Rapport scientifique et technique

Caractérisation de l'état et de la dynamique des populations de corail rouge *(Corallium rubrum)* dans le Parc National des Calanques

Justine Richaume

Septentrion Environnement – 89 Traverse Parangon, 13008 Marseille

Sous la direction de :

Adrien Cheminée - *Responsable scientifique et pédagogique*
Olivier Bianchimani – *Directeur*

Tuteur pédagogique : **Olivier Thaler** - *Directeur du master IEGB*
Enseignant chercheur (UMR DGIMI)

Université de Montpellier

Place Eugène Bataillon - 34090 Montpellier

Master B2E - ***Biodiversité, Écologie, Évolution***

Mention IEGB - ***Ingénierie Écologique et Gestion de la Biodiversité***

Rapport de stage de Master 2

Année 2018 - 2019

Caractérisation de l'état et de la dynamique des populations de corail rouge *(Corallium rubrum)* dans le Parc National des Calanques

Par Justine Richaume

Étudiante en M2 IEGB

Réalisé sous la direction de

Adrien CHEMINÉE - Responsable scientifique et pédagogique

Olivier BIANCHIMANI - Directeur

Septentrion Environnement - Association loi 1901

89 Traverse Parangon, 13008 Marseille

Tuteur pédagogique

Olivier THALER - Directeur du master IEGB et enseignant chercheur (UMR DGIMI)

Remerciements

Ah, ce master… J'ai bien plus l'impression de franchir un cap que d'être arrivée à destination. Durant ces années étudiantes, tant de nuits passées à construire des projets, dont certains ont vu le jour, d'autres non, et d'autres encore sont tapis dans l'ombre en attendant l'aube. Si je ne remercierai pas l'ensemble du système éducatif français, je remercie Olivier Thaler et toute l'équipe du master IEGB qui ont réussi à créer une belle formation et une joyeuse utopie. Je remercie Nicolas Chardin et Patrick Bonhomme du Parc national des Calanques pour leur écoute ainsi que leurs conseils avisés m'ayant permis d'avancer. Je me permets également de remercier Pierre Drap sans qui on mesurerait encore le corail rouge au pied à coulisse, merci d'avoir pris le temps de répondre à mes questions (par d'autres questions!). Ensuite je remercie avec toute mon affection l'équipe de Septentrion pour votre accueil, mais aussi et surtout pour tous les moments partagés : que ce soit sur le terrain ou au bureau, ces 6 mois ont été des plus enrichissants tant sur le plan professionnel que personnel! Par ailleurs, merci Adrien. Merci pour les petites viennoiseries … mais surtout merci d'avoir accepté de partager ton esprit brillant avec moi. Tu es quelqu'un de formidable, ne l'oublies pas. Ensuite, bon, Olivier faut qu'on parle : merci pour ton animation des réunions du lundi… Mais surtout merci pour ta confiance, du bureau jusqu'à Riou. Les filles, je suis dans notre bureau en ce moment, je te regarde Lena et je vois la future cadre que tu es en train de devenir. Tiffany, je vois les téléostéens scintiller dans tes yeux et je suis certaine que tu avanceras vers tes rêves de biologie marine. Merci à vous d'avoir partagé mes journées et soirées. Finalement, qu'importe ce que me réserve le futur, je suis convaincue que la boussole de mes convictions me guidera toujours dans la bonne direction. D'avance merci de me lire, et n'oubliez jamais que la vie est un cadeau. Même quand on trébuche dans la dernière marche de l'escalier… On avance.

"Le pessimiste se plaint du vent, l'optimiste espère qu'il va changer, le réaliste ajuste ses voiles."
William Arthur Ward

- et l'idéaliste ?

"Be the change you wish to see in this world."
Ms. Arleen Lorrance

"Ce ne sont pas de nouveaux continents qu'il faut à la Terre, mais de nouveaux Hommes. "
Jules Verne

PARTIE I : MISSIONS ET CONTEXTE

MISSIONS

Réalisées : inhérentes au sujet de stage

- Bibliographie (corail rouge, coralligène, écologie marine, photogrammétrie, etc)
- Prise en main des logiciels de photogrammétrie : Arpenteur, développé par le *Laboratoire des Sciences de l'Information et des Systèmes* (Royer et al., 2018) et Agisoft
- Analyse des paramètres caractérisant les populations situées en zone de non-prélèvement (réglementation renforcée du cœur marin du PN des Calanques) et en dehors des zones de protection renforcée
- Traitement des images issues des campagnes de terrain en scaphandre autonome : extraction des biométriques (taille, diamètre, nombre de branches, densité) via des mesures sur Arpenteur
- Traitement exploratoires des données issues des campagnes de terrain en scaphandre autonome sur R et PRIMER (6)
- Statistiques inférentielles issues des campagnes de terrain en scaphandre autonome sur R et PRIMER (6)
- Présentation des premiers résultats au Parc national des Calanques lors d'une réunion de travail sur la thématique du stage
- Rédaction scientifique : rapport Université de Montpellier
- Interprétation des résultats et transcription en terme de gestion
- Rédaction du rapport sur le corail rouge pour le PN des Calanques
- Début de la rédaction d'un article scientifique sur l'efficacité des mesures de protection sur le corail rouge dans le cas des jeunes aires marines protégées (à préciser)

Réalisées : autres horizons

- Participation à l'encadrement des élèves du Lycée des Calanques lors de 5 sorties terrain (comptages poissons, éléments d'écologie marine, etc) en Palmes Masques Tuba (PMT)

- Participation à un workshop sur la thématique de restauration des petits fonds côtiers organisé par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerrannée Corse (DRIVER)

- Participation aux ateliers en salle du programme POLARIS (sciences participatives en milieu marin) piloté par Septentrion

- Création et animation d'un atelier à la journée sur le thème des écosystèmes côtiers en mer Méditerranée (forêts de cystoseires, herbier de Posidonie, petit fonds côtiers hétérogènes) dans le cadre d'un partenariat avec Archipel Plongée

- Mise à l'échelle de modèles 3D en VR (Virtual Reality) sur la plateforme Sketchfab de Septentrion

- Prise de vue, de son, réalisation et montage d'une vidéo : Interview portant sur le projet POLARIS dans le cadre du partenariat avec Pure Ocean Foundation, pour la diffusion du projet sur les plateformes vidéo et les réseaux sociaux

- Participation aux missions de vérité terrain dans le cadre du projet MedHab (petits fonds côtiers hétérogènes et nurseries de sparidés en Méditerranée) : comptages de juvéniles de sparidés en PMT sur les territoires du Parc marin de la Côte Bleue (2 jours), Parc national des Calanques (5 jours)

- Participation à un atelier de travail sur la thématique de la valorisation des Zones de Non-Prélèvement du Parc national des Calanques (sollicitation notamment sur la partie corail rouge)

CONTEXTE:

Mon stage s'inscrit dans le cadre de la réponse à un appel d'offre proposé par le Parc National des Calanques visant à caractériser l'état et la dynamique des populations de corail rouge 5 ans après l'état zéro de 2013.

En effet, suite à sa création en 2012, les instances du Parc national des Calanques ont souhaité pouvoir disposer d'un état zéro dans les zones de non prélèvement (ZNP) avant que la mise en place de l'interdiction de pêche, à l'intérieur des périmètres, ne produise les effets positifs attendus ('effet réserve' : augmentation de la richesse spécifique, de l'abondance et de la biomasse des peuplements de poissons et d'invertébrés). Cette référence nécessaire pour le suivi et la gestion à long terme des socio-écosystèmes s'est traduite par une étude de l'état des populations de corail rouge (*Corallium rubrum*) en 2013 (Bonhomme et al., 2015), ayant par la suite permis de définir des enjeux de gestion et de mettre en œuvre un plan d'actions. Cette mission commandée par le Parc national des Calanques et coordonnée par le GIS Posidonie avait été confiée à l'association Septentrion Environnement. Ainsi en 2018 Septentrion associé à Comex SA ont répondu à l'appel d'offre du PN des Calanques qui souhaitait réaliser un état des lieux 5 ans près la création du parc et la mise en place des mesures de gestion. L'objectif de mon stage est donc de caractériser l'état et la dynamique des populations de corail rouge (*Corallium rubrum*) dans le PN des Calanques en 2018. Cette caractérisation des populations de corail rouge se fait via l'analyse de données biométriques issues des techniques de photogrammétrie : les images prises in situ par un plongeur ou un ROV (Remote Operated Vehicle) permettent de mesurer *ex situ* sur ordinateur un certain nombre de métriques caractérisant les colonies (hauteur, diamètre à la base, nombre de ramifications, densité) (Drap et al., 2014; Ferrari et al., 2017). Ainsi il s'agit d'étudier les paramètres décrivant cinq populations situées à l'intérieur et cinq hors « zone de non- prélèvement » (ZNP, c'est-à-dire des zones de réglementations renforcées au sein du cœur marin du Parc). Cette mission s'inscrit dans la suite des activités déjà menées par Septentrion : référent reconnu auprès d'organismes publics (*LSIS, CNRS)* et privés (*COMEX SA*), participant par ailleurs activement à mettre en œuvre et démocratiser la photogrammétrie pour l'étude du milieu marin. Cette implication est plus particulièrement associée à l'adaptation de cette technique pour le suivi biométrique des communautés de substrats durs (Etat zéro en 2013, suivis à long terme des populations de corail rouge de la Réserve Naturelle de Scandola), pour

l'évaluation de la complexité architecturale d'habitats naturels (habitats coralligène, habitats rocheux, grottes sous- marines) et artificiels (Récifs Prado, Rexcor) ou encore la modélisation numérique de chantiers archéologiques (Suivi des fouilles de l'Anémone, Antilles). Ces travaux collaboratifs ont notamment permis la publication de résultats novateurs ou la réalisation de reportages (Royer et al., 2018). Ainsi j'ai intégré l'équipe de Septentrion pour travailler sur ce projet dans lequel les choix techniques d'échantillonnage via la photogrammétrie intègrent une approche non invasive des habitats et des espèces pour l'étude du corail rouge dans le Parc National des Calanques.

Moyens humains : Pour la partie terrain auquel je n'ai pas participé, deux plongeurs étaient mobilisés ainsi qu'une personne chargée de la sécurité surface. Par ailleurs, Joaquim Garrabou (Institut del sciences del mare, Barcelone) ainsi que Pierre Drap (LSIS, Marseille) avec qui j'ai pu interagir sont référents et caution scientifique respectivement sur les problématiques environnementales et sur la qualité des mesures acquises par photogrammétrie.

Moyens techniques : Les prises de vue ont été réalisées avec un appareil photo reflex Nikon D700 et son caisson étanche en 15 plongées. J'ai réalisé l'analyse des séries photographiques sur plateforme informatique via un PC dédié à la photogrammétrie via des logiciels adaptés : Arpenteur (développé par le LSIS), Agisoft. Par la suite j'ai réalisé le traitement des données avec R (v3.5.3) ainsi que PRIMER et son module PERMANOVA. Pour la partie au ROV, toute une logistique a été mise en œuvre par la COMEX à la fois humaine et technique : Mise à disposition du Minibex (navire de la Comex), du ROV et son système ORUS 3D.

Enfin, concernant le temps dédié au contenu présenté est estimé à environ 550h.

PARTIE II : RAPPORT SCIENTIFIQUE ET TECHNIQUE

SOMMAIRE

INTRODUCTION …… 1
1. Le corail rouge *(Corallium rubrum)* …… 1
1.1 Habitat et distribution …… 1
1.2 Dynamique …… 1
1.3 Pressions et impacts …… 1
1.4 Conservation …… 3
1.5 Le Parc national des Calanques (PNCal) …… 5
2. *Corallium rubrum* dans le Parc National des Calanques (PNCal) …… 5
2.1 Biométriques …… 5
2.2 Effet de la protection dans le Parc national des Calanques…… 7
3. Méthode de surveillance …… 7
4. Problématique de l'étude …… 9
4.1 Objectifs …… 9
MATÉRIELS ET MÉTHODES …… 11
1. Stratégie d'échantillonnage …… 11
2. Protocole et échantillonnage …… 11
2.1 Matériel photographique …… 11
2.2 Quadrats …… 11
2.3 Prise de vue et construction de modèle …… 13
2.4 Acquisition des biométriques …… 13
3. Traitement de données et analyses statistiques …… 13
3.1 Étude des descripteurs …… 13
3.2 Calibration …… 16
RÉSULTATS …… 17
1. Calibration …… 17
2. Étude de l'état et de la dynamique du corail rouge dans le PNCAL …… 17
2. 1 État des populations en 2018 …… 17
3. Évolution entre 2013 et 2018…… 23
3.1 Design incluant le facteur site : Évolution entre 2013 et 2018 pour les descripteurs à l'échelle de la colonie…… 23
3.2 Design incluant le facteur site : Évolution entre 2013 et 2018 pour les descripteurs à l'échelle du quadrat …… 25
3.3 Design BACI : Comparaison 2013 - 2018 en fonction du zonage …… 27
DISCUSSION …… 33
1. Calibration …… 33
2. Structure et dynamique des populations de corail rouge …… 33
2.1 Etat des lieux des populations de corail rouge dans le PNCal en 2018 …… 33
2.2 Comparaison des populations de corail rouge entre 2013 et 2018 …… 34
2.3 Comparaison selon le zonage et existence d'un potentiel effet réserve …… 35
2.4 Perspectives de gestion pour la conservation du corail rouge dans le PNCal …… 36
2.5 Conservation du corail rouge en Méditerranée …… 37
2.6 Conservation de *Corallium rubrum* et enjeux face aux changements globaux …… 38
CONCLUSIONS…… 39

INTRODUCTION

1. Le corail rouge *(Corallium rubrum)*

Le corail rouge de Méditerranée *Corallium rubrum* (Linné, 1758) est un octocoralliaire colonial suspensivore longévif (> 100 ans) de la famille des Corallidés. Les individus adultes sont des polypes qui vivent en colonies clonales pouvant rassembler plusieurs centaines d'individus (Torrents, 2007).

1.1 Habitat et distribution

On retrouve *C.rubrum* dans des conditions de faible luminosité, à fort hydrodynamisme et à faible température (Linares et al., 2010; Torrents, 2007) colonisant principalement les surplombs, anfractuosités et entrées de grottes des substrats durs (Figure 1) (Gibson et al., 2006). La majorité des populations semble se situer entre 10 et 200 m (Priori et al., 2013; Rossi et al., 2008) en Méditerranée occidentale ainsi qu'en mer Adriatique (Figure 2)(Cudoni and Chessa, 1991; Marchetti, 1965). Les populations des grandes profondeurs restent à ce jour méconnues au vu de leur difficulté d'accès (Costantini et al., 2010; Follesa et al., 2013).

1.2 Dynamique

Le corail rouge a un taux de croissance en hauteur annuel estimé à 1,78 ± 0,7 mm/an (Garrabou and Harmelin, 2002). La croissance du diamètre basal est estimée entre 0,62+/-0,19 mm/ an (Bramanti et al., 2005) et 0,35 mm/an (Marschal et al., 2004). En termes de reproduction sexuée (Gili and Coma, 1998) des structures génétiques on été mises en évidence à l'échelle de la dizaine de mètres (Costantini et al., 2011) et le seuil de dispersion est de 100km (Santangelo and Abbiati, 2001). Le taux de recrutement est variable sur le plan spatial et temporel (Bramanti et al., 2005) avec des valeurs pouvant varier de 0,56 ± 0,21 individus/dm2 en Espagne à 6,06 ± 1,75 individus/dm2 en Italie (Santangelo et al., 2012).

1.3 Pressions et impacts

Si l'acidification des océans (Bramanti et al., 2013) et les évènements climatiques extrêmes constituent des pressions pour le corail rouge (Crisci et al., 2011; Garrabou et al., 2001; Perez et al., 2000) l'exploitation semble aussi mettre en péril les populations(Basso and Raveux, 2018).

Figure 1. Colonies de corail rouge (*Corallium rubrum)* dans un habitat caractéristique de l'espèce : une entrée de grotte (Photo: Parc National des Calanques).

Figure 2. Distribution géographique de *Corallium rubrum* au sein et autour du bassin méditerranéen. La présence de populations de *C. rubrum* est signalée sur des zones localisées formant des 'patchs' (points rouges). Carte issue de (Bonhomme et al., 2015) construite d'après Torrents (2007).

De ceci pourrait également résulter une perte de fonctionnalité écologique dans certains écosystèmes marins (Bruckner, 2014; Santangelo et al., 2007). En effet le corail rouge contribue à la consolidation du coralligène et structure l'habitat de nombreuses espèces, s'insèrant dans un réseau d'interactions complexe, qui rassemble des milliers d'espèces d'algues, d'invertébrés, de poissons et de micro-organismes (Gibson et al., 2006). Il contribue au développement d'une richesse spécifique qui fait de la Méditerranée un des pôles de biodiversité les plus importants du monde (Boudouresque, 2004).

1.4 Conservation

En 2001 déjà, les recommandations des scientifiques allaient dans le sens d'une gouvernance et d'une réglementation commune à la Méditerranée pour la définition de quotas en faveur de la protection de l'espèce (Santangelo and Abbiati, 2001). Or, plus de 15 ans plus tard, le corail rouge n'est toujours pas inscrit à l'annexe II de la CITES (Figure 3) malgré la volonté de certains scientifiques (Bruckner, 2009). En effet, sa conservation est un défi de taille pour les décideurs politiques souhaitant à la fois préserver les habitats naturels et la biodiversité marine, mais aussi maintenir une activité économique traditionnelle (Bonhomme et al., 2015). Le corail rouge a toutefois été inclus dans la Directive Européenne 'Habitats, Faune, Flore' (1992) ainsi que dans deux conventions internationales pour la protection et la conservation des espèces: Convention de Berne (1979), et Convention de Barcelone (1995). Par ailleurs, des initiatives en faveur de la conservation existent et se renforcent : en France, plusieurs Aires Marines Protégées (AMPs) souhaitant gérer et maintenir les populations de corail rouge en ont interdit le prélèvement dans tout (Réserve naturelle marine de Cerbère-Banyuls (1974), Réserve Naturelle de Scandola (1975), Parc Marin de la Côte Bleue (1982), Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio (1999)) ou partie de leur périmètre (Parc national des Calanques (2012)). Enfin, la conservation du corail rouge reste un réel challenge puisque par exemple, après 30 ans de protection dans les AMPs françaises et espagnoles, la taille des colonies de coraux rouges n'atteint toujours pas les valeurs des populations primaires (Garrabou and Harmelin, 2002; Linares et al., 2010; Tsounis et al., 2006), ce qui suggère qu'un rétablissement complet nécessitera des siècles de protection (Garrabou and Harmelin, 2002; Linares et al., 2010).

	IUCN Category	International Legal Instrument	Regional Legal Intrument			European Legal Instrument	
Species		CITES (a)	Protocol SPA/BD (b)	Bern Convention (c)	GFCM Recommendations (d)	EU Habitats Directive (e)	EU Regulation Trade wild fauna and flora species (f)
Corallium rubrum	EN		III	III	REC.CM-GFCM/36/2012/1 On further measures for the exploitation of red coral in the GFCM area. REC.CM-GFCM/35/2011/2 On the exploitation of red coral in the GFCM Competence Area.	V	

Figure 3. Mise en évidence des mesures de conservation internationales (conventions ou annexes) mises en oeuvre pour le corail rouge. Issu du rapport de l'IUCN sur l'état de conservation des anthozoaires de Méditerranée (Bo et al., 2017).

Figure 4. Carte des sites d'études en 2013 dans le Parc national des Calanques. Dans les Zones de Non- Prélèvement (ZNP) (en jaune) : le tombant du Planier (PTP, 30m), la Grotte Pérès (PGP, 15m), le Petit Congloué (PCG, 32m), Riou Sud à 20 m (RRS_20) et Riou Sud à 40 m (RRS_40). Hors ZNP : la Grotte à Corail de l'Île Maïre (MGC, 16m), Les Pharillons de l'Île Maïre (MPH, 31m), la Calanque de la Triperie au Figuier (FIG, 20m), Castelvieil (CAS, 17m) et la Balise de l'Île Verte (IVB, 28m). Figure issue de Bonhomme et al. (2015).

C'est dans cette dynamique de conservation des habitats marins que le Parc national des Calanques a été créé en 2012.

1.5 Le Parc national des Calanques (PNCal)

L'aire marine adjacente du PNCal est de 97 800 ha et le coeur marin couvre 43 500 hectares. Sept Zones de Non-Prélèvement (ZNP) ont été délimitées à l'intérieur desquelles toute sorte de prélèvement est interdite, de façon permanente et définitive pour la pêche professionnelle et la pêche de loisir. Ces ZNP couvrent 4 626 ha soit 10% du coeur marin. Les objectifs affichés par le PNCal sont de conserver le caractère exceptionnel du cœur de Parc en termes d'intérêts paysager, culturel et écologique. En outre, l'attraction paysagère des sites à corail pour le tourisme sous-marin constituent un enjeu de gestion depuis sa création (Durand et al., 2012).

2. *Corallium rubrum* dans le Parc National des Calanques (PNCal)

Comme souligné par Torrents (2007), une grande partie de la bibliographie concernant le corail rouge en Méditerranée a été réalisée sur les populations italiennes mais des initiatives existent en France. En 2013, un état zéro des populations de corail rouge a été effectué dans le PNCal, un an après sa création (Berman et al., 2014; Bonhomme et al., 2015). L'analyse de données photogrammétriques de dix sites (Figure 4) a permis de fournir des données quantitatives et une campagne d'exploration au ROV a permis de fournir des données qualitatives pour 6 sites (Figure 5) auparavant inexplorés.

2.1 Biométriques

En 2013, la hauteur maximale moyenne mesurée sur près de 1000 colonies est de 29,72 ± 18,14 mm et le diamètre basal moyen des colonies est de 5,40 ± 2,47 mm variant selon les sites. Ces résultats étaient concordants avec les données historiques obtenues en Méditerranée occidentale, faisant état d'une hauteur maximale moyenne observée de 69,3 ± 11,6 mm et d'un diamètre moyen observé de 6,4 ± 0.5 mm avec des valeurs allant jusqu'à 11 mm (Garrabou and Harmelin, 2002). Concernant les densités, on observe en Méditerranée occidentale entre 12,37+/- 6,1 and 2,75+/- 2,4/dm2 (Bramanti et al., 2005).

Figure 5. Localisation des 6 stations d'échantillonnage pour l'étude qualitative du corail rouge en ROV en 2013; la zone notée « Zoom 1 » est située à l'intérieur d'une ZNP, la zone Zoom 2 est située en dehors des ZNP.

Figure 6. Photographe utilisant un quadrant dans le cadre d'une campagne terrain de photogrammétrie en plongée bouteille. (Photo : Olivier Bianchimani)

2.2 Effet de la protection dans le Parc national des Calanques

En 2013, aucune différence significative n'a été observée entre l'intérieur et l'extérieur des zones de non-prélèvement pour l'ensemble des métriques étudiées. Cette absence d'« effet réserve » paraît logique du fait de la jeunesse de ces ZNP (moins de 2 ans) face à la lenteur de croissance de *C. rubrum*. Enfin, cette étude suggère que l'unité de suivi pour la gestion d'une aire marine protégée pour cette espèce doit intégrer l'échelle du 'site' plutôt que seulement une différenciation définie par des critères géographiques ou législatifs (e.g. limites de ZNP) au vu des caractéristiques de l'espèce (dispersion limitée, croissance lente).

3. Méthode de surveillance

La photogrammétrie est une technique utilisée depuis plus de 40 ans dans les domaines de l'archéologie et plus récemment en biologie marine (Drap et al., 2013b) afin de récolter diverses métriques décrivant un objet d'étude, à des échelles allant de l'ordre du millimètre à la centaine de mètres. Il s'agit d'une technique de mesure indirecte et non invasive (Bythell et al., 2001) ayant été validée lors de diverses études sur les espèces benthiques à longue durée de vie (Linares et al., 2010). Par ailleurs elle permet de réduire le temps passé sous l'eau, réduisant ainsi les contraintes et risques liés à la pratique de la plongée. Malgré un temps de traitement important, la photogrammétrie fournit des données brutes réutilisables pour des mesures complémentaires et l'analyse de paramètres *a posteriori*. La photogrammétrie se base sur la construction de modèles 3D d'un objet à partir d'un jeu de photos en 2D en utilisant le principe de triangulation (Ludvigsen et al., 2006). Ces modèles permettent de réaliser des mesures d'une précision de l'ordre du 1/10 de millimètre. Cette technique peut être réalisée par des plongeurs munis d'appareils photos reflex (Figure 6) mais aussi par des Remote Operated Vehicles ou ROVs (Bennecke et al., 2016; Royer et al., 2018).Une fois les modèles reconstruits, il est ensuite possible d'y réaliser des mesures avec des outils logiciels adaptés comme Arpenteur (Figure 7), développé pour l'étude du corail rouge (Royer et al., 2018).

Figure 7. Exemple de mesures réalisées sur une colonie avec le logiciel Arpenteur. Les photos à droite et à gauche correspondent aux deux angles de vue. Les croix roses correspondent aux points homologues qui ont été manuellement détectés et placés sur la base de la colonie. Les points verts correspondent aux points homologues du diamètre basal et enfin les zones pointées en bleu correspondent à l'apex de chaque branche.

Figure 8. Quadrat in situ positionné sur le substrat, prise de vue utilisée pour la construction du modèle 3D correspondant. Site du Planier (PTP, 30m).

4. Problématique de l'étude

Les connaissances acquises permettent de constater les effets de la surpêche, mais pas encore d'anticiper l'évolution des peuplements de corail rouge en Méditerranée occidentale. La collaboration entre biologie et science de l'image a abouti au développement d'outils précis et fiables pour étudier cette espèce (Royer et al., 2018). En 2010, Linares et al., (2010) ont déjà permis d'entrevoir l'efficacité des mesures de protection sur ces organismes sessiles. En effet, cette étude a révélé que les quarante années de protection ont bénéficié aux populations de corail rouge de la réserve naturelle de Cerbère-Banyuls. On peut se demander si le Parc National des Calanques permettra de préserver les populations sur son territoire. Ainsi, l'état zéro de 2013 a permis d'obtenir une première estimation de l'état des populations de corail rouge dans le Parc national des Calanques. En 2018, la campagne de photogrammétrie a été programmée par le Parc et réitérée conformément aux recommandations du rapport de 2015, afin de tester l'hypothèse selon laquelle les mesures de gestion conservatoires sont favorables au corail rouge après un pas de temps de 5 ans (existence d'un effet des zones de non-prélèvement) en tenant compte des solutions pour pallier le biais observateur (Bonhomme et al., 2015).

4.1 Objectifs

Les objectifs de l'étude de 2018-2019, objet de ce mémoire de stage, sont les suivants :

Objectif global:

Caractériser l'état et la dynamique des populations de Corail rouge dans le Parc National des Calanques dans le cadre des mesures de gestion conservatoires.

Objectifs opérationnels

1. Analyser l'état et la dynamique des populations de corail rouge dans le PNCal suite à la campagne de terrain de décembre 2018 sur les descripteurs suivants :, taille maximale, nombre de branches, diamètre basal, densité totale, densité de bourgeons

2. Comparer l'état des populations de corail rouge entre 2013 et 2018.

3. Comparer l'état des populations de corail rouge dans les zones de non-prélèvement et hors des zones de non-prélèvement dans le Parc national des Calanques.

MATERIELS ET METHODES

1. Stratégie d'échantillonnage

La présente étude s'est intéressée aux mêmes sites que ceux étudiés en 2013 pour la réalisation de l'état zéro. Les relevés photogrammétriques ont été réitérés au cours d'une campagne d'échantillonnage en scaphandre autonome en décembre 2018 dans les cinq sites situées en Zone de Non Prélèvement (ZNP) et les cinq sites hors ZNP du Parc National des Calanques (Bonhomme et al., 2015), respectivement : Petit Congloué (PCG - 32m), Grotte Pérès (PGP - 15m), Le Planier (PTP - 30m), Riou Sud 20m (RRS_20 - 18, 20 et 22m) et Riou Sud 40m (RRS_40 - 40m); & Castelviel (CAS - 17m), Figuier (FIG - 20m), Balise de l'Île Verte (IVB - 28m), Grotte à Corail (MGC - 16m), et Pharillons de l'Île Maïre (MPH - 31m) (Figure 4). La zone d'étude se caractérise par une circulation importante des masses d'eau ainsi qu'une productivité relativement élevée en raison des effets combinés du courant Ligure (Poulain et al., 2012) et des forts upwellings provoqués par les vents et de la proximité du Rhône (Millot and Wald, 1980).

2. Protocole et échantillonnage

Les populations de *Corallium rubrum* du Parc National des Calanques (PNCal) ont été étudiées à l'aide de la photogrammétrie (cf. références en Introduction).

2.1 Matériel photographique

Deux équipements ont été mobilisés pour cette mission : chacun est constitué d'un reflex Nikon D700 muni d'un objectif 20mm dans un caisson Nauticam muni d'un hublot hémisphérique. L'éclairage est assuré par deux flashs externes. Les paramètres d'ouverture et de vitesse ont été établis manuellement. L'ensemble du dispositif (appareil photo, et caisson étanche) est calibré grâce à une mire de calibration (Bonhomme et al., 2015).

2.2 Quadrats

Dans chaque site la population de corail rouge a été échantillonnée à l'aide de quadrats de 20 cm × 20 cm (0.04 m2) disposés de manière aléatoire (Figure 8). Cette dimension de quadrat a été validée précédemment pour l'étude du corail rouge (Santangelo et al., 1993), espèce présentant une abondance élevée de colonies sur des surfaces réduites (Torrents, 2007).

Figure 9. Types de colonies relevées dans les quadrats. (a) colonie arborescente classique, (b) plaque, (c) bourgeon, (d, e, f) colonies non mesurées pour diverses raisons, respectivement : nombre de branche trop important polypes déployés, et colonie en partie cachée.

Table 1. Effort d'échantillonnage réalisé lors des campagnes terrain de décembre 2018 : nombre de quadrat modélisés par site par zone.

Site	Code	Zonage	Nombre de quadrats modélisés
Planier	PTP	ZNP	20
Grotte Pérès	PGP	ZNP	45
Petit Congloué	PCG	ZNP	24
Riou Sud 20m	RRS_20	ZNP	73
Riou Sud 40m	RRS_40	ZNP	20
Castelvieil	CAS	Hors ZNP	20
Figuier	FIG	Hors ZNP	31
Balise de l'Ile Verte	IVB	Hors ZNP	23
Grotte à Corail	MGC	Hors ZNP	17
Pharillons	MPH	Hors ZNP	29

2.3 Prise de vue et construction de modèle

Pour chaque quadrat, 3 photos ont été prises sous des angles légèrement différents afin de construire le modèle photogrammétrique correspondant avec le logiciel Arpenteur (Drap et al., 2014). Un angle d'environ 30° permet un recouvrement élevé des pixels entre les deux images (50 à 70%) pour une reconstruction 3D fiable (Royer et al., 2018). L'orientation et la mise à l'échelle des photos ont été automatisées grâce aux cibles présentes sur le quadrat (Drap et al., 2013a). Une fois le modèle 3D obtenu (Table 1), l'acquisition des métriques décrivant les populations et colonies a été réalisée pour chaque quadrat par sélection des points homologues de sorte que le point 3D résultant est calculé par triangulation (Bythell et al., 2001; Drap et al., 2014; Royer et al., 2018).

2.4 Acquisition des biométriques

Les descripteurs biométriques sont mesurés à l'échelle du quadrat d'une part, et à l'échelle de la colonie d'autre part. Dans chaque quadrat une densité totale et une densité de bourgeons ont été mesurées. Les métriques suivantes ont été mesurées à l'échelle de la colonie : nombre de branches, diamètre basal, taille maximale (distance maximale entre la base et l'apex d'une branche). À chaque colonie mesurée a été associé un morphotype parmi trois possibles (Figure 9) : arborescent, plaque et bourgeon (petit patch de cortex rouge sur le substrat).

Enfin, les résultats sont exportés dans des formats de fichier standard (XML et Excel). La précision est environ d'un pixel, considéré comme bon résultat au vu des contraintes imposées sous l'eau pouvant entraîner une distorsion des images. L'erreur moyenne de distance calculée est inférieure à 0,5 mm (Royer et al., 2018).

3. *Traitement de données et analyses statistiques*

3.1 Étude des descripteurs

Les données considérées comme aberrantes compte tenu de la littérature ont été exclues : cela concerne les colonies dépassant 120mm pour leur taille maximale et 20mm de diamètre basal (Garrabou and Harmelin, 2002; Marschal et al., 2004). Les unités d'échantillonnage sont les suivantes : descripteurs métriques de *C. rubrum* mesurés sur **les colonies** (i) taille maximale ii) diamètre basal iii) nombre de branches, et sur **les quadrats** vi) densité.

Figure 10. Représentation conceptuelle des designs d'étude utilisés. A) La date est un facteur fixe à deux modalités (2013, 2018) ; le zonage est un facteur fixe à deux modalités (ZNP, Hors ZNP) et le site est un facteur aléatoire à 10 modalités (CAS, FIG, RRS_20, RRS_40, MGC, MPH, PGP, PTP, PCG, IVB). B) design BACI. Les variables réponses sont, par colonie (i) taille maximale ii) diamètre basal iii) nombre de branches, et sur les quadrats vi) densité totale vii) densité de recrues.

La date est un facteur fixe à deux modalités (2013, 2018) ; le zonage est un facteur fixe à deux modalités (ZNP, Hors ZNP)

Un premier modèle incluait la date qui est un facteur fixe à deux niveaux (2013 et 2018), le site qui est un facteur aléatoire à cinq niveaux, et le facteur « zonage », qui est un facteur fixe à deux niveaux (ZNP et hZNP) (Figure 10 A). Ce modèle a permis de tester i) qu'il existe un effet du zonage mais que ii) cet effet diffère en fonction de l'année : nous émettons l'hypothèse de l'existence de cette interaction zonage X année car on attend l'apparition d'un effet de la protection 5 ans après la mise en place des ZNP (« effet réserve » (Russ et al., 2015)). Par ailleurs ce design nous a permis également de tester l'effet du facteur aléatoire site, c'est-à-dire de tenir compte de la variabilité spatiale naturelle des descripteurs des populations.

Un deuxième modèle, selon un design BACI (Conner et al., 2016; Smokorowski and Randall, 2017) a par la suite été utilisé avec année et zonage comme facteurs fixes à 2 modalités (année : 2013 et 2018; zonage : ZNP et hors ZNP) afin d'explorer plus en détail l'interaction entre année et protection (Figure 10 B). Ces approches sont notamment utilisées pour déceler des changements significatifs révélateurs de l'effet de la gestion des écosystèmes (Underwood, 1992). Ces mêmes designs ont par la suite permis de réaliser des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) univariée de PERMANOVA sur les métriques de la colonie, en utilisant la distance euclidienne comme mesure de ressemblance.

On a ensuite effectué un test PERMDISP afin de déterminer si les différences significatives entre les niveaux étaient dûs à une différence des moyennes ou une différence de dispersion des données. Enfin, afin de révéler quels descripteurs déterminent principalement la similarité entre les niveaux de zonage et d'année, une analyse SIMPER a été réalisée dans PRIMER sur les données standardisées (Anderson and Willis, 2003). Pour compléter cette approche inférentielle, on a utilisé des méthodes d'analyse univariées et multivariées exploratoires : les matrices de distance euclidiennes ont été calculées à partir des données multivariées standardisées mesurées sur l'ensemble des sites. L'estimation par noyau gaussien (densité de probabilité) a été utilisée afin de fournir un aperçu plus lisible des distributions des descripteurs. Il s'agit d'une méthode d'estimation de la densité de probabilité d'une variable aléatoire généralisant la méthode d'estimation par histogramme. L'évolution quantitative de la taille maximale et du diamètre basal ont été traduits en taux de croissance. La description des populations a été réalisée grâce aux méthodes de représentation graphique usuelles : histogramme, boxplots. Enfin les méthodes de

positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) ont ainsi permis de mieux visualiser les relations entre zonage, date et site. Le traitement et l'analyse des données ont été effectués à l'aide du logiciel statistique R 3.5.3 et du logiciel PRIMER et son module PERMANOVA (Anderson et al., 2008; Clarke and Gorley, 2006).

3.2 Calibration

La mesure des colonies se fait après construction des modèles 3D. Cependant, cette construction intègre des paramètres de correction optique grâce à un fichier de calibration. Une calibration avait été réalisée en 2013, réitérée en 2018. Une mire de calibration de 81 cibles est photographiée 19 fois par le dispositif photographique (caisson + appareil photo). Ces prises de vue sont ensuite utilisées pour créer le fichier de calibration correspondant aux propriétés optiques du dispositif (Royer et al., 2018). Ainsi nous nous sommes intéressés à l'influence de la calibration sur les mesures. Autrement dit, est ce qu'il existe une différence au niveau optique entre les deux dispositifs à 5 années d'intervalle ou est-ce que l'erreur est due à l'observateur. Pour tester l'effet de cette calibration sur les mesures, on a choisi une colonie du site « Figuier » en 2018 que l'on a mesurée 17 fois avec la calibration 2013 et 17 fois avec la calibration 2018. Les variables réponses sont i) le diamètre basal et ii) la taille maximale. Ensuite, après avoir vérifié la normalité des données on a testé l'homoscédascité avec un test de Levene sur la taille maximale (O'Neill and Mathews, 2002) afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle l'observateur choisit toujours les mêmes points sur la colonie et n'influencerait donc pas le résultat des mesures. Une ANOVA a par la suite été réalisée afin de déterminer s'il existe une différence significative des moyennes entre les mesures de taille maximale issues de chaque calibration. L'hypothèse est que la différence des moyennes dépend de la calibration utilisée. L'hypothèse sous-jacente est donc que la calibration a une influence sur les mesures. Concernant le diamètre basal on a réalisé un test de Wilcoxon-Mann-Whitney afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle l'observateur choisit toujours les mêmes points sur la colonie et donc n'influence pas le résultat des mesures.

RÉSULTATS

1. Calibration

Concernant la taille maximale, la normalité des données (W = 0.96556, p-value = 0.3503) est respectée. L'homogénéité des variances entre les mesures réalisées avec les calibrations 2013 et 2018 est vérifiée (Test statistic = 1.2193, p-value = 0.2777) vérifiant l'hypothèse que quelle que soit la calibration utilisée, la marge d'erreur de mesure liée à l'observateur est équivalente. Or l'ANOVA révèle que les moyennes sont significativement différentes selon que l'on utilise la calibration 2013 ou 2018 pour la mesure de la taille maximale (t value = 3.010, p-value=0.00507). Cela vérifie l'hypothèse que indépendament de l'effet observateur, la calibration du couple appareil photo et caisson influence la moyenne mesurée de la taille maximale. Concernant le diamètre basal la normalité n'est pas respectée (W = 0.86525, p-value = 0.0006254, Figure 11) et le test de Wilcoxon révèle que les médianes des deux échantillons ne sont pas significativement différentes (p-value = 0.9265, Figure 11).

2. Étude de l'état et de la dynamique du corail rouge dans le PNCAL

Vue d'ensemble

Un total de 3472 colonies (colonies : n = 2286 ; bourgeons : n = 1186) a été relevé au sein des 222 quadrats. L'ensemble de ces individus a été pris en compte pour estimer la densité de totale de colonies par population. Pour les calculs relatifs aux mesures de taille et de diamètre, seuls les individus mesurés de type 'arborescent' ont été utilisés, soit 980 colonies. Par ailleurs, un certain nombre d'individus (n = 59) présentaient des mesures anormales et ont donc été retirés du jeu de données. Ces erreurs sont dues à des anomalies ponctuelles dans la reconstitution 3D pouvant fausser les coordonnées des points et conduire à des mesures aberrantes. Après sélection des colonies arborescentes et nettoyage des données, le jeu complet présente un total de 921 individus répartis sur nos 10 populations d'étude (CAS n=75; FIG n=69, IVB n=102 MGC n=95 MPH n=110, PCG n=114, PGP n=98 PTP n=80, RRS_20 n=84, RRS_40 n =94).

2. 1 État des populations en 2018

De manière générale, lors de l'analyse des images, certains motifs ont pu être repérés. Riou semble toujours être un site exceptionnel présentant de nombreuses grandes colonies arborescentes.

Figure 11. Diamètre basal et taille maximale en fonction de la calibration utilisée (2013 ou 2018). Diamètre basal, p-value = 0.9265, taille maximale p-value = 0.005.

Figure 14 : Distributions des classes au niveau des différentes variables sur l'ensemble du site du Parc national des Calanques. (A) Distribution des classes de taille maximale, valeur moyenne = 46,81 mm. (B) Distribution des classes de diamètre basal, moyenne = 6,29 mm. (C) Distribution des classes de nombre de branches, valeur moyenne = 4,95. La valeur moyenne est indiquée par la ligne pointillée rouge.

La prospection visuelle semble également indiquer que la faune et flore fixée y soit plus diversifiée que dans d'autres sites comme Figuier ou les Pharillons. A la Balise de l'Ile Verte on note quelques nécroses.

2. 1.1 Distribution des classes de taille, du diamètre et du nombre de branches en 2018

2.1.1.a À l'échelle du parc national

Les distributions des classes au niveau des variables taille maximale, diamètre basal et nombre de branches sont données en Figure 12. Au niveau de la taille maximale et du diamètre basal, les classes se répartissent suivant une distribution unimodale, légèrement asymétrique à droite (Figure 12 A et B). On observe que la plupart des populations sont représentées de part et d'autre des modes de distribution. Ainsi les distributions ne semblent pas liées à une population à valeurs extrêmes mais bien à une représentativité des colonies dans les populations. Le nombre de branches par colonie se distribue de façon décroissante exponentielle (Figure 12 C) et les colonies les plus fréquemment rencontrées sont des colonies à 3 branches (n = 144 ; 15,78). Les valeurs moyennes observées à l'échelle du parc national sont 46,81 ± 23.31 mm pour la taille maximale, 6,29 ± 3.29 mm pour le diamètre basal et 4,95 ± 3.68 pour le nombre de branches. Les colonies du Planier sont relativement petites (50.6 ± 27,12 mm) par rapport à la largeur de leur base (diamètre moyen 7.91 ± 3,84mm). A l'inverse, les colonies de Riou 20m atteignent une taille maximale moyenne de 84.18 ± 21,47mm pour un diamètre basal moyen de seulement 7.23 ± 2,79 mm (Tableau 2).

2.1.1.b. A l'échelle des populations

a. Taille maximale

Lorsque l'on représente la densité de probabilité de chaque population en fonction de classes de taille pour la taille maximale on observe de grandes disparités dans la distribution d'une population à l'autre (Figure 13). Les populations comme CAS, PCG, PGP, MPH présentent des distributions décroissantes concentrées vers les petites valeurs (entre 29 ± 14,37 et 43,25 ± 20,05mm). Certains sites présentent une distribution unimodale (MPH, PCG, PGP) tandis que d'autres observent des densités de probabilités bimodales (RRS_20, FIG) voire presque uniformes (PTP) indiquant que les individus se répartissent plus uniformément selon leur taille.

Tableau 2. Pour chaque population (CAS ; Castelvieil, FIG : Figuier, IVB : Balise de l'Île Verte, MPH : Pharilllons de l'Île Maïre, PCG : Petit Congloué, PGP : Grotte Pérès, PTP : Tombant du Planier, RRS_20 : Riou Sud 20m, RRS_40 : Riou Sud 40m), sont données de gauche à droite : nombre de colonies mesurées, moyenne et écart type de chaque métrique pour chaque population : taille maximale, diamètre basal et nombre de branches

Populations	Nombre de colonies mesurées	Zonage	Taille maximale		Diamètre basal		Nombre de branches	
			Moyenne (mm)	Écart-type (mm)	Moyenne (mm)	Écart-type (mm)	Moyenne	Écart-type
CAS	75	hors_ZNP	29,05	14,37	6,81	3,71	2,85	2,15
FIG	69	hors_ZNP	53,12	22,51	6,00	2,85	7,29	5,01
IVB	102	hors_ZNP	41,92	15,37	6,71	3,76	4,39	2,68
MGC	95	hors_ZNP	49,60	20,71	6,19	3,38	5,26	3,27
MPH	110	hors_ZNP	43,25	20,05	6,23	3,30	4,78	3,58
PCG	114	ZNP	35,58	16,04	6,57	3,16	3,45	2,27
PGP	98	ZNP	40,02	14,65	7,05	3,25	4,10	2,54
PTP	80	ZNP	50,60	27,13	7,91	3,85	4,51	3,09
RRS_20	84	ZNP	84,18	21,48	7,23	2,80	8,93	5,22
RRS_40	94	ZNP	47,53	18,23	6,54	3,76	4,66	2,78

Figure 13. Représentation des fonctions de densité de probabilité par population pour la variable taille maximale (mm). Les valeurs indiquées correspondent aux moyennes (μ) suivies des écart-types.

Les distributions au niveau du diamètre basal sont plus homogènes entre populations que les distributions de taille (Figure 14). Certains sites montrent un pic unimodal suivi d'un regain de densité de probabilité à des valeurs plus élevées : IVB, MGC, MPH, PCG, RRS_40. La distribution des densités de probabilité de PTP est la plus homogène, avec un pic aux alentours de 7mm.

c. Nombre de branches

Le nombre de branches par colonie se distribue relativement différemment d'une population à l'autre (Figure 15). Toutes les populations ont une distribution unimodale mais observent des disparités. La distribution de certaines populations comme PCG, PGP diminue au-delà de 4 branches après un pic unimodal marqué. Les populations IVB, MPH, RRS_40 présentent un motif remarquable où la densité de probabilité décroit avec le nombre de branches puis remonte entre 10 et 15 branches. Enfin certaines populations ont une distribution de leurs densités de probabilité plus étalées comme RRS_20, FIG, PTP ou encore MGC.

2. 1.2 Distribution des densités en 2018

2.1.2.a Densité totale

La densité moyenne sur l'ensemble des populations est estimée à 304.1 ± 27,8 indiv./m2 (Figure 16 A), avec un maximum de 502,4 ± 74,7 indiv./m2 pour la Grotte Pérès (PGP) et un minimum de 203,2 ± 28 indiv./m2 au Planier (PTP). On observe de grandes disparités selon les sites. Certaines populations comme la Grotte Pérès (502,4 ± 74,7 indiv. /m2), Balise (468,5 ± 31,6 indiv/m2) ou encore Castelvieil (435,7 ± 40,3 indiv/m2) présentent 2 fois plus de colonies par mètre carré que d'autres sites comme Petit Congloué (PCG, 233,8 ± 16,5 indiv/m2) ou le Planier (PTP, 203,2 ± 28 indiv/m2).

2.2.b Densité de bourgeons

La densité moyenne de bourgeons sur l'ensemble des sites est de 113.45 ± 17.76 individus/m2 (Figure 16 B). De même que pour les autres types de colonies, la densité de bourgeons varie fortement entre les populations avec une différence de facteur 6 entre Castelvieil (225.9 ± 40,55 indiv. /m2) et le Planier (36,3 ± 8,66 indiv. /m2). Cette dernière observe la densité de bourgeons la plus faible de l'étude. On constate également 2 fois plus de bourgeons par mètre carré à Riou Sud 40 m (106 ± 12,43 indiv. /m2) qu'à Riou Sud 20m (55,8 ±8,83 indiv./m2) , deux sites pourtant très proches géographiquement.

Figure 14. Représentation des fonctions de densité de probabilité par population pour la variable diamètre basal (mm). Les valeurs indiquées correspondent aux moyennes (u) ainsi qu'aux écart-types (±).

Figure 15. Représentation des fonctions de densité de probabilité par population pour la variable nombre de branches (mm). Les valeurs indiquées correspondent aux moyennes ainsi qu'aux écart-types.

3. Évolution entre 2013 et 2018

La matrice de distance issue des données multivariées regroupant les descripteurs à l'échelle de la colonie (taille maximale, diamètre basal et nombre de branches) est représentée en Figure 17. Cette NMDS permet de visualiser les centroïdes du facteur site x année. On note une séparation nette des populations entre 2013 et 2018. Les populations à l'intérieur des ZNP semblent légèrement se regrouper. Il semblerait que la taille maximale soit une variable permettant de discriminer les sites de 2018, notamment RRS 40, MGC, IVB MPH. Au contraire, le nombre de branches semble s'être réduit pour CAS en 2018. On note un déplacement vers la droite des sites RRS_20, FIG, PCG et PGP entre 2013 et 2018 pouvant correspondre à une augmentation de la taille maximale.

3.1 Design incluant le facteur site : Évolution entre 2013 et 2018 pour les descripteurs à l'échelle de la colonie

Dans le PNCal, La taille maximale moyenne en 2013 est de 29,8 mm tandis qu'en 2018 elle atteint une valeur de 46,81mm. Pour le diamètre basal, la moyenne passe de 5,41mm à 6,29 mm. Enfin, en 2013 les colonies arborent en moyenne 3,72 branches tandis qu'en 2018 on observe en moyenne 4,95 branches (Figure 18). On note une différence significative entre 2013 et 2018 pour les matrices multivariées contenant les descripteurs à l'échelle de la colonie (PERMANOVA, p-value = 0,002, Table 3). La comparaison une à une des trois métriques à l'échelle de la colonie entre 2013 et 2018 permet de noter une augmentation significative de la taille maximale (PERMANOVA, p-value = 0.001, Table 3), ainsi que du diamètre basal (PERMANOVA, p-value=0.025, Table 3). Il existe donc une croissance en hauteur ainsi qu'en diamètre des colonies de corail rouge du Parc national des Calanques. Logiquement, on observe graphiquement (Figure 18) une augmentation plus nette de la **taille maximale** et du **diamètre basal** que du nombre de branches, appuyée par les résultats de la PERMANOVA.

Lorsque l'on s'intéresse à l'évolution de chaque métrique entre 2013 et 2018 par population, on observe qu'une variabilité existe entre les populations, pouvant traduire l'existence de dynamiques différentes (Figure 19) et confirmé par les résultats PERMANOVA de l'interaction entre année et site (PERMANOVA, p-value = 0,001, Table 3). La taille maximale augmente entre 2013 et 2018 pour toutes les populations indépendamment du fait qu'elles soient situées ou non en ZNP sauf Castelvieil (Figure 19).

Figure 16. A) Densité totale de colonies pour chaque population en nombre d'individus par mètre carrés (indiv/m2). La densité totale inclut tous les individus relevés (y compris les bourgeons). **B)** Densité de bourgeons seuls pour chaque population en nombre d'individus par mètre carrés (indiv/m2). CAS présente une densité remarquablement élevée de bourgeons. Certaines populations comme FIG, PCG ou RRS_40 présentent des densités moins importantes que IVB, MGC, PGP, PTP ou MPH. Des disparités sont visibles à la fois au sein et en dehors des ZNP. **En foncé,** les populations en dehors des ZNP, **en clair**, les populations au sein des ZNP.

Figure 17. Représentation de la matrice de distance multivariée des descripteurs inhérents à la colonie (diamètre basal, nombre de branches, taille maximale) et représentations groupées des sites par leurs centroides (par niveau de zone-année).

Pour ce dernier on assiste à une diminution significative du nombre moyen de branches (2013 = 5.69; 2018 = 2.85) et de la taille maximale moyenne (2013 = 36,62 ; 2018= 29,06). Les taux de croissance sont variables d'une population à l'autre. La croissance en diamètre basal dans le PNCal montre des valeurs entre 0,11mm/an (PCG) et 0,47mm/an (IVB). Concernant la croissance en hauteur, on observe des valeurs entre 0,94mm/an (PCG) et 9,31mm/an (RRS_20) On distingue un groupe de populations pour lesquelles la croissance en taille est légère (MGC, PCG, PGP) ainsi qu'un groupe de populations pour lesquels la croissance en taille est flagrante (RRS_20, RRS40, FIG, IVB) (Table 4). Les deux profondeurs de Riou montrent une croissance importante en hauteur correspondant respectivement à des taux de croissance de 9,31mm/an et 5,18mm/an. Pour ces deux sites les biométriques traduisent également une augmentation du nombre de branches ainsi qu'une légère croissance en diamètre. A l'inverse, le site de Castelvieil montre un taux de croissance en hauteur négatif (-1,51 mm/an). On rappelle ici l'existence d'un épisode de coraillage récent signalé, ce taux de croissance négatif n'étant ainsi pas la résultante d'une diminution progressive mais bien d'un épisode de destruction. La population du Petit Congloué (PCG) observe les taux de croissance les plus lents (0,94mm/an en hauteur, 0,11mm/an en base).

3.2 Design incluant le facteur site : Évolution entre 2013 et 2018 pour les descripteurs à l'échelle du quadrat

On observe une différence significative de densité totale et de densité de bourgeons entre 2013 et 2018 (PERMANOVA, p-value=0.004, Figure 21) tous sites confondus. En observant graphiquement les évolutions de densité on peut s'apercevoir que pour une majorité des sites la densité totale diminue entre 2013 et 2018 (RRS 20, RRS 40, PTP, PGP, MGC, FIG, CAS) pour des densités diminuant parfois de moitié (Figure 21). La densité totale peut être étudiée conjointement avec la densité de bourgeons : On assiste à une diminution de la densité totale ainsi qu'à l'augmentation de la densité de recrues dans certains sites (IVB, MGC, MPH, PCG) tandis que pour d'autres cette augmentation est plus faible (RRS 20, RRS40, PTP, PGP, PTP, CAS). Ces variations de densité ou augmentation de densités peuvent être également étudiées conjointement avec des changements dans les métriques de taille, diamètre et nombre de branches.

Figure 18. Représentation de l'évolution des métriques à l'échelle de la colonie entre **2013** **(en clair)** **et 2018** **(en foncé)** sur l'ensemble des colonies mesurées. Les valeurs indiquées correspondent aux moyennes pour chaque descripteur.

Table 3. Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) via un design intégrant le facteur site (année comme facteur fixe à 2 modalités, zone comme facteur fixe à deux modalités, site facteur aléatoire à 5 niveaux niché dans la zone, interaction zone * année et interaction pop*année) pour la matrice multivariée (taille maximale, diamètre basal, nombre de branches), pour les densités (totale, densité de bourgeons) et pour chaque descripteur à l'échelle de la colonie. Seuls les résultats significatifs sont affichés.

		Pseudo-F	P-perm	Nombre de permutations
Matrice multivariée (taille maximale, diamètre basal et nombre de branches)	année	22,854	0,002***	998
	site	5,6274	0,001***	996
	année * site	6,5735	0,001***	999
Densités				
	année	19,747	0,004***	999
	site	2,1473	0,037**	998
	année * site	2,5984	0,007***	998
Univariées				
Taille maximale				
	année	16,743	0,006***	994
	site	28,5	0,001***	998
	année * site	21,464	0,001***	999
Diamètre basal				
	année	8,5799	0,025**	998
	site	7,5423	0,001***	998
	année * site	5,4777	0,001***	999
Nombre de branches				
	site	21,569	0,001***	999
	année	3,9182	0,092*	994
	année * site	14,997	0,001***	998

3.3 Design BACI : Comparaison 2013 - 2018 en fonction du zonage

Il existe un effet significatif de l'interaction entre année et zonage (PERMANOVA, p-value=0,035, Table 6). En effet on observe qu'il n'existe pas de différence significative de la taille des colonies entre ZNP et hors ZNP en 2013 (PERMANOVA pair-wise comparison, p-value = 0,8875, Table. 5), tandis qu'il existe une différence significative entre ZNP et hors ZNP en 2018 (PERMANOVA pair-wise comparison, p-value = 0.043). Pour le diamètre basal, pas de différence significative entre les deux niveaux de protection en 2013 (PERMANOVA pair-wise comparison, p-value = 0.309) tandis qu'il existe une différence significative en 2018 (PERMANOVA pair-wise comparison, p-value = 0.011). Enfin le nombre de branches était significativement plus bas dans les ZNP en 2013 (PERMANOVA pair-wise comparison, p-value = 0.001) alors qu'en 2018 il n'existe pas de différence significative du nombre de branches entre les 2 niveaux de protection (PERMANOVA pair-wise comparison, p-value = 0.38). Ces résultats se retrouvent visuellement : en 2013, les fonctions de densités montraient un chevauchement quasi-total entre les sites situés à l'intérieur et à l'extérieur des ZNP pour le diamètre basal et la taille maximale (Figure 22). Pour le nombre de branches on constate un léger décalage vers la droite de la fonction de densité pour les colonies en dehors des ZNP par rapport aux colonies au sein des ZNP. En 2018, les fonctions de densité montrent un léger décalage du diamètre basal vers la droite pour les colonies en ZNP. Pour la taille maximale on note un décalage plus franc vers les valeurs plus élevées. Enfin pour le nombre de branches, on note un chevauchement quasi total. Enfin, le test PERMDISP permet de noter que ces différences significatives ne semblent pas dues à une hétérogénéité dans la dispersion mais bien à un effet des facteurs sur les moyennes du diamètre basal (PERMDISP, p-value= 0,691, f=0,19575) et de la taille maximale (PERMDISP, p-value=0,481, f=0,51816). Ainsi, en 2018 il semblerait que les ZNP aient un diamètre basal moyen et une taille maximale plus importante qu'en dehors des ZNP, cependant le nombre de branches est en moyenne égal à l'intérieur et à l'extérieur des ZNP. Finalement, l'analyse SIMPER (Table 7) nous permet de voir que les similarités pour chaque groupe considéré selon le zonage et l'année (ZNP et hors ZNP, 2013 et 2018) sont dûes principalement aux mesures de diamètre et de taille maximale (entre 41 et 50% de pourcentage de contribution) et très peu à la taille maximale (entre 6 et 14%). Ces résultats amènent ainsi à émettre des hypothèses qui seront abordées en discussion.

Figure 19. Distribution des populations pour chaque métrique entre **2013** (en clair) **et 2018** (en foncé) par zonage (ZNP et hors ZNP). On note des disparités évidentes entre les populations avec notamment une croissance en hauteur pour RRS_20, RRS_40 et PTP.

Table 4. Tableau comparatif de la taille et du diamètre basal en fonction de l'année, mise en évidence du taux de croissance en mm/an entre 2013 et 2018

Populations	Nombre de colonies mesurées en 2013	Nombre de colonies mesurées en 2018	Zone	Taille maximale (mm)				
				2013		2018		Taux de croissance
				Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type	(mm/an)
CAS	82	75	hors_ZNP	36,62	21,40	29,05	14,37	**-1,514**
FIG	100	69	hors_ZNP	29,63	14,20	53,12	22,51	**4,699**
IVB	100	102	hors_ZNP	20,31	12,91	41,92	15,37	**4,324**
MGC	90	95	hors_ZNP	38,72	18,63	49,60	20,71	**2,176**
MPH	97	110	hors_ZNP	25,94	16,37	43,25	20,05	**3,462**
PCG	93	114	ZNP	30,88	15,99	35,58	16,04	**0,940**
PGP	100	98	ZNP	32,43	18,20	40,02	14,65	**1,516**
PTP	99	80	ZNP	27,10	17,52	50,60	27,13	**4,701**
RRS_20	99	84	ZNP	37,61	21,24	84,18	21,48	**9,314**
RRS_40	108	94	ZNP	21,63	15,80	47,53	18,23	**5,180**

Populations	Nombre de colonies mesurées en 2013	Nombre de colonies mesurées en 2018	Zone	Diamètre basal (mm)				
				2013		2018		Taux de croissance
				Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type	(mm/an)
CAS	82	75	hors_ZNP	5,61	2,09	6,81	3,71	**0,240**
FIG	100	69	hors_ZNP	4,90	1,87	6,00	2,85	**0,220**
IVB	100	102	hors_ZNP	4,36	1,85	6,71	3,76	**0,471**
MGC	90	95	hors_ZNP	7,61	3,94	6,19	3,38	**-0,285**
MPH	97	110	hors_ZNP	6,06	3,26	6,23	3,30	**0,035**
PCG	93	114	ZNP	6,01	2,70	6,57	3,16	**0,111**
PGP	100	98	ZNP	5,29	2,67	7,05	3,25	**0,352**
PTP	99	80	ZNP	5,72	2,93	7,91	3,85	**0,439**
RRS_20	99	84	ZNP	5,93	2,38	7,23	2,80	**0,259**
RRS_40	108	94	ZNP	4,28	1,62	6,54	3,76	**0,452**

Figure 20. Comparaison ZNP vs. hors ZNP. (A) Diamètre basal, (B) Pour la taille maximale, (C) Nombre de branches. Les fonctions de densités (**en jaune**) ZNP (**en bleu**) hors ZNP à gauche en 2013, à droite en 2018. Les moyennes sont indiquées en ligne pointillées.

Table. 5 : Résultats des tests pair-wise PERMANOVA pour le design BACI. Année = facteur fixe à deux modalités 2013 et 2018, Protection = facteur fixe a deux modalités hors ZNP et ZNP.

	2013		**2018**	
Zone	**Hors ZNP**	**ZNP**	**Hors ZNP**	**ZNP**
Diamètre basal (moyenne)	5.667915	5.418135	6.392116	7.009816
*PERMANOVA pair-wise p-value annee*zone*	*n.s. 0.309*		*** 0.011*	
Taille maximale (moyenne)	29.84544	29.77546	43.43871	50.13931
*PERMANOVA pair-wise p-value annee*zone*	*n.s. 0.875*		* 0.043*	
Nombre de branches (moyenne)	4.194030	3.310621	4.858093	4.987234
*PERMANOVA pair-wise p-value annee*zone*	*** 0.001*		*n.s. 0.38*	

Figure 21. A) Densité totale de colonies pour chaque population (incluant tous les individus relevés) selon l'année. 2013 **(en clair)** et 2018 **(en foncé). B)** Densité de bourgeons pour chaque population. 2013 **(en clair)** et 2018 **(en foncé)**. On observe une diminution de la densité totale pour la plupart des sites, et une augmentation de la densité de recrues.

Table 6. : Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) via un design BACI (année comme facteur fixe à 2 modalités, zone comme facteur fixe à deux modalités, et interaction zone * année) pour la matrice multivariée (taille maximale, diamètre basal, nombre de branches, densité totale, densité de recrues).

		Pseudo-F	P-perm	Nombre de permutations
Matrice multivariée				
	zone	0,90262	0,316	999
	année	13,414	0,002 ***	999
	zone * année	4,7449	0,035 **	999

Table 7. : Résultats de l'analyse SIMPER et pourcentage de similarité pour chaque groupe considéré selon le zonage et l'année (ZNP et hors ZNP, 2013 et 2018)

SIMPER - similarity (% de contribution > 6)

	hors ZNP 2013	ZNP 2013	hors ZNP 2018	ZNP 2018
Variables				
Nombre de branches	9,52	6,11	13,69	13,58
Diamètre basal	44,92	43,87	41,39	42,55
Taille maximale	45,56	50,02	44,92	43,87

DISCUSSION

1. Calibration

Le test sur la calibration a montré qu'il n'existait pas d'effet observateur sur les mesures mais bien un effet de la calibration sur la mesure de la taille maximale. Il est possible que la calibration n'affecte pas la mesure du diamètre basal car cette mesure relève peu de l'espace 3D et peut se mesurer dans le plan. Au contraire, la taille maximale semble être influencée par la calibration, ceci pouvant s'expliquer par la reconstruction 3D nécessaire à cette mesure. En effet cette reconstruction sur la base d'images peut être influencée par la distorsion optique, d'où l'importance constatée d'une calibration (Royer et al., 2018). Ces résultats montrent donc l'intérêt du soin porté à la calibration initiale des dispositifs dans le cadre des études scientifiques quantitatives, d'autant plus que la photogrammétrie apparaît comme une technique par ailleurs adaptée au suivi des organismes benthiques sessiles (Abdo et al., 2006; Zapata-Ramírez et al., 2013) et de plus en plus utilisée.

2. Structure et dynamique des populations de Corail rouge

2.1 Etat des lieux des populations de corail rouge dans le PNCal en 2018

L'hétérogénéité des populations est mise en avant par nos résultats : les populations diffèrent par leurs métriques, tant à l'échelle de la colonie (taille, diamètre et nombre de branches) qu'à l'échelle du quadrat (densité totale et densité de bourgeons). D'une part, les résultats obtenus concernant les populations de corail rouge en 2018 sont concordants avec des études réalisées précédemment. Garrabou et Harmelin (2002) avaient mis en évidence des tailles et diamètres maximaux du même ordre de grandeur (entre 5,67 ± 0·87 cm et 9,72±1,7 cm en hauteur ; et 0,58 ± 0,1cm et 0,71 ± 0,13cm en diamètre basal) bien que leur nombre d'observations soit plus réduit (n= entre 31 et 41). Ensuite en 2018 il existe différentes structures en taille : certaines populations semblent caractéristiques de jeunes populations comme IVB, MPH et RRS40. Les densités obtenues dans le PNCal sont du même ordre de grandeur que dans les études similaires en mer Ligure (entre 300 et 5247 colonies m2, (Bavestrello et al., 2009; Bramanti, 2003; Santangelo et al., 1993)), et en France (200-600 colonies/m²,(Garrabou et al., 2001)) tout en étant légèrement supérieures aux Iles Medes, considérés comme des populations sous pressions anthropiques (~127 colonies m2, (Tsounis et al.,

2006)). De plus, on a mis en évidence des différences entre Riou 20m et Riou 40m, sites pourtant uniquement séparés verticalement. Or Constantini et al. (2011) ont mis en lumière l'influence de la profondeur sur la diversité génétique du corail rouge et l'existence d'un seuil de connectivité vertical entre 40 et 50m. Ces éléments pourraient expliquer les différences obtenues entre ces deux populations. Les facteurs à l'oeuvre seraient la thermocline ainsi que la circulation des courants, induisant une barrière à la dispersion des larves et donc une séparation génétique entre les populations peu profondes et profondes (Costantini et al., 2011). D'autre part en 2013, Castelvieil et Riou 20m sont considérées comme des populations matures. Si on peut toujours considérer Riou Sud 20m comme mature en 2018, l'épisode de coraillage subi par Castelvieil semble avoir induit un changement de dynamique : on y observe un fort recrutement pouvant être le reflet d'une population en recolonisation.

2.2 Comparaison des populations de corail rouge entre 2013 et 2018

On a en effet mis en évidence une différence significative des populations entre 2013 et 2018. Les changements de densités peuvent traduire une modification de dynamique, tel qu'un passage d'une dynamique d'établissement des colonies à une population plus mature. Les taux de croissance obtenus dans cette étude sont également concordants avec ceux observés par (Garrabou and Harmelin, 2002) dans une étude sur le long terme. Ils avaient mis en évidence des taux de croissance de 0,24 ± 0,05 mm/an pour le diamètre basal et 1,78 ± 0,67 mm/an pour la hauteur de la colonie. Par ailleurs, les résultats obtenus suggèrent l'existence de dynamiques différentes et propres à chaque population. Par exemple, les biométriques de Riou (20 et 40m) traduisent une forte croissance en hauteur (respectivement 9,31 mm/an et 5,18mm/an), ainsi qu'une légère croissance en diamètre (respectivement 0,23mm/an et 0,45mm/an).

Il est possible que les conditions environnementales à Riou soient à l'origine de ces taux de croissance observés : peu de lumière et de basses températures (environ 13 °C en février; et 20 °C en août, (Vielzeuf et al., 2013)), la proximité d'une zone majeure d'upwelling côtier (Millot and Wald, 1980), influençant la diversité des organismes sur le substrat (*Oscarella spp.*, *Reniera fulva, Crella mollior, Aplysina cavernicola* (Vacelet, 1959), *Petrosia ficiformis* (Poiret, 1789), *Caryophyllia inornata* (Duncan, 1878), *Hoplangia durotrix* (Gosse, 1860), *Leptopsammia pruvoti* (Lacaze-Duthiers, 1864) ainsi que des surpulidés et bryozoaires), l'absence de compétition (Montero-Serra et al., 2018), ainsi que la composition du microbiome (Van de Water et al., 2018).

Des études avaient déjà montré une fécondité très importante sur ce site (Torrents and Garrabou, 2011) et des taux de croissance équivalents ont déjà été obtenus en milieu contrôlé (Goff et al., 2017). Enfin, on peut citer Castelvieil, site à la dynamique encore différente. On y observe une diminution de la taille maximale entre 2013 et 2018 (36,62±21,4 mm à 29,05±14,37mm) et du nombre de branches (5,7 en 2013 ; 2,85 en 2018). Ces résultats traduisent sans doute une destruction mécanique ayant également été détectée par l'analyse des images. Cela permet notamment d'illustrer l'efficacité de la méthode de suivi photogrammétrique à détecter des événements ponctuels.

Cependant, si ces résultats peuvent être dûs à une croissance des populations de corail rouge, il est nécessaire de garder à l'esprit l'effet observateur. Si des critères sont respectés afin d'harmoniser les mesures au possible, il existe une part de variabilité des mesures dues à l'observateur mais aussi au fait que les photos n'ont pas été réalisées sur les mêmes colonies (quadrats aléatoires). Concernant ce dernier élément, des quadrats permanents ont été installés depuis 2004 sur plusieurs sites : Riou 20m, Grotte Pérès. L'étude précise des taux de croissance sera réalisée prochainement. Enfin il est nécessaire de garder à l'esprit que les densités mesurées ne reflètent pas la couverture du corail rouge à l'échelle de la Méditerranée mais à l'échelle localisée d'un patch de corail rouge sur un surplomb, tombant ou dans une grotte (Torrents, 2007).

2.3 Comparaison selon le zonage et existence d'un potentiel effet réserve

On a mis en évidence une interaction significative entre zonage et année sur les métriques à l'échelle de la colonie (taille, diamètre, et nombre de branches) traduisant l'apparition d'une effet réserve en 2018 alors qu'il était absent en 2013. En effet d 'une part en 2013 il n'existait pas de différence significative entre les colonies situées à l'intérieur et à l'extérieur des ZNP concernant taille et diamètre basal. Le nombre de branches était quant à lui significativement plus bas dans les ZNP qu'en dehors. Or en 2018 la taille maximale moyenne ainsi que le diamètre basal moyen étaient significativement plus élevés dans les ZNP. D'autre part, on a pu voir que les densités de probabilités intra et extra ZNP avaient évolué entre 2013 et 2018 pour les 3 métriques à l'échelle de la colonie. Ces résultats semblent traduire l'efficacité des ZNP à instaurer des zones où les impacts sont limités (par l'interdiction du coraillage ainsi que la régulation des usages) et les conditions favorables à la croissance du corail rouge. Ces résultats sont encourageants et permettent d'attester de l'efficacité des zones de protection renforcée pour la conservation du corail rouge et

donc de son habitat dans le Parc national des Calanques. Il semblerait donc que l'instauration de ZNP aient bénéficié aux populations de corail rouge, par exemple en limitant l'exploitation ainsi que la destruction accidentelle par les engins de pêche. Ceci est concordant avec les conclusions de nombreux auteurs qui mettent en avant l'efficacité des mesures renforcées comme les zones de non-prélèvement ou les réserves intégrales pour la conservation des écosystèmes marins zupan, ross, uicn , sala . Ainsi, cette étude permet de suivre la dynamique du corail rouge lorsque la connaissance des tendances à long terme dans le cycle de vie des espèces longévives soumises à la fois à l'exploitation et aux perturbations naturelles est une condition préalable essentielle à la conservation et à la gestion de ces organismes (Garrabou and Harmelin, 2002).

2.4 Perspectives de gestion pour la conservation du Corail rouge dans le PNCal

Par ailleurs, les orientations du parc en faveur du corail rouge sont bien sûr vers la conservation des populations (Durand et al., 2012) et on rappelle qu'un des buts de cette étude est de comprendre les populations de corail rouge afin de proposer des mesures de conservation adéquates. Face aux résultats obtenus, certaines recommandations pourraient être émises : comme énoncé plus haut, la population de Riou pourrait faire l'objet d'une étude plus détaillée sur les taux de croissance grâce aux transects permanents. Il pourrait également être intéressant d'instaurer un transect permanent à Castelvieil pour suivre la recolonisation après une perturbation mécanique. S'intéresser à la couverture, au substrat ou encore à la complexité architecturale pourrait permettre de comprendre si les facteurs environnementaux peuvent expliquer les différences entre les sites et les taux de croissance observés à Riou, car il semblerait les conditions locales soient déterminantes pour la pérennité des populations de corail rouge (Bramanti et al., 2005; Montero-Serra et al., 2018; Santangelo et al., 2012). Pour répondre à cette question on pourra prendre en compte des paramètres biotiques (morphologie, croissance, génétique, composition du microbiome, diversité spécifique), abiotiques (pH, température, hydrodynamisme, complexité architecturale, luminosité…), et anthropiques (fréquentation). De plus, les résultats obtenus quant à l'hétérogénéité des populations en fonction des sites mettent en avant la nécessité d'un suivi non seulement à l'échelle des zones de protection mais aussi plus spécifiquement à l'échelle du site. Par ailleurs le PNCal est soumis à une pression touristique importante en période estivale. Ainsi en termes de gestion la question se pose pour le parc : serait-il judicieux de favoriser les activités de plongée récréative dans certains sites afin de relâcher la pression de fréquentation sur d'autres ? Il

pourrait être intéressant de cartographier ces pressions de fréquentation. Ensuite les conclusions du rapport de 2013 allaient déjà en faveur du maintien des populations peu profondes menacées par les activités humaines (plongée, pollution, destruction involontaire par les filets de pêche ou volontaire par les corailleurs), considérations que l'on réitère en 2018. Cependant, l'instauration des ZNP est un processus de concertation long et difficile (Campbell et al., 2012). De la même manière, la pêche et plus particulièrement le coraillage sont soumis à dérogation dans le PNCal, posant la question de la gouvernance. Le corail rouge étant une espèce emblématique à forte valeur économique, les relations entre acteurs du territoire peuvent parfois être une source de difficultés pour sa conservation, ce qui est notamment soutenu par Bruckner (2014). Enfin l'acceptation des mesures de protection peut être un facteur déterminant de leur efficacité (Edgar et al., 2014; Weeks et al., 2010) et on peut espérer que le PNCal mettra en œuvre les mesures adéquates à l'avenir, l'augmentation de la surface couverte par les ZNP (10% en 2018) pouvant être un objectif à atteindre pour les prochaines années.

2.5 Conservation du corail rouge en Méditerranée

Le corail rouge est une espèce endémique de Méditerranée mais soumise à diverses réglementations en fonction du territoire considéré, pouvant parfois être source de conflits (Bruckner, 2014; Cannas et al., 2016). Il apparaît un besoin d'harmonisation des pratiques de gestion à l'échelle de l'aire de répartition face à des pouvoirs publics qui semblent ne pas suivre : en 2019, le corail rouge n'est toujours pas listé à la CITES. Une adaptation des gestionnaires aux besoins locaux pour la conservation à l'échelle de l'aire de répartition semble être l'objectif à atteindre à la fois pour la conservation de l'espèce mais plus largement de l'habitat coralligène et des habitats marins en Méditerranée (Giakoumi et al., 2013; Vassallo et al., 2018). Toutefois, si les objectifs du gouvernement semblent être l'augmentation de la couverture des AMPs françaises, ils semblerait qu'en appliquant les critères de l'IUCN, les mesures envisagées ne correspondent pas aux niveaux de protection adéquats (Claudet, 2019; UICN, 2018). Or, les mesures de protection renforcée telles les ZNP et les réserves intégrales ont été démontrées comme les plus efficaces pour protéger la biodiversité marine (Sala et al., 2018). Cependant aujourd'hui seulement 0,04 % de la mer Méditerranée est concernée par de telles mesures (PISCO, 2016). Il serait donc intéressant de travailler sur les mesures conservatoires pour le corail rouge et notamment l'efficacité de ces mesures en Méditerranée. Par ailleurs, s'intéresser aux impacts socio-économiques des mesures de

gestion et la perception de la gouvernance par les usagers parait être un bon moyen de mieux comprendre le territoire pour le gérer. Enfin, un tel travail pourrait permettre d'avoir une vision globale de la gestion et la conservation du corail rouge en Méditerranée et d'agir en faveur de l'espèce et de son habitat (Costantini and Abbiati, 2016).

2.6 Conservation de **Corallium rubrum** *et enjeux face aux changements globaux*

Aurelle et al., (2011) ont montré que les structures génétiques des populations de corail rouge correspondaient au *gaps* d'habitats entre Marseille et la Catalogne ainsi qu'en Adriatique. Certains auteurs faisaient ressortir la nécessiter de conserver cette variation génétique et structure de population comme un des buts de la gestion du corail rouge (Cannas et al., 2016; Santangelo et al., 1993), tandis que d'autres rappellent sa fonctionnalité au sein du coralligène (Ballesteros, 2006). Cet état de fait induit la nécessité de prendre des initiatives locales pour conserver l'espèce et notamment des populations pérennes peu profondes comme celles du PNCal lorsque le réchauffement climatique et les événements climatiques extrêmes sont une menace grandissante face à une thermotolérance de 25 degrés (Torrents, 2007). En effet, la stratégie évolutive de minimisation des risques (Bramanti et al., 2005; Linares et al., 2010; Stearns, 1992; Torrents, 2007; Torrents and Garrabou, 2011) que semble suivre le corail rouge est adaptée aux espèces des habitats où les conditions environnementales sont stables mais pourrait poser de sérieuses difficultés pour la conservation des populations peu profondes dans le contexte de changement climatique (Linares et al., 2013).

Or si les populations peu profondes sont les plus résistantes de par leur exposition aux variations saisonnières importantes de température (Haguenauer et al., 2013; Ledoux et al., 2010), il semblerait que les populations profondes puissent permettre de repeupler les populations peu profondes (Bongaerts et al., 2017). Par conséquent il apparaît important de réfléchir à des stratégies globales tout en définissant des mesures de gestion à l'échelle locale notamment par la mise en réseau des gestionnaires d'AMPs (ex. MedPAN). En outre, ces mesures font face à un réel besoin de réseau de surveillance des écosystèmes vulnérables (Danovaro et al., 2017; Montero-Serra et al., 2018). Par la suite, un intérêt pourrait être porté à la recherche sur les mesures pouvant être mises en oeuvre pour restaurer les populations en Méditerranée (Aurelle et al., 2011; Montero-Serra et al., 2018) avec comme exemple la thématique de la transplantation.

Finalement, la question de l'efficacité des AMPs (Bavestrello et al., 2015; Zupan et al., 2018) reste ouverte : pour le corail rouge certaines AMPs ont montré leurs efficacité et il semblerait que le PNCal suive cette tendance, cependant on peut se demander si ce ne sont pas uniquement le fait de conditions locales favorables et quelles seront les tendances futures dans un contexte global de changement climatique.

CONCLUSIONS

- Un pas de temps de 5 ans a permis de mettre en évidence l'apparition d'une différence significative, même ténue, entre les populations des ZNP et hors ZNP du Parc national des Calanques. On ne peut que se demander : qu'en sera-t-il pour le prochain suivi quantitatif, à l'horizon 2023?

- Les impacts à l'échelle locale (destruction mécanique) et ceux présumés à venir via le changement global (variations climatiques) soulignent la nécessité de développer des stratégies à la fois pour suivre les évolutions des populations de corail rouge mais aussi pour en comprendre la résilience (Bramanti et al., 2013).

- Pour cela, une homogénéisation des protocoles de suivi apparaît être une initiative cohérente pour le suivi et la conservation du corail rouge et plus largement des habitats marins à l'échelle de la Méditerranée (Lorenzo et al., 2011)

- L'intégration du corail rouge aux programmes de sciences participatives (CIGESMED, POLARIS) montre l'intérêt des citoyens en faveur de l'espèce et leur sensibilisation face aux enjeux de biodiversité en Méditerranée (Bramanti et al., 2011; Zunino et al., 2019) et représente une méthode de suivis semi-quantitatifs complémentaire intéressante.

- La photogrammétrie est une méthode qui semble convenir à ce type de suivis quantitatifs, sur corail rouge et plus largement pour l'étude des organismes benthiques sessiles (Royer et al., 2018) et on peut encourager les gestionnaires d'AMP du bassin méditerranéen à mettre en oeuvre des protocoles similaires sur leur territoire.

BIBLIOGRAPHIE

Abdo, D., Seager, J., Harvey, E., McDonald, J., Kendrick, G., Shortis, M., 2006. Efficiently measuring complex sessile epibenthic organisms using a novel photogrammetric technique. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 339, 120–133.

Anderson, M., Gorley, R.N., Clarke, R.K., 2008. Permanova+ for primer: Guide to software and statistical methods. Primer-E Limited.

Anderson, M.J., Willis, T.J., 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. Ecology 84, 511–525.

Aurelle, D., Ledoux, J.-B., Rocher, C., Borsa, P., Chenuil, A., Féral, J.-P., 2011. Phylogeography of the red coral (Corallium rubrum): inferences on the evolutionary history of a temperate gorgonian. Genetica 139, 855.

Ballesteros, E., 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge (PhD Thesis). thesis of present knowledge. Oceanography and Marine Biology, 44, 123–195.

Basso, L.L., Raveux, O., 2018. Introduction. Le corail, un kaléidoscope pour l'étude de la Méditerranée dans le temps long. Rives Mediterr. 7–15.

Bavestrello, G., Bo, M., Bertolino, M., Betti, F., Cattaneo-Vietti, R., 2015. Long-term comparison of structure and dynamics of the red coral metapopulation of the Portofino Promontory (Ligurian Sea): a case-study for a Marine Protected Area in the Mediterranean Sea. Mar. Ecol. 36, 1354–1363. https://doi.org/10.1111/maec.12235

Bavestrello, G., Cerrano, C., Cattaneo-Vietti, R., 2009. Biological interactions affecting the growth rates of red coral (Corallium rubrum) colonies, in: Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of the Coralligenous and Other Calcareous Bio-Concretions (Tabarka, 15–16 January 2009). RAC/SPA, Tunis. pp. 53–58.

Bennecke, S., Kwasnitschka, T., Metaxas, A., Dullo, W.-C., 2016. In situ growth rates of deep-water octocorals determined from 3D photogrammetric reconstructions. Coral Reefs 35, 1227–1239.

Berman, L., Bianchimani, O., Garrabou, J., Drap, P., Payrot, J., Acornero-Picon, A., Clement, A., Cheminée, A., 2014. Characterizing Corallium rubrum populations of two Mediterranean MPAS: structuring factors and dynamics.

Bo, M., Numa, C., Otero, M. del M., 2017. Overview of the conservation status of Mediterranean anthozoa.

Bongaerts, P., Riginos, C., Brunner, R., Englebert, N., Smith, S.R., Hoegh-Guldberg, O., 2017. Deep reefs are not universal refuges: reseeding potential varies among coral species. Sci. Adv. 3, e1602373.

Bonhomme, P., Berman, L., Le Direach, L., Bianchimani, O., Rouanet, E., Bonhomme, D., Astruch, P., Goujard, A., Basthard-Bogain, S., Ruitton, S., Kokel, N., 2015. Réalisation de l'état zéro des zones de non- prélèvement du Parc national des Calanques - Année 2013-2014. Contrat GIS Posidonie/Parc national des Calanques.

Boudouresque, C.-F., 2004. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. Trav. Sci. Parc Natl. Port-Cros 20, 97–146.

Bramanti, L., 2003. Dinamica di popolazione ed adattamenti demografici di una popolazione costiera di corallo rosso (Corallium rubrum L. 1758) con particolare riferimento al reclutamento.

Bramanti, L., Magagnini, G., De Maio, L., Santangelo, G., 2005. Recruitment, early survival and growth of the Mediterranean red coral Corallium rubrum (L 1758), a 4-year study. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 314, 69–78.

Bramanti, L., Movilla, J., Guron, M., Calvo, E., Gori, A., Dominguez-Carrió, C., Grinyó, J., Lopez-Sanz, A., Martinez-Quintana, A., Pelejero, C., others, 2013. Detrimental effects of ocean acidification on the economically important Mediterranean red coral (C orallium rubrum). Glob. Change Biol. 19, 1897–1908.

Bramanti, L., Vielmini, I., Rossi, S., Stolfa, S., Santangelo, G., 2011. Approaching recreational scuba divers to emblematic species conservation: the case of red coral (Corallium rubrum). J Nat Conserv 19, 312–318.

Bruckner, A., 2014. Advances in management of precious corals in the family Corallidae: are new measures adequate? Curr. Opin. Environ. Sustain. 7, 1–8.

Bruckner, A.W., 2009. Rate and extent of decline in Corallium (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Appendix II listing. Mar. Ecol. Prog. Ser. 397, 319–332.

Bythell, J., Pan, P., Lee, J., 2001. Three-dimensional morphometric measurements of reef corals using underwater photogrammetry techniques. Coral Reefs 20, 193–199.

Campbell, S.J., Hoey, A.S., Maynard, J., Kartawijaya, T., Cinner, J., Graham, N.A., Baird, A.H., 2012. Weak compliance undermines the success of no-take zones in a large government-controlled marine protected area. PLoS One 7, e50074.

Cannas, R., Sacco, F., Cau, Alessandro, Cuccu, D., Follesa, M.C., Cau, Angelo, 2016. Genetic monitoring of deep-water exploited banks of the precious Sardinia coral Corallium rubrum (L., 1758): useful data for a sustainable management. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 26, 236–250.

Clarke, K., Gorley, R., 2006. Primer. Primer-E Plymouth.

Claudet, J., 2019. France must impose strict levels of marine protection. Nature 570, 36. https://doi.org/10.1038/d41586-019-01750-1

Conner, M.M., Saunders, W.C., Bouwes, N., Jordan, C., 2016. Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. Environ. Monit. Assess. 188. https://doi.org/10.1007/s10661-016-5526-6

Costantini, F., Abbiati, M., 2016. Into the depth of population genetics: pattern of structuring in mesophotic red coral populations. Coral Reefs 35, 39–52.

Costantini, F., Rossi, S., Pintus, E., Cerrano, C., Gili, J.-M., Abbiati, M., 2011. Low connectivity and declining genetic variability along a depth gradient in Corallium rubrum populations. Coral Reefs 30, 991–1003.

Costantini, F., Taviani, M., Remia, A., Pintus, E., Schembri, P.J., Abbiati, M., 2010. Deep-water Corallium rubrum (L., 1758) from the Mediterranean Sea: preliminary genetic characterisation. Mar. Ecol. 31, 261–269.

Crisci, C., Bensoussan, N., Romano, J.-C., Garrabou, J., 2011. Temperature anomalies and mortality events in marine communities: insights on factors behind differential mortality impacts in the NW Mediterranean. PLoS One 6, e23814.

Cudoni, S., Chessa, L, L., 1991. Present and past distribution of Corallium rubrum (L.) along the northern and central Sardinian coast. Especes Mar. Aprotéger En Méditerranée GIS Posidonie 71–81.

Danovaro, R., Aguzzi, J., Fanelli, E., Billett, D., Gjerde, K., Jamieson, A., Ramirez-Llodra, E., Smith, C., Snelgrove, P., Thomsen, L., others, 2017. An ecosystem-based deep-ocean strategy. Science 355, 452–454.

de l'Europe, C., 1979. Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Conseil de l'Europe.

Décret n° 2014-1195 du 16 octobre 2014 portant publication de l'amendement de la liste des annexes II et III du protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée, signé à Barcelone le 10 juin 1995, adopté à Marrakech le 5 novembre 2009 | Legifrance [WWW Document], 1995. URL https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2014/10/16/MAEJ1423033D/jo (accessed 3.5.19).

Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, 1992.

Drap, P., Merad, D., Mahiddine, A., Seinturier, J., Gerenton, P., Peloso, D., Boï, J.-M., Bianchimani, O., Garrabou, J., 2014. In situ underwater measurements of red coral: Non-intrusive approach based on coded targets and photogrammetry. Int. J. Herit. Digit. Era 3, 123–139.

Drap, P., Merad, D., Mahiddine, A., Seinturier, J., Gerenton, P., Peloso, D., Boïa, J.-M., Bianchimani, O., Garrabou, J., 2013a. Automating the measurement of red coral in situ using underwater photogrammetry and coded targets, in: XXIV International CIPA Symposium, Strasbourg, France. Pierre Grussenmeyer (Ed.). p. W2.

Drap, P., Merad, D., Seinturier, J., Mahiddine, A., Peloso, D., Boï, J.-M., Chemisky, B., Long, L., Garrabou, J., 2013b. Underwater programmetry for archaeology and marine biology: 40 years of experience in Marseille, France, in: 2013 Digital Heritage International Congress (DigitalHeritage). IEEE, pp. 97–104.

Duncan, P.M., 1878. II. On the rapidity of growth and variability of some madreporaria on an Atlantic cable, with remarks upon the rate of accumulation of foraminiferal deposits. Proc. R. Soc. Lond. 26, 133–137.

Durand, B., Francis Talin, Cynthia Vasquez, Samuel Clerici, Vanina Mouillé, Alessandra Accornero-Picon, Lidwine Le Mire-Pecheux, Laurence Delachaume, Emilie Drunat, Anne-Laure Clement, Ludovic Azibi,, Véronique Bernard, 2012. Charte du Parc National des Calanques.

Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T., Berkhout, J., others, 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. Nature 506, 216.

Follesa, M.C., Cannas, R., Cau, Alessandro, Pedoni, C., Pesci, P., Cau, Angelo, 2013. Deep-water red coral from the island of Sardinia (north-western Mediterranean): a local example of sustainable management. Mar. Freshw. Res. 64, 706. https://doi.org/10.1071/MF12235

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. J. Anim. Ecol. 71, 966–978.

Garrabou, J., Perez, T., Sartoretto, S., Harmelin, J.G., 2001. Mass mortality event in red coral Corallium rubrum populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). Mar. Ecol. Prog. Ser. 217, 263–272.

Giakoumi, S., Sini, M., Gerovasileiou, V., Mazor, T., Beher, J., Possingham, H.P., Abdulla, A., Çinar, M.E., Dendrinos, P., Gucu, A.C., Karamanlidis, A.A., Rodic, P., Panayotidis, P., Taskin, E., Jaklin, A., Voultsiadou, E., Webster, C., Zenetos, A., Katsanevakis, S., 2013. Ecoregion-Based Conservation Planning in the Mediterranean: Dealing with Large-Scale Heterogeneity. PLOS ONE 8, e76449. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076449

Gibson, R., Atkinson, R., Gordon, J., 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 44, 123–195.

Gili, J.-M., Coma, R., 1998. Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. Trends Ecol. Evol. 13, 316–321.

Goff, C.L., Tambutté, E., Venn, A.A., Techer, N., Allemand, D., Tambutté, S., 2017. In vivo pH measurement at the site of calcification in an octocoral. Sci. Rep. 7, 11210. https://doi.org/10.1038/s41598-017-10348-4

Gosse, P.H., 1860. A history of the British sea-anemones and corals. Van Voorst.

Haguenauer, A., Zuberer, F., Ledoux, J.-B., Aurelle, D., 2013. Adaptive abilities of the Mediterranean red coral Corallium rubrum in a heterogeneous and changing environment: from population to functional genetics. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 449, 349–357.

Lacaze-Duthiers, H. de, 1864. Histoire naturelle du corail. JB Bailiere Fils Paris.

Ledoux, J.-B., Garrabou, J., Bianchimani, O., Drap, P., Féral, J.-P., Aurelle, D., 2010. Fine-scale genetic structure and inferences on population biology in the threatened Mediterranean red coral, Corallium rubrum. Mol. Ecol. 19, 4204–4216.

Linares, C., Bianchimani, O., Torrents, O., Marschal, C., Drap, P., Garrabou, J., 2010. Marine Protected Areas and the conservation of long-lived marine invertebrates: the Mediterranean red coral. Mar. Ecol. Prog. Ser. 402, 69–79.

Linares, C., Cebrian, E., Kipson, S., Garrabou, J., 2013. Does thermal history influence the tolerance of temperate gorgonians to future warming? Mar. Environ. Res. 89, 45–52.

Linné, C. von, 1758. Systema naturae. I,.

Lorenzo, B., Ilaria, V., Sergio, R., Stefano, S., Giovanni, S., 2011. Involvement of recreational scuba divers in emblematic species monitoring: the case of Mediterranean red coral (Corallium rubrum). J. Nat. Conserv. 19, 312–318.

Ludvigsen, M., Eustice, R., Singh, H., 2006. Photogrammetric models for marine archaeology, in: OCEANS 2006. Presented at the OCEANS 2006, IEEE, Boston, MA, USA, pp. 1–6. https://doi.org/10.1109/OCEANS.2006.306915

Marchetti, R., 1965. Ricerche sul corallo rosso della costa ligure e toscana. Istituto lombardo di scienze e lettere.

Marschal, C., Garrabou, J., Harmelin, J.-G., Pichon, M., 2004. A new method for measuring growth and age in the precious red coral Corallium rubrum (L.). Coral Reefs 23, 423–432.

Montero-Serra, I., Garrabou, J., Doak, D.F., Figuerola, L., Hereu, B., Ledoux, J.-B., Linares, C., 2018. Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. Conserv. Lett. 11, e12341.

O'Neill, M.E., Mathews, K.L., 2002. Levene tests of homogeneity of variance for general block and treatment designs. Biometrics 58, 216–224.

Perez, T., Garrabou, J., Sartoretto, S., Harmelin, J., Francour, P., Vacelet, J., 2000. Massive mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in northwestern Mediterranean. C. R. Acad. Sci. III 323, 853–865.

PISCO, 2016. La Science des aires marines protégées (3ème édition, Méditerranée). 2016 Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans and University of Nice Sophia Antipolis.

Poiret, J.L.M., 1789. Voyage en Barbarie, ou Lettres écrites de l'ancienne Numidie.

Priori, C., Mastascusa, V., Erra, F., Angiolillo, M., Canese, S., Santangelo, G., 2013. Demography of deep-dwelling red coral populations: Age and reproductive structure of a highly valued marine species. Estuar. Coast. Shelf Sci. 118, 43–49.

Rossi, S., Tsounis, G., Orejas, C., Padrón, T., Gili, J.-M., Bramanti, L., Teixidó, N., Gutt, J., 2008. Survey of deep-dwelling red coral (Corallium rubrum) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). Mar. Biol. 154, 533–545.

Royer, J.-P., Nawaf, M., Merad, D., Saccone, M., Bianchimani, O., Garrabou, J., Ledoux, J.-B., Lopez-Sanz, A., Drap, P., 2018. Photogrammetric Surveys and Geometric Processes to Analyse and Monitor Red Coral Colonies. J. Mar. Sci. Eng. 6, 42.

Russ, G.R., Miller, K.I., Rizzari, J.R., Alcala, A.C., 2015. Long-term no-take marine reserve and benthic habitat effects on coral reef fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 529, 233–248. https://doi.org/10.3354/meps11246

Sala, E., Lubchenco, J., Grorud-Colvert, K., Novelli, C., Roberts, C., Sumaila, R., 2018. Assessing real progress towards effective ocean protection. Mar. Policy 91, 11–13. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.004

Santangelo, G., Abbiati, M., 2001. Red coral: conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 11, 253–259.

Santangelo, G., Abbiati, M., Caforio G, 1993. Age structure and population dynamics in Corallium rubrum (L).

Santangelo, G., Bramanti, L., Iannelli, M., 2007. Population dynamics and conservation biology of the over-exploited Mediterranean red coral. J. Theor. Biol. 244, 416–423.

Santangelo, G., Bramanti, L., Rossi, S., Tsounis, G., Vielmini, I., Lott, C., Gili, J.M., 2012. Patterns of variation in recruitment and post-recruitment processes of the Mediterranean precious gorgonian coral Corallium rubrum. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 411, 7–13.

Smokorowski, K., Randall, R., 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. Facets 2, 212–232.

Stearns, S.C., 1992. The evolution of life histories.

Torrents, O., 2007. Biologie des populations du corail rouge Corallium rubrum (L. 1758) de Méditerranée nord-occidentale (PhD Thesis). Aix-Marseille 2.

Torrents, O., Garrabou, J., 2011. Fecundity of red coral Corallium rubrum (L.) populations inhabiting in contrasting environmental conditions in the NW Mediterranean. Mar. Biol. 158, 1019–1028. https://doi.org/10.1007/s00227-011-1627-5

Tsounis, G., Rossi, S., Gili, J.-M., Arntz, W., 2006. Population structure of an exploited benthic cnidarian: the case study of red coral (Corallium rubrum L.). Mar. Biol. 149, 1059–1070.

UICN, 2018. Application des normes mondiales de conservation de l'UICN aux aires marines protégées (AMPs) Mener des actions de conservation efficaces grâce aux AMP pour la santé de l'océan et le développement durable.

Underwood, A., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 161, 145–178.

Vacelet, J., 1959. Répartition générale des éponges et systématique des éponges cornées de la région de Marseille et de quelques stations méditerranéennes. Recl. Trav. Stn. Mar. D'Endoume 16, 39–101.

Van de Water, J.A.J.M., Voolstra, C.R., Rottier, C., Cocito, S., Peirano, A., Allemand, D., Ferrier-Pagès, C., 2018. Seasonal Stability in the Microbiomes of Temperate Gorgonians and the Red Coral Corallium rubrum Across the Mediterranean Sea. Microb. Ecol. 75, 274–288. https://doi.org/10.1007/s00248-017-1006-y

Vassallo, P., Bianchi, C.N., Paoli, C., Holon, F., Navone, A., Bavestrello, G., Cattaneo Vietti, R., Morri, C., 2018. A predictive approach to benthic marine habitat mapping: Efficacy and management implications. Mar. Pollut. Bull. 131, 218–232. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.016

Vielzeuf, D., Garrabou, J., Gagnon, A., Ricolleau, A., Adkins, J., Günther, D., Hametner, K., Devidal, J.-L., Reusser, E., Perrin, J., Floquet, N., 2013. Distribution of sulphur and magnesium in the red coral. Chem. Geol. 355, 13–27. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.07.008

Weeks, R., Russ, G.R., Bucol, A.A., Alcala, A.C., 2010. Incorporating local tenure in the systematic design of marine protected area networks. Conserv. Lett. 3, 445–453.

Zapata-Ramírez, P.A., Scaradozzi, D., Sorbi, L., Palma, M., Pantaleo, U., Ponti, M., Cerrano, C., 2013. Innovative study methods for the Mediterranean coralligenous habitats. Adv. Oceanogr. Limnol. 4, 102–119.

Zunino, S., Canu, D.M., Zupo, V., Solidoro, C., 2019. Direct and indirect impacts of marine acidification on the ecosystem services provided by coralligenous reefs and seagrass systems. Glob. Ecol. Conserv. 18, e00625. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00625

Zupan, M., Bulleri, F., Evans, J., Fraschetti, S., Guidetti, P., Garcia-Rubies, A., Sostres, M., Asnaghi, V., Caro, A., Deudero, S., others, 2018. How good is your marine protected area at curbing threats? Biol. Conserv. 221, 237–245.

ANNEXES

Annexe 1 : Description détaillée des sites d'étude

Cinq sites hors du périmètre des ZNP:

- **Castelvieil (CAS) -17m.** La population sélectionnée a été échantillonnée à l'entrée de la grotte à corail de Castelvieil. Cette cavité est caractérisée par un large surplomb où les colonies se développent. Ce site est assez fréquenté car proche du port.

- **Figuier (FIG) - 20m.** La population étudiée se trouve à l'entrée d'une grande cavité sur la partie surplombante. La distance et la récente mesure de protection dont bénéficie le site (interdiction de plongée sur l'ensemble du secteur de la Calanque de la Triperie) limitent la fréquentation et les risques de destruction mécanique.

- **La Balise de l'Île Verte (IVB) - 28m.** Il s'agit d'un tombant de 5 à 35 m de profondeur. Ce site très fréquenté par les plongeurs est équipé de deux anneaux immergés pour l'ancrage des bateaux de plongée. Le tombant présente de nombreuses anfractuosités et des concrétionnements de coralligène.

- **Grotte à Corail (MGC) - 16m.** La Grotte à Corail est un surplomb circulaire possédant deux entrées principales orientées vers le large et un 'cratère' central d'une dizaine de mètres de diamètre. Le transect se situe à une douzaine de mètres dans l'alignement de l'entrée la plus profonde. Ce site est relativement fréquenté, notamment par des plongeurs débutants du fait de la faible profondeur d'évolution.

- **Les Pharillons de l'Île Maïre (MPH) - 31m.** Le tombant des Pharillons se caractérise par une paroi verticale allant de la surface jusqu'à 40 m de profondeur environ. Il s'agit sans doute du site le plus fréquenté de cette étude. Le site étudié se caractérise par des anfractuosités de taille moyenne et des grandes failles.

Et cinq sites sont situés dans le périmètre des ZNP

- **Le Petit Congloué (PCG) - 32m.** Le site se caractérise par un tombant assez uniforme autour de l'îlot. Les colonies étudiées se situent plus au Nord sous de gros blocs rocheux créant de petits à moyens surplombs très peu élevés.

- **Grotte Pérès (PGP) - 15m.** Le site de la Grotte Pérès se caractérise par une grande cavité. L'ouverture se situe entre 10 et 25 m de profondeur. Les trois transects de 4 crochets chacun se situent sur la partie la plus verticale de la grotte. Ils se superposent entre 12 et 16 m de profondeur. Le site de la Grotte Pérès est fréquenté par les plongeurs.

- **Le Planier (PTP) - 30m.** Le tombant du Planier est constitué d'une paroi verticale partant de la surface et allant jusqu'à presque 40 m de profondeur pour la partie la plus profonde. Par son éloignement le Planier est moins fréquenté que les sites de l'archipel de Riou. Ce dernier présente des anfractuosités de tailles intermédiaires et quelques failles, propices à l'installation de colonies de corail rouge.

- Riou Sud. Le site de Riou Sud se caractérise par un tombant de 30 à 40 m de profondeur ainsi qu'une grande cavité. Ce site est peu fréquenté par la plongée de loisirs du fait de la difficulté de l'ancrage et de l'accessibilité réduite ainsi que par son exposition au vent. Deux stations à des profondeurs différentes ont été étudiées :

  - **Riou Sud 20 m (RRS_20) - 20, 22 et 24 m.** Le site de Riou Sud 20 m se caractérise par une très grande cavité non traversante de 15 à 35 m et profonde de plusieurs dizaines de mètres. La population étudiée se situe sur le surplomb. Le troisième transect se situe à 24 m de profondeur à l'est des deux précédents.

  - **Riou Sud 40 m (RRS_40) - 40m.** Un large épaulement scinde le tombant de Riou Sud entre 25 et 30 m de profondeur environ. La partie la plus profonde se caractérise par un concrétionnement très important et riche offrant de nombreuses anfractuosités propices au développement de colonies de corail rouge.

Annexe 2 : Corail rouge in situ pour l'aide à la compréhension du contexte écologique

Figure 1. A) Exemple de colonie en partie nécrosée, site de la Balise de l'Île Verte, quadrat in situ positionné sur le substrat. La nécrose est indiquée par une flèche et se reconnaît par une différence de couleur du corail ainsi qu'une colonisation par les organismes benthiques **B)** En opposition, colonies en bonne santé aux Pharillons.

Figure 2. A) Exemple de destruction mécanique observée sur le site de Castelvieil. On observe des marques de cassure signalées pour l'observateur extérieur par des flèches. **B)** Colonies arborescentes du site Riou Sud. On remarque des colonies arborescentes aux nombreuses branches.

Figure 3. Mise en perspective de l'évolution temporelle sur un transect permanent de Riou (RRS_20) à 22m. Les points homologues sont mis en évidences par les flèches de couleur, on note une croissance flagrante des colonies.

Annexe 3 : Résultats complémentaires

		2013				2018			
Population	**Zonage**	**Densité totale**	**+/-**	**Densité de recrues**	**+/-**	**Densité totale**	**+/-**	**Densité de recrues**	**+/-**
CAS	hors_ZNP	515,6	118,8	196,9	119,0	435,7	40,3	225,9	40,6
FIG	hors_ZNP	750,0	115,9	95,0	43,6	242,4	43,3	62,9	10,1
IVB	hors_ZNP	550,0	79,3	34,4	14,9	468,5	31,6	108,9	14,7
MGC	hors_ZNP	650,0	53,6	50,0	37,9	422,8	43,4	158,7	22,8
MPH	hors_ZNP	225,0	43,0	20,6	9,4	263,1	24,3	114,9	17,0
PCG	ZNP	243,8	42,5	8,3	4,7	233,8	16,5	78,7	12,8
PGP	ZNP	1062,5	206,8	175,0	75,0	502,4	74,7	186,9	29,8
PTP	ZNP	270,5	64,0	13,6	6,2	203,2	28,0	36,3	8,7
RRS_20	ZNP	477,8	35,0	38,9	17,7	299,3	23,5	55,4	8,8
RRS_40	ZNP	880,0	140,4	95,0	44,3	431,0	58,5	106,0	12,4

Table 1. : Densités moyennes en colonies pour chaque population échantillonnée dans le Parc national des Calanques en 2013 et en 2018. La densité totale correspond à l'ensemble des colonies dénombrées. La densité de recrues correspond aux bourgeons.

		Pseudo-F	P-perm	Nombre de permutations
Matrice multivariée				
	zone	0,90262	0,316	999
	année	13,414	0,002 ***	999
	zone * année	4,7449	0,035 **	999
Univariées				
Taille maximale				
	zone	2,1237	0,133	998
	année	270,47	0,001***	997
	zone * année	2,7135	0,089	997
Diamètre basal				
	zone	1,5975	0,175	999
	année	46,436	0,001***	997
	zone * année	7,0411	0,004***	995
Nombre de branches				
	zone	10,543	0,002***	997
	année	41,757	0,001***	997
	zone * année	3,8205	0,047**	996

Table 3. : Résultats des analyses de variance par permutation (PERMANOVA) via un design BACI (année comme facteur fixe à 2 modalités, zone comme facteur fixe à deux modalités, et interaction zone * année) pour la matrice multivariée (taille maximale, diamètre basal, nombre de branches, densité totale, densité de recrues) et pour chaque descripteur à l'échelle de la colonie.

Annexe 4 : Matériel complémentaire

Figure 4. Mire de calibration utilisée pour la calibration du dispositif de photogrammétrie. Le format original de la mire est A4, les cibles étant des carrés de 2cm de côté.

Résumé

Suite à la création du Parc national des Calanques en 2012 instaurant par la même occasion des zones de non-prélèvement (ZNP), un état zéro des populations de corail rouge *(Corallium rubrum,* Corallidae) avait été réalisé sur 10 sites. En 2018 cette étude a été réitérée conformément aux recommandations émises en 2013. Au cours du présent stage, grâce aux techniques de photogrammétrie, la comparaison entre les séries de photos de 2013 et 2018 a mis en évidence un effet significatif de l'interaction entre zonage et année sur les descripteurs des populations considérés, traduisant l'apparition d'un effet réserve en 2018 alors qu'il était absent en 2013. Les populations dans les ZNP montrent une taille maximale (50,14±19,51mm) ainsi qu'un diamètre basal (7,01±3,36mm) plus importants que les populations en dehors des ZNP (respectivement 43,44±18,60mm et 6,39±3,4mm), démontrant ainsi l'efficacité des mesures de gestion du Parc national des Calanques à conserver ses populations de corail rouge. Parmi les sites étudiés, cette étude a par ailleurs permis de quantifier l'impact d'un épisode de coraillage ayant eu lieu à Castelvieil ainsi qu'une croissance exceptionnelle à Riou Sud (9,31mm/an). Enfin, elle fournit des éléments susceptibles d'optimiser les stratégies de gestion et de conservation des populations de corail rouge et plus largement pour la conservation des espèces marines longévives en Méditerranée.

Mots-clés : corail rouge, photogrammétrie, aires marines protégées, croissance, gestion

Abstract

Following the creation of the Calanques National Park in 2012, which introduced no-take zones, a state of the art of red coral (*Corallium rubrum,* Corallidae) populations was carried out on 10 sites, giving the first insights. In 2018 this study was reiterated in accordance with the recommendations issued in 2013. During the course of this internship, using photogrammetry techniques, the comparison between the 2013 and 2018 photo series revealed a significant effect of the interaction between zoning and year on the population descriptors considered, reflecting the appearance of a reserve effect in 2018 which was absent in 2013. Populations in no-take zones show a maximum size (50.14±19, 51mm) and a basal diameter (7.01±3.36mm) larger than outside populations (43.44±18.60mm and 6.39±3.4mm respectively), demonstrating efficiency of the Calanques National Park management measures in maintaining its red coral populations. Among the sites studied, this study also made it possible to quantify the impact of a harvesting episode in Castelvieil as well as an exceptional growth in South Riou (9.31mm/year). Finally, it provides elements for management strategies that can be implemented to conserve red coral populations and more generally the long-lived marine species across the Mediterranean.

Key-words : red coral, photogrammetry, marine protected areas, coral growth, management