coralligène" et son importance géomorphologique en Méditerranée. Recueil Travaux Station Marine d'Endoume, 23: 37-60.
- Laubier L. 1966. Le coralligène des Albères. Monographie biocénotique. Ann. Inst. Océanogr. : 137-316.
- Licari M.L, Binche J.L, Laffon J.F, Cade F, Ferrari B. 2006. Document d'objectif site Natura 2000 « Posidonies de la Côte des Albères ». Phase III. Propositions des mesures de gestion et de suivi. Document validé par le Comité de Pilotage Local, Juin 2006. 58p.
- Lindenbaum C, Sanderson W.G, Holt R.H.F, Kay L, Mcmath A.J et Rostron D.M. 2002. An assessment of appropriate methods for monitoring a population of colonial anemone at Bardsey Island (Ynys Enlli), Wales, UK. Bangor, CCW Marine Monitoring Report No: 2: 31p.
- Linares C, Coma R, Diaz D, Zabal M., Hereu B et Dantart L. 2005. Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Progr. Series*, vol. 305p.
- Luna B, Valle Pe´rez, C, et Sanchez-Lizaso J. L. 2009. Inc. Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Areas, *Journal of Marine Sciences*, 66, 517–523
- Luna-Pérez B, Valle C, Vega Fernández T, Sánchez-Lizaso J.L, Ramos-Esplá A.A. 2010. *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. *Ecological indicators*
- Medio D, Ormond R.F.G et Pearson M. 1997. Effect on briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological conservation* 79 : 91-95.
- Mesnildrey L., Gascuel D., Lesueur M. Le Pape O., 2010. Analyse des effets des réserves de pêche. Rapport scientifique. Les publications du Pôle Halieutique AGROCAMPUS OUEST n°2, PP. 105.
- Milazzo M, Badalamenti F, Ceccherelli G et Chemello R. 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299 : 51– 62.
- Munro L. & Munro C. 2003. East Tennants reef seafan population dynamics study. Progress report: November 2003.
- Ody D. & Harmelin J. G., 1994. Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en méditerranée. *Cybium*, 18 (1) : 57-70.
- Pech D, Condal L A.R, Bourget E et Ardisson P-L., 2004. Abundance estimation of rocky shore invertebrates at small spatial scale by high-resolution digital photography and digital image analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299: 185-199.
- Péres J.M, Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 31(47) : 1-137.
- Perez T, Garrabou J, Sartoretto S, Harmelin J.G, Francour P et Vacelet J .2000. Mortalité massive d'invertébrés marins : un événement sans précédent en Méditerranée nordoccidentale. *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences*, 323 : 853-865.
- Perez T, Harmelin J.G, Vacelet J, Sartoretto S. 2003. Bioévaluation de la qualité littorale par les peuplements de substrats durs : Spongiaires, Gorgonaires et Bryozoaires comme indicateurs de pollution. Ministère de l'Ecologie et du développement durable. Programme LITEAU, Gestion du Littoral. Thème 4 : Gestion des zones littorales et patrimoine naturel.
- Pulfrich A, Parkins C.A, Branch G.M. 2003. The effects of shore-based diamond-diving on intertidal and subtidal biological communities and rock lobsters in southern Namibia. *Aquatic conservation: Marine and freshwater Ecosystems* 13:233-255
- Roberts D.E. 1997. Effects of the North Head deep-water sewage outfall on nearshore coastal reef macrobenthic assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 33 (7-12) : 303-308.

- Romano J.C, Bensoussan N, Younes W.A.N et Arlhac D. 2000. Anomalies thermiques dans les eaux du Golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité des invertébrés fixés. *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences* 323: 853-865.
- Rosell D, Uriz M.J et Martin D. 1999. Infestation by excavating sponges on the oyster (*Ostrea edulis*) populations of the Blanes littoral zone (Northwestern Mediterranean Sea). *Journal Marine Biological Association United Kingdom*, 79: 409-413.
- Rouphaël A.B. & Inglis G.J. 1997. Impacts of recreational scuba diving at sites with different reef topographies. *Biological Conservation* 82 : 329-336.
- Ribes M, Coma R et Gili J.M. 1999b. Natural diet and grazing rate of the temperate sponge *Dysidea avara* (Demospongiae, Dendroceratida) throughout an annual cycle. *Marine Ecology Progress Series*, 176: 179-190.
- Ruitton S., Boudouresque C.F., Thibaut T., Rastorff P-A., Personnic S., Boissery P., Daniel B., 2017. Guide méthodologique pour l'évaluation écosystémique des habitats marins. M I O publ., 161 p.
- Sala E, Garrabou J et Zabala M. 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126 : 451-459.
- Sarà M. 1968. Un coralligeno di piattaforma (coralligène de plateau) lungo il littorale pugliese. *Archiv. Oceanogr. Limnol.*, 15 (suppl.): 139-150.
- Sartoretto S. 1994. Structure et dynamique d'un nouveau type de bioconstruction à *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Corallinales, Rhodophyta). *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences* 317: 156-160.
- Sartoretto S. 1996. Vitesse de croissance et bioérosion des concrétionnements "coralligènes" de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations Holocènes du niveau marin. Thèse Doctorat d'Écologie, Université d'Aix -Marseille, II. 194 pp.
- Sartoretto S & Francour P. 1997. Quantification of bioerosion by *Sphaerichimnus granularis* on "coralligène" concretions of the western Mediterranean. *Journal of Marine Biological Association United Kingdom*, 77: 565-568.
- Sartoretto S. 2001. Mortalité massive de gorgones en Méditerranée. *Océanorama* N°31: 35-41.
- Sartoretto S. 2002. Le Réseau de Surveillance Gorgones en région Provence-Alpes-Côte d'Azur : Deuxième campagne de mesure et recommandations. Conseil Régional PACA/Agence de l'Eau RMC/DIREN PACA/Conseil général 13/Conseil général 83/Conseil général 06/Ville de Marseille/GIS Posidonie/Centre d'Océanologie de Marseille. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. : 81p.
- Sartoretto S, Marshal C, Bianchimani O, Drap P. 2009. Une revue des méthodes d'étude des processus dynamiques au sein des bioconcrétionnements marins. *Premier Symposium Méditerranéen sur le coralligène et les autres bio-concrétions de Méditerranée, Tabarka (Tunisie)* Fr.
- Sartoretto S., 2019. Etude de l'état de conservation du coralligène basée sur des indicateurs biologiques au sein de la Réserve marine de Cerbère-Banyuls – campagne 2018.
- Sgorbini S, Cocito S, Bianchi C.N. 1996. Underwater photography as a tool to monitor the population dynamics of a clonal organism. In: G. Albertelli, A. De Maio and M. Piccazzo (Eds), *Atti dell'11° congresso dell'associazione italiana di oceanologia e limnologia*. AIOL, Genova: 819-826.
- Skoufas G, Po M & CHINTIROGLOU C.C. 2000. Growth variation of *Eunicella singularis* (Esper, 1794) (Gorgonacea, anthozoa). *Belg. J. Zool.*, 130 (supplement 1) : 123-124.
- Skoufas G & Poulicek M. 2001. Mortalité massive d'*Eunicella singularis* (Anthozoa, Gorgonacea) au nord de la Mer Egée (Golfe de Kavala, Grèce). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 36: 418p.
- Submon. 2004. Estudi de l'us de l'espai i comportament dels submarinistes a l'àrea protegida de les illes medes. Generalitat de Catalunya, Àrea protegida de les Illes Medes. 1-137.
- Thomson M.J & Schmitt T.W. 1977.- Validation of the species/time random count technique sampling fish assemblages. *Proc. 3rd intern. Coral Reef Symp.*, 1: 283-288.
- Tratalos J.A et Austin T.J. 2001. Impact of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological conservation* 102:67-75
- Tunesi L, Peirano A, Romeo G et Sassarini M. 1991. Problématiques de la protection des faciès à gorgonaires sur les fonds côtiers de « Cinque Terre » (Mer Ligure, Italie). *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, Boudouresque C.F., Avon M. et Gravez V. edit., GIS Posidonie publ., Fr. : 65-70
- Uriz M.J, Rosell D et Martin D. 1992a. The sponge population of the Cabrera Archipelago (Balearic islands): characteristics, distribution, and abundance of the most

Uriz M.J, Rosell D et Martin D.1992c. Relationships of biological and taxonomic characteristics to chemically mediated bioactivity in Mediterranean littoral sponges. *Marine Biology*, 113: 287-297.

Weinberg S. 1978. Mediterranean octocorallian communities and the abiotic environment. *Marine Biology*, 49 : 41-57.

Weinberg S. & Weinberg F. 1979. The life cycle of a gorgonian: *Eunicella singularis* (Esper, 1974). *Bijdragen tot de Dierkunde*, 49: 16-30.

Zakai D. & Chadwick-Furman N.E. 2002. Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105 : 179-187.

9 Annexes

9.1 Fiches de terrain

Opérateur :	Site :
Profondeur :	Date :
Durée observation :	

Bryozoaires esp.	H	L	dia.	Etat (nécrose %)	expo

Echinodermes	taille	expo

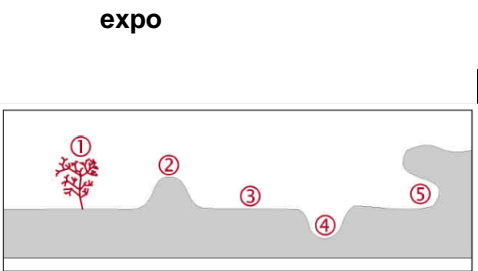


Figure 3 Degree of exposure of bryozoan colonies as epibionts (1), on convex surfaces (2), on flat surfaces (3), in concavities (4), and under overhangs (5) (redrawn from Sala et al., 1996).

Espèces patrimoniales :	nombre	expo	état
Remarques : (envasement, état générale du site, présence de filet, débris, macro-déchets, etc.)			

Fiche suivi poissons

Date:	Etude:	Obs:	Site:
--------------	---------------	-------------	--------------

	Code:	Code:	Code:
Atherine			
Bogue			
Canthare			
Castagnole			
chapon			
Chinchard			
Congre			
Coquette			
Crénilabre à Q Nr			
Crénilabre cend			
Crénilabre med			
Crénilabre ocell			
Crénilabre tanch			
Crénilabre 5T			
Crevette bouquet			
Cténilabre			
Dorade			
Etrille			
Galathée			
Girelle			
Grondin			
Homard			
Labre vert			
Langouste			
Loup			
Mendole			
Merle			
Mostelle			
Oblade			
Pagre			
Pageot			
Pt rasc rouge			
Poulpe			
Rasc brune			

Date:	Etude:	Obs:	Site:
Rouget vase			
saupe			
Sar TN			
Sar C			
Sar tambour			
Seiche			
Serran chev			
Serran écr			
Serran hépate			
Sparillon			
Sublet			
Tacaud			

9.2 Inventaire des espèces sur le coralligène d'Agde

Chlorophytes	Ulvophycées	Bryopsidacées	<i>Bryopsis sp</i>
Ochrophytes	Phéophycées	Dictyotacées	<i>Dictyota dichotoma</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Delesseriacees	<i>Erythroglossum sandrianum</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Halymeniacees	<i>Halymenia latifolia</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Corallinacées	<i>Lithophyllum racemus</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Corallinacées	<i>Lithothamnium philippii = Mesophyllum alternans</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Hapalidiacées	<i>Mesophyllum lichenoides</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Corallinacées	<i>Neogoniolithon mamillosum</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Peyssonneliacées	<i>Peyssonnelia squamaria</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Peyssonneliacées	<i>Peyssonnelia sp.</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Corallinacées	<i>Lithophyllum stictaeforme / cabiochiaie</i>
Rhodophytes	Florideophycées	Corallinacées	<i>Phymatolithon lenormandii</i>
Spongiaires	Démosponges	Dictyonellidés	<i>Acanthella acuta</i>
Spongiaires	Démosponges	Agélasidés	<i>Agelas oroides</i>
Spongiaires	Démosponges	Aplysinidés	<i>Aplysina aerophoba</i>
Spongiaires	Démosponges	Aplysinidés	<i>Aplysina cavernicola</i>
Spongiaires	Démosponges	Aplysinidés	<i>Axinella damicornis</i>
Spongiaires	Démosponges	Axinellidés	<i>Axinella polypoides</i>
Spongiaires	Démosponges	Thorectidés	<i>Cacospongia sp.</i>
Spongiaires	Démosponges	Chondrosidés	<i>Chondrosia reniformis</i>
Spongiaires	Démosponges	Halichondriidés	<i>Ciocalypta penicillius</i>
Spongiaires	Démosponges	Clionaïdés	<i>Cliona celata</i>
Spongiaires	Démosponges	Clionaïdés	<i>Cliona viridis</i>
Spongiaires	Démosponges	Crambéidés	<i>Crambe crambe</i>
Spongiaires	Démosponges	Dysidéidés	<i>Dysidea avara</i>
Spongiaires	Démosponges	Dysidéidés	<i>Dysidea pallescens</i>
Spongiaires	Démosponges	Chalinidés	<i>Haliclona sp.</i>
Spongiaires	Démosponges	Chalinidés	<i>Haliclona viscosa</i>
Spongiaires	Démosponges	Halisarcidés	<i>Halisarca harmelini</i>
Spongiaires	Homoscléromorphes	Oscarellidés	<i>Oscarella lobularis</i>
Spongiaires	Démosponges	Pétrosiidés	<i>Petrosia ficiformis</i>
Spongiaires	Démosponges	Hymédesmiidés	<i>Phorbas tenacior</i>
Spongiaires	Démosponges	Hymédesmiidés	<i>Phorbas fictitius</i>
Spongiaires	Démosponges	Clionaïdés	<i>Pione vastifica</i>
Spongiaires	Démosponges	Polymastiidés	<i>Polymastia sp.</i>
Spongiaires	Démosponges	Polymastiidés	<i>Polymastia boletiformis</i>
Spongiaires	Démosponges	Suberitidés	<i>Protosuberites incrustans</i>
Spongiaires	Démosponges	Chalinidés	<i>Reniera sp.</i>
Spongiaires	Démosponges	Spirastrellidéd	<i>Spirastrella cunctatrix</i>
Spongiaires	Démosponges	Téthydés	<i>Tethya aurantium</i>
Spongiaires	Démosponges	Téthydés	<i>Tethya citrina</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Alcyonidés	<i>Alcyonium acaule</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Alcyonidés	<i>Alcyonium coralloides</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Alcyonidés	<i>Alcyonium palmatum</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Actiniidés	<i>Anemonia viridis</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Caryophylliidés	<i>Caryophyllia inornata</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Sagartiidés	<i>Cereus pedunculatus</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Cérianthidés	<i>Cerianthus membranaceus</i>

Evaluation de l'état de conservation du coralligène dans l'AMP agathoise, 2019

Cnidaires	Anthozoaires	Scléactiniaires	<i>Cladocora caespitosa</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Actiniidés	<i>Cribrinopsis crassa</i>
Cnidaires	Hydrozoaires	Eudendriidés	<i>Eudendrium spp.</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Gorgoniidés	<i>Eunicella singularis</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Gorgoniidés	<i>Eunicella verrucosa</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Caryophylliidés	<i>Hoplanguia durotrix</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Gorgoniidés	<i>Leptogorgia sarmentosa</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Alcyonidés	<i>Maasella edwardsi</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Alcyonidés	<i>Paralcyonium spinulosum</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Parazoanthidés	<i>Parazoanthus axinellae</i>
Cnidaires	Anthozoaires	Sagartiidés	<i>Sagartia sp.</i>
Cnidaires	Hydrozoaires	Sertularellidés	<i>Sertularella mediterranea</i>
Annélides	Polychètes	Térébellidés	<i>Eupolymnia nebulosa</i>
Annélides	Polychètes	Serpulidae	<i>Filograna implexa</i>
Annélides	Polychètes	Serpulidés	<i>Protula sp.</i>
Annélides	Polychètes	Sabellidés	<i>Sabella spallanzani</i>
Annélides	Polychètes	Serpulidés	<i>Serpula concharum</i>
Annélides	Polychètes	Serpulidés	<i>Serpula vermicularis</i>
Annélides	Polychètes	Serpulidés	<i>Spirobranchus triqueter</i>
Echiuriens		Bonelliidés	<i>Bonellia viridis</i>
Echinodermes	Echinides	Arbaciidés	<i>Arbacia lixula</i>
Echinodermes	Echinides	Echinidés	<i>Echinus melo</i>
Echinodermes	Astérides	Echinastéridés	<i>Echinaster sepositus</i>
Echinodermes	Holothuroïdes	Holothuriidés	<i>Holothuria forskali</i>
Echinodermes	Holothuroïdes	Holothuriidés	<i>Holothuria tubulosa</i>
Echinodermes	Astérides	Astériidés	<i>Marthasterias glacialis</i>
Echinodermes	Ophiuroïdes	Ophiothricidés	<i>Ophiothrix fragilis</i>
Echinodermes	Ophiuroïdes	Ophiuridés	<i>Ophiura ophiura</i>
Echinodermes	Echinides	Paréchinidés	<i>Paracentrotus lividus</i>
Echinodermes	Echinides	Paréchinidés	<i>Psammechinus microtuberculatus</i>
Echinodermes	Echinides	Toxopneustidés	<i>Sphaerechinus granularis</i>
Mollusques	Gastéropodes	Pleurobranchidés	<i>Berthella ocellata</i>
Mollusques	Gastéropodes	Muricidés	<i>Bolinus brandaris</i>
Mollusques	Gastéropodes	Calliostomatidés	<i>Calliostoma zizyphinum</i>
Mollusques	Gastéropodes	Dendrodorididés	<i>Dendrodoris limbata</i>
Mollusques	Gastéropodes	Dendrodorididés	<i>Dendrodoris sp.</i>
Mollusques	Gastéropodes	Dendrodorididés	<i>Doriopsilla areolata</i>
Mollusques	Gastéropodes	Chromodorididés	<i>Felimare (Hypselodoris) fontandraui</i>
Mollusques	Gastéropodes	Chromodorididés	<i>Felimare (Hypselodoris) tricolor</i>
Mollusques	Gastéropodes	Chromodorididés	<i>Felimida krohni</i>
Mollusques	Gastéropodes	Flabellinidés	<i>Flabellina affinis</i>
Mollusques	Gastéropodes	Flabellinidés	<i>Flabellina pedata</i>
Mollusques	Bivalves	Limidés	<i>Lima lima</i>
Mollusques	Bivalves	Mytilidés	<i>Lithophaga lithophaga</i>
Mollusques	Gastéropodes	Tritoniidés	<i>Marionia blainvillea</i>
Mollusques	Céphalopodes	Octopodidés	<i>Octopus vulgaris</i>
Mollusques	Bivalves	Pholadidés	<i>Pholas dactylus</i>
Mollusques	Gastéropodes	Ovulidés	<i>Simnia spelta</i>
Mollusques	Gastéropodes	Elysiidés	<i>Thuridilla hopei</i>
Mollusques	Gastéropodes	Vermétidés	<i>Thylacodes arenarius</i>
Mollusques	Gastéropodes	Tritoniidés	<i>Tritonia striata</i>

Mollusques	Gastéropodes	Tritoniidés	<i>Tritonia nilsodhneri</i>
Mollusques	Gastéropodes	Tergipépidés	<i>Trinchesia caerulea</i>
Mollusques	Gastéropodes	Tylodinidés	<i>Tyrodina perversa</i>
Plathelminthes	Turbellariés	Pseudocérotydés	<i>Pseudoceros maximus</i>
Plathelminthes	Turbellariés	Pseudocérotydés	<i>Yungia aurantiaca</i>
Plathelminthes	Turbellariés	Pseudocérotydés	<i>Prostheceraeus roseus</i>
Plathelminthes	Turbellariés	Pseudocérotydés	<i>Prostheceraeus sp.1 (vittatus)</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Adeonellidés	<i>Adeonella calveti</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Cellariidés	<i>Cellaria fistulosa</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Celléporidés	<i>Celleporina sp.</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Phidoloporidés	<i>Dentiporella sardonica</i>
Bryozoaires	Sténolèmes	Fron diporidés	<i>Fron dipora verrucosa</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Myriaporidés	<i>Myriapora truncata</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Bitectiporidés	<i>Pentapora fascialis</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Phidoloporidés	<i>Reteporella grimaldii</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Phidoloporidés	<i>Rhynchozoon spp</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Schizoporellidés	<i>Schizobrachiella sanguinea</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Phidoloporidés	<i>Schizomavella mamillata</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Bitectiporidés	<i>Schizomavella sp.</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Schizoporellidés	<i>Schizoporella sp.</i>
Bryozoaires	Gymnolèmes	Smittinidés	<i>Smittina cervicornis</i>
Phoronidiens		Phoronidés	<i>Phoronis hippocrepi</i>
Arthropodes	Malacostracés	Diogénidés	<i>Dardanus arrosor</i>
Arthropodes	Malacostracés	Galathéidés	<i>Galathea strigosa</i>
Arthropodes	Malacostracés	Néphropidés	<i>Homarus gammarus</i>
Arthropodes	Malacostracés	Polybiidés	<i>Necora puber</i>
Arthropodes	Malacostracés	Palinuridés	<i>Palinurus elephas</i>
Arthropodes	Malacostracés	Scyllaridés	<i>Scyllarus arctus</i>
Chordés	Ascidiacés	Polyclinidés	<i>Aplidium elegans</i>
Chordés	Ascidiacés	Polyclinidés	<i>Aplidium glabrum</i>
Chordés	Ascidiacés	Polyclinidés	<i>Aplidium undulatum</i>
Chordés	Ascidiacés	Ascidiidés	<i>Ascidia mentula</i>
Chordés	Ascidiacés	Clavelinidés	<i>Clavelina lepadiformis</i>
Chordés	Ascidiacés	Cionidés	<i>Ciona edwardsi</i>
Chordés	Ascidiacés	Didemnidés	<i>Didemnum coccineum</i>
Chordés	Ascidiacés	Didemnidés	<i>Didemnum coriaceum</i>
Chordés	Ascidiacés	Pyuridés	<i>Halocynthia papillosa</i>
Chordés	Ascidiacés	Ascidiidés	<i>Phallusia fumigata</i>
Chordés	Ascidiacés	Pycnoclavellidés	<i>Pycnoclavella aurilucens</i>
Chordés	Ascidiacés	Pycnoclavellidés	<i>Pycnoclavella spp</i>
Chordés	Ascidiacés	Pycnoclavellidés	<i>Pycnoclavella communis</i>

9.3 Tests statistiques

9.3.1 Quadrats aléatoires, Bryozoaires, VTh 2017 entre les trois sites :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Vth (Feuille de données1)			
Var. indépendante (classement) : Site			
Test de Kruskal-Wallis : H (2, N= 165) =8,215344 p =,016			
Dépend. : Vth	Casier R:76,027	Témoin R:93,500	Trois Pics R:103,58
Casier		0,249535	0,030837
Témoin	0,249535		1,000000
Trois Pics	0,030837	1,000000	

9.3.2 Transects permanents, densité des bryozoaires dans le temps :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Bryo (Feuille de données1)									
Var. indépendante (classement) : Site									
Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 377) =152,5790 p =0,00									
Dépend. : Bryo	Casier 2018 R:227,05	Casier 2013 R:255,42	Casier 2010 R:89,781	Trois Pics 2018 R:144,85	Trois Pics 2013 R:298,73	Trois Pics 2010 R:85,586	Témoin 2018 R:191,60	Témoin 2013 R:194,20	Témoin 2010 R:122,01
Casier 2018		1,000000	0,000014	0,062968	0,141607	0,000003	1,000000	1,000000	0,002883
Casier 2013	1,000000		0,000000	0,000058	1,000000	0,000000	0,217797	0,059436	0,000000
Casier 2010	0,000014	0,000000		1,000000	0,000000	1,000000	0,004803	0,000296	1,000000
Trois Pics 2018	0,062968	0,000058	1,000000		0,000000	0,790927	1,000000	1,000000	1,000000
Trois Pics 2013	0,141607	1,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000422	0,000020	0,000000
Trois Pics 2010	0,000003	0,000000	1,000000	0,790927	0,000000		0,001695	0,000063	1,000000
Témoin 2018	1,000000	0,217797	0,004803	1,000000	0,000422	0,001695		1,000000	0,288232
Témoin 2013	1,000000	0,059436	0,000296	1,000000	0,000020	0,000063	1,000000		0,059603
Témoin 2010	0,002883	0,000000	1,000000	1,000000	0,000000	1,000000	0,288232	0,059603	

9.3.3 Transects permanents, densité des Spongiaires dans le temps :

		Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Spong (Feuille de données1) Var. indépendante (classement) : Site Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 377) =162,4643 p =0,00							
Dépend. : Spong	Casier 2018 R:82,727	Casier 2013 R:162,87	Casier 2010 R:71,094	Trois Pics 2018 R:132,50	Trois Pics 2013 R:290,40	Trois Pics 2010 R:213,44	Témoin 2018 R:207,76	Témoin 2013 R:268,10	Témoin 2010 R:170,74
Casier 2018		0,025782	1,000000	1,000000	0,000000	0,000028	0,000081	0,000000	0,034206
Casier 2013	0,025782		0,004499	1,000000	0,000000	1,000000	1,000000	0,000002	1,000000
Casier 2010	1,000000	0,004499		0,733621	0,000000	0,000003	0,000011	0,000000	0,007390
Trois Pics 2018	1,000000	1,000000	0,733621		0,000000	0,063140	0,130436	0,000000	1,000000
Trois Pics 2013	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,059077	0,025988	1,000000	0,000043
Trois Pics 2010	0,000028	1,000000	0,000003	0,063140	0,059077		1,000000	0,582096	1,000000
Témoin 2018	0,000081	1,000000	0,000011	0,130436	0,025988	1,000000		0,285309	1,000000
Témoin 2013	0,000000	0,000002	0,000000	0,000000	1,000000	0,582096	0,285309		0,000793
Témoin 2010	0,034206	1,000000	0,007390	1,000000	0,000043	1,000000	1,000000	0,000793	

9.3.4 Transects permanents, densité des Clones dans le temps :

		Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Clones (Feuille de données1) Var. indépendante (classement) : Site Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 376) =71,85979 p =,000							
Dépend. : Clones	Casier 2018 R:133,88	Casier 2013 R:188,73	Casier 2010 R:135,03	Trois Pics 2018 R:125,78	Trois Pics 2013 R:186,49	Trois Pics 2010 R:184,04	Témoin 2018 R:173,74	Témoin 2013 R:262,70	Témoin 2010 R:232,56
Casier 2018		0,729114	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000001	0,007302
Casier 2013	0,729114		0,933635	0,222058	1,000000	1,000000	1,000000	0,004959	1,000000
Casier 2010	1,000000	0,933635		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000002	0,010881
Trois Pics 2018	1,000000	0,222058	1,000000		0,434309	0,861268	1,000000	0,000000	0,001435
Trois Pics 2013	1,000000	1,000000	1,000000	0,434309		1,000000	1,000000	0,009006	1,000000
Trois Pics 2010	1,000000	1,000000	1,000000	0,861268	1,000000		1,000000	0,018729	1,000000
Témoin 2018	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,003129	0,886242
Témoin 2013	0,000001	0,004959	0,000002	0,000000	0,009006	0,018729	0,003129		1,000000
Témoin 2010	0,007302	1,000000	0,010881	0,001435	1,000000	1,000000	0,886242	1,000000	

9.3.5 Transects permanents, Recouvrement des spongiaires dans le temps :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Spong (Feuille de données32)									
Var. indépendante (classement) : Site S									
Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 377) =119,0809 p =0,00									
Dépend. : Spong	Casier 2010 R:104,11	Casier 2013 R:159,20	Casier 2018 R:94,697	Trois Pics 2010 R:192,04	Trois Pics 2013 R:236,26	Trois Pics 2018 R:122,97	Témoin 2010 R:235,82	Témoin 2013 R:274,91	Témoin 2018 R:198,57
Casier 2010		0,766416	1,000000	0,034914	0,000005	1,000000	0,000033	0,000000	0,014184
Casier 2013	0,766416		0,232810	1,000000	0,011678	1,000000	0,039347	0,000000	1,000000
Casier 2018	1,000000	0,232810		0,008346	0,000000	1,000000	0,000004	0,000000	0,003078
Trois Pics 2010	0,034914	1,000000	0,008346		1,000000	0,273003	1,000000	0,009585	1,000000
Trois Pics 2013	0,000005	0,011678	0,000000	1,000000		0,000107	1,000000	1,000000	1,000000
Trois Pics 2018	1,000000	1,000000	1,000000	0,273003	0,000107		0,000536	0,000000	0,125023
Témoin 2010	0,000033	0,039347	0,000004	1,000000	1,000000	0,000536		1,000000	1,000000
Témoin 2013	0,000000	0,000000	0,000000	0,009585	1,000000	0,000000	1,000000		0,028175
Témoin 2018	0,014184	1,000000	0,003078	1,000000	1,000000	0,125023	1,000000	0,028175	

9.3.6 Transects permanents, Recouvrement des Bryozoaires dans le temps :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Bryo (Feuille de données32)									
Var. indépendante (classement) : Site B									
Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 376) =61,49145 p =,000									
Dépend. : Bryo	Casier 2010 R:154,50	Casier 2013 R:213,42	Casier 2018 R:258,86	Trois Pics 2010 R:101,13	Trois Pics 2013 R:227,67	Trois Pics 2018 R:129,29	Témoin 2010 R:177,21	Témoin 2013 R:196,01	Témoin 2018 R:204,29
Casier 2010		0,487668	0,003912	1,000000	0,124103	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Casier 2013	0,487668		1,000000	0,000046	1,000000	0,009086	1,000000	1,000000	1,000000
Casier 2018	0,003912	1,000000		0,000000	1,000000	0,000027	0,081936	0,235693	1,000000
Trois Pics 2010	1,000000	0,000046	0,000000		0,000008	1,000000	0,140887	0,001022	0,002582
Trois Pics 2013	0,124103	1,000000	1,000000	0,000008		0,001708	1,000000	1,000000	1,000000
Trois Pics 2018	1,000000	0,009086	0,000027	1,000000	0,001708		1,000000	0,106929	0,131470
Témoin 2010	1,000000	1,000000	0,081936	0,140887	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000
Témoin 2013	1,000000	1,000000	0,235693	0,001022	1,000000	0,106929	1,000000		1,000000
Témoin 2018	1,000000	1,000000	1,000000	0,002582	1,000000	0,131470	1,000000	1,000000	

9.3.7 Transect permanents, Recouvrement des Clones dans le temps :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Rec Cl (Feuille de données32) Var. indépendante (classement) : Site C2 Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 377) =88,27116 p =,000									
Dépend. : Rec Cl	Casier 2010 R:143,73	Casier 2013 R:189,48	Casier 2018 R:130,71	Trois Pics 2010 R:157,83	Trois Pics 2013 R:181,96	Trois Pics 2018 R:124,67	Témoin 2010 R:228,31	Témoin 2013 R:279,78	Témoin 2018 R:179,16
Casier 2010		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,058566	0,000000	1,000000
Casier 2013	1,000000		0,471660	1,000000	1,000000	0,177034	1,000000	0,000125	1,000000
Casier 2018	1,000000	0,471660		1,000000	1,000000	1,000000	0,008906	0,000000	1,000000
Trois Pics 2010	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,260402	0,000003	1,000000
Trois Pics 2013	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,653446	1,000000	0,000099	1,000000
Trois Pics 2018	1,000000	0,177034	1,000000	1,000000	0,653446		0,002513	0,000000	1,000000
Témoin 2010	0,058566	1,000000	0,008906	0,260402	1,000000	0,002513		0,895623	1,000000
Témoin 2013	0,000000	0,000125	0,000000	0,000003	0,000099	0,000000	0,895623		0,000343
Témoin 2018	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000343	

9.3.8 Transect permanents, Recouvrement des colonies de *Myriapora truncata* dans le temps :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Rec Mt (Feuille de données32) Var. indépendante (classement) : Site Mt Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 377) =48,85131 p =,000									
Dépend. : Rec Mt	Casier 2010 R:180,84	Casier 2013 R:206,01	Casier 2018 R:274,56	Trois Pics 2010 R:132,83	Trois Pics 2013 R:151,02	Trois Pics 2018 R:148,07	Témoin 2010 R:200,01	Témoin 2013 R:191,46	Témoin 2018 R:219,89
Casier 2010		1,000000	0,018996	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Casier 2013	1,000000		0,136975	0,059288	0,371086	0,429766	1,000000	1,000000	1,000000
Casier 2018	0,018996	0,136975		0,000003	0,000024	0,000053	0,184341	0,012108	1,000000
Trois Pics 2010	1,000000	0,059288	0,000003		1,000000	1,000000	0,376419	0,355828	0,029951
Trois Pics 2013	1,000000	0,371086	0,000024	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,174333
Trois Pics 2018	1,000000	0,429766	0,000053	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,197985
Témoin 2010	1,000000	1,000000	0,184341	0,376419	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000
Témoin 2013	1,000000	1,000000	0,012108	0,355828	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000
Témoin 2018	1,000000	1,000000	1,000000	0,029951	0,174333	0,197985	1,000000	1,000000	

9.3.9 Transects permanents, Recouvrement par le blanchiment :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Blanch (Feuille de données32) Var. indépendante (classement) : Site Mt Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 377) =76,13035 p =,000									
Dépend. : Blanch	Casier 2010 R:126,95	Casier 2013 R:257,55	Casier 2018 R:213,86	Trois Pics 2010 R:117,20	Trois Pics 2013 R:191,84	Trois Pics 2018 R:152,81	Témoin 2010 R:145,56	Témoin 2013 R:223,34	Témoin 2018 R:188,50
Casier 2010		0,000002	0,047032	1,000000	0,349014	1,000000	1,000000	0,001388	0,753674
Casier 2013	0,000002		1,000000	0,000000	0,078156	0,000198	0,000065	1,000000	0,107249
Casier 2018	0,047032	1,000000		0,009232	1,000000	0,722818	0,371452	1,000000	1,000000
Trois Pics 2010	1,000000	0,000000	0,009232		0,081427	1,000000	1,000000	0,000108	0,223175
Trois Pics 2013	0,349014	0,078156	1,000000	0,081427		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Trois Pics 2018	1,000000	0,000198	0,722818	1,000000	1,000000		1,000000	0,062506	1,000000
Témoin 2010	1,000000	0,000065	0,371452	1,000000	1,000000	1,000000		0,025203	1,000000
Témoin 2013	0,001388	1,000000	1,000000	0,000108	1,000000	0,062506	0,025203		1,000000
Témoin 2018	0,753674	0,107249	1,000000	0,223175	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

9.3.10 Transects permanents, évolution de la taille moyenne de recouvrement des colonies de *M. truncata* :

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; MT (Feuille de données15) Var. indépendante (classement) : Site Test de Kruskal-Wallis : H (8, N= 685) =96,68830 p =,000									
Dépend. : MT	Casier 2010 R:516,10	Trois Pics 2010 R:319,69	Témoin 2010 R:364,89	Témoin 2013 R:431,48	Témoin 2018 R:242,57	Casier 2013 R:347,25	Trois Pics 2013 R:416,51	Casier 2018 R:310,93	Trois Pics 2018 R:207,40
Casier 2010		0,021068	0,075233	1,000000	0,000000	0,003611	1,000000	0,000112	0,000000
Trois Pics 2010	0,021068		1,000000	0,421232	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Témoin 2010	0,075233	1,000000		1,000000	0,013836	1,000000	1,000000	1,000000	0,006323
Témoin 2013	1,000000	0,421232	1,000000		0,000000	0,018361	1,000000	0,000066	0,000000
Témoin 2018	0,000000	1,000000	0,013836	0,000000		0,001579	0,000019	0,365341	1,000000
Casier 2013	0,003611	1,000000	1,000000	0,018361	0,001579		1,000000	1,000000	0,002429
Trois Pics 2013	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000019	1,000000		0,053147	0,000026
Casier 2018	0,000112	1,000000	1,000000	0,000066	0,365341	1,000000	0,053147		0,138246
Trois Pics 2018	0,000000	1,000000	0,006323	0,000000	1,000000	0,002429	0,000026	0,138246	