

EFFET DE L'ARRACHAGE DE L'ALGUE BRUNE *TURBINARIA ORNATA* DANS LE CADRE D'UN PROJET DE RESTAURATION RECIFALE



TO'A
NU'UROA

Maélie Tricoche

1^{er} mars au 31 aout 2023

Master 2 Sciences du Vivant – IMaGHE parcours Biodiversité et Environnement (B&E),
Ecole Pratique des Hautes Etudes, Paris Sciences et Lettres.

Organisme d'accueil : Université de la Polynésie française – Association Tamari'i Pointe des
Pêcheurs – 98702 Tahiti

Tuteur scientifique : Mayalen Zubia

Avec le soutien financier de l'Office français de la biodiversité

L'arrachage manuel des algues, face aux phénomènes mondiaux grandissants de phase-shift, améliorerait la santé des récifs à échelle locale. En Polynésie française, *Turbinaria ornata* est une macroalgue brune marine devenue envahissante suite à des épisodes cycloniques. Une étude a été réalisée au sein du lagon de Tahiti sur l'effet de l'arrachage de cette algue dans le cadre d'un projet de restauration récifale. 20 parcelles ont été soumises à 4 traitements expérimentaux impliquant une diminution algale et des transplantations coralliennes. Suite à cet arrachage, les résultats ont montré une amélioration de la santé corallienne, la diversité des communautés récifales et l'herbivorie. Parmi les 4 familles de poissons herbivores prises en compte, les Labridae ont montré une augmentation significative de leur densité. La réduction de *T. ornata* s'avère efficace dans le cadre des actions de transplantation mais nécessite une hausse de broutage afin de réguler la vitesse de recolonisation de *T. ornata*.

Restauration récifale, Turbinaria ornata, Arrachage algal, Vitalité corallienne, Pression herbivore

Faced with major global phase-shift phenomena, many ecological restoration actors stress the importance of active interventions. Manual removal of algae would improve the health of reef environments on a local scale. In French Polynesia, *Turbinaria ornata* is a brown marine macroalgae that has become invasive following cyclonic episodes. A study was carried out in the lagoon (Tahiti) on the effect of the uprooting of this algae as part of a reef restoration project. 20 plots were subjected to 4 experimental treatments involving algal uprooting and/or coral transplants. Results showed improved coral health, reef community diversity and herbivory following algal reduction. Among the 4 large families of herbivorous fish taken into account, the Labridae showed a significant increase in their density. The reduction of *T. ornata* proves effective in the context of transplant actions but requires an increase in grazing in order to regulate the rate of recolonization of *T. ornata*.

Reef restoration, Turbinaria ornata, Algal uprooting, Coral health, Herbivore pressure

➤ Introduction

Les récifs coralliens fournissent chaque année d'importants biens et services. Sa biodiversité exceptionnelle, son importance écologique et économique ou encore sa richesse touristique et médicinale en font un enjeu actuel majeur (Pratchett et al., 2014 ; Woodhead et al., 2019). En effet, ces écosystèmes peuvent abriter une multitude d'espèces marines, offrant des habitats, nurseries ou ressources alimentaires pour de nombreux organismes marins (Spalding et al., 2001 ; Adams et al., 2006). Les récifs coralliens jouent un rôle crucial dans le maintien de la biodiversité marine et sont un maillon indispensable pour la préservation de l'équilibre biologique des océans (Beck et al., 2018). Ils contribuent également au secteur socio-économique par le tourisme, la pêche ou de par la protection côtière qu'ils constituent (Laurans et al., 2013).

Cependant, les récifs coralliens sont en déclin rapide face aux perturbations climatiques et anthropiques toujours plus intenses (Hughes et al., 2017). L'impact de l'être humain sur les milieux naturels s'exprime notamment par la détérioration de l'environnement marin et la disparition de certaines espèces. Cette détérioration par pollution, destruction physique ou encore surexploitation, a un impact direct sur ces écosystèmes (Burke et al., 2011 ; Hoegh-Guldberg et al., 2017). Les gestionnaires de récifs coralliens se tournent de plus en plus vers la restauration corallienne et le repeuplement récifal comme stratégie de lutte contre la dégradation des récifs (Bayraktarov et al., 2019).

Actuellement, les récifs coralliens du monde entier connaissent des changements d'état de plus en plus fréquents (Hughes et al., 2007). La dominance corallienne des récifs laisse place à une dominance algale, phénomène que l'on nomme « phase-shift » dans de nombreuses régions du monde. Ces changements d'état seraient la conséquence des effets combinés du changement climatique, des maladies coralliennes, de la surpêche, principalement de l'herbivorie, ou encore du déclin de la qualité de l'eau (Wilkinson, 2004 ; Hugues et al., 2007, Ceccarelli et al., 2018). Notamment, au début des années 70, des événements d'eutrophisation dues aux pressions anthropiques auraient provoqué, au sein de la baie de Kaneohe à Hawaii, des phénomènes importants de phase-shift permettant la prolifération de l'algue verte *Dyctoshaeria cavernosa* (McManus & Polsenberg, 2004).

Ces différents facteurs de perturbation ont provoqué une importante mortalité corallienne, laissant des places vacantes pour le développement des algues sur ces surfaces (Prathep et al., 2007). Or, l'impact de la prolifération des macro-algues au sein des récifs coralliens est important. En forte abondance, elles participent au déclin des coraux, entravant le recrutement

larvaire et la métamorphose, diminuant la croissance juvénile et la survie et impactant fortement le « fitness » et la santé corallienne (Tanner 1995 ; Van Woesik et al., 2018). Il a également été montré qu'une forte biomasse algale provoque un dysfonctionnement de l'holobionte corallien, *i.e.* le corail et ses micro-organismes symbiotiques nécessaires au maintien de sa santé, et ainsi, participe à l'augmentation des invasions de pathogènes opportunistes (Barott & Robwer, 2012). Par ailleurs, ces algues arrachées de leur substrat par la houle et les vagues peuvent se retrouver en grande quantité échouées sur les plages ou dérivantes à la surface des lagons. C'est le cas de certaines algues brunes, tels que *Sargassum* et *Turbinaria* de la famille des Sargassaceae, qui possèdent des particularités physiques de flottaison, par pneumatocystes, leur permettant de se maintenir en surface ou proche de la surface (Stewart, 2006). Lorsqu'elles s'échouent, la décomposition et la libération de gaz toxique de ces dernières peuvent parfois représenter une menace écologique et sanitaire pour les populations proches des plages.

En Polynésie française, on observe aussi ce phénomène de phase-shift, en particulier dans les îles hautes avec une importante prolifération de l'algue brune *Turbinaria ornata* (Stiger & Payri, 1999 ; Andrefouet et al., 2004 ; Martinez et al., 2007). La macroalgue *T. ornata* s'établit au sein des zones à forte mortalité corallienne due à un environnement perturbé (blanchissement, épidémie, surpêche...). En effet, ces algues ont su profiter des surfaces laissées vacantes à la suite d'épisodes cycloniques et de blanchissement massif (Martinez et al., 2007). Cette prolifération d'algues brunes entraîne 1/ une diminution de la vitalité corallienne via des mécanismes d'ombrage, d'étouffement ou d'abrasion (Ceccarelli et al., 2018) ; 2/ la diminution du recrutement corallien et du développement larvaire (Payri & Stiger, 2001 ; Bulleri et al., 2018). Des travaux ont pu montrer que l'arrachage algale participe à l'augmentation de la fécondité chez certains types de coraux (ex : genre *Acropora*) (Tanner, 1995), et d'une croissance accrue quand une transplantation corallienne s'établit au sein d'une zone dépeuplée d'algues (Clements et al., 2018). Réciproquement, il a été montré que la survie corallienne diminuait en présence d'un trop fort niveau d'abondance de macroalgues (Van Woesik et al., 2018). Par ailleurs, *T. ornata* ou d'autres algues brunes charnues peuvent constituer une barrière physique contre les brouteurs pour certains types d'algues qui profitent de leurs longs thalles dressés pour s'accaparer les surfaces protégées sous ces macroalgues (Bittick et al., 2010). Ainsi, dans une moindre mesure, certaines algues sont corrélées positivement avec la présence de *Turbinaria ornata*.

Afin de recréer une domination spatiale corallienne et inverser ces phénomènes de phase-shift, de nombreux acteurs de la restauration écologique soulignent l'importance des

interventions actives au sein des récifs coralliens : diminution des prédateurs des coraux, suppression des tissus coralliens malades, gestion des communautés benthiques et des substrats, développement de récif corallien artificiel ou culture en pépinière, amélioration des transplantations larvaires (McClanahan, 2003 ; Anthony et al., 2017 ; Hein et al., 2021)... Puisqu'il est difficile de contrôler certaines catastrophes à grande échelle, des possibilités de gestion des récifs à petite échelle sont explorées. La restauration par arrachage de macroalgues est l'une des nouvelles méthodes écologiques à échelle locale participant à la réhabilitation des coraux sur les surfaces libres du substrat (Miller et al., 2003 ; Neilson et al., 2018 ; Ceccarelli et al., 2018). Couplée aux actions de transplantation corallienne et à une gestion des communautés herbivores sur les sites, cette méthode semble être un moyen rapide et efficace en termes de restauration écologique. En effet, l'herbivorie est un facteur structurant des récifs coralliens et participe à la régulation des communautés algales au sein des écosystèmes (Hoey & Bellwood, 2011). Elle doit donc être nécessairement évaluée et prise en compte. En Polynésie, la restauration récifale par arrachage pourrait, de plus, bénéficier au secteur touristique mais aussi au secteur industriel via la valorisation de cette algue (*Turbinaria ornata*). C'est dans ce contexte qu'a été mis en place le projet TO'A NU'UROA porté par l'association Tamari'i Pointe des Pêcheurs et en étroite collaboration avec l'Université de Polynésie française. Dans le cadre de ce projet, une étude de restauration par l'arrachage manuel de l'algue *T. ornata* couplé aux actions de transplantation corallienne a été réalisée. Cette étude a pour objectif d'étudier l'effet de l'arrachage de cette algue proliférante sur les communautés récifales (vitalité corallienne, recouvrement benthique, herbivorie). Cette expérimentation sur le terrain, de mai à aout 2023, apportera un regard sur l'efficacité des actions de l'association Tamari'i Pointe des Pêcheurs et permettra d'apporter son soutien dans l'amélioration de l'arrachage de la *Turbinaria ornata* au sein des opérations locales de restauration corallienne. De plus, les algues récoltées dans ce projet permettront d'alimenter un autre projet de valorisation économique de ces algues, avec FENUALG porté par Pacific Biotech, dans le secteur des biomatériaux, de la cosmétique et des bio stimulants.

➤ Matériels et Méthodes

1) Site d'étude

Cette étude a été réalisée de mai à aout 2023 au sein du lagon de Tahiti, sur le site de la Pointe des Pêcheurs à Puna'auia (Fig.1) d'une profondeur variant de 1 à 5 m. Le substrat de ce site est constitué de coraux morts, recolonisés principalement par des algues et des scléactiniaires, et entourés de sable (Fig.2).

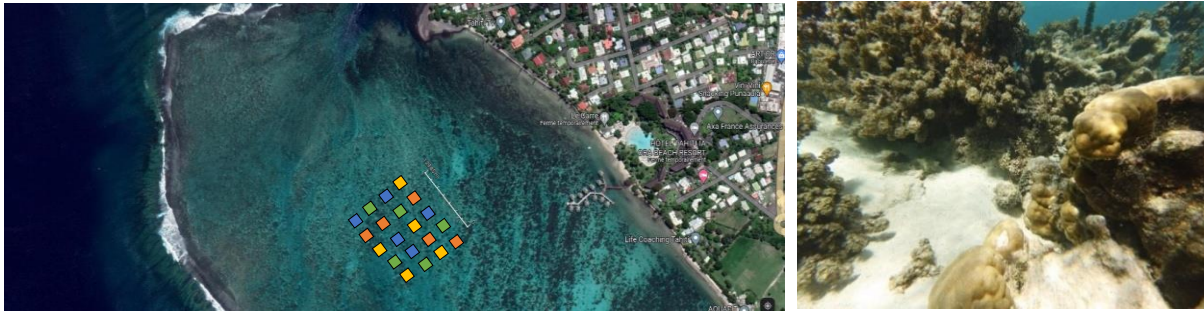


Figure 1 (gauche) : Vue aérienne de la zone expérimentale au sein du lagon de Tahiti.

Figure 2 (droite) : Composition benthique du site d'étude.

Le lagon se compose en particulier de 4 genres de coraux durs : *Acropora*, *Porites*, *Montipora*, et *Pocillopora*. Deux algues dressées dominent cette zone, à savoir la *Turbinaria ornata* et la *Sargassum pacificum* (anciennement appelée *S. mangarevense*). D'autres espèces d'algues sont également présentes sur ce site : deux algues rouges *Amansia rhodantha* et *Asparagopsis taxiformis*, une algue verte du genre *Halimeda* et des algues brunes de la famille des Dictyotaceae (*Dictyota*, *Lobophora*).

2) Présentation de l'algue brune *Turbinaria ornata*

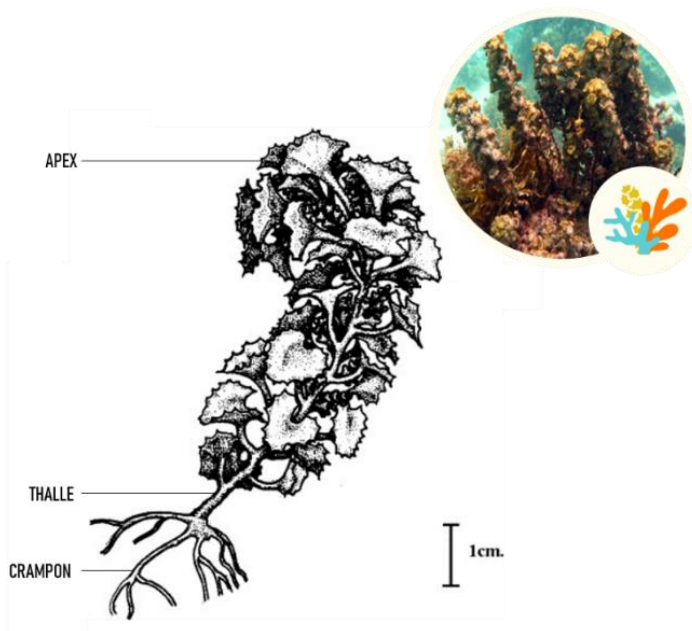


Figure 3 : Illustration de l'espèce *Turbinaria ornata* (Prathey et al., 2007).

L'algue *Turbinaria ornata* est une macroalgue brune de l'embranchement des Ochrophyta, de la classe des Phaeophyceae, de l'ordre des Fucales et de la famille des Sargassaceae. *Turbinaria ornata* est une espèce indigène de Polynésie française avec une distribution à l'échelle pantropicale (Stewart, 2006). *T. ornata* est devenue une espèce proliférante au sein des îles

hautes profitant des surfaces vacantes faisant suite aux fortes mortalités coralliennes en Polynésie

française (Stewart, 2008 ; Zubia et al., 2015). Son aire de répartition s'est rapidement développée à partir des années 80 dans les archipels des Tuamotu et des Australes via la formation de radeaux dérivants (Martinez et al., 2007) et via le transport maritime. Les algues *Turbinaria ornata* sont composées d'un thalle aux branches complexes, caractérisées par une

structure rigide et dure (Zubia et al., 2020) (Fig.3), et se fixent au substrat grâce à leur crampon. Peu consommée par les herbivores, l'algue *T. ornata* profite d'une faible prédation sur sa croissance et sa survie. L'espèce prospère aujourd'hui par sa capacité à se regrouper au sommet des coraux ou près du récif, au sein des eaux mouvementées où peu d'espèces peuvent rentrer en compétition (Stewart, 2008). En densité importante durant la saison froide et avec un rendement reproducteur maximal en saison chaude (Stiger & Payri, 1999), *T. ornata* a réussi à s'imposer spatialement au sein de nombreux lagons polynésiens.

3) Présentation des coraux

Pour cette étude, *T. ornata* et les 4 genres de coraux (*Acropora*, *Porites*, *Montipora* et *Pocillopora*) ont été utilisés en raison de leur abondance locale et parce qu'elles sont représentatives des familles bioconstructrices dominantes du lagon de Tahiti (Fig.4) (Pratchett et al., 2013).

Les coraux du genre *Acropora*, de la famille des Acroporidae, font parties des principales espèces constructrices des récifs, par leur croissance rapide et leur forme variable (branchue, tabulaire, buissonnante...). D'importance capitale pour l'équilibre de l'écosystème, les espèces du genre *Acropora* fournissent des zones de nurserie et d'habitat pour de nombreux organismes lagunaires. Cependant, elles sont particulièrement sensibles à l'augmentation des températures actuelles et leur structure squelettique est plus fragile face aux conditions environnementales et aux fortes houles (Mao et al., 2018).

Au contraire, les espèces du genre *Porites*, de la famille des Poritidae sont caractérisées par leur forme en bloc, compact et solide, à croissance lente et considérées comme plus résistantes aux perturbations environnementales (Lenz & Edmunds, 2017) et à certains prédateurs du récif. Leur durée de vie est notamment plus longue et, à leur mort, elles contribuent à recréer un nouveau substrat dur potentiel pour le recrutement d'autres organismes.

Les espèces du genre *Montipora*, de la famille des Acroporidae, sont des coraux durs retrouvés principalement sous forme encroûtante ou foliacée et de couleurs variables. Tout comme *Acropora*, *Montipora* est également très sensible au réchauffement des eaux (Pratchett et al., 2013).

Pocillopora est un genre de corail dur Scléactiniaires, de la famille des Pocilloporidae. Principalement retrouvé en colonie sous forme de chou-fleur, sa croissance est variable selon la zone où il se situe. Les espèces de *Pocillopora* sont caractérisées comme

abritant une forte quantité d'organismes. Leur squelette est particulièrement robuste (Manzello, 2010 ; Pratchett et al., 2013). À Tahiti, les communautés coralliennes sont aujourd'hui dominées par les colonies de *Pocillopora* au détriment des coraux *Acropora* suite à différents épisodes de détérioration des écosystèmes coralliens (Pérez-Rosales et al., 2021).

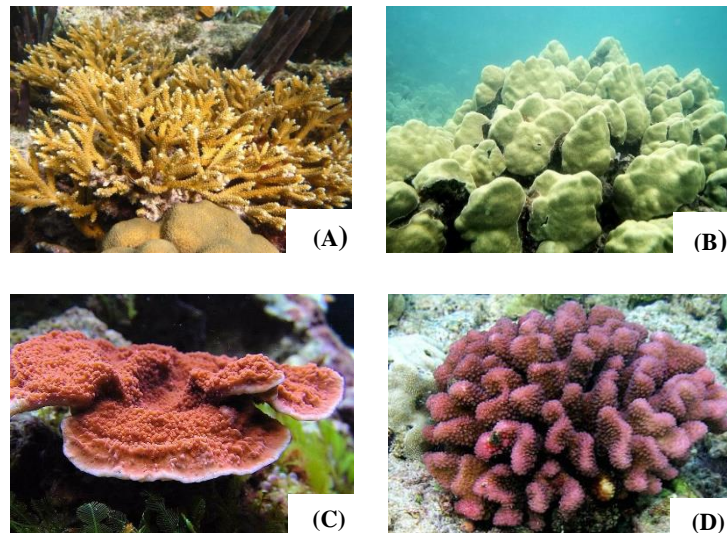


Figure 4 : Genres de coraux : (A) *Acropora*, (B) *Porites*, (C) *Montipora*, (D) *Pocillopora*.

4) Design expérimental

Afin d'étudier l'effet de l'arrachage de la macroalgue *T. ornata*, couplé aux actions de restauration corallienne, 4 types de traitements (Fig.5) ont été réalisés : des parcelles témoins sans manipulation (C : Contrôle), des parcelles avec un arrachage régulier de l'algue (1 fois/semaine) (A), des parcelles avec un arrachage régulier de l'algue couplé à une action de transplantation corallienne plurispécifique (bouturage de fragments coralliens de différentes espèces) (AT) et des parcelles sans arrachage couplé à une action de transplantation corallienne (T). Chaque traitement a été répliqué 5 fois.

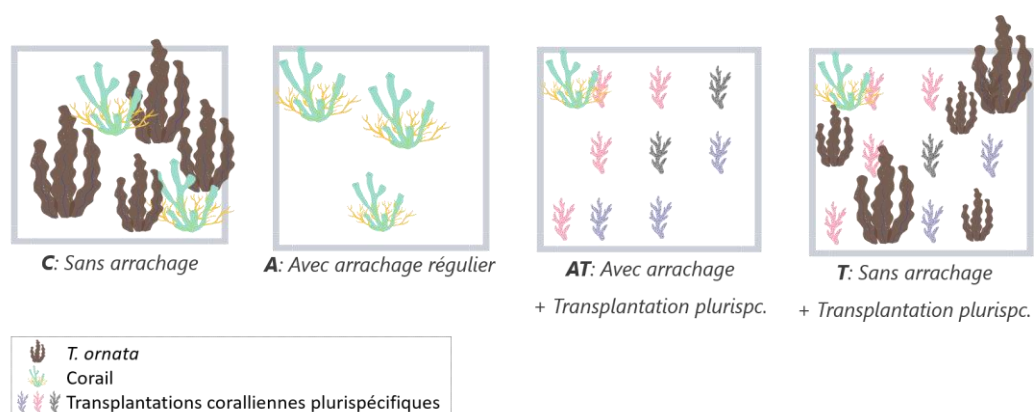


Figure 5 : Types de traitements expérimentaux au sein des 20 parcelles.

Pour réaliser cette expérience, nous avons donc mis en place 20 parcelles de 2mx2m aléatoirement au sein de la zone d'étude, à 200 m de distance de la plage, à une profondeur de 1 à 3m, séparées de 20m chacune. La surface de la zone d'étude représente environ 100mx70m et chaque parcelle, composée de 4 piquets, est étiquetée puis signalée à l'aide de rubalise. Les algues dressées *T. ornata* ont été arrachées au sein des parcelles avec arrachage (AT et A), à l'aide de gants et d'une brosse métallique, tout en minimisant l'impact manuel sur les coraux vivants et autres invertébrés. Le crampon et le thalle ont été arrachés au maximum pour garantir une croissance plus lente des repousses et pour éviter leur recolonisation (Ceccarelli et al., 2018). Dans ces différentes parcelles, plusieurs variables ont été mesurées : la pression d'herbivorie, la diversité des organismes récifaux, la capacité de recolonisation algale et corallienne ainsi que les effets de cet arrachage sur le fitness et la santé corallienne. La mesure de ces variables est expliquée dans les paragraphes suivants.

4.1 Influence des actions de restauration récifale sur la pression d'herbivorie

L'herbivorie est un facteur structurant des récifs coralliens et participe à la régulation algale au sein des écosystèmes marins. L'action de broutage par les macroherbivores (poissons, oursins, invertébrés...) permet de limiter la vitesse de repousse des jeunes algues et a un impact important sur la distribution et l'abondance des algues et coraux, en nettoyant le substrat nécessaire à une recolonisation (Korzen et al., 2011). Certaines espèces de poissons herbivores semblent déterminantes dans l'analyse du succès de cette méthode d'arrachage, comme les demoiselles, les napoléons ou les perroquets (McCarthy, 2013 ; Seraphim et al., 2020). Les 20 parcelles de 2mx2m ont été observées durant 5 min chacune, en duplicat, entre 6h et 11h, période horaire de recherche active d'alimentation au sein du lagon (Khait et al., 2013). Ces mesures ont été réalisées avant manipulation au sein des parcelles (T0) puis toutes les 2 semaines à compter du 1^{er} arrachage/transplantation. Pour cette étude, l'observateur se plaçait à distance de 3m de la parcelle et filmait (Camera SeaLife) l'ensemble des va-et-vient pendant 5 min. Les images vidéo ont ensuite été visionnées. Afin, d'analyser la pression de l'herbivorie, 4 familles dominantes de poissons herbivores de Polynésie française (Scaridae, Pomacentridae, Acanthuridae, Labridae) (Fig.6) ont été prises en compte et la fréquence de visite (en nombre de passage) a été notée pour chacune de ces familles. Afin de mesurer l'évolution des comportements herbivores au cours du temps, les passages des 4 types d'herbivores ont été classifiés en deux actions distinctes : Nageant ou Broutant. La diversité totale des poissons a également été divisée en deux catégories selon le régime alimentaire : « Herbivore non-exclusif » et « Autres ». Les individus d'une taille inférieure à 3 cm n'ont pas été enregistrés.

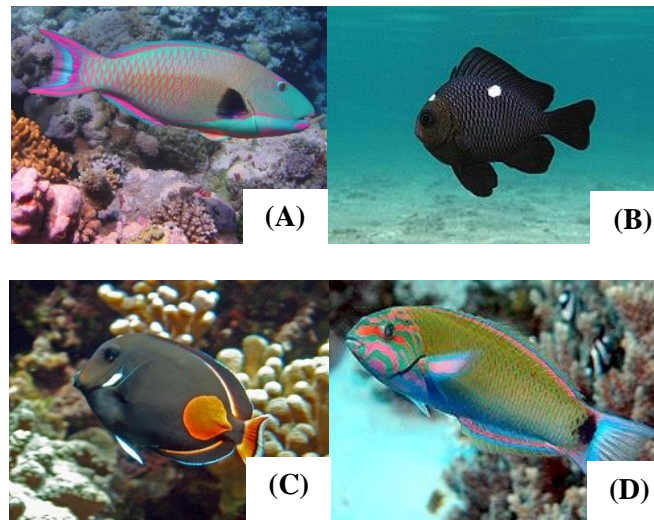


Figure 6 : Familles dominantes de poissons herbivores de Polynésie française : (A) Scaridae (B) Pomacentridae (C) Acanthuridae (D) Labridae.

4.2 Diversité des organismes récifaux associés aux parcelles

Pour évaluer l'évolution de la couverture benthique, de l'abondance des poissons et de la richesse spécifique de nos parcelles de traitement, trois transects de 10mx5m ont été réalisés au sein de la surface d'étude de chaque parcelle, chacun espacé de 5m (Fig.7).

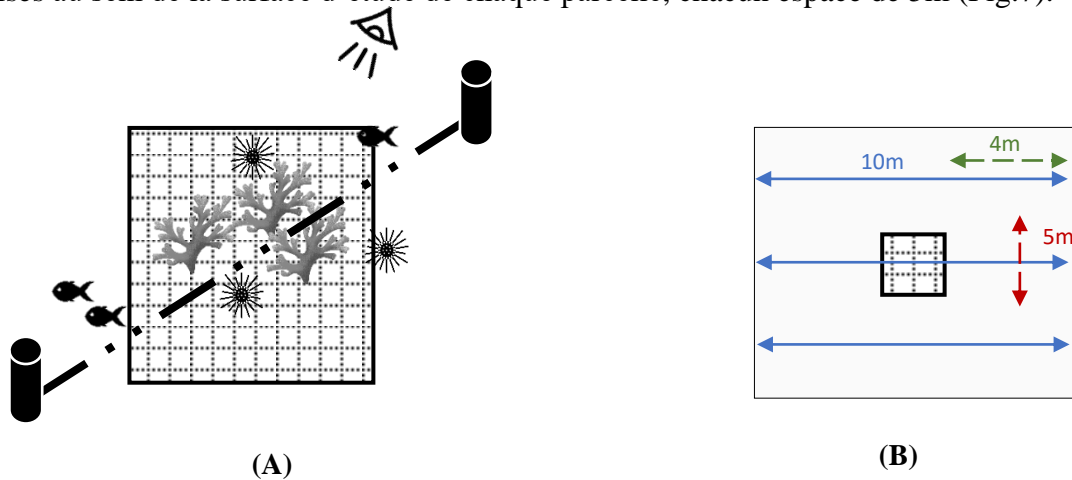


Figure 7 : Schéma (A) du protocole de suivi par transect de 10m sur chaque parcelle et (B) de disposition des 3 mesures transect au sein de la zone d'étude.

Via une caméra sous-marine, quatre passages le long de ces transects ont permis de recenser : les poissons pélagiques et cryptiques (abondance et diversité), ainsi que le recouvrement benthique. Les organismes d'une taille inférieure à 3 cm n'ont pas été enregistrés. Le recensement des communautés benthiques a été réalisé par la méthode du Belt Transect (10x5m), en identifiant les poissons et macro-invertébrés d'intérêt de part et d'autre du transect. Le recouvrement benthique a été mesuré par la méthode du PIT « Point Intercept Transects », en relevant la nature du substrat tous les 1m le long du transect selon les

catégories suivantes : sable (S), coraux morts (CM), coraux vivants (durs, mous) (CV-D/M), débris coralliens (D), turf algal (AG), algues dressées (AD), algues corallines encroûtantes (ACC). Les images vidéo ont été visionnées et traitées à posteriori. Sur chaque transect, le nombre d'oursins et autres organismes benthiques fixes (holothuries, bénitiers, étoiles de mer...) ont également été recensés par la méthode du Belt Transect. En effet, les oursins sont d'excellents indicateurs de l'abondance algale présente sur les sites, contribuant eux-mêmes à la diminution de la couverture algale au sein des lagons (Krimou et al., 2023). Ces mesures ont été réalisées avant manipulation au sein des parcelles (T0) puis toutes les 2 semaines à compter du 1^{er} arrachage/transplantation. Les variations de quantités d'oursins au sein des zones d'étude stricte (2mx2m) ont également été évaluées.

4.3 Compétition pour l'espace et capacité de recolonisation algale et corallienne

Durant les 3 mois d'expérimentation, chaque parcelle a été photographiée chaque mois afin de suivre l'influence des macroalgues sur la capacité de recolonisation algale et corallienne au sein de ces surfaces de 4m². L'objectif était d'analyser l'évolution des compétitions entre les différents substrats suite à un arrachage régulier de *T. ornata*, au sein de chaque parcelle. Les photoquadrats ont ensuite été analysés par points aléatoires, en mode de distribution RANDOM, sur le logiciel Photoquad afin de mettre en avant les potentielles réponses des différents substrats, selon le type de traitement et en fonction du temps. Les groupes de substrat pris en compte étaient : 1/ Algues avec les genres Algues corallines encroûtantes (ACC), *Amansia* (AM), *Asparagopsis* (AS), *Dictyota* (D), Gazon algale (G), *Halimeda* (H), *Padina* (P), *Sargassum* (S), *Turbinaria ornata* (T), Autres (X) ; 2/ Coraux avec les genres *Acropora* (A), *Montipora* (M), *Pocillopora* (PO), *Porites* (PR), Autres (X) ; 3/ Sable (S) ; 4/ Organismes benthiques (O) ; 5/ Débris coralliens (D).

La croissance et la survie corallienne ont été mesurées afin de déterminer la capacité des coraux à recoloniser une surface libre. Parmi les 20 parcelles de 4m², 10 ont été choisies aléatoirement pour expérimenter nos actions de transplantation corallienne dont 5 d'entre elles avec arrachage de *T. ornata* (AT), et 5 d'entre elles sans arrachage (T). Le bouturage a été réalisé de manière opportuniste et non invasive, c'est-à-dire à partir de fragments coralliens déjà cassés et ramassés au sein du lagon. Les morceaux avaient tous une taille supérieure à 3cm lors de la récolte. Afin de respecter la représentation observée des espèces de coraux au sein du lagon de Tahiti, dans chacune des parcelles, 5 boutures d'*Acropora*, 2 boutures de *Pocillopora*, 2 boutures de *Montipora* et 1 bouture de *Porites* ont été fixées à l'aide d'un mélange de ciment prompt prise-mer et d'un additif imperméabilisant. Afin de déterminer l'effet des macroalgues sur la réponse corallienne, chaque bouture (n=100) a été suivie et

mesurée à T0, à l'aide d'un pied à coulisse, puis tous les mois à compter du 10 mai 2023. Les variables prises en compte sont : la survie (Succès/Echec) et la croissance en hauteur (cm) pour les boutures du genre *Acropora*, *Porites* et *Pocillopora*, et en largeur (cm) pour les boutures du genre *Montipora*.

4.4 Vitesse de recolonisation des algues après arrachage

En parallèle de notre expérimentation, 10 parcelles de 0.5mx0.5m ont été placées hors de la zone d'étude afin d'étudier la vitesse de recolonisation algale après un arrachage unique. Au sein de ces 10 parcelles, l'ensemble des macroalgues présentes a été supprimé afin de mesurer l'évolution du recouvrement benthique sur une période de 3 mois. À terme, elle permettra d'établir le potentiel de biomasse future sur ces zones, à savoir la capacité de recolonisation des algues face aux coraux/autres sur des surfaces devenues vacantes. Pour déterminer les biomasses algales associées, des individus *T. ornata* ont été prélevés au sein du lagon, pesés puis séchés à 50° pendant 3 jours en laboratoire jusqu'à obtenir un rapport de biomasse poids humides/poids secs. Le pourcentage de recouvrement de *T. ornata* a été évalué au sein des parcelles à l'aide d'un carré quadrillé (10x10) immergeable de 0.5mx0.5m. La construction de l'abaque permettra de faire correspondre un % de recouvrement à une biomasse (gm² poids sec), paramètre indispensable à la valorisation de l'espèce. Ces abaques sont propres à notre étude, les courbes de vitesse de croissance et de biomasse algale variant en fonction des périodes et profitant d'une densité plus importante en saison froide. Par ailleurs, afin de mesurer la vitesse de croissance de *T. ornata* sur 3 mois, 30 individus ont été choisis aléatoirement, hors des parcelles, et étiquetés afin de suivre leur évolution en taille, de la base du crampon jusqu'à sa partie supérieure. Les thalles ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse immergeable toutes les 3 semaines. Le suivi de la taille des individus en cm a permis d'en apprendre davantage sur la vitesse potentielle de recolonisation complète de ces algues, c'est-à-dire jusqu'à leur stade adulte.

Pour nous permettre de mieux appréhender l'évolution de ces surfaces vacantes au cours du temps, des photoquadrats des parcelles algales de 0.25 m², tous les 1 mois, ont permis de prendre en compte les potentielles compétitions de recolonisation algale et corallienne. Les photoquadrats ont ensuite été analysés par points aléatoires, en mode de distribution RANDOM, sur le logiciel Photoquad afin de mettre en avant les potentielles réponses des différents substrats en fonction du temps. Les groupes de substrat pris en compte sont : 1/ Algues avec les genres Algues corallines encroûtantes (ACC), *Amansia* (AM), *Asparagopsis* (AS), *Dictyota* (D), Gazon algale (G), *Halimeda* (H), *Padina* (P), *Sargassum* (S), *Turbinaria ornata* (T), Autres (X) ; 2/ Coraux avec les genres *Acropora* (A), *Montipora*

(M), *Pocillopora* (PO), *Porites* (PR), Autres (X) ; 3/ Sable (S) ; 4/ Organismes benthiques (O) ; 5/ Débris coralliens (D).

5) Analyses statistiques et traitement des données

Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R (RStudio version 4.0.3, 2020). L'analyse des variances a été réalisée à l'aide du test paramétrique ANOVA suivi d'un test post-hoc de Tukey. Une ANOVA à 2 facteurs Traitement (C, A, AT, T) x Temps (3 mois) a été réalisée sur l'ensemble des données. Ces analyses ont été utilisées pour déterminer les effets du traitement et du temps sur la pression herbivore, la croissance corallienne, les variations de couverture benthique et des communautés récifales, après la manipulation. Des tests de χ^2 et des analyses de régressions linéaires ont également été menés sur la croissance et la survie corallienne. Les principales variables étudiées lors de ces analyses sont : Diversité des organismes (poissons, algues, coraux) ; % de recouvrement (algues, coraux et autres organismes benthiques) ; Croissance corallienne (cm) et algale (cm) ; Pression d'herbivorie (diversité et densité) ; Recolonisation algale des quadrats après un arrachage unique.

➤ Résultats

1) Caractérisation des habitats

L'analyse des transects belt a permis de déterminer le recouvrement benthique de chaque transect, à chaque temps. Ces résultats donnent un premier regard quant à la caractérisation des habitats de nos 20 zones d'études.

Les recouvrements benthiques ont été relevés par la méthode P.I.T et mis en pourcentage de recouvrement. Les catégories de recouvrements benthiques relevées à chaque période de temps ont été compilées, pour chaque parcelle, afin d'établir une représentation générale de l'espace d'étude pour chaque parcelle. Ces résultats (Fig.8) sont à associer à nos données de richesse spécifique. La caractérisation de nos habitats est essentielle à la compréhension de nos résultats expérimentaux.

L'ensemble de la répartition du recouvrement benthique de la zone d'étude pour les traitements A est homogène, hormis la parcelle A01 à dominance sableuse (S = 65%). En effet, les zones d'étude A sont à dominance algale, principalement composées d'algues dressées (AD = *Sargassum*, *Turbinaria*...) représentant plus de la moitié des données de recouvrement benthique. Les zones A sont ensuite composées à proportion équivalente de coraux vivants durs (CV-D), de gazon algal (AG) et de débris coralliens (D). L'ensemble de la

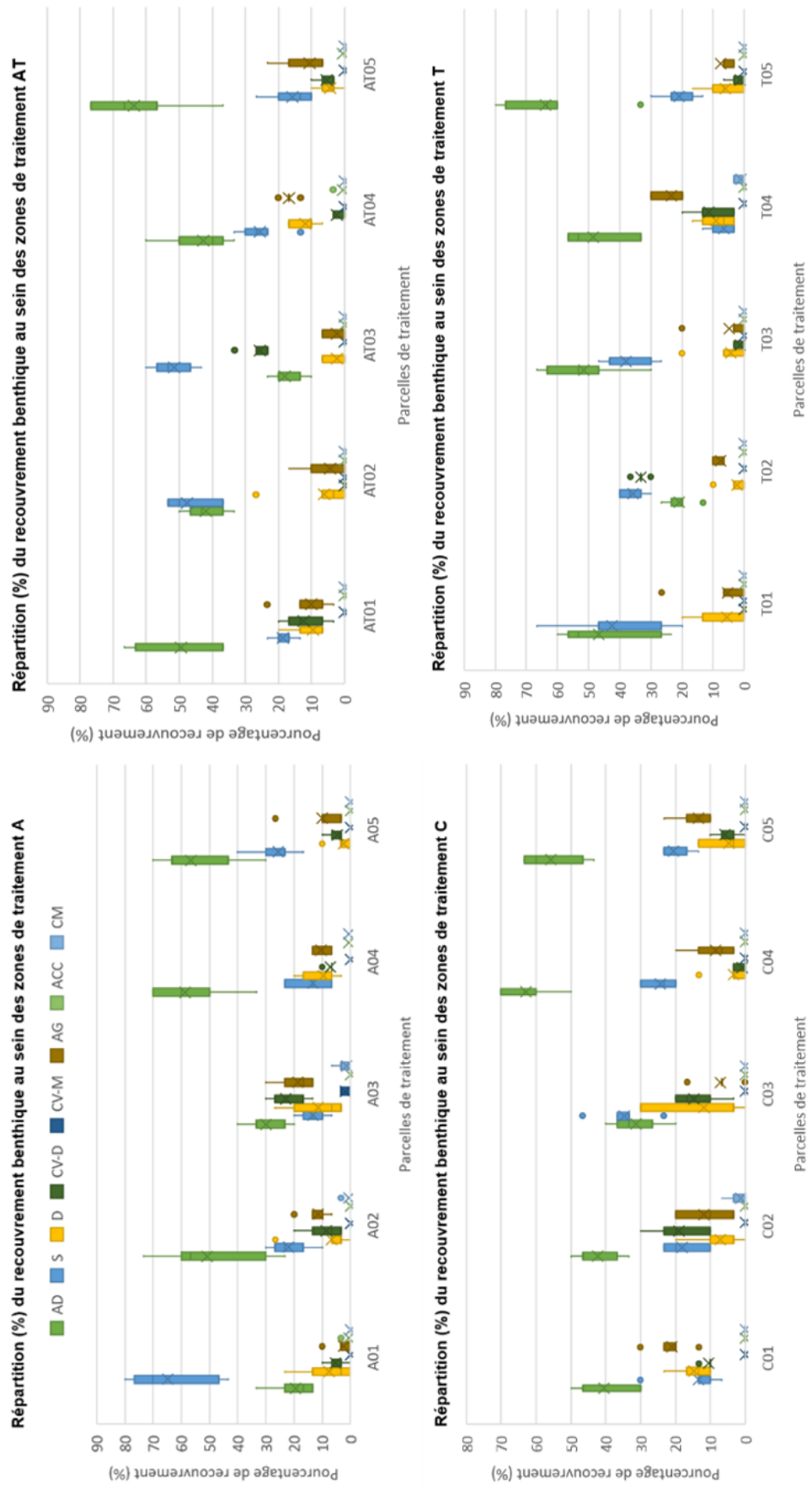


Figure 8 : Répartition (%) du recouvrement benthique au sein des zones de traitement A, AT, C et T. Avec : sable (S), coraux morts (CM), coraux vivants (durs, mous) (CV-D/M), débris coralliens (D), turf algal (AG), algues dressées (AD), algues corallines encroûtantes (ACC).

répartition du recouvrement benthique de la zone d'étude pour les traitements AT est plus hétérogène. Les traitements AT01, AT04 et AT05 ont une dominance d'algues dressées ($AD > 45\%$), le traitement AT02 se partage une dominance d'algues dressées-zone sableuse, tandis que le traitement AT03 a une dominance sableuse ($S > 50\%$). Les zones de traitements C01, C02, C03 ont une légère dominance d'algues dressées mais restent équitables en termes de répartition de recouvrement benthique. Les zones C04 et C05 ont une dominance d'algues dressées ($AD > 55\%$). Les zones de traitements T sont plus hétérogènes. Les traitements T01, T02 et T03 se partagent une dominance algues dressées-sable ($AD + S = 90\%$). Le traitement T04 se partagent une dominance algues dressées-gazon algal ($AD + AG = 70\%$). Le traitement T05 a une dominance marquée par les algues dressées ($AD > 65\%$).

2) Diversité des organismes

L'analyse des transects belt a permis de déterminer la densité de chaque espèce de poisson observé dans chaque transect, à chaque temps. Certaines espèces de poissons initialement absentes, ont été observées suite aux actions d'arrachage algal et de transplantation, telles que les espèces de la famille des Balistidae (Baliste picasso) ou encore les *Zanclus cornutus* (Zancla cornu), tous deux algivores non-strictes. Les transects belt ont également fourni des informations sur la richesse spécifique totale des poissons au sein des différentes zones de parcelles. La diversité totale a été calculée pour chaque transect et pour chaque temps. Les parcelles soumises aux traitements A montrent une tendance linéaire à la hausse, mettant en évidence l'impact potentiel des traitements expérimentaux sur la composition des communautés de poissons. La figure 9 montre une hausse de richesse spécifique des parcelles A et AT, à partir du temps T2. La richesse spécifique moyenne a augmenté entre T0 et T6 pour les parcelles soumises aux traitements AT ($T0=4.64$; $T6=5.58$). Il existe une différence significative de diversité entre les différents « Traitements » (ANOVA : $F = 6.691$, $p\text{-value} = 0.000339$). Les traitements ont un impact significatif sur la diversité des poissons au sein des parcelles. La variable « Temps » a également un impact significatif sur la diversité (ANOVA : $F = 3.919$, $p\text{-value}=0.001362$). Les résultats indiquent donc un effet significatif des deux variables sur la richesse spécifique moyenne au sein des parcelles. Les parcelles de traitement A présentent une moyenne de diversité significativement plus élevée (Moyenne=5.33, $p\text{-value}<0.05$) que les traitements AT, C et T. L'interaction Traitement : Temps ne montre pas de résultat significatif ($p\text{-value} = 0.634151$). Les poissons de catégorie cryptique ont également été recensés. L'échantillon récolté n'est pas assez grand pour être analysé (individus <5 , par parcelle et par temps) et pour tirer des conclusions statistiques. Les organismes marins benthiques retrouvés en plus grande quantité sont les holothuries, animaux de

l'embranchement des échinodermes, et les bédouilles, bivalves de l'embranchement des mollusques. Concernant le comptage des oursins au sein des parcelles (Fig.10), les traitements expérimentaux ne semblent pas avoir d'impact sur le nombre recensé ; le nombre moyen étant resté relativement stable entre T0 et T6 (A : 9.53 à 8.8 ; C : 14.33 à 10.8 ; AT : 8 à 7.7 ; T : 6.2 à 3.6). Le test de Tukey indique cependant que le traitement C a un impact significativement différent des autres traitements sur le nombre d'oursins. Les traitements A, AT et T ne sont pas significativement différents entre eux en termes de nombre d'oursins. L'ANOVA indique que l'effet du traitement est statistiquement significatif ($p < 0.001$), mais le temps ne semble pas avoir eu d'impact significatif ($p > 0.05$).

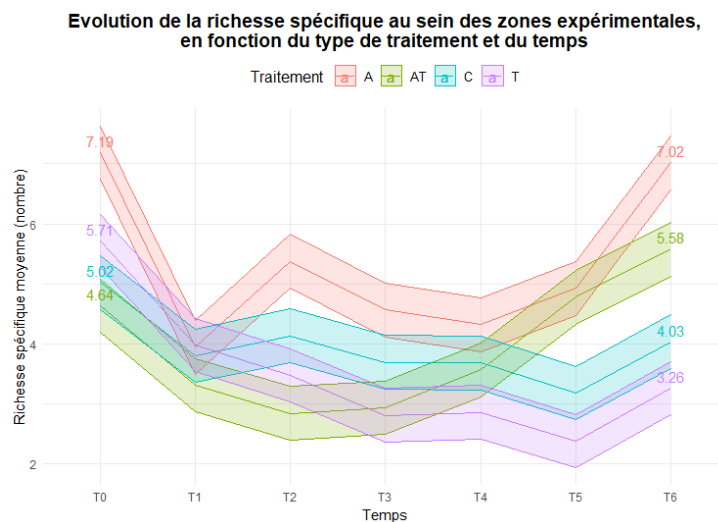


Figure 9 : Courbes de tendance de richesse spécifique moyenne au sein des parcelles de traitements, en fonction du temps (intervalle de confiance : 95%).

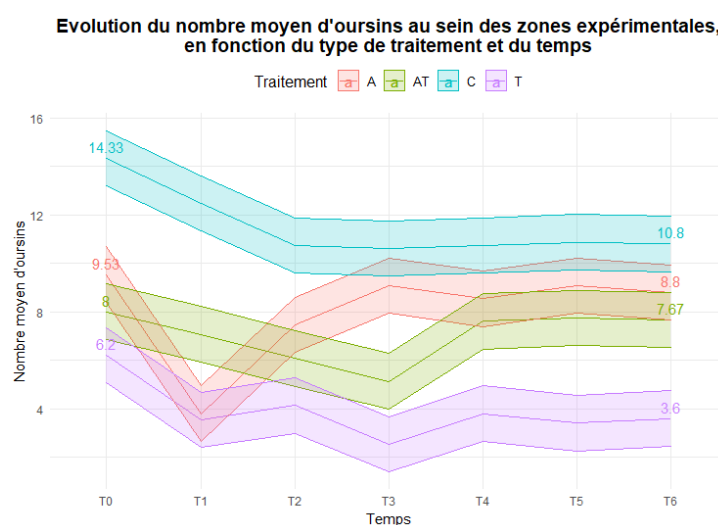


Figure 10 : Courbes de tendance du nombre moyen d'oursins au sein des parcelles de traitements, en fonction du temps (intervalle de confiance : 95%).

3) Evolution algale et corallienne

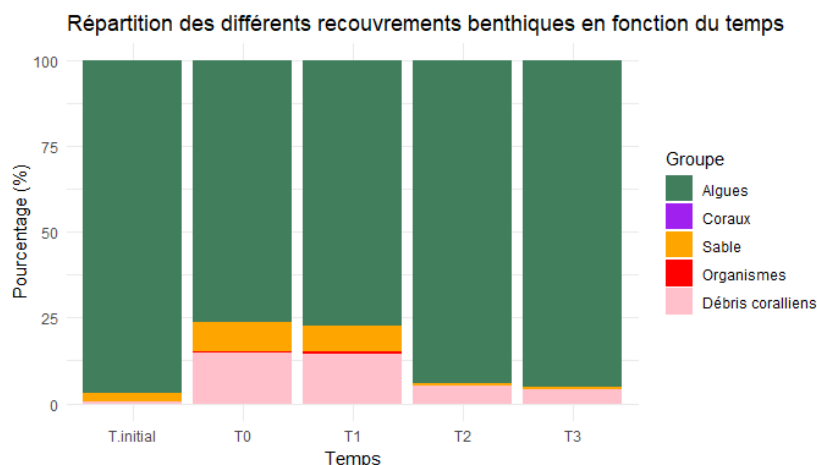


Figure 11 : Répartition (%) du recouvrement benthique au cours du temps.

Au sein des 10 parcelles de 0.5x0.5m, l'ensemble des macroalgues présentes a été arraché afin de mesurer l'évolution du recouvrement benthique sur la période de 3 mois. Les résultats de l'étude (Fig.11) montrent des variations significatives du recouvrement benthique au cours du temps. À T0, les points aléatoires par distribution RANDOM montrent une prédominance du groupe de recouvrement benthique « Algues » représentant 76.4% du recouvrement total, puis de la catégorie des « Débris coralliens » à 14.8%, suivies des zones dépourvues de végétation, à savoir sableuse (8.4%). À T1, les pourcentages de recouvrement respectifs sont restés stables. À T2, une diminution de surface des débris coralliens (5.2%) a laissé place à une forte augmentation de recouvrement algal (94%) qui restera stable en T3. Avant un arrachage massif des algues (T.initial) au sein des 10 parcelles (0.5x0.5m), la surface occupée par le groupe « Algues » étaient de 96.8%. Après 3 mois, le pourcentage de surface occupée était de 95.2%. En 3 mois, le groupe « Algues » semble avoir retrouvé son état initial d'occupation. Le groupe « Coraux » est resté absent de nos résultats. La répartition du groupe « Algues » (Fig.12) a ensuite été analysée au cours du temps, afin de déterminer les dominances algales et les compétitions interspécifiques. Les groupes de substrat pris en compte sont les genres (ACC) Algues corallines encroûtantes, (AM) *Amansia*, (AS) *Asparagopsis*, (D) *Dictyota*, (G) Gazon algale, (H) *Halimeda*, (P) *Padina*, (S) *Sargassum*, (T) *Turbinaria*, (X) Autres. Après arrachage, les résultats montrent une dominance des algues corallines encroûtantes et de gazon algal sur les parcelles d'étude, respectivement 34% et 33.2%. Cette proportion importante d'algue coralline encroûtante diminue à T1 au profit du gazon algal et des algues dressées (T et S). En effet, la surface occupée par l'algue *Turbinaria ornata* augmente de 22% en seulement 1 mois. L'algue du genre *Sargassum* semble également rentrer en compétition pour l'espace avec 14.8% de surface à T1. La proportion de

gazon algal diminue à partir de T2 au profit des algues proliférantes *Turbinaria* et *Sargassum*. La parcelle d'étude semble retrouver son équilibre algal initial au bout du 3^{ème} mois (T3), avec une forte capacité de recolonisation de *T. ornata* (72%) et de *Sargassum* (15.2%). Dans cette étude, seuls 3 autres types d'algues semblent rentrer en compétition pour l'espace, à savoir le gazon algal (8%), *Dictyota* (3.6%) et *Halimeida* (0.8%).

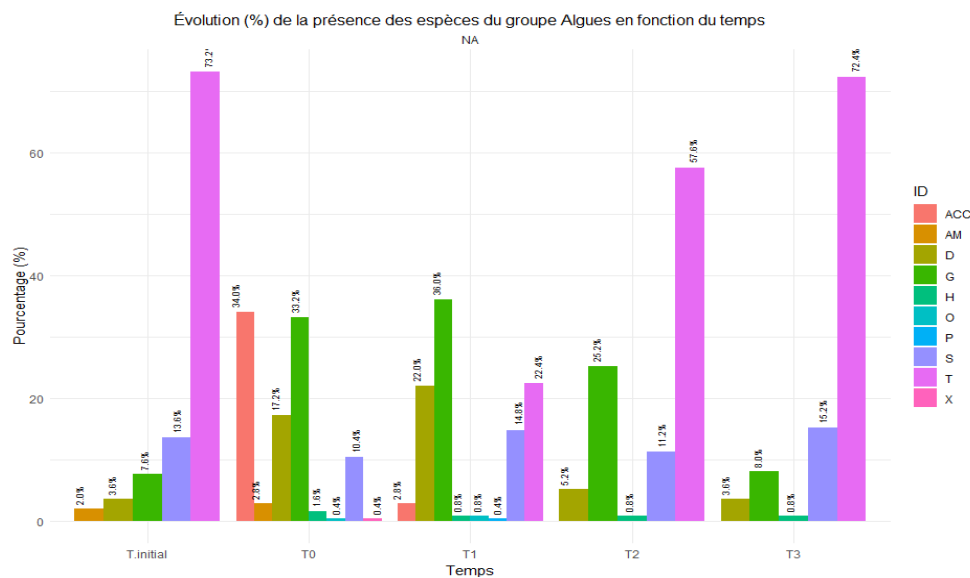


Figure 12 : Evolution en pourcentage des différentes espèces algales au sein du groupe « Algues », au sein des parcelles de 0.5x0.5m, au cours du temps. La dominance de *T.ornata* (rose) indique une recolonisation rapide de l'algue après arrachage, au cours des 3 mois.

Les coraux n'étant pas présents dans cette étude, cela nous renseigne sur leur faible capacité à recoloniser les espaces vacants (0% d'occupation à T3) lorsqu'ils se trouvent en compétition directe avec les algues. Par ailleurs, les algues sembleraient avoir une meilleure capacité à croître et une meilleure endurance. Pour cela, l'évolution moyenne de la taille (cm) des algues *T. ornata* a été analysée entre T0 et T3 (Fig.13).

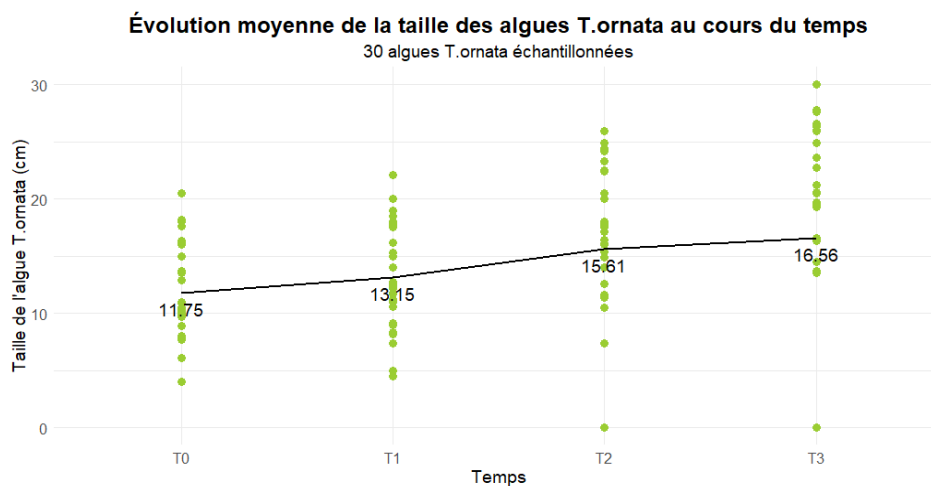
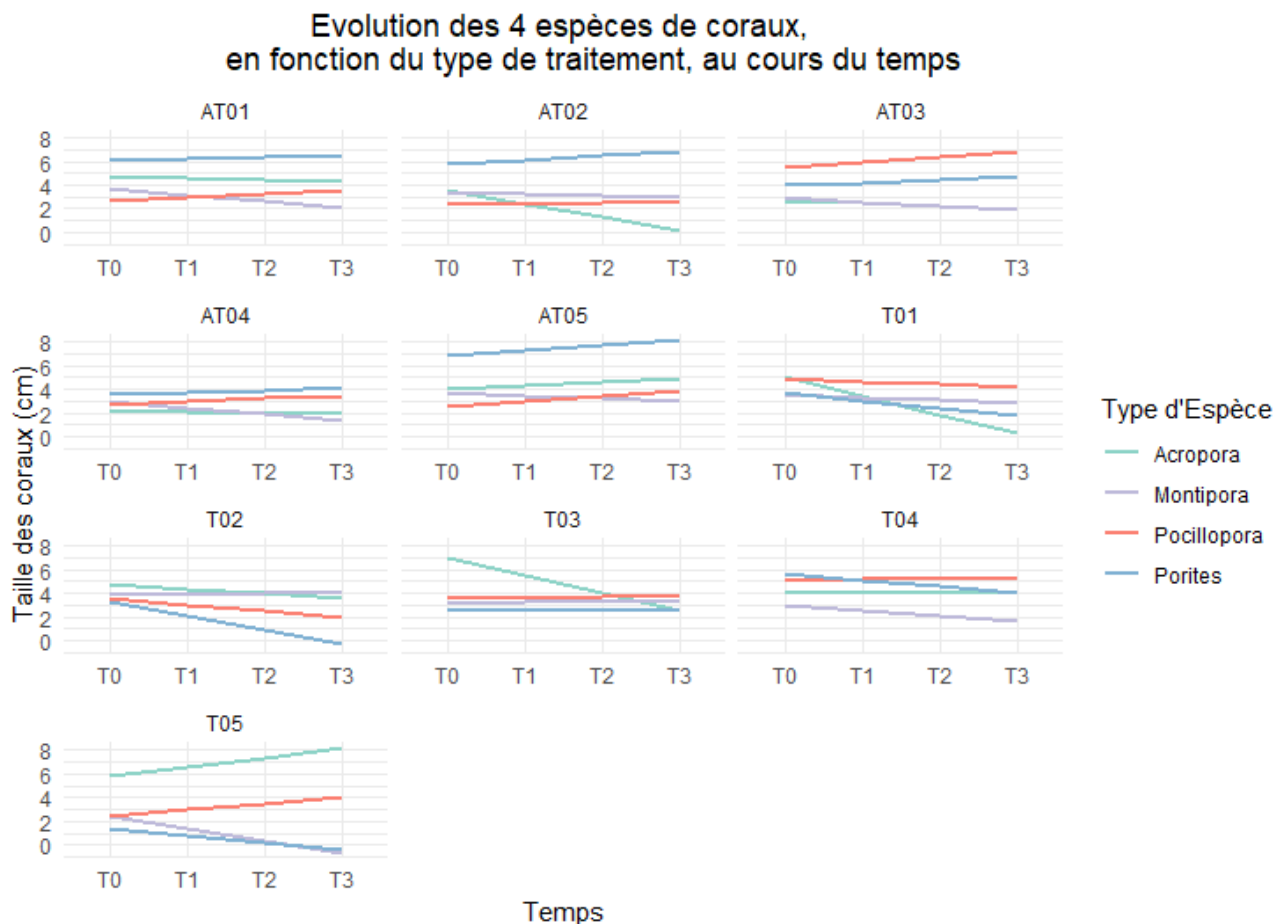


Figure 13 : Evolution moyenne de la taille de *T. ornata* au cours du temps.

Ces résultats nous permettent de voir qu’au sein de notre zone d’étude, la taille des algues *T. ornata* augmente en moyenne de 1.6 cm par mois. Ces résultats démontrent une forte capacité de croissance de la macroalgue, ce qui suggère un avantage quant à son expansion. À noter que les taux de croissance chez l’espèce *Acropora cervicornis* peuvent aller jusqu’à près de 25 cm par an, à savoir 2 cm par mois (Lewis et al., 1968), mais la plupart des *Acropora* se développe de moins d’1 cm en moyenne par mois. Par ailleurs, des coraux du type *Montipora* n’augmentent en moyenne que de 3 cm par an (Heyward & Collins, 1985). C’est pourquoi une compétition algale-corallienne semble déséquilibrée en termes de vitesse de croissance. Ces résultats suggèrent un besoin important de résistance et de survie pour les coraux dans des environnements soumis à une forte compétition. Les résultats suivants nous permettent d’analyser la croissance et la survie dans différentes conditions de traitement et de compétition pour l’espace, au cours du temps.



*Figure 14 : Evolution en taille (cm) des différentes espèces coralliennes Acropora, Montipora, Pocillopora, Porites ; en fonction du type de traitement, au cours du temps. Les courbes décroissantes indiquent des phénomènes de cassures élevés au sein des parcelles non soumises aux arrachages de *T. ornata*.*

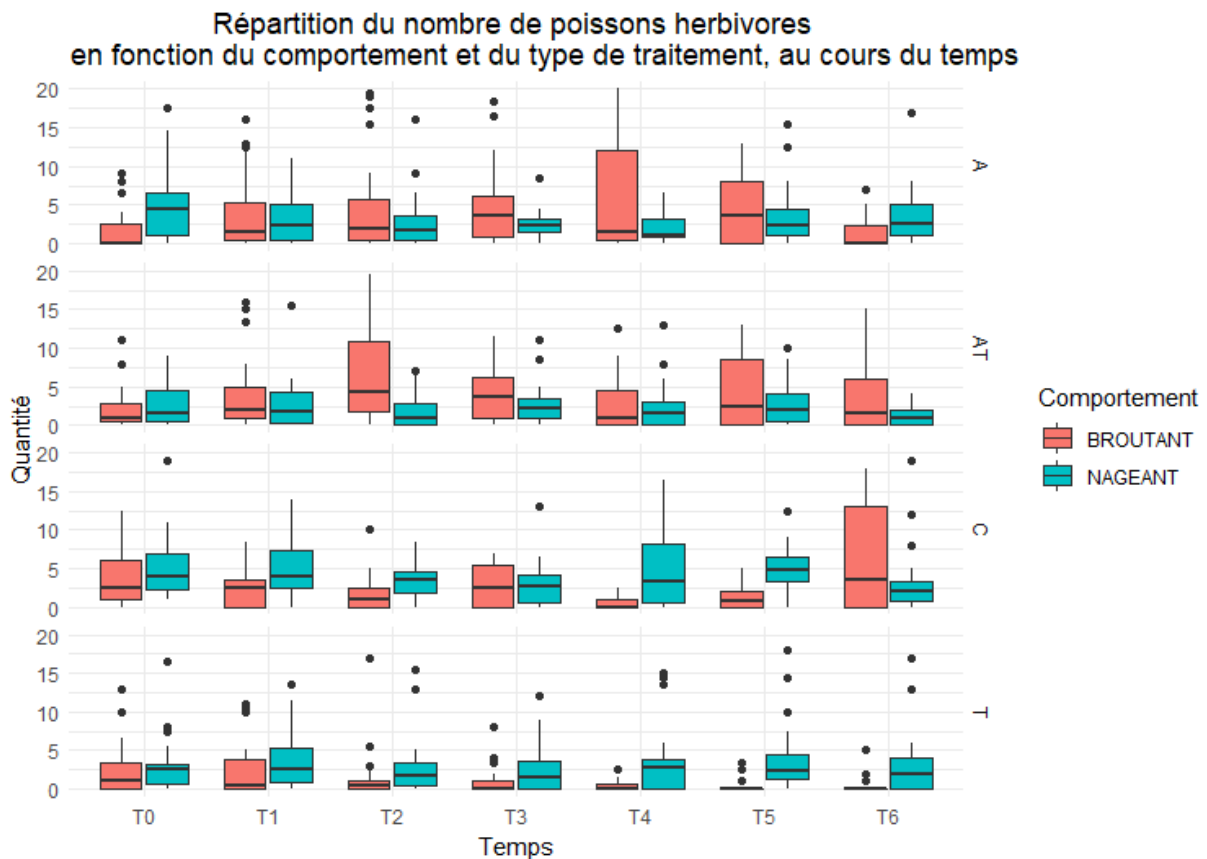
Des transplantations de coraux ont été réalisées dans les parcelles de 2mx2m soumises aux deux traitements distincts de l'étude : avec arrachage de *T. ornata* et sans arrachage. L'objectif était d'évaluer l'efficacité de l'arrachage manuel algal sur la croissance et la survie des coraux, afin de porter un regard sur l'efficacité de cette méthode dans le cadre d'action de restauration récifale. Des mesures ont été effectuées régulièrement pour suivre l'évolution temporelle des coraux transplantés (Fig.14). Les pentes ascendantes représentent la croissance des coraux. Les pentes descendantes représentent les phénomènes de cassures du corail au cours du processus d'évolution. Les résultats montrent que les coraux transplantés dans les parcelles avec arrachage de l'algue présentent une croissance plus élevée par rapport aux coraux transplantés dans les parcelles sans arrachage (équation de régression linéaire variant de : $y = -5.03$ à $y = 1.48$). Malgré cela, la p-value associée (p-value = 0.501) ne permet pas de conclure sur une relation significative entre les variables de croissance corallienne et le type de traitement. Les résultats montrent cependant que la croissance corallienne varie significativement entre les différents types d'espèces (F=3,65, p-value = 0.0127) avec des différences significatives principalement pour l'espèce « *Montipora* » (p-value = 0.002) et « *Pocillopora* » (p-value = 0.898). La variation de taille des coraux ne peut pas être expliquée uniquement par le type d'espèce ($R^2 = 0.027$).

Pour ce qui est de la survie des coraux, les parcelles avec arrachage de l'algue (AT) présentent également des taux de survie élevés par rapport aux parcelles sans arrachage (T). Les taux de survie ont été séparés en 2 catégories distinctes : Echec vs. Succès. En effet, dans la parcelle AT, le nombre d'échec recensé au T1 était de 2 coraux, contre 9 pour les parcelles T. Pour le T2, 7 échecs ont été recensés pour les parcelles AT, contre 14 pour les parcelles T. La statistique X^2 (chi-carré) calculée est égale à 23,555 et la p-value est de 1.214e-06. Le traitement semble donc avoir un impact significatif sur la variable « Survie ». Le test ANOVA indique également une relation significative entre les variables Survie et Type d'Espèce (p-value = 0.01058 < 0.05).

4) Pression de l'herbivorie

Afin, de conforter le succès de la méthode d'arrachage en action de restauration récifale, certaines espèces de poissons herbivores semblent déterminantes à étudier car elles participent à la régulation algale au sein des lagons. Par ailleurs, une plus faible densité de macroalgues dressées (*Sargasse*, *Turbinaria*...) peut permettre une augmentation de pression herbivore. Parmi les 20 parcelles soumises à 4 types de traitements différents (A, AT, C, T), la totalité des espèces (herbivores et autres régimes alimentaires) a été recensée, ainsi que les fréquences de visite et le type de comportement (Nageant/Broutant) de 4 grandes familles de

poissons herbivores. Le nombre total d'espèces de poissons herbivores visitant les parcelles a augmenté après l'élimination de *Turbinaria ornata* (Traitement A, Traitement AT), ce qui correspond aux données de la littérature portant sur une étude effectuée au sein de l'île de Moorea (McCarthy, 2013). Entre T0 et T1, la diversité d'herbivorie a augmenté de 0.5 unité en moyenne pour les parcelles A, et de 0.4 unité pour les parcelles AT. Pour les parcelles C, elle a diminué de 1.1 unité. Les résultats d'analyse de covariance indiquent des effets significatifs de la "Diversité" pour la plupart des périodes de temps, tandis que les effets du "Traitement" varient en fonction du temps. À T1, la variable "Diversité" a un effet significatif (p-value = 0.000107). L'effet du "Traitement" pour la période de temps T1 est significatif (p-value de 0.038380). La variable "Diversité" a un effet significatif sur la période de temps T6 avec une p-value inférieure à 0.001. L'effet du "Traitement" pour T6 est significatif (p-value = 0.04621). Entre T2 et T5, l'effet du "Traitement" ne montre pas de résultats significatifs.



*Figure 15 : Répartition du nombre d'individus des 4 grandes familles d'herbivores, en fonction du comportement, du type de traitement et du temps. Les données n'indiquent pas de différences significatives entre les 2 comportements (nageant = bleu ; broutant = orange) mais reflètent une densité plus élevée d'herbivores au sein des parcelles soumises aux traitements avec arrachage de l'algue *T. ornata* (Traitement A et AT).*

L'évolution du nombre d'individus parmi les 4 grandes familles d'herbivores en fonction du temps et du type de traitement, ne semble pas suivre une tendance linéaire stricte (Fig.15). Cependant, la variable "Famille" a un effet statistiquement significatif sur les variations observées. Il existe une variation significative entre les 4 groupes ($F=18.968$, p -value < 0.001). Il en est de même pour la variable "Traitement" ($F=9.717$, p -value < 0.001). La variable "Comportement" n'a pas d'effet statistiquement significatif sur les variations observées ($F= 2.052$, p -value = 0.1523). La différence moyenne entre le comportement Nageant et Broutant est de 0.34 unité. La p -value associée est de 0.15, donc cette différence n'est pas statistiquement significative. Les résultats soulignent l'influence significative des traitements expérimentaux sur la densité générale d'herbivorie dans les parcelles, et ce, de façon variable entre les 4 grands types de familles. Le groupe « Labridae » semble être significativement différent des 3 autres groupes. La différence moyenne entre le groupe « Labridae » et le groupe « Acanthuridae » est de -2.24 unités avec une p -value associée proche de 0, ce qui signifie que cette différence est statistiquement significative. Ces résultats confortent les données de la littérature ayant montré une augmentation de l'abondance de Labridae et Acanthuridae suite à un arrachage algal durant le premier mois (McClanahan et al., 2001). Les traitements AT/A semblent favoriser une augmentation de pression herbivore, tandis que les traitements C/T ont un maintien de densité d'herbivorie plus stable.

➤ Discussion

1) Réponse algale et corallienne

L'arrachage manuel unique des algues au sein des parcelles de traitement de 0.5x0.5m montre une tendance rapide à la recolonisation de *T. ornata*. En effet, le recouvrement benthique au sein de ces parcelles dominées par les algues a retrouvé son état initial en seulement 3 mois d'expérimentation. Le recouvrement benthique post-arrachage (T0) était principalement dominé par les algues corallines encroûtantes et le gazon algal. Ces types d'algues prospèrent largement sous les couches d'algues dressées (*Sargassum*, *Turbinaria*...) et profitent d'une faible pression herbivore due à la protection physique que leur permettent les algues charnues. Ces surfaces ont largement été recolonisées par la suite par *T. ornata*. D'autres types d'algues comme *Halimeida* ou *Dictyota* ne sont également que très peu représentées au 3^{ème} mois d'expérience, en comparaison avec les algues dressées. Ces résultats indiquent une vitesse de recolonisation importante de la macroalgue brune. Sa vitesse de croissance rapide (1.6 cm en moyenne par mois) lui permet de faire face à une compétition pour l'espace quasiment inexistante, entre l'ensemble des algues et entre algues-coraux. Le groupe corallien est absent de nos données. Ces résultats sont conformes au

concept d'opportunisme écologique largement favorable aux algues. La vitesse de croissance plus lente des coraux explique, au moins en partie, cette différence de capacité de recolonisation. Ces résultats sont cependant à nuancer. Une des raisons pourrait être du au pic de recrutement larvaire des coraux qui se situe entre le mois de Décembre et Mars en Polynésie française (Adjeroud et al., 2007). L'étude expérimentale ne se situant pas au sein de cette période, ceci peut expliquer cette différence de compétition observée, les larves de coraux ne s'étant pas fixées.

Afin de déterminer l'effet de l'algue *T. ornata* sur des coraux déjà fixés à leur substrat, 100 boutures ont été transplantées au sein des 2 traitements (Arrachage et Sans arrachage). En condition de transplantation corallienne, la capacité de croissance des coraux est plus optimale lorsque les *T. ornata* ont été arrachées manuellement. En effet, même si les résultats ne montrent pas de différences significatives de vitesse de croissance entre les traitements, le taux de cassures est cependant plus important au sein des parcelles soumises au traitement sans arrachage. Ces résultats sont conformes aux données de la littérature, montrant une sensibilité accrue de la croissance des coraux face aux algues charnues. Ces résultats peuvent s'expliquer notamment par le caractère abrasif de *T. ornata* sur les surfaces coralliennes (Bulleri et al., 2013). Ces résultats montrent également, en condition de transplantation corallienne, une croissance plus optimale pour l'espèce *Pocillopora*, caractérisée par un squelette robuste (Pratchett et al., 2013). Au contraire, l'espèce *Montipora* semble avoir une résistance moins importante aux phénomènes de cassures. Ceci peut s'expliquer par la trajectoire de croissance de cette espèce (en largeur). En effet, les boutures de *Montipora* semblent ne pas avoir réussi à se fixer correctement sur les substrats (compétition surfacique, substrat inadapte...), ce qui peut engendrer plus de phénomènes de cassures. Les 2 autres espèces n'ont pas montré de résultats significatifs. Ces résultats justifient l'importance dans le choix du type de transplantation corallienne spécifique dans le cadre d'actions de restauration.

L'arrachage manuel a également donné des résultats significatifs concernant le taux de survie de ces coraux au cours du temps. En effet, le traitement « Sans arrachage et Transplantation » (T) a recensé un total de 14 échecs au cours du 2^{ème} mois d'expérimentation, contre seulement 7 pour les parcelles de traitement avec arrachage (A). Cette différence de survie suggère donc que l'arrachage de *T. ornata* a un impact positif sur la santé et le développement corallien. L'arrachage de *T. ornata* modifie le phénomène de concurrence intense pour l'espace et les ressources disponibles. Cependant, la potentielle responsabilité de l'environnement au sein de ces parcelles d'étude est un facteur qui peut influencer sur nos résultats. En effet, les traitements T01, T02 et T03 se partagent une dominance

algues dressées-sable (90% au total). Cette part de zone sableuse peut ne pas être un environnement adéquat à la croissance corallienne. En effet, une parcelle avec une absence importante de relief est plus soumise aux pressions des houles et des courants, ne comportant que peu de barrières physiques. Le courant est un facteur limitant la croissance corallienne, provoquant parfois des cassures (Mienis et al., 2014). Bien que les traitements AT02 et AT03 aient également des taux surfaciques sableux importants mais une croissance corallienne plus optimale que les traitements T, il est tout de même nécessaire de prendre en compte ce facteur environnemental supplémentaire dans nos analyses. L'ensemble des observations indique que l'arrachage de l'algue *T. ornata* peut permettre une protection des coraux transplantés et ce, contre les facteurs de stress, l'abrasion et les risques de mortalité. Ces effets négatifs restent à nuancer. Les macroalgues font partie intégrante de l'écologie du milieu récifal. Il est davantage important de connaître leur fonctionnalité et leur dynamique afin d'intervenir de manière pertinente et adaptée sur ces communautés. À abondance modérée, les macroalgues sont créatrices de biodiversité, de nourriture et d'habitats pour des communautés d'invertébrés sessiles/mobiles, d'herbivores... De nombreux poissons ont un recrutement larvaire exclusif dans certaines algues (Evans et al., 2014). Elles jouent un rôle fondamental dans la réduction de CO₂ dissous par une photosynthèse active, et participent localement à la baisse de l'acidification des eaux (Rajkumar et al., 2014, Kang et al., 2016). Dans une moindre mesure, certaines algues protègent les organismes sessiles du soleil et les coraux du blanchissement (McCook et al., 2001). Elles sont également un substrat à la fixation de plusieurs algues les faisant participer à la fois à la création d'écosystème et à la prolifération d'autres algues.

Compte tenu d'une recolonisation rapide de l'algue (22%/mois), un arrachage régulier 1 fois par mois est donc nécessaire au maintien d'une couverture algale stable et propice au développement corallien, *T. ornata* ayant une croissance très rapide en milieu naturel. Cependant, l'effort nécessaire important que requiert cette méthode de restauration manuelle implique une association de plusieurs facteurs externes, afin de valoriser ces actions à long terme. Une restauration récifale nécessite de réunir un ensemble plus large d'acteurs, telles que la diversité des populations récifales et l'herbivorie.

2) Réponse des populations récifales

L'analyse des transects belt a permis de déterminer la densité totale de chaque espèce de poissons observée et leur évolution au cours du temps. Les résultats révèlent des variations significatives de cette richesse spécifique en fonction du temps et du type de traitement. En effet, la diversité totale augmente significativement au sein des parcelles soumises aux traitements avec arrachage simple (A). Le temps a également un effet sur les effectifs totaux

observés. L'action d'arrachage manuel de l'algue *T. ornata* joue donc un rôle dans l'augmentation de diversité au sein des populations récifales. Les résultats de cette expérience concordent avec les données d'études antérieures (McClanahan et al., 1994 ; McClanahan et al., 2001) qui montrent une augmentation d'abondance d'individus et principalement d'origine herbivore lorsque des macroalgues sont arrachées. Cette augmentation de richesse spécifique peut s'expliquer par une modification des communautés récifales au sein des zones d'étude. L'arrachage de *T. ornata* rend accessible certaines ressources (gazon algal, crustacés, ...) ce qui permet à certains prédateurs (Baliste-picasso, Zancle cornue, Poisson-trompette...) d'augmenter leur fréquence de visite sur ces zones. Par ailleurs, les résultats de cette étude mettent en avant une augmentation d'espèces bio-indicatrices (holothuries, bénitiers...), ce qui peut s'expliquer par une amélioration de la qualité du milieu environnant. Tous deux sont des animaux bioindicateurs, dont les variations de présence et d'effectifs reflètent les variations de conditions environnementales locales (Yusof et al., 2004 ; Hosseini et al., 2022). Les parcelles soumises aux traitements de transplantation sans arrachage n'ont pas permis de faire évoluer la richesse spécifique sur ces zones, la diversité étant restée stable. Ces résultats mettent en évidence l'importance de compléter les actions de transplantation avec les actions d'arrachage. Modifier la structuration des communautés récifales sur ces zones permet d'améliorer la richesse spécifique totale et donc l'équilibre du milieu. Les modifications apportées aux parcelles de 2x2m semblent avoir impacté une zone plus élargie, et mettent en avant l'efficacité à plus grande échelle de la restauration récifale par arrachage.

3) Réponse de l'herbivorie

Les résultats de cette étude montrent une augmentation de l'abondance des communautés de poissons, principalement herbivores. En effet, les traitements expérimentaux semblent avoir un impact significatif sur l'activité herbivore au sein des parcelles. Entre T0 et T1, la diversité d'herbivorie a augmenté de 0.5 unité en moyenne pour les parcelles A, et de 0.4 unité pour les parcelles AT. Ces analyses concordent avec les résultats de recherches antérieures montrant une relation significative entre ces deux facteurs (McClanahan et al., 2001). L'augmentation d'herbivorie qui a eu lieu au sein des parcelles avec arrachage (A, AT) à T1 peut s'expliquer par une plus forte accessibilité du gazon algal, facilement consommable par les herbivores. Entre T2 et T5, l'effet du traitement ne montre pas de résultats significatifs. En effet, cette augmentation initiale s'est suivie d'une augmentation plus faible de la fréquence de visite des 4 grandes familles d'herbivores, ce qui peut s'expliquer par la diminution de la ressource alimentaire de gazon algal, très broutée les 2 premières semaines. Les parcelles A02 et AT02 ont vu leur fréquence de visite herbivore rester stable. Ces résultats

peuvent être le signe d'un arrachage algal manuel pas assez efficace ou d'un équilibre écologique déjà établi au sein de ces parcelles. Ces variations de densité générale d'herbivorie peuvent avoir des implications importantes sur la dynamique des écosystèmes marins et de la santé des récifs.

Les traitements expérimentaux ont influencé différemment les 4 familles de poissons herbivores : Scaridae, Pomacentridae, Acanthuridae et Labridae. Le groupe « Labridae » est significativement différent des 3 autres groupes, ce qui signifie que les individus de cette espèce sont impactés par le type de traitement expérimental, suggérant une augmentation progressive de la densité au fil du temps. Les observations ont montré une augmentation significative de la fréquence de visite des labres dès T1. Cette augmentation de l'activité herbivore peut être bénéfique pour le contrôle de la croissance algale et peut atténuer la compétition avec les coraux pour l'espace. Pour les 3 autres familles, les résultats ne permettent pas de conclure sur une augmentation significative. Les résultats montrent des fluctuations mineures dans la densité, sans tendance linéaire claire au cours du temps. Contrairement aux études antérieures, l'évolution d'abondance de la famille des Acanthuridae n'a pas montré de résultats significatifs. Une étude réalisée à Belize en 2001 a permis d'observer une augmentation immédiate de la fréquence de visite des Acanthuridae en post-arrachage. Cette différence peut s'expliquer par une pression humaine importante comme la pêche ou des interactions compétitives entre espèces établies au sein des parcelles. En effet, certaines parcelles (A03, C02, T02...) sont particulièrement soumises à une forte pression territoriale des *Stegastes*, genre de poissons de la famille des Pomacentridae. Le caractère très territorial de ces poissons peut entraîner une diminution de richesse spécifique au sein de ces parcelles (Choat, 1991 ; Osorio et al., 2006). Les *Stegastes*, souvent nombreux sur un même territoire, sont de bons brouteurs et peuvent épuiser à eux-seuls la ressource alimentaire disponible. Ces derniers jouent également un rôle important dans la diminution des capacités de *T. ornata* à recoloniser un milieu en broutant les jeunes pousses. Cette stagnation de diversité peut également s'expliquer par l'arrachage essentiellement ciblé sur *T. ornata*. Lors de cette étude expérimentale, les autres algues ne sont pas prises en compte et ne sont pas arrachées. La macroalgue envahissante *Sargassum* peut également impacter l'herbivorie en créant une barrière physique pour les ressources alimentaires (Clements et al., 2018). Le milieu environnemental peut également être un frein aux visites de certains groupes de poissons. Certaines zones sableuses sont plus pauvres en ressources alimentaires et sont donc des habitats moins propices aux développements d'espèces. Malgré une faible présence de *Turbinaria ornata* sur ces zones, la densité générale d'herbivorie reste inférieure. Ces résultats

soulignent l'importance de considérer la diversité des réponses des poissons aux facteurs environnementaux lors de la mise en place du protocole expérimental. Malgré une augmentation de densité générale d'herbivorie au sein des parcelles de traitement avec arrachage de l'algue *T. ornata*, les résultats sur le comportement adopté par les herbivores ne donnent pas de résultats significatifs. Le comportement « Broutant » n'a pas évolué significativement par rapport au comportement « Nageant ». Cette étude ne concorde pas avec certaines études antérieures (McClanahan et al., 2000) ayant observées une hausse des actions de broutage et de morsures, suite à un arrachage algal. Ces résultats peuvent s'expliquer par un épuisement rapide de ressource alimentaire disponible. En effet, nos parcelles sont d'une surface de 2x2m ce qui implique une petite portion de surface arrachée, et donc de ressource découverte. Les observations à T1 montrent une augmentation de la proportion d'actions de « Broutant » par rapport à T0 pour les parcelles soumises aux traitements A et AT, contrairement aux parcelles soumises aux traitements C et T. Cette proportion de « Broutant » prospère jusqu'à T3, puis rediminue. Cela implique donc un impact du traitement expérimental sur la période T1 à T3, et signifie qu'il y a une diminution des ressources lors de cette troisième période (6 semaines). Les comportements de broutage sont également à associer aux facteurs supplémentaires : interactions compétitives entre espèces, type de milieu, algues restantes sur la parcelle... Des recherches supplémentaires, en condition de milieu environnemental homogène ou en taille surfacique plus importante, sont donc nécessaires pour approfondir cette étude.

Afin de compléter nos analyses sur la pression herbivore exercée sur nos parcelles, l'évolution des oursins a été observée à partir des transects belt. L'évolution du nombre moyen d'oursins au sein des parcelles soumises aux 4 traitements expérimentaux, en fonction du temps, ne permet cependant pas de conclure sur une relation entre les deux variables. Les traitements montrent une différence significative principalement pour les parcelles de traitement C, mais le temps n'est pas une variable significative. L'augmentation d'oursins peut être due à une ressource algale favorable rendue plus accessible. Mais étant donné que le traitement témoin C n'a subi aucune manipulation, il semble qu'une tendance naturelle soit à l'origine de cette tendance. Ces résultats peuvent s'expliquer par des conditions environnementales propices aux oursins (houle, température...). Par ailleurs, des données récoltées en journée peuvent varier de celles récoltées durant la tombée du jour, les oursins étant des animaux principalement nocturnes (Harmelin-Vivien et al., 1992). Nos résultats sur la réponse de l'herbivorie mettent en évidence l'importance de prendre en compte les organismes acteurs de cette pression herbivore.

➤ Conclusion

L'expérience menée sur les effets de l'arrachage de l'algue *T. ornata* dans le cadre d'actions de restauration récifale a permis de mettre en avant les bénéfices d'une absence de macroalgues dressées sur la santé des milieux coralliens. En effet, les traitements expérimentaux ont permis de montrer une corrélation négative entre la présence de *T. ornata* et la survie corallienne. La réduction manuelle des macroalgues brunes a entraîné une réduction des cassures coralliennes et une croissance plus optimale. Cependant, la vitesse de croissance de *T. ornata* empêche une compétition équitable entre les algues et les coraux. En effet, les résultats d'étude ont mis en avant la forte capacité de recolonisation algale face à des surfaces laissées vacantes et un opportunisme écologique largement favorable aux algues. Ces données impliquent un besoin régulier d'arrachage de *T. ornata* sur les zones de restauration récifale, à compter d'un arrachage par mois minimum. C'est pourquoi il est nécessaire d'impliquer un plus grand nombre d'acteurs dans le cadre de ces actions, afin d'améliorer les capacités à long terme de cette méthode. L'étude réalisée a permis de relever une corrélation positive entre l'arrachage manuel de l'algue et la diversité des communautés récifales. La richesse spécifique au sein des parcelles avec un traitement d'arrachage algal a augmenté au cours des 3 mois d'expériences. Ces résultats impliquent une relation importante entre la qualité du milieu environnemental et la diversité des espèces présentes. Une richesse spécifique importante permet un meilleur équilibre du milieu. Dans le cadre d'actions de restauration récifale, ces améliorations permettraient de retirer un bénéfice à grande échelle de cette méthode d'arrachage manuel de l'algue. La réduction algale a également entraîné une augmentation d'herbivorie sur les zones d'étude. La diversité d'herbivorie a augmenté au sein des parcelles soumises au traitement avec arrachage. Cette diversité d'herbivorie plus importante implique une pression herbivore accrue et joue un rôle dans la régulation algale. L'herbivorie peut permettre de limiter les capacités de recolonisation algale par broutage des jeunes pousses. Les résultats n'ont pas permis de révéler une corrélation significative dans le comportement adopté par les grandes familles d'herbivores étudiées. Cependant, l'augmentation significative des Labridae suggère une augmentation progressive de la densité de ces herbivores au fil du temps, et donc de potentielles pressions exercées. L'ensemble des résultats révélés par cette étude montre l'importance de regrouper un grand nombre d'acteurs lors d'actions de restauration récifale. L'arrachage manuel de *T. ornata* implique une amélioration de la santé corallienne, de la diversité des communautés récifales et d'herbivorie. Afin de permettre une amélioration de la santé récifale sur le long terme, cette méthode nécessite une pression herbivore plus importante et une augmentation des actions de broutage.

➤ Références bibliographiques

- Adams, A. J., Dahlgren, C. P., Kellison, G. T., Kendall, M. S., Layman, C. A., Ley, J. A., & Serafy, J. E. (2006). Nursery function of tropical back-reef systems. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 287-301.
- Adjeroud, M., Penin, L., & Carroll, A. (2007). Spatio-temporal heterogeneity in coral recruitment around Moorea, French Polynesia: implications for population maintenance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341(2), 204-218.
- Andrefouet, S., Zubia, M., & Payri, C. (2004). Mapping and biomass estimation of the invasive brown algae *Turbinaria ornata* (Turner) J. Agardh and *Sargassum mangarevense* (Grunow) Setchell on heterogeneous Tahitian coral reefs using 4-meter resolution IKONOS satellite data. *Coral Reefs*, 23, 26-38.
- Anthony, K., Bay, L. K., Costanza, R., Firm, J., Gunn, J., Harrison, P., & Walshe, T. (2017). New interventions are needed to save coral reefs. *Nature ecology & evolution*, 1(10), 1420-1422.
- Barott KL, Rohwer FL (2012) Unseen players shape benthic competition on coral reefs. *Trends in Microbiology* 20:621–628
- Bayraktarov, E., Stewart-Sinclair, P. J., Brisbane, S., Boström-Einarsson, L., Saunders, M. I., Lovelock, C. E., & Wilson, K. A. (2019). Motivations, success, and cost of coral reef restoration. *Restoration Ecology*, 27(5), 981-991.
- Beck, M. W., Losada, I. J., Menéndez, P., Reguero, B. G., Díaz-Simal, P., & Fernández, F. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature communications*, 9(1), 2186.
- Bittick, S. J., Bilotti, N. D., Peterson, H. A., & Stewart, H. L. (2010). *Turbinaria ornata* as an herbivory refuge for associate algae. *Marine Biology*, 157, 317-323.
- Bulleri, F., Couraudon-Réale, M., Lison de Loma, T., & Claudet, J. (2013). Variability in the effects of macroalgae on the survival and growth of corals: the consumer connection. *PLoS One*, 8(11), e79712.
- Bulleri, F., Thiault, L., Mills, S. C., Nugues, M. M., Eckert, E. M., Corno, G., & Claudet, J. (2018). Erect macroalgae influence epilithic bacterial assemblages and reduce coral recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 597, 65-77.
- Burke, L., Reytar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Ceccarelli, D. M., Loffler, Z., Bourne, D. G., Al Moajil-Cole, G. S., Boström-Einarsson, L., Evans-Illidge, E., & Bay, L. (2018). Rehabilitation of coral reefs through removal of macroalgae: state of knowledge and considerations for management and implementation. *Restoration Ecology*, 26(5), 827-838.
- Choat, J. H. (1991). The biology of herbivorous fishes on coral reefs. *The ecology of fishes on coral reefs*, 120-155.
- Clements, C. S., Rasher, D. B., Hoey, A. S., Bonito, V. E., & Hay, M. E. (2018). Spatial and temporal limits of coral-macroalgal competition: the negative impacts of macroalgal density, proximity, and history of contact. *Marine Ecology Progress Series*, 586, 11-20.
- Evans, R. D., Wilson, S. K., Field, S. N., & Moore, J. A. Y. (2014). Importance of macroalgal fields as coral reef fish nursery habitat in north-west Australia. *Marine Biology*, 161, 599-607.
- Harmelin-Vivien, M. L., Peyrot-Clausade, M., & Romano, J. C. (1992). Transformation of algal turf by echinoids and scarid fishes on French Polynesian coral reefs. *Coral Reefs*, 11, 45-50.

- Hein, M. Y., Vardi, T., Shaver, E. C., Pioch, S., Boström-Einarsson, L., Ahmed, M., & McLeod, I. M. (2021). Perspectives on the use of coral reef restoration as a strategy to support and improve reef ecosystem services. *Frontiers in Marine Science*, 8, 299.
- Heyward, A. J., & Collins, J. D. (1985). Growth and sexual reproduction in the scleractinian coral *Montipora digitata* (Dana). *Marine and Freshwater Research*, 36(3), 441-446.
- Hoegh-Guldberg, O., Poloczanska, E. S., Skirving, W., & Dove, S. (2017). Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, 4, 158.
- Hoey, A. S., & Bellwood, D. R. (2011). Suppression of herbivory by macroalgal density: a critical feedback on coral reefs?. *Ecology letters*, 14(3), 267-273.
- Hosseini, M., Soleimani, M., & Moradi, H. (2022). The potential application of sea cucumber (*Holothuria leucospilota*) as a bioindicator of heavy metals contamination: a case study from Chabahar Bay, Oman Sea, Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(9), 8341-8350.
- Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., & Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current biology*, 17(4), 360-365.
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B., & Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82-90.
- Kang, Y. H., Choo, H. S., Sin, J. A., & Lee, C. (2016). Numerical modeling of propagule dispersal for *Sargassum* bed restoration in Gamak Bay, Korea. *Journal of Applied Phycology*, 28, 1859-1874.
- Khait, R., Obolski, U., Hadany, L., & Genin, A. (2013). Food selectivity and diet switch can explain the slow feeding of herbivorous coral-reef fishes during the morning. *PLoS One*, 8(12), e82391.
- Korzen, L., Israel, A., & Abelson, A. (2011). Grazing effects of fish versus sea urchins on turf algae and coral recruits: possible implications for coral reef resilience and restoration. *Journal of Marine Biology*, 2011.
- Krimou, S., Gairin, E., Gautrand, L., Sowinski, J., Trotier, M., Minier, L., & Lecchini, D. (2023). Herbivory effects of sea urchin species on a coral reef (Bora-Bora, French Polynesia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 564, 151900.
- Laurans, Y., Pascal, N., Binet, T., Brander, L., Clua, E., David, G., & Seidl, A. (2013). Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific: Taking stock of recent experience. *Journal of environmental management*, 116, 135-144.
- Lenz, E. A., & Edmunds, P. J. (2017). Branches and plates of the morphologically plastic coral *Porites rus* are insensitive to ocean acidification and warming. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 188-194.
- Lewis, J. B., Axelson, F., Goodbody, I., Page, C. & Chislett, G. (1968). Comparative growth rates of some reef corals in the Caribbean. *Marine Science Center*, 10, 1–26.
- Manzello, D. P. (2010). Coral growth with thermal stress and ocean acidification: lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral reefs*, 29(3), 749-758.
- Mao, Y., Shinzato, C., & Satoh, N. (2018). An ancient genome duplication in the speciose reef-building coral genus, *Acropora*. *bioRxiv*, 366435.

- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Payri, C., & Ganachaud, A. (2007). *Turbinaria ornata* invasion in the Tuamotu Archipelago, French Polynesia: ocean drift connectivity. *Coral Reefs*, 26, 79-86.
- McCarthy, M.R.(2013). Community response to the removal of a dominant alga, *Turbinaria ornata*, on a coral reef in Moorea, French Polynesia (*np*).
- McClanahan, T. R., Nugues, M., & Mwachireya, S. (1994). Fish and sea urchin herbivory and competition in Kenyan coral reef lagoons: the role of reef management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184(2), 237-254.
- McClanahan, T. R., Bergman, K., Huitric, M., McField, M., Elfving, T., Nyström, M., & Nordemar, I. (2000). Response of fishes to algae reduction on Glovers Reef, Belize. *Marine Ecology Progress Series*, 206, 273-282.
- McClanahan, T., McField, M., Huitric, M., Bergman, K., Sala, E., Nyström, M., & Muthiga, N. (2001). Responses of algae, corals and fish to the reduction of macroalgae in fished and unfished patch reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reefs*, 19, 367-379.
- McClanahan, T. R., Uku, J. N., & Machano, H. (2003). Effect of macroalgal reduction on coral-reef fish in the Watamu Marine National Park, Kenya. *Marine and Freshwater Research*, 53(2), 223-231.
- McCook, L., Jompa, J., & Diaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral reefs*, 19, 400-417.
- McManus, J. W., & Polsenberg, J. F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60(2-4), 263-279.
- Mienis, F., Duineveld, G. C. A., Davies, A. J., Lavaleye, M. M. S., Ross, S. W., Seim, H., ... & Van Weering, T. C. E. (2014). Cold-water coral growth under extreme environmental conditions, the Cape Lookout area, NW Atlantic. *Biogeosciences*, 11(9), 2543-2560.
- Miller, M. W., Aronson, R. B., & Murdoch, T. J. T. (2003). Monitoring coral reef macroalgae: different pictures from different methods. *Bulletin of marine science*, 72(1), 199-206.
- Neilson, B. J., Wall, C. B., Mancini, F. T., & Gewecke, C. A. (2018). Herbivore biocontrol and manual removal successfully reduce invasive macroalgae on coral reefs. *PeerJ*, 6, e5332.
- Osório, R., Rosa, I. L., & Cabral, H. (2006). Territorial defence by the Brazilian damsel *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae). *Journal of Fish Biology*, 69(1), 233-242.
- Payri, C. E., & Stiger, V. (2001). Macroalgal community changes on French Polynesian reefs, 1980–2000. *Phycologia*, 40(4), 111.
- Pérez-Rosales, G., Brandl, S. J., Chancerelle, Y., Siu, G., Martinez, E., Parravicini, V., & Hédouin, L. (2021). Documenting decadal disturbance dynamics reveals archipelago-specific recovery and compositional change on Polynesian reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112659.
- Pratchett, M. S., McCowan, D., Maynard, J. A., & Heron, S. F. (2013). Changes in bleaching susceptibility among corals subject to ocean warming and recurrent bleaching in Moorea, French Polynesia. *PLoS one*, 8(7), e70443.
- Pratchett, M. S., Hoey, A. S., & Wilson, S. K. (2014). Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 37-43.

- Prathep, A., Darakrai, A., Tantiprapas, P., Mayakun, J., Thongroy, P., Wichachucherd, B., & Sinutok, S. (2007). Diversity and community structure of macroalgae at Koh Taen, Haad Khanom-Mu Koh Tale Tai, Marine National Park, Nakhon Si Thammarat Province, Thailand. *Marine Research Indonesia*, 32(2), 153-162.
- Rajkumar, R., Yaakob, Z., & Takriff, M. S. (2014). Potential of the Micro and Macro Algae for Biofuel Production: A Brief Review. *Bioresources*, 9(1).
- Seraphim, M. J., Sloman, K. A., Alexander, M. E., Janetski, N., Jompa, J., Ambo-Rappe, R., & Harborne, A. R. (2020). Interactions between coral restoration and fish assemblages: implications for reef management. *Journal of Fish Biology*, 97(3), 633-655.
- Spalding, M., Ravilious, C., & Green, E. P. (2001). *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press.
- Stewart, H. L. (2006). Morphological variation and phenotypic plasticity of buoyancy in the macroalga *Turbinaria ornata* across a barrier reef. *Marine Biology*, 149, 721-730.
- Stewart, H. L. (2008). The role of spatial and ontogenetic morphological variation in the expansion of the geographic range of the tropical brown alga, *Turbinaria ornata*. *Integrative and comparative biology*, 48(6), 713-719.
- Stiger, V., & Payri, C. E. (1999). Spatial and temporal patterns of settlement of the brown macroalgae *Turbinaria ornata* and *Sargassum mangarevense* in a coral reef on Tahiti. *Marine Ecology Progress Series*, 191, 91-100.
- Tanner, J. E. (1995). Competition between scleractinian corals and macroalgae: an experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 190(2), 151-168.
- Van Woesik, R., Ripple, K., & Miller, S. L. (2018). Macroalgae reduces survival of nursery-reared *Acropora* corals in the Florida reef tract. *Restoration Ecology*, 26(3), 563-569.
- Wilkinson, C. C. (2004). *Status of coral reefs of the world: 2004*. Australian Institute of Marine Science (AIMS).
- Woodhead, A. J., Hicks, C. C., Norström, A. V., Williams, G. J., & Graham, N. A. (2019). Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 1023-1034.
- Yusof, A. M., Yanta, N. F., & Wood, A. K. H. (2004). The use of bivalves as bio-indicators in the assessment of marine pollution along a coastal area. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 259, 119-127.
- Zubia, M., Andréfouët, S., & Payri, C. (2015). Distribution and biomass evaluation of drifting brown algae from Moorea lagoon (French Polynesia) for eco-friendly agricultural use. *Journal of Applied Phycology*, 27, 1277-1287.
- Zubia, M., Stiger-Pouvreau, V., Mattio, L., Payri, C. E., & Stewart, H. L. (2020). A comprehensive review of the brown macroalgal genus *Turbinaria* JV Lamouroux (*Fucales*, *Sargassaceae*). *Journal of Applied Phycology*, 32, 2743-2760.