

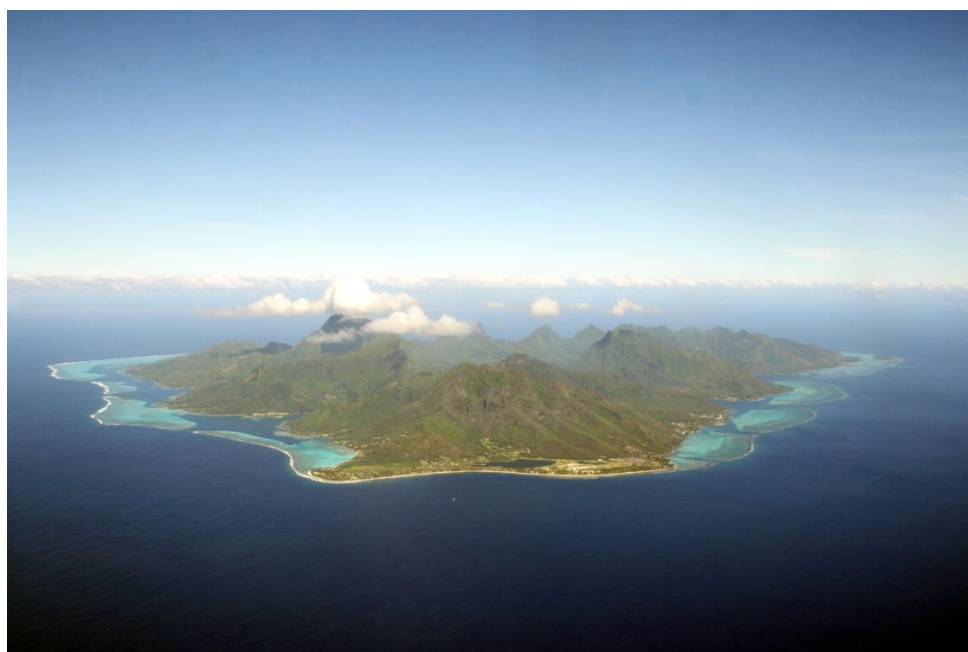
Université de Liège, Faculté des Sciences

Département Biologie, Écologie et Évolution

Unité de Recherches FOCUS

Laboratoire de Morphologie Fonctionnelle et Évolutive

Comparaison des communautés acoustiques ichthyologiques en fonction des communautés ichthyologiques en aires marines protégées et non protégées de Moorea (Polynésie française)



Mémoire de fin d'études présenté par **Baptiste Baccus** en vue de l'obtention du titre de Master en Biologie des Organismes et Écologie, à finalité didactique

Promoteur : Pr. Éric Parmentier

Encadrant : Dr. Xavier Raïck

Année académique : 2023-2024

Septembre 2024

Remerciements

Je voudrais remercier le professeur Éric Parmentier pour l'accueil chaleureux au sein de son laboratoire. Je le remercie également pour ses nombreuses relectures accompagnées de précieux conseils et de faire en sorte que la vie des mémorants soit facilitée.

Je remercie également Xavier Raick pour sa confiance lors de la réalisation de ce mémoire. Je le remercie aussi pour sa disponibilité, sa patience et sa pédagogie. Merci également pour la compréhension par rapport à mon emploi du temps chargé d'étudiant en didactique.

Les données visuelles ont été récoltées par le SNO CORAIL (Lien) et les données acoustiques utilisées dans ce mémoire ont été récoltées lors d'une mission en 2021. Dans le cadre de cette mission, moi et l'équipe encadrante souhaitons remercier Kim Eustache et Camille Léonard pour leur aide en tant que plongeurs de sécurité et capitaines du bateau ; Franck Lerouvreur et Jules Schligler, en tant que capitaines du bateau ; Benoit Espiaux, en tant qu'opérateur de sécurité en surface ; Pascal Romans et Titouan Morage, en tant que plongeurs de sécurité ; Emma Gairin et Salomé Laboury pour leur aide sur le bateau, et David Mann pour ses conseils sur l'équipement. D'un point de vue financier, cette recherche est financée par deux bourses attribuées à Xavier Raick. La première provient du Fonds Roi Léopold III pour l'Exploration et la Conservation de la Nature et la seconde de l'Université de Liège « financement mission scientifique ». Finalement, cette recherche fait partie du projet de Xavier Raick « Acoustics to Assess the Health Status of Reefs » hébergé par le Programme de recherche sur l'environnement acoustique maritime de la Décennie des océans (OD-MAE) de la Décennie 2021-2030 des Nations Unies pour les sciences de la mer au service du développement durable (UNESCO).

Je souhaite remercier ma famille pour leur soutien inconditionnel, de m'avoir toujours fourni tout ce dont j'avais besoin et de m'avoir permis de réaliser ce master qui m'a énormément épanoui. Je tiens aussi à remercier mes colocataires, Antoine et Léa pour leur soutien, leurs blagues et de m'avoir poussé à faire toujours donner le meilleur de moi-même. Je ne serais pas la même personne si je ne vous avais pas rencontrés. Merci à tous mes amis, ceux que je connais depuis la primaire, ceux que j'ai rencontré à l'Université ou en haute école. Si j'ai pu passer de si belles années lors de ce master, c'est aussi en grande partie grâce à vous. Je remercie également Adèle pour son soutien et ses nombreuses relectures. Merci aux copains et copines du laboratoire, nos discussions improbables et nos débats vont me manquer.

Résumé

Titre : Comparaison des communautés acoustiques ichtyologiques en fonction des communautés ichtyologiques en aires marines protégées et non protégées de Moorea (Polynésie française)

Nom de l'étudiant(e) : Baptiste Baccus

Année académique : 2023-2024

Laboratoire : Morphologie Fonctionnelle et Évolutive

Promoteur et encadrant : Pr Éric Parmentier et Dr. Xavier Raïck

Les récifs coralliens font partie des hotspots de biodiversité. Ces écosystèmes subissent de nombreuses pressions naturelles accélérées par les changements globaux tels que le blanchiment des coraux, des cyclones, ou encore des épisodes d'explosion des populations d'*Acanthaster*. Ces différentes pressions peuvent mener à des changements importants de la composition de la couverture benthique dans cet habitat, notamment concernant la présence et l'abondance des espèces de coraux. Ces modifications d'habitats vont impacter l'ichtyofaune présente dans les récifs coralliens. Une solution pour mitiger l'impact de ces problématiques est la mise en place d'aires marines protégées (AMP). Afin de réaliser le suivi d'un réseau d'AMP, l'acoustique passive semble représenter une méthode adéquate de par son caractère peu coûteux et non invasif. L'objectif de ce mémoire est de comparer les communautés de poissons et les communautés acoustiques ichtyologiques (i.e., les sons de poissons) enregistrées dans et hors AMP sur les côtes nord, est et ouest de l'île de Moorea (Polynésie française) notamment afin de tenter de déterminer quels sons pourraient être utilisés comme indicateurs en monitoring environnemental. Les résultats ont montré une couverture corallienne plus importante au sein des AMP. Des différences de compositions ichtyologiques entre les côtes ont été observées avec notamment une richesse spécifique plus importante au sein de l'AMP_{Est}. De plus, une variation dans la composition acoustique a été observée entre les côtes ainsi qu'une différence d'abondance et de richesse acoustique entre les statuts de protection. Ces résultats ont permis d'extraire deux sons potentiels en vue d'une utilisation en monitoring environnemental. Des études postérieures devront être menées afin de vérifier l'utilisabilité de ces sons dans le suivi du réseau de Moorea, la nature saisonnière des sons n'ayant pas pu être démentie lors de cette étude.

Abstract

Title: Comparison of acoustic ichthyological communities as a function of ichthyological communities in protected and unprotected marine areas of Moorea (French Polynesia).

Student's name: Baptiste Baccus

Academic year: 2023-2024

Laboratory: Functional and Evolutionary Morphology

Supervisors: Prof Éric Parmentier and Dr. Xavier Raïck

Coral reefs are one of the world's biodiversity hotspots. These ecosystems are subject to numerous natural pressures, accelerated by global change, such as coral bleaching, cyclones and *Acanthaster* population outbreaks. These different pressures can lead to significant changes in the composition of their benthic cover, particularly regarding the presence and abundance of coral species. Consequently, these habitat modifications impact the ichthyofauna present in coral reefs. One way of mitigating the impact of these modifications is to set up marine protected areas (MPAs). Passive acoustics would appear to be a suitable method for monitoring a network of MPAs, due to its low cost and non-invasive nature. The aim of this study is to compare fish communities and ichthyological acoustic communities (i.e., fish sounds) recorded within and outside MPAs on the north, east and west coasts of Moorea Island (French Polynesia), to determine which sounds could be used as indicators for environmental monitoring. The results showed greater coral cover within MPAs. Differences in ichthyological composition between coasts were observed, with greater specific richness in the MPA_{East}. In addition, a variation in acoustic composition was observed between coasts, as well as a difference in abundance and acoustic richness based on sound types between protection statuses. These results enabled us to extract two potential sounds for use in environmental monitoring. Subsequent studies will be required to verify the usability of these sounds in monitoring the Moorea network, as the seasonal nature of the sounds could not be denied during this study.

Table des matières

1	Introduction	1
1.1	Les récifs coraliens.....	1
1.1.1	Définition et généralités.....	1
1.1.2	Un écosystème menacé.....	1
1.1.3	Blanchiment des coraux.....	2
1.1.4	À Moorea	2
1.1.5	Aires marines protégées.....	5
1.2	Espèces de poissons associées aux récifs	6
1.2.1	Généralités	6
1.2.2	La faune ichthyologique de Moorea.....	9
1.3	Production de sons chez les poissons.....	10
1.3.1	Bilan général	10
1.3.2	Le PAM	11
1.3.3	Le PAM à Moorea.....	13
1.4	But du travail	14
2	Matériel et méthodes.....	15
2.1	Sites d'études	15
2.2	Données biologiques	15
2.3	Données acoustiques	16
2.4	Analyse acoustique	17
2.5	Analyse statistique	17
2.5.1	Analyse statistique : données écologiques.....	17
2.5.2	Analyse statistique : données acoustiques	18
3	Résultats	19
3.1	Écologie.....	19
3.1.1	Couvert corallien.....	19
3.1.2	L'influence des différentes composantes du couverture benthique	20
3.1.3	Richesse, abondance et diversité des téléostéens	22
3.1.4	Composition ichthyologique.....	23
3.1.5	Facteurs influençant la composition ichthyologique.....	25
3.2	Acoustique	27
3.2.1	Abondance, diversité et richesse des sons des téléostéens	27
3.2.2	Répartition des types de sons.....	29
3.2.3	Facteurs influençant la composition acoustique	31

4	Discussion	33
4.1	Couverture benthique	33
4.2	Téléostéens	34
4.3	Acoustique	36
4.4	Diversité des espèces présentes	37
4.5	Propagation des sons	38
4.6	Perspectives	40
5	Conclusion.....	40
6	Bibliographie	41
7	Annexes.....	i
7.1	Annexe 1	i
7.2	Annexe 2	i
7.3	Annexe 3.....	ii
7.4	Annexe 4	ii

Table des figures

Figure 1 : Comparaison d'une colonie saine et d'une colonie ayant subi un blanchiment. ____	2
Figure 2 : Carte de la Polynésie Française. _____	4
Figure 3 : Évolution du couvert coralien à Moorea entre 2005 et 2014. _____	4
Figure 4 : Carte du PGEM de Moorea (2004). _____	6
Figure 5 : Photos de représentants de quelques guildes inféodées aux récifs coralliens. ____	8
Figure 6 : Classification des sons de poissons de Polynésie française. _____	11
Figure 7 : Diagramme en violon des PSDFspeak dans les AMP et nMPA en 2021. ____	14
Figure 8 : Sites d'échantillonnage autour de l'île de Moorea. _____	15
Figure 9 : Graphique de l'abondance du corail vivant en fonction des sites. _____	19
Figure 10 : (A et B) Graphiques des composantes principales de la couverture corallienne pour les statuts de protection et de la zone géographique. (C) Graphique des chargements des variables d'intérêts sur les composantes principales. _____	21
Figure 11 : (A) Graphiques de l'abondance (B) diversité (Indice de Shannon) et (C) richesse spécifique des téléostéens. _____	23
Figure 12 : (A et B) Graphiques des composantes principales des Téléostéens pour les statuts de protection et de la zone géographique. (C) Graphique des chargements des variables d'intérêts sur les composantes principales. _____	25
Figure 13 : (A et B) Graphiques de l'analyse canonique des correspondances des espèces de téléostéens selon le statut et les sites étudiés ou les zones géographiques. _____	27
Figure 14 : (A) Graphiques de l'abondance (B) diversité (Indice de Shannon) et (C) richesse acoustique. _____	29
Figure 15 : (A et B) Graphiques des composantes principales acoustique pour les statuts de protection et de la zone géographique. (C) Graphique des chargements des variables d'intérêts sur les composantes principales. _____	31
Figure 16 : (A et B) Graphiques de l'analyse canonique des correspondances des type de sons selon le statut et les sites étudiés ou les zones géographiques. _____	33

1 Introduction

1.1 Les récifs coraliens

1.1.1 Définition et généralités

Un récif coralien peut être défini comme une étendue de coraux grandissant sur une structure stable dans le temps et l'espace, d'une largeur suffisante pour exercer une influence sur l'environnement physique et donc sur les conditions écologiques (Sheppard et al. 2017). Cette structure est construite par les squelettes des générations successives de coraux et autres organismes calcaires (Done, 2011). De nombreuses personnes sont dépendantes de ces écosystèmes car ils fournissent de nombreux services écosystémiques (e.g., approvisionnement en nourriture, séquestration du dioxyde de carbone, pouvoir tampon lors d'évènements climatiques extrêmes) (Smith 1978; Worm et al. 2006). Ce type d'écosystème est considéré comme étant parmi les plus productifs et contenant une des plus grande diversité sur Terre (Connell 1978). Bien qu'ils ne représentent que 0.17% de la surface océanique (Smith 1978), les récifs coraliens contiennent environ un tiers des espèces marines (Fisher et al. 2015).

1.1.2 Un écosystème menacé

Les récifs coraliens sont en déclin (Burke et al. 2011). Par exemple, depuis les années 1950, le couvert coralien à l'échelle global a diminué de 50% (Eddy et al. 2021). Dans la région Indo-Pacifique, il a été constaté une baisse de couvert coraliens de 2% par an (Bruno and Selig 2007). Les moteurs principaux de cette perte de couverture sont notamment liés aux activités anthropiques (Carpenter et al. 2008). La manière dont les activités humaines affectent les écosystèmes coralliens est multiple. Ces impacts peuvent être regroupés en extraction de ressources, pollutions, altérations physiques, invasions biologiques et changements globaux (Probert 2017). Ces impacts ne sont pas isolés les uns des autres. Par exemple, tant le réchauffement climatique que la pollution plastique peuvent être à l'origine de l'augmentation de maladies et la perte du couvert coralien (Lamb et al. 2018). Pareillement, la pollution est souvent liée au développement anthropique côtier (Cesar et al. 2003). À court terme, la surpêche ainsi que la pêche destructive représentent 55% des menaces pesant sur les récifs (Burke et al. 2011). En effet, la surpêche de poissons herbivores augmente le risque de maladies, tandis que l'excès de nutriments peut modifier la résilience des récifs (Bellwood et al. 2003), ce qui en fait une des menaces les plus importantes pour ces écosystèmes (Burke et al. 2011). Cela peut mener à un déséquilibre important dans l'écosystème, voire à un changement profond de son fonctionnement (Eddy et al. 2021). Cependant, à long terme, c'est le changement climatique

qui est estimé comme étant la plus grande menace pour les récifs coralliens (Hoegh-Guldberg et al. 2007; Probert 2017).

1.1.3 Blanchiment des coraux

Le blanchiment des coraux correspond à une rupture symbiotique entre les coraux et leurs zooxanthelles (Fig. 1) (e.g. *Symbodinium sp*) (MacNeil et al. 2019). Bien que les coraux soient capables d'acquérir une certaine tolérance après un épisode de blanchiment majeur (Maynard et al. 2008), l'augmentation de la fréquence de ces épisodes (Hughes et al. 2018) peut conduire à terme à la mort de coraux (MacNeil et al. 2019). Parmi les causes provoquant le blanchiment, on retrouve le stress thermique (Eakin et al. 2018). Pour être en bonne santé, les coraux doivent vivre dans un environnement où la température ne dépasse pas un « seuil thermique » (Heron et al. 2016; Lough et al. 2018). Les émissions de gaz à effets de serre anthropiques provoquent l'augmentation de la température des océans et donc, *in fine*, provoquent un stress thermique aux coraux (Eakin et al. 2018).

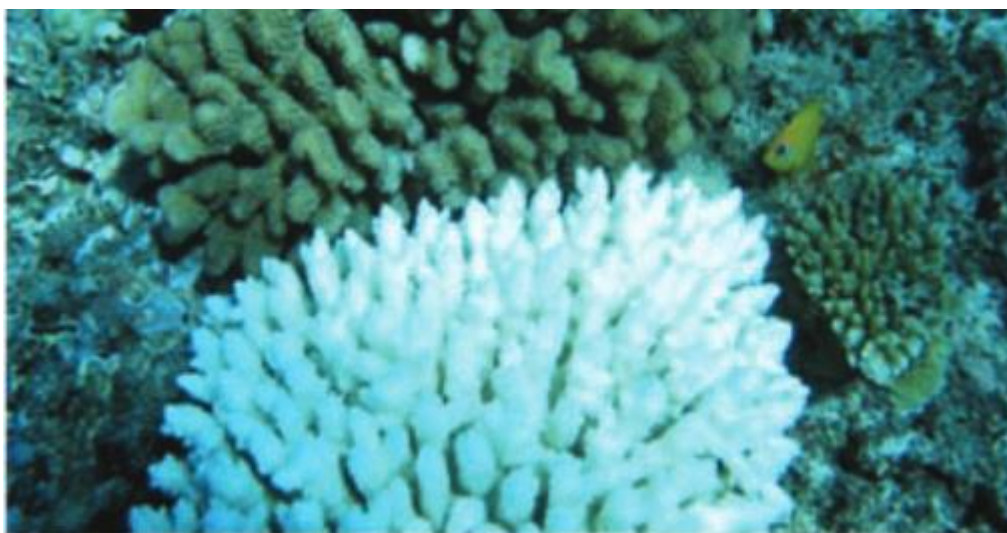


Figure 1 : Comparaison d'une colonie d'*Acropora nasuta* ayant subi un blanchiment (en bas) et d'une colonie saine de *Pocillopora meandrina* (au-dessus) (Hughes et al., 2003).

1.1.4 À Moorea

La Polynésie Française est une collectivité d'outre-mer regroupant 118 îles réparties sur 5 millions de kilomètres carrés dans la zone intertropicale de Pacifique Sud. Ces 118 îles sont réparties en cinq archipels : Marquises, Tuamotu, Australes, Gambier et Société. Moorea est une île volcanique de l'archipel de la Société. Sa superficie est de 136 km² (Fig. 2) (Vieux et al. 2008). Les 60 km de son périmètre sont entourés par un lagon étroit d'une profondeur moyenne de 6 m, qui est séparé de l'océan par un récif barrière (Han et al. 2016).

Outre l'impact directe de l'Homme sur le récif, les trois principaux facteurs impactant les récifs coraliens de l'île de Moorea sont les invasions d'étoiles mer du genre *Acanthaster*, les épisodes cycloniques et les vagues de chaleur (Lamy et al. 2016; Pérez-Rosales et al. 2021). Après le cyclone de 2010, les récifs de Moorea ont montré un retour au pourcentage de couverture corallienne initiale (36%). Cependant, la récupération de couvert corallien s'est faite au détriment de la diversité des genres de coraux, résultant dans un assemblage dominant du genre *Pocillopora* totalisant jusqu'à 78,4% du recouvrement au niveau du récif barrière alors qu'avant 2007, ce genre ne représentait qu'entre 7,4 et 48,2% du couvert coralien dans l'archipel de la Société (Adjéroud et al. 2009; Pérez-Rosales et al. 2021). Cette prédominance de *Pocillopora* interroge concernant le fonctionnement et la résilience de ce nouvel assemblage (McWilliam et al. 2020). Depuis 1991, plusieurs vagues de chaleur ont conduit à des épisodes de blanchiment à Moorea (Penin et al. 2007; Traçon et al. 2011). Ce fut par exemple le cas en 1991 (Salvat 1992), 1994 (Hoegh-Guldberg and Salvat 1995), 2002 (Penin et al. 2007), 2007 (Pratchett, Traçon, et al., 2011), 2016 (Hédouin et al. 2020) et 2019 (Burgess et al. 2021). Plusieurs de ces épisodes ont causé des changements significatifs d'assemblages des colonies de coraux ainsi que des colonisations rapides par des algues (Fig. 3) (Adjéroud et al. 2009).

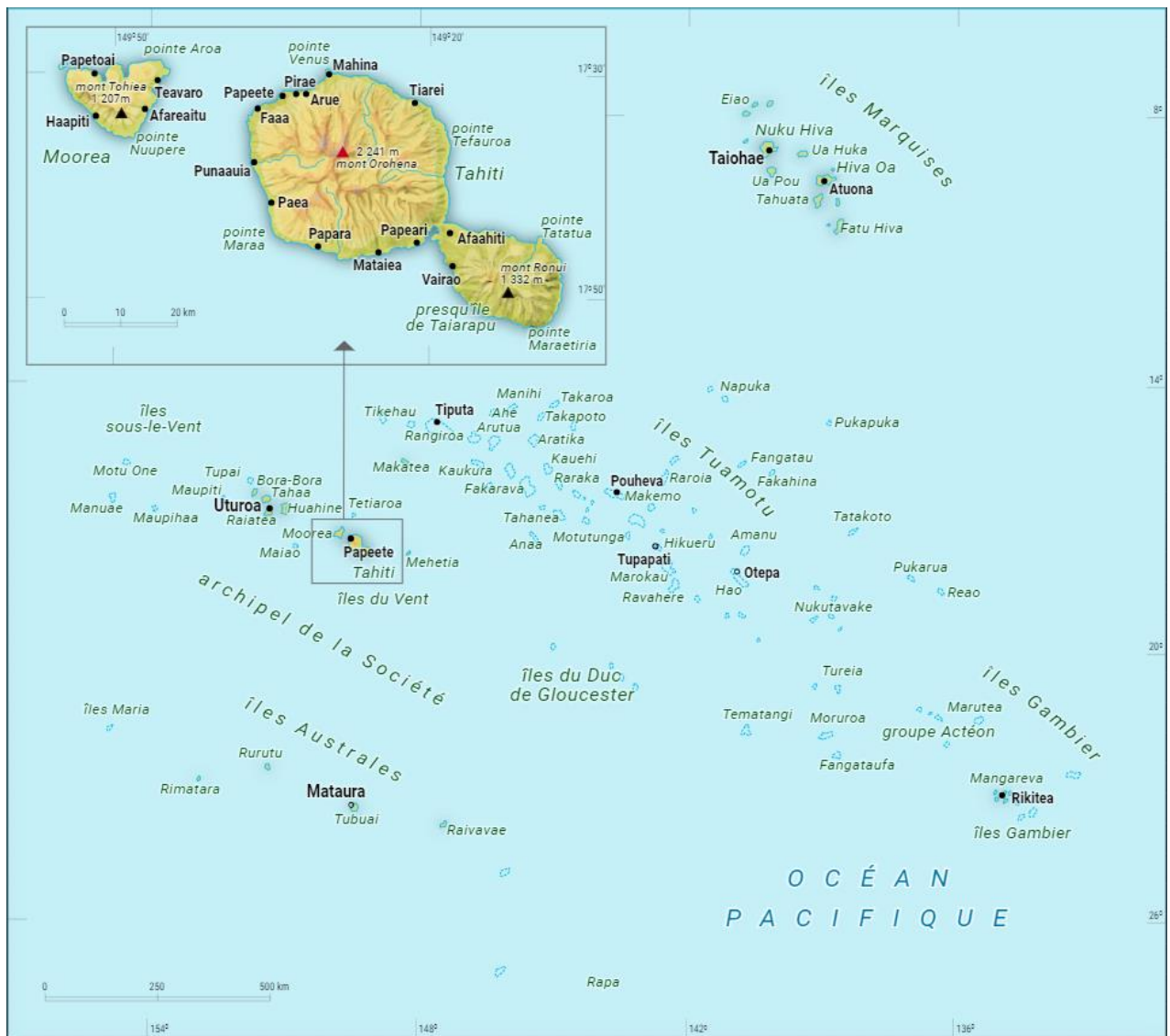


Figure 2 : Carte de la Polynésie Française. Source : Encyclopaedia Universalis France

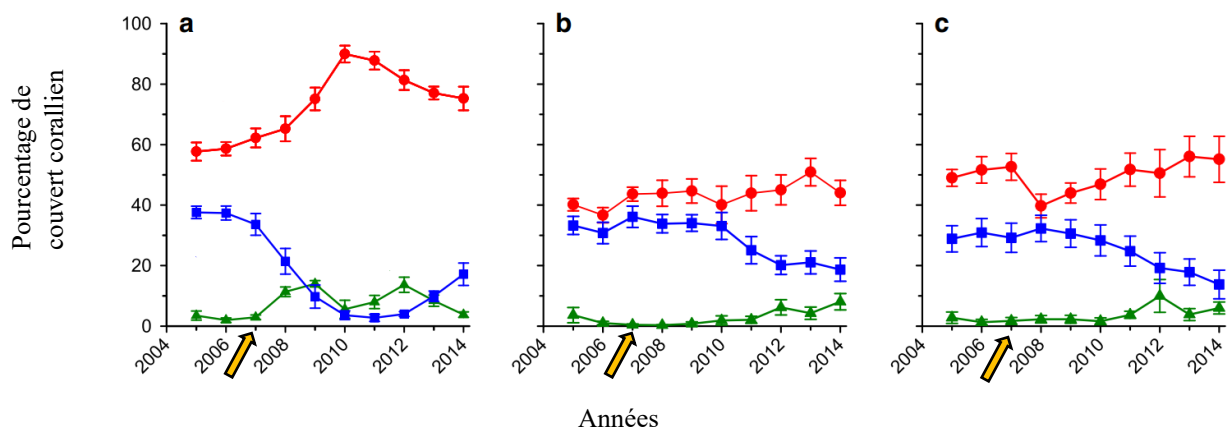


Figure 3 : Évolution (moyenne \pm erreur type) du couvert corallien de la pente interne (a), de la pente externe (b) et du récif frangeant (c) à Moorea entre 2005 et 2014. En rouge : algues corallinales. En bleu : coraux. En vert : macro-algues. La flèche orange indique l'événement de blanchiment de 2007. Adapté de (Han et al., 2016)

1.1.5 Aires marines protégées

Étant donné les nombreux services écosystémiques que fournissent les récifs coralliens, il apparaît important d'essayer d'enrayer la transition vers un état d'une qualité moindre (Graham et al. 2015). Au vu de la difficulté d'agir sur le contrôle des perturbations et de leurs fluctuations, il apparaît plus efficace d'agir sur la résilience des récifs pour diminuer leur risque de détérioration (2002). La résilience d'un écosystème est définie par sa capacité à résister à des changements ou à revenir à l'état pré perturbation (Holling 1973). Une des variables clés du maintien de cette résilience est la diversité fonctionnelle des espèces de l'écosystème (Chapin et al. 1997). La perte d'un groupe fonctionnel peut mener à un changement drastique dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème (Chapin et al. 1997; Chapin Iii et al. 2000; Jackson et al. 2001). De plus, la variété de réponses proposées par les espèces qui composent un groupe fonctionnel a une incidence sur la résilience d'un écosystème (Chapin et al. 1997). Une des méthodes les plus efficaces pour augmenter la résilience des récifs coralliens est la mise en place d'aires marines protégées (AMP) (Palumbi 2003).

Une aire marine protégée est définie comme étant une zone maritime délimitée dont la fonction est de permettre la conservation soit d'une ou plusieurs espèces, soit de l'ensemble d'un écosystème et de ses fonctions associées (Hoagland et al. 2001). Les AMP empêchent la surpêche (Lubchenco et al. 2003) ou des activités commerciales potentiellement polluantes (Hoagland et al. 2001). Les AMP fournissent également un refuge pour les juvéniles, ce qui permet de repeupler les zones adjacentes qui ont subi des perturbations (Palumbi 2003). Les AMP et la connectivité des habitats joue un rôle important dans la résilience des récifs coralliens (Adam et al. 2011). Bien que qu'elles ne fournissent pas une protection directe contre le réchauffement climatique (Hughes and Connell 1999), cette résilience est connue pour limiter les dommages à long terme du blanchiment et des impacts anthropiques (McClanahan et al. 2002).

Le Plan de Gestion de l'Espace Maritime (PGEM) est un réseau de huit AMP sur l'île de Moorea initié en 1992 et finalisé en 2004 (Gaspar and Bambridge 2008). Ces AMP sont petites car réparties entre les différentes « communes associées » de l'île de Moorea (Fig. 4). Chaque AMP comprend la zone du rivage jusqu'à 70 m de profondeur sur la pente externe. Ce découpage en huit AMP permet de limiter la pêche, soit via une interdiction absolue de pêcher, soit via une limitation des techniques utilisées ainsi qu'une limitation concernant les taxons pouvant être pêchés (Gaspar and Bambridge 2008). Grâce à la protection fournie par la mise en place de ces AMP à Moorea, la biomasse des poissons est significativement plus élevée à

l'intérieur de celles-ci qu'en dehors (De Loma et al. 2008). Dans les trois AMP étudiées, la pêche est interdite, à l'exception de la pêche à la ligne ainsi que de la pêche traditionnelle de certaines espèces de Gobiidae, Mullidae et Scrombidae dans l'AMP_{Est}. De plus, pour l'ensemble des AMP, toute activité pouvant mener à la dégradation de l'environnement marin est interdite. Il convient toutefois de noter que des activités de pêche non autorisées ont déjà été rapportées au niveau des AMP, ce qui signifie que la mesure de protection n'est pas optimale (Gaspar & Bambridge, 2008).

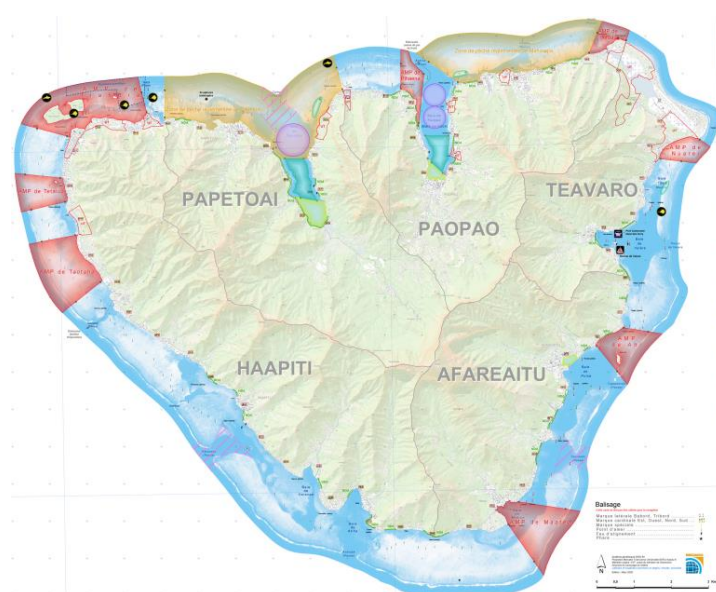


Figure 4 : Carte du PGEM de Moorea (2004). Les AMP sont en rouge. Les zones de pêche régulées sont en orange (restrictions de taille ou d'espèces). Source : Service de l'Aménagement et de l'Urbanisme – Polynésie Française.

1.2 Espèces de poissons associées aux récifs

1.2.1 Généralités

Les récifs coralliens fournissent de nombreuses ressources, telles que de la nourriture et des abris, pour les espèces de téléostéens y vivant (Syms and Jones 2000). Ces nombreuses ressources sont partagées par les stades juvéniles et adultes des nombreuses espèces habitant le récif. En effet, généralement, le stade de vie larvaire est océanique. Ensuite, les juvéniles colonisent les récifs et s'y établissent jusqu'à atteindre leur maturité sexuelle (Lecchini and Galzin 2005). Pour de nombreuses espèces, pour que le processus de recolonisation ait lieu, la

structure de l'habitat doit être complexe (Caley and John 1996) et le couvert corallien vivant doit être important (McCormick et al. 2010; Coker et al. 2012).

Au sein d'un récif, les différentes populations de poissons qui utilisent un même ensemble de ressources alimentaires de façon similaire sont regroupées en guildes (Fig. 5) (Blondel 2003). En écologie récifale, une des classes de ressources les plus étudiées est l'alimentation (Bellwood et al. 2004; Villéger et al. 2017; Gajdzik et al. 2019), amenant à une classification par régime alimentaire (Done et al., 1996). Il est possible de distinguer les poissons planctophages, carnivores, herbivores et corallivores (Bacchet et al. 2006; Nelson et al. 2016). La guildes des herbivores est particulièrement étudiée car elle joue un rôle critique au sein du récif, notamment en limitant le développement algal (Bellwood et al. 2004). Si la guildes des poissons herbivores a un impact positif en limitant l'implantation de macro-algues après une perturbation (Holbrook et al. 2016), un changement dans la composition des guildes d'herbivores peut empêcher l'établissement d'algues calcaires et, in fine, empêcher la future installation de certains genres de coraux (e.g. *Acropora*) (Baird and Hughes 2000; Han et al. 2016) au profit d'autres genres (e.g. *Pocillopora*) (Atoda 1951). Cependant, lorsque la mortalité corallienne est trop importante, les herbivores ne sont pas capables de contrer l'abondance d'algues, ce qui peut mener à un développement important de macro-algues (Hughes et al. 2007). De plus, lorsque la taille d'un individu est importante, son potentiel d'action via son alimentation est augmenté. Or, les individus de grande taille sont ceux qui sont pêchés en priorité (Bellwood et al. 2012).



Figure 5 : Photos de représentants de quelques guildes inféodées aux récifs coralliens. En haut à gauche : *Caesio xanthonota* (Caesionidae) (planctophage). En haut à droite : *Chaetodon guttatissimus* (Chaetodontidae) (corallivores facultatif). En bas à gauche : *Oxycheilinus digramma* (Labridae) (prédateurs d'invertébrés) (Sheppard et al., 2017).

La guildes des herbivores peut être subdivisée en fonction de la manière dont ils se nourrissent (Fox et al. 2009). On distingue quatre groupes : les détritivores, les fureteurs, les fouilleurs/racleurs et les brouteurs (Viviani et al. 2019). Bien que tous ces herbivores consomment la même classe de ressource, ils l'utilisent différemment et de façon complémentaire. Les fureteurs se nourrissent de macro-algues (Green and Bellwood 2009). Les brouteurs retirent la partie supérieure de l'algue ce qui empêche sa croissance et son développement (Hughes 1994). Les racleurs retirent des parties du substrat avec l'algue ce qui laisse de la place pour l'installation d'autres organismes (Hunte and Wittenberg 1992). En retirant les coraux morts, les fouilleurs retirent de grandes portions de carbonates quand ils se nourrissent, ce qui engendre de la bioérosion (Bellwood and Choat 1990; Bellwood et al. 2004). Une des familles principales qui joue un rôle primordial dans la bioérosion est celle des Scaridae (Bellwood et al. 2003).

Les poissons des récifs coralliens dépendent des coraux de façon variable. Certaines espèces sont hautement spécialisées (e.g. *Chaetodon trifascialis*) (Munday, 2004; Pratchett, 2005) tandis que d'autres le sont très peu (Wilson et al. 2008). Cette différence dans l'utilisation du récif joue un rôle essentiel dans le type de réponse face à la dégradation et la perte d'habitat

(Pratchett et al., 2008). Par exemple, les corallivores sont impactés directement car leur abondance dépend directement du couvert corallien vivant (Fukunaga et al. 2020; Magel et al. 2020), ce qui peut mener à des réductions de diversité locales (Jones et al. 2004) voire une extinction locale (Graham et al. 2011). Lors de blanchiments modérés, les espèces plus généralistes ainsi que la guildes des poissons herbivores pourraient profiter de ces changements (Bellwood et al. 2006; Adam et al. 2011), ce qui mènerait à une augmentation à court terme de la diversité locale (Wilson et al. 2006). Cependant, lors d'une perte importante de couvert corallien, la diversité de poissons généralistes ne suffit pas à compenser la perte des spécialistes, ce qui mène in fine à une baisse de diversité (Pratchett, Hoey, et al., 2011).

1.2.2 La faune ichthyologique de Moorea

La biodiversité ichthyologique de la Polynésie Française est moindre comparée à celle qui peut être trouvée plus à l'ouest dans le Pacifique Sud. Ceci peut s'expliquer par l'éloignement du « triangle de corail » (Hoeksema 2007). Lors du dernier recensement, plus de 1300 espèces de poissons vivent dans la partie altophotique (i.e. partie peu profonde du récif située au-dessus de la limite de la plongée récréative (Baldwin et al. 2018)) du récif de Polynésie Française (Siu et al. 2017). Dans les récifs de Moorea, on retrouve environ 580 espèces (Siu et al. 2017) dont la grande majorité (68%) est répartie en 15 familles principales (Siu et al. 2017). Les familles où l'on retrouve le plus d'espèces sont les Labridae, les Gobiidae, les Serranidae et les Pomacentridae (Siu et al. 2017). À Moorea, les guildes ichthyologiques ne sont pas réparties de la même manière entre le récif frangeant, la pente interne du récif barrière et la pente externe du récif barrière. La biomasse des brouteurs est plus importante au sein de la pente externe, tandis que celle des autres guildes est plus importante au niveau de la pente interne et du récif frangeant (Han et al. 2016).

Moorea ne fait pas exception aux changements de richesse spécifique qui suivent les pertes de couvert corallien observés ailleurs dans le Pacifique sud (Pratchett, Hoey, et al., 2011). Entre 2006 et 2014 par exemple, les fouilleurs et les racleurs ont vu leur biomasse et leur abondance augmenter significativement (Han et al. 2016). Ces guildes ne sont toutefois pas majoritaires au sein du récif, mais ce sont bien elles qui ont connu la plus grande augmentation (Han et al. 2016). Cette augmentation, qui est en lien avec le développement de macro-algues sur la pente externe suite à différentes perturbations (Adam et al. 2011), est majoritairement due à deux espèces dominantes (fouilleur : *Chlorurus sordidus* ; racleur : *Scarus psittacus*) (Adam et al. 2011; Han et al. 2016).

1.3 Production de sons chez les poissons

1.3.1 Bilan général

Au sein des récifs coralliens, une multitude d'espèces piscicoles sont capables d'émettre des sons (Lobel et al. 2021). Ces sons sont produits de manière involontaire (e.g. durant des activités d'alimentation) ou de manière volontaire (e.g. durant une parade nuptiale). Ces derniers interviennent dans de nombreux comportements de communication (Myrberg 1981, 2001) et d'interception (Myrberg 1981, 2001). La communication peut se définir comme l'action par laquelle un organisme émetteur cherche à obtenir d'un second organisme, le récepteur, une réponse qui lui soit bénéfique (Myrberg 1981). L'interception est la perception d'une information par un individu n'étant pas supposé la recevoir, entraînant un désavantage pour l'émetteur (Myrberg 1981). Néanmoins, la limite entre le caractère intentionnel et communicatif des sons peut être plastique avec des sons non volontaires pouvant être associés à des comportements spécifiques tels que le déplacement de substrat durant les activités de frai (Bolgan et al. 2018b). L'ensemble de tous ces sons forme la biophonie (Krause 1987).

Les téléostéens possèdent une grande diversité de mécanismes de production de sons (Fine and Parmentier 2015). Parmi ces mécanismes, on retrouve deux catégories principales : la vibration de muscles associés à la vessie natatoire (e.g. chez les Batrachoididae, Characidae, Sciaenidae ou Triglidae) et la stridulation, c'est-à-dire le frottement de deux structures dures l'une contre l'autre (e.g. chez de nombreuses familles de poissons chats) (Fine and Parmentier 2015). Ces sons sont principalement émis dans deux contextes de communication : la reproduction et les comportements agonistiques (Amorim et al. 2015). Bien que produits par différents mécanismes et dans différents contextes, les sons des téléostéens ont généralement en point commun d'être de basse fréquence (< 2 kHz) (Cato 1993).

Les sons peuvent être répartis en plusieurs catégories se basant sur des propriétés acoustiques qualitatives et quantitatives (Desiderà et al. 2019). Les sons des poissons polynésiens se divisent en deux catégories principales : les sons à fréquence modulée (Frequency-Modulated, FM), dont la fréquence varie au cours du temps, et les sons dont la fréquence est constante au cours du temps. Dans la première catégorie, on retrouve les sons à fréquence croissante (upsweeps, US) ou décroissante (downsweeps, DS) et les sons complexes (complex sounds, CS) possédant des patterns provenant des DS et US. Dans la seconde catégorie, on retrouve notamment des séries de pulsations (pulse series, PS) y compris des séries de pulsations trop rapides pour que notre oreille les perçoive comme telles (dits arched sounds, AS) (Fig. 6) (Raick et al., 2023).

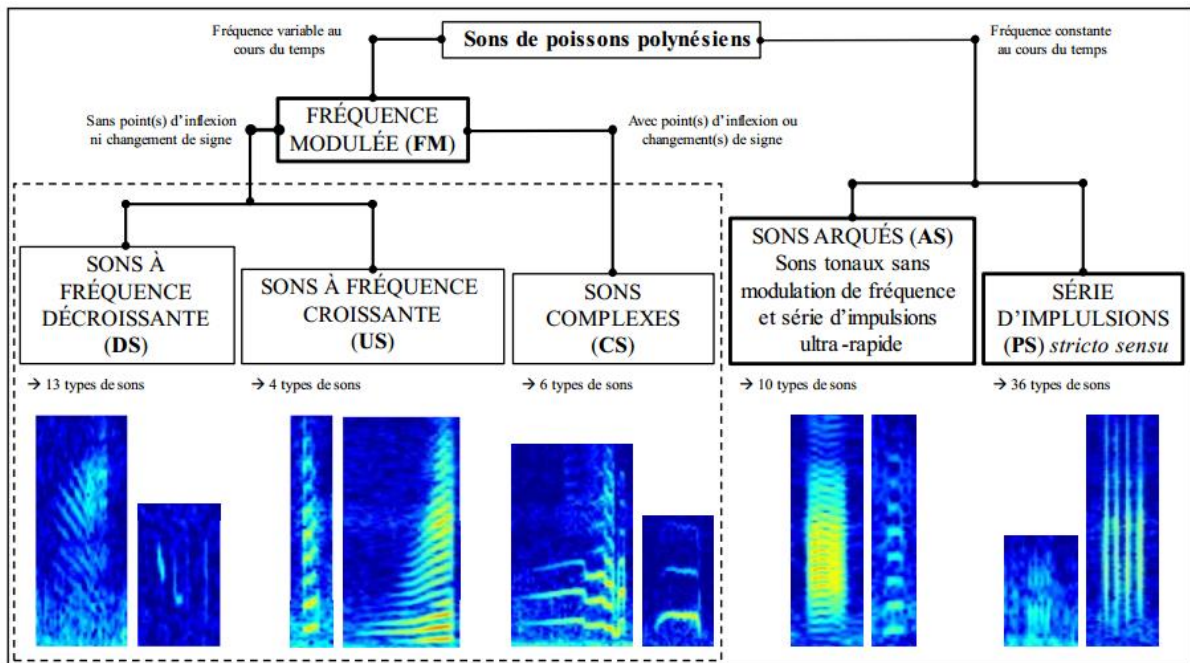


Figure 6 : Classification des sons de poissons de Polynésie française avec des images de spectrogramme de certains types de sons. Les sons AS et PS forment une catégorie de son nommée « Pulse Serie lato sensu ». Les boîtes en gras représentent les familles de types de sons tandis que celles non en gras représentent les sous-familles de types de sons. Adapté de Raick, Di Iorio, et al., (2023).

La communication acoustique des poissons peut être impactée par le bruit direct provenant d'activités anthropiques (Duarte et al. 2021) ainsi que par le changement climatique qui cause une augmentation de la géophonie (Pijanowski et al. 2011; Duarte et al. 2021) et l'acidification des océans qui cause une modification de l'absorption du son par l'eau de mer (Hester et al. 2008). En plus de nuire directement à la communication des communautés ichthyologiques adultes, l'augmentation du bruit ambiant dans l'océan va également diminuer la distance de propagation des sons du récif (Tsuji et al. 2018). Lorsque les sons émis par l'émetteur sont masqués, le récepteur peut ne plus être capable de détecter les sons. Si le masquage est partiel, le contenu est détectable mais à une plus courte distance pour le receveur (Clark et al. 2009). Ceci peut notamment impacter le recrutement de larves pélagiques (Cox et al. 2012) car les phénomènes précités et les sons des poissons ont lieu dans la même gamme de fréquences (sous 2 kHz).

1.3.2 Le PAM

La grande variété de sons émis par les poissons, le grand nombre de taxons en produisant et la facilité à enregistrer ces sons ont amené les scientifiques à vouloir se servir de ces vocalisations pour réaliser des études de monitoring environnemental.

Les méthodes traditionnelles d'étude de la biodiversité, comme les transects visuels, comportent des inconvénients comme la nécessité d'une présence humaine sous l'eau associée à une connaissance approfondie de la faune (Galzin 1979), la modification du comportement des poissons en fonction de la présence des plongeurs (Dickens et al. 2011), la difficulté de détecter les poissons nocturnes et cavicoles (Galzin 1979; Ruppé et al. 2015) et de différencier les espèces cryptiques (Casadevall 1996). Plus récemment, d'autres techniques ont été développées pour étudier cette biodiversité, notamment l'utilisation de l'ADN environnemental (eDNA, de l'anglais environmental DNA) (Lacoursière-Roussel et al. 2016) et les méthodes acoustiques passives (PAM, de l'anglais Passive Acoustic Monitoring). Les PAM consistent en un déploiement d'un ou plusieurs hydrophones qui enregistre(nt) les sons biologiques et non biologiques durant des périodes variées dans un habitat précis ou le long d'une série d'habitats (2011). Comparé aux méthodes traditionnelles, le PAM a l'avantage de pouvoir être utilisé à des profondeurs non accessibles pour l'humain (Van Parijs et al. 2009), la nuit et sur de longues périodes de temps. Du côté des inconvénients, le PAM ne permet pas de détecter l'ensemble des poissons vivants dans un récif car de nombreuses espèces ne produisent pas de sons pour communiquer ou produisent des sons de trop faible intensité (Looby et al. 2022). De plus, la capacité de détection dépend du bruit ambiant. Finalement, un traitement fastidieux des données est nécessaire après la récolte de celles-ci.

Le PAM permet d'étudier la richesse acoustique de différents milieux (Bailey et al., 2021; Bolgan et al., 2018; Raick, et al., 2023), de suivre l'arrivée de nouvelles espèces (Amorim et al. 2023), de déterminer des cycles jour/nuit (Locascio and Mann 2004; Raick et al. 2023a), des mouvements saisonniers (Wall et al. 2013) ou encore des interactions sociales (Fine and Thorson 2008). Après avoir associé un son produit à l'espèce correspondante, il est possible de déterminer la présence ou l'absence d'une espèce (McDonald et al. 2017), ainsi que de délimiter des zones et saisons de reproduction (Luczkovich et al. 2008). La présence de ces sons peut nous renseigner sur la qualité de l'habitat et la santé des stocks de l'espèce (Rountree et al. 2006; Bertucci et al. 2016; Lindseth and Lobel 2018) et donc nous permettre de faire du monitoring environnemental. Par exemple, en Méditerranée, le type de son /kwa/ est utilisé pour inférer l'état écologique des herbiers de *Posidonia oceanica* car il est non seulement lié à cet écosystème mais il est abondant et a une fréquence plus haute que celle des bateaux permettant de l'enregistrer même sur des sites acoustiquement pollués (Di Iorio et al. 2018).

1.3.3 Le PAM à Moorea

À Moorea, de nombreuses études se sont intéressées aux sons produits par les poissons habitant le récif. Ainsi, les sons de nombreux taxons ;e.g. Balistidae, Carapidae, Chaetodontidae, Ostraciidae et Pomacentridae (Tricas and Boyle 2014; Fine and Parmentier 2015; Parmentier et al. 2016) ; ont été décrits à Moorea. Ainsi, il a été estimé que parmi les 241 genres de poissons retrouvés à Moorea, 22% sont connus pour être vocales (Parmentier et al. 2021).

Moins d'études se sont concentrées sur l'utilisation de cette biophonie en PAM. L'une d'entre elles est celle de Bertucci et al. (2016) qui a montré que le niveau de sons ambiant et la complexité acoustique peuvent être utilisés pour évaluer le pourcentage de couvert corallien et la diversité ichthyologique d'un récif. Cette étude utilisait deux métriques : l'indice de complexité acoustique (Acoustic Complexity Index, ACI) qui est un indice acoustique de diversité alpha et le niveau de pression acoustique (Sound Pressure Level, SPL) qui mesure l'intensité au sein d'une bande de fréquences, dans le cas de cette étude, sous 2 kHz. Plus récemment, plusieurs études ont montré que l'ACI n'était pas efficace pour étudier la diversité des sons des poissons (Bolgen et al., 2018; Dimoff et al., 2021; Raick, et al., 2023). De plus, la bande de fréquences sous 2 kHz, qui reprend les vocalisations des poissons, contient également la partie inférieure des sons large bande émis par les invertébrés benthiques. Étant donné le grand niveau sonore de ces sons, le SPL calculé sur cette bande est donc impacté par les sons des invertébrés (Raick et al. 2021). Ceci signifie que la différence observée au niveau du SPL par Bertucci et al. (2016) pourrait en partie être due aux sons des invertébrés benthiques.

Une étude plus récente sur les AMP s'est donc intéressée à l'utilisation de la densité spectrale de puissance (Power Spectral Density, PSD). La PSD est une intégration du niveau sur des bandes d'1 Hz. La mesure de maxima sur une représentation de la PSD en fonction de la fréquence (PSDF_{peak}) permet de calculer séparément la contribution des sons des poissons, et ceux des invertébrés, à la biophonie (Fig. 7) (Raick 2024). Cette étude a montré que la PSD entre 2 et 22 kHz était corrélée au changement de couvert corallien au cours du temps. Une résilience des AMP a ainsi pu être mise en avant mais, en plus, l'acoustique apparaît comme une méthode adéquate du suivi du réseau des AMP de l'île.

Il a été observé une PSD sous < 2kHz plus basse dans les AMP que dans les sites non protégés. Cependant, il n'est, à ce stade, pas possible d'associer l'évolution de l'abondance et de la richesse spécifique des espèces de poissons présentes dans des AMP avec ce type de mesure (Raick 2024).

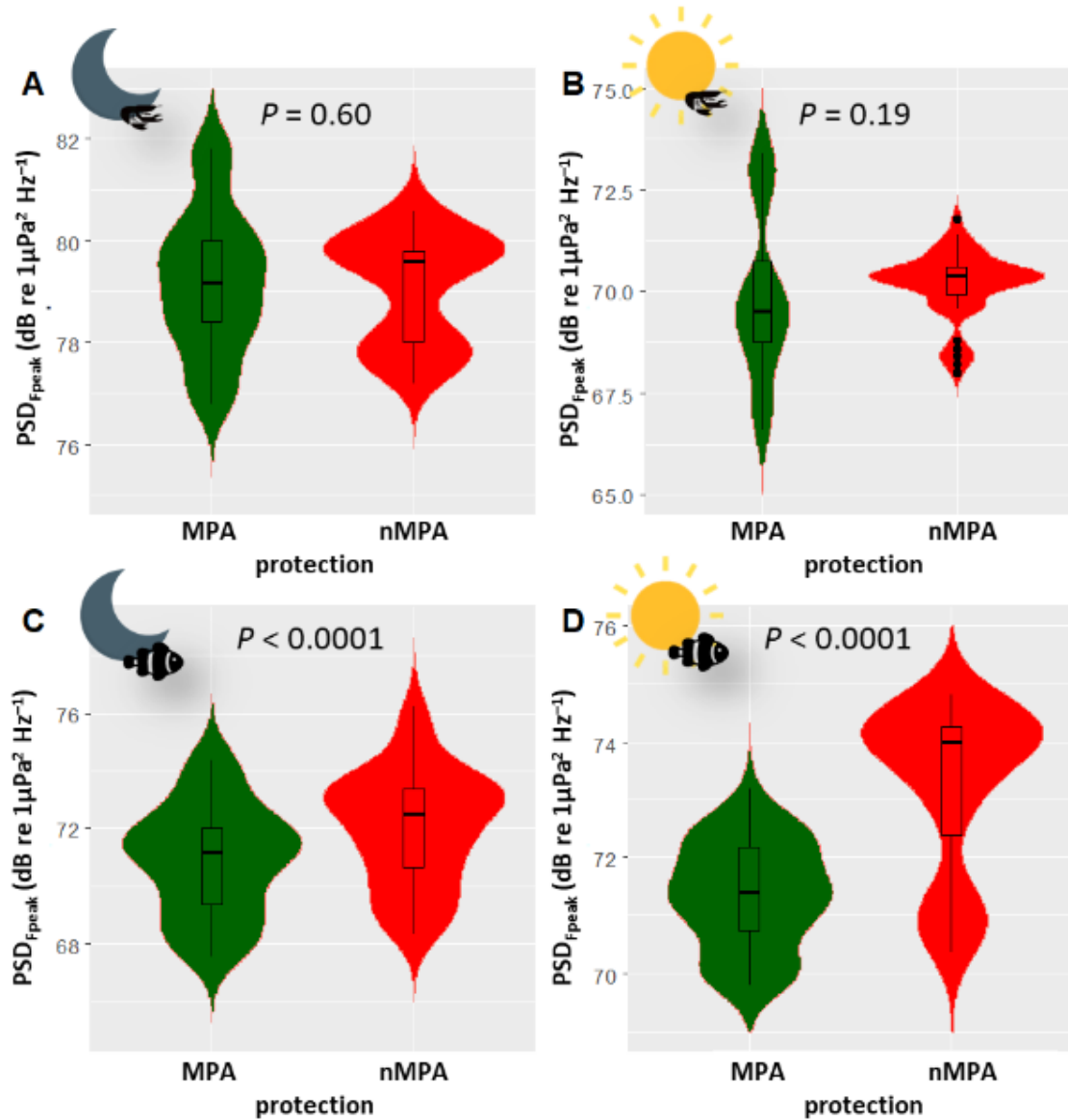


Figure 7 : Diagramme en violon des $PSDF_{speak}$ dans les AMP et les sites non protégés (nMPA) en 2021. (A) Bande haute fréquence nocturne, (B) Bande haute fréquence diurne, (C) Bande basse fréquence nocturne, et (D) Bande à basse fréquence diurne (Raïck, 2024).

1.4 But du travail

Le but de ce travail est de comparer les communautés de poissons et les communautés acoustiques ichthyologiques (i.e., les sons de poissons) enregistrés dans et hors AMP sur la côte nord, est et ouest de l'île de Moorea afin d'essayer de déterminer quels sons pourraient être utilisés comme indicateurs en monitoring environnemental.

2 Matériel et méthodes

2.1 Sites d'études

Cette étude a été menée sur la pente externe du récif barrière de l'île de Moorea (Archipel de la Société, Polynésie française). La période étudiée est postérieure au blanchiment survenu en 2019. La collecte des données a eu lieu durant les mois de janvier et de février 2021. Six sites ont été étudiés à une profondeur de 10 mètres. Parmi ces sites, trois se trouvent dans des AMP (AMP_{Ouest}, AMP_{Nord}, AMP_{Est}) et trois se trouvent en dehors d'AMP (nAMP_{Ouest}, nAMP_{Nord}, nAMP_{Est}). Les lieux-dits de ces sites sont respectivement Tetaiuo, Pihaena, Nuarei, Gendron, Entre 2 Baies (E2B) et Temae (Fig. 8)

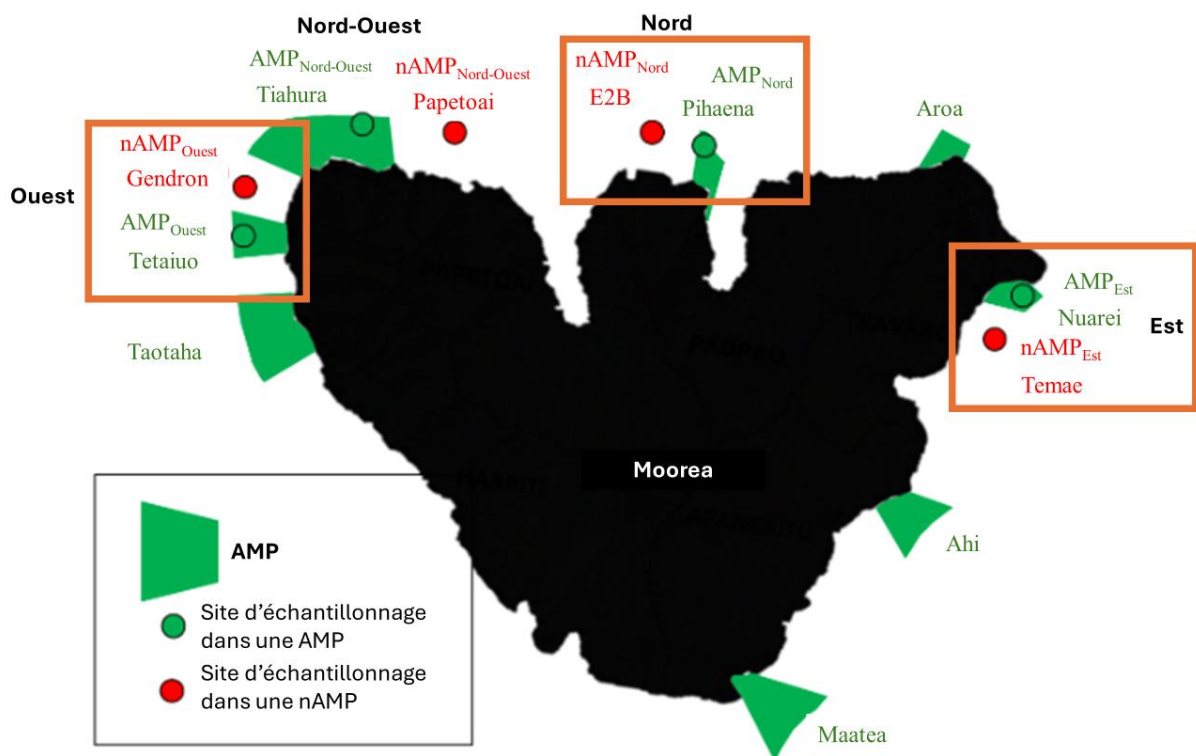


Figure 8 : Sites d'échantillonnage autour de l'île de Moorea : deux sur la côte ouest, deux sur la côte nord et deux sur la côte est. AMP = aire marine protégée. nAMP = aire marine non protégée. Adapté de (Raïck et al., s. d.).

2.2 Données biologiques

Les informations sur la couverture benthique et la diversité de poissons ont été collectées en février 2021, lors du programme de monitoring scientifique Service National d'Observation CORAIL. Les collectes de données ont été réalisées cinq jours avant la pleine lune et entre 9 h et 13 h (Galzin 1987). Dans chaque site, trois lignes de transects parallèles à la crête récifale ont été déployées, à une profondeur moyenne de 10 mètres (entre 7 et 12 mètres). Chaque ligne

du transect a été parcourue deux fois : une fois pour la diversité de poisson, une autre pour la couverture benthique. Trois répliques ont été réalisés pour chaque transect (Galzin et al. 2009). Les lignes du transect mesuraient 25 mètres de long et la zone considérée mesurait deux mètres de large (i.e, 50 m²).

La couverture benthique a été quantifiée chaque cinquante centimètres en utilisant la méthode *Point Intercept Transect* (Loya 1978). Cette méthode consiste à déployer un ruban métrique le long d'un transect et à marquer un point à un intervalle régulier (e.g. chaque 10 cm). Ensuite, pour chaque point, l'observateur note le type de substrat. Les observations sont utilisées pour calculer la couverture relative de chaque catégorie (Loya 1978). La couverture était divisée en plusieurs catégories : sable, débris coralliens, corail mort, dalle corallienne, algues *Asparagopsis*, algues *Halimeda*, algues *Turbinaria*, autres macroalgues, coraux *Millepora*, et scléractiniaires (voir l'annexe 1 pour plus de détails) selon la méthode développée par Lison de Loma et al (2008). De plus, les scléractiniaires ont été identifiés jusqu'au genre. La proportion représentée par chaque type de substrat a été calculée en effectuant la moyenne des trois transects.

Les poissons ont été recensés depuis le fond de la pente externe du récif barrière jusqu'à la surface. L'ensemble des poissons ont été identifiés jusqu'à l'espèce. Les poissons de grande taille ou fortement mobiles ont été recensés sur l'entièreté de la ligne de transect tandis que les espèces plus petites et plus territoriales ont été comptées sur des subdivisions de 5 mètres afin d'assurer un temps d'observation équivalent pour chaque portion du transect (De Loma et al. 2008). Ce procédé a été répété cinq fois pour couvrir les 25 mètres du transect. Les espèces de requins et de rémoras associées n'ont pas été intégrées aux analyses étant donné que la méthode de transect réalisée n'est pas optimale pour ces espèces.

2.3 Données acoustiques

Les données acoustiques ont été récoltées via des enregistreurs SNAP (Loggerhead Instruments ; Sarasota, Floride, États-Unis) connectés à des hydrophones HTI-96 (sensibilité entre -170,1 et -169,6 dB re 1 VμPa⁻¹, gain entre 2 et 2,05 dB) de façon continue à un taux d'échantillonnage de 44,1kHz. Les deux sites situés à l'ouest (AMP_{Ouest} et nAMP_{Ouest}) ont été enregistrés en parallèle pendant sept jours, du 16 au 22 janvier 2021. Les quatre autres sites (AMP_{Nord}, nAMP_{Nord}, AMP_{Est} et nAMP_{Est}) ont été enregistrés en parallèle durant sept jours, du 4 au 10 février 2021.

2.4 Analyse acoustique

Pour chacun des sites, la période entre 9 h et 13 h a été étudiée, celle-ci correspondant à la période pendant laquelle les transects visuels avaient été réalisés. Chacun des sept jours a été analysé en considérant 1 min chaque 10 min pendant les 4 h d'intérêt, arrivant donc à un total de 24 min par jour par site. L'ensemble des fichiers ont été sous-échantillonnés à 4 kHz avec MatLab (MathWorks, Natick, Massachusetts, États-Unis) afin de se concentrer sur la bande fréquentielle sous 2 kHz qui correspond à la bande à considérer pour étudier l'ichtyophonie (Staaterman et al. 2013). Les spectrogrammes des fichiers ont ensuite été examinés sur Raven version 2.0.5 (Université de Cornell, Ithaca, New-York, États-Unis) avec une FFT de 256 points. Les sons des poissons ont été classés avec une clé dichotomique adaptée de Raick, et al.(2023).

2.5 Analyse statistique

L'analyse statistique a été séparée en deux parties. La première partie se concentrait sur les données issues uniquement des transects visuels tandis que la deuxième partie considérait également les données acoustiques. L'ensemble des analyses a été réalisé avec le logiciel R version 4.4.0 (R core Team, 2024) avec un seuil alpha de 0.05. L'utilisation de modèles linéaires mixtes via la bibliothèque *lme4* a permis de confirmer les tendances observées. Ces modèles utilisaient tous la position géographique de la côte observée (ouest, nord ou est) comme facteur aléatoire. De plus, les modèles de la partie « acoustique » incluaient également le jour d'enregistrement comme facteur aléatoire supplémentaire. Afin de vérifier les conditions d'utilisation des modèles, la linéarité des résidus a été vérifiée via un graphique des résidus et des valeurs ajustées, la normalité des résidus via un diagramme Quantile-Quantile et l'homoscédasticité des variances via un test de Breusch-Pagan. Les détails de chaque modèle utilisé sont visibles dans les parties 2.5.1. et 2.5.2.

2.5.1 Analyse statistique : données écologiques

Le pourcentage de corail par site a été examiné grâce à des graphiques en violon tandis qu'une analyse en composantes principales (ACP) sur la matrice de variance-covariance a été réalisée avec les variables « corail », « algues », « débris coralliens », « dalle corallienne », et « sable ». Le graphique de la deuxième composante principale (CP2) en fonction de la première (CP1) ainsi que le graphique des chargements ont été utilisés. Pour ce dernier, le rayon du cercle était égal à la racine carrée de la division du nombre de dimensions par le nombre de variables. Trois modèles linéaires mixtes ont été réalisés, respectivement pour les variables « pourcentage de corail », « PC1 » et « PC2 ».

Pour les poissons, l'abondance, la richesse spécifique et la diversité (indice de Shannon) ont été calculées via la bibliothèque *vegan* et visualisées grâce à des graphiques en violon. Ensuite, une transformation-based principal component analysis (tb-ACP) a été réalisée sur la matrice de variance-covariance avec les données soumises à une transformation de Hellinger (Geeens and Lafaye De Micheaux 2022). Ceci permet de réduire l'influence des valeurs nulles et extrêmes menant à une meilleure représentation des patterns écologiques qu'il est possible d'observer via les données (Legendre and Legendre 2012).

Finalement, les données sur les poissons ont été explorés conjointement aux données de substrat via une analyse en correspondances principales (CCA). Un processus de construction de modèle a été utilisé pour réduire le nombre de variables explicatives, ce qui a permis de sélectionner le meilleur modèle de CCA. Une méthode de sélection ascendante a été utilisée. Cette méthode ajoute graduellement les variables significatives basées sur le critère d'information d'Akaike (AIC) ce qui permet la détermination des variables pertinentes pour le modèle (Chambers 1993). Le graphique CCA2 en fonction de CCA1 a permis de comprendre la composition ichthyologique des différents sites selon les variables sélectionnées via le modèle.

2.5.2 Analyse statistique : données acoustiques

En considérant 1 min chaque 10 min entre 9 h et 13 h, le nombre de fichiers variait entre 23 et 25 minutes. Dès lors, les valeurs brutes d'abondance acoustique ont été divisées par le temps d'écoute par jour et par site et puis remultipliées par le nombre moyen de fichiers. Cela a permis l'homogénéisation de l'abondance brute. Par la suite, l'abondance, la richesse et l'abondance (indice de Shannon) acoustique, c'est-à-dire sur base du nombre de types de sons, ont été calculées via la bibliothèque *vegan*. Tout comme pour les données non-acoustiques, elles ont été visualisées grâce à des graphiques en violon. Ensuite, les données ont été soumises à une transformation de Hellinger, ce qui a permis de réaliser une transformation-based principal component (tb-ACP) sur la matrice de variance-covariance. Le graphique de la deuxième composante principale (CP2) en fonction de la première (CP1) ainsi que le graphique des chargements ont été utilisés. Pour le graphique des chargements, le rayon du cercle était égal à la racine carrée de la division du nombre de dimensions par le nombre de variables. Trois modèles linéaires mixtes ont été réalisés, respectivement pour les variables « abondance acoustique », « PC1 » et « PC2 ».

Finalement, les types de sons ont été explorés conjointement aux données de substrat via une analyse en correspondances principales (CCA). Afin de sélectionner le meilleur modèle de CCA, un processus de construction de modèle a été utilisé pour réduire le nombre de variables

explicatives. Une méthode de sélection ascendante a été utilisée. Cette méthode ajoute progressivement les variables significatives basées sur le critère d'information d'Akaike (AIC) (Chambers 1993). Le graphique CCA2 en fonction de CCA1 a permis de comprendre la composition acoustique des différents sites selon les variables sélectionnées via le modèle.

3 Résultats

3.1 Écologie

3.1.1 Couvert corallien

Au niveau de la pente externe du récif barrière de Moorea, en 2021, la couverture corallienne était de $20 \pm 10,38\%$ (moyenne \pm écart-type) (Annexe 1), elle-même composée de certains genres de coraux, notamment *Pocillopora* ($13,5 \pm 7,6\%$), *Montipora* ($2 \pm 1,9\%$) et *Porites* ($1,25 \pm 2,35\%$). Le pourcentage de couvert corallien est plus important dans les aires marines protégées que dans les zones non protégées (modèle linéaire mixte, $F = 8,843$, $ddl = 1$, $p = 0,0029$, Fig. 9). L'aire marine protégée possédant le pourcentage de couverture corallienne le plus élevé se trouve sur la côte est (AMP_{Est} : $32 \pm 4\%$ vs. AMP_{Nord} : $27,33 \pm 11,02\%$ et AMP_{Ouest} : $16 \pm 5,29\%$, Fig. 9). Lorsque les aires marines non protégées sont comparées, celle présente sur la côte est possède le pourcentage de couverture corallienne le plus élevé (nAMP_{Est} : $22\% \pm 10,58\%$ vs. AMP_{Nord} : $13,33 \pm 4,16\%$ et AMP_{Ouest} : $9,33 \pm 7,57\%$, Fig. 9).

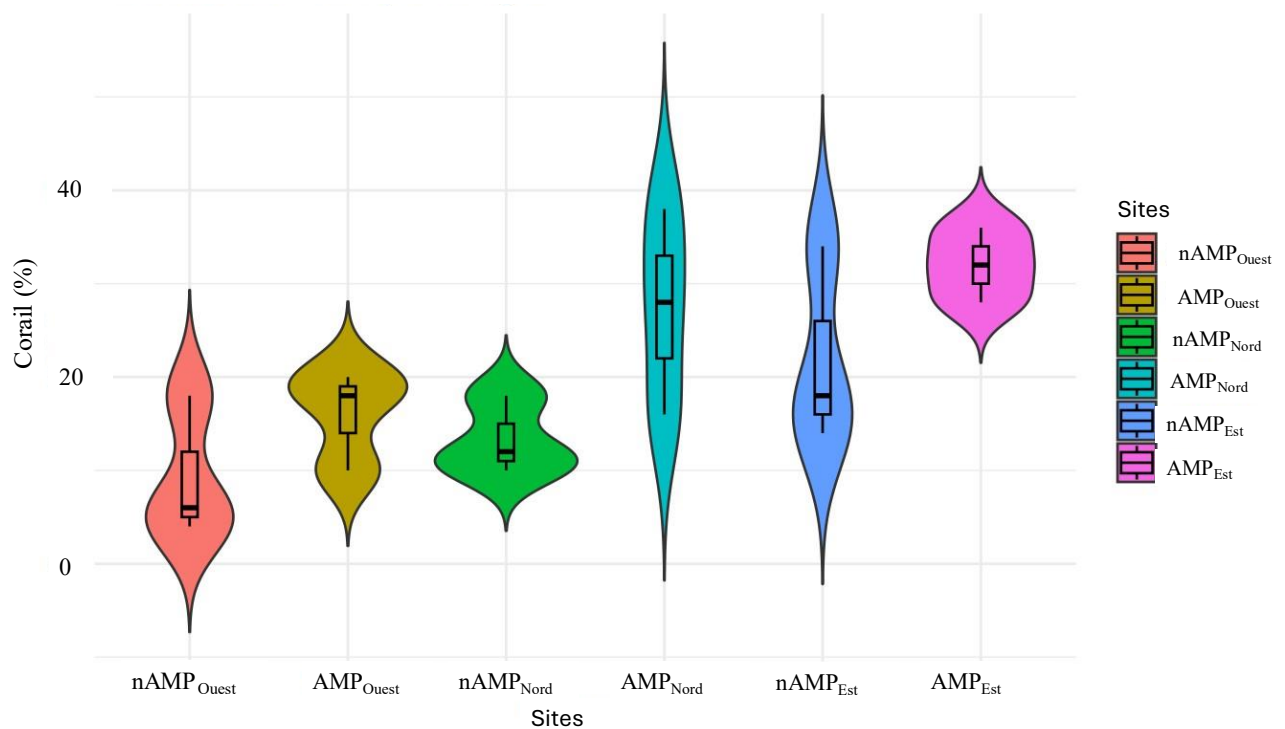
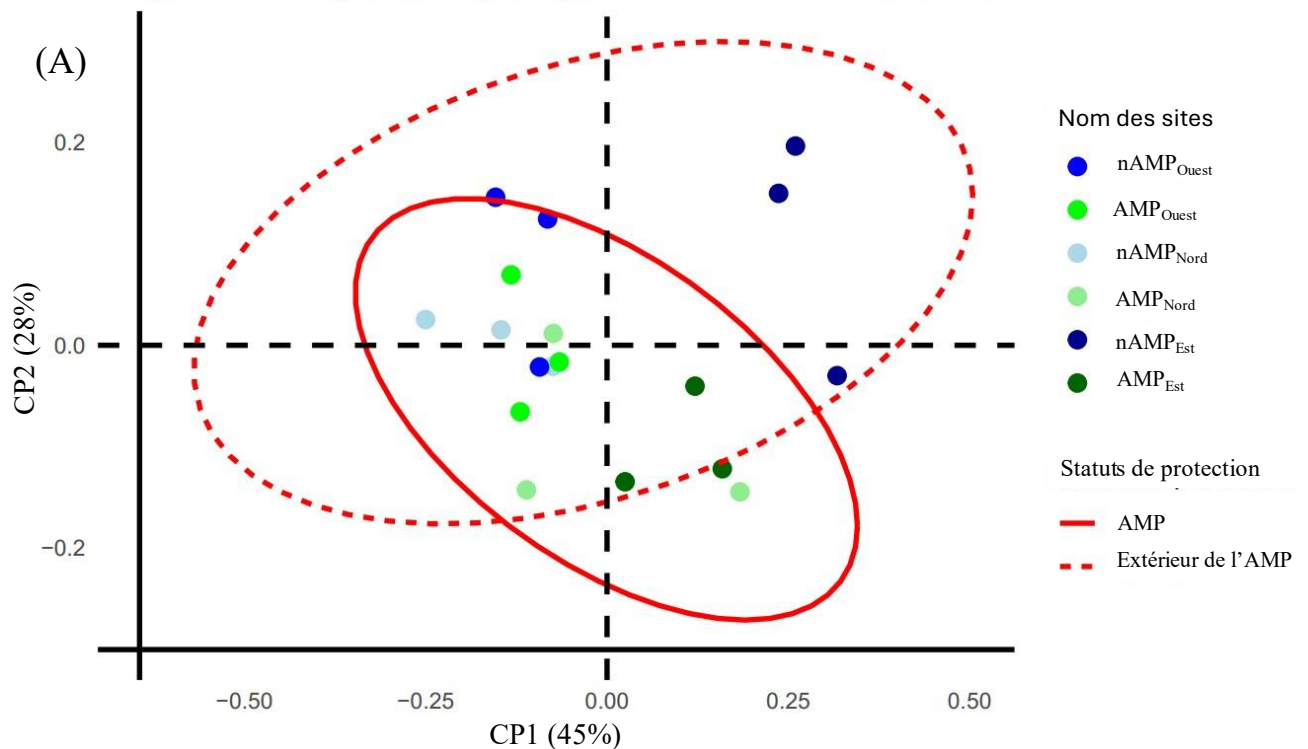


Figure 9 : Graphique en violon de l'abondance du corail vivant en fonction des sites. Les médianes sont représentées par les lignes épaisses horizontales dans les boîtes à moustaches. Chaque moustache s'étend jusqu'à $1,5 * IQR$ où IQR est l'intervalle interquartile, c'est-à-dire la distance entre le premier et le troisième quartile. Les violons permettent de visualiser la distribution des données. AMP = aire marine protégée. nAMP = aire marine non protégée.

3.1.2 L'influence des différentes composantes de la couverture benthique

Afin d'explorer l'ensemble des composantes de la couverture benthique, une ACP a été utilisée. La première composante principale (CP1) est inversement proportionnelle au pourcentage de dalle corallienne (Fig. 10C). A l'inverse, la CP1 est proportionnelle au pourcentage de corail vivant et aux débris coralliens. La CP2 est inversement proportionnelle au pourcentage de corail vivant et elle est directement proportionnelle au pourcentage de débris coralliens (Fig. 10C). Les sites situés sur la côte est sont caractérisés par un plus petit pourcentage de dalle corallienne que ceux sur les autres côtes (modèle linéaire mixte, $F = 11,90$, $ddl = 1$, $p = 0,0005$, Fig. 10B). L'AMP_{Est} possède un pourcentage de couverture corallienne plus important par rapport à la nAMP_{Est} qui possède un pourcentage de débris plus important (Fig. 10A et B). Ceci signifie que la côte est était caractérisée par une plus grande couverture corallienne avec davantage de coraux vivants dans l'AMP.



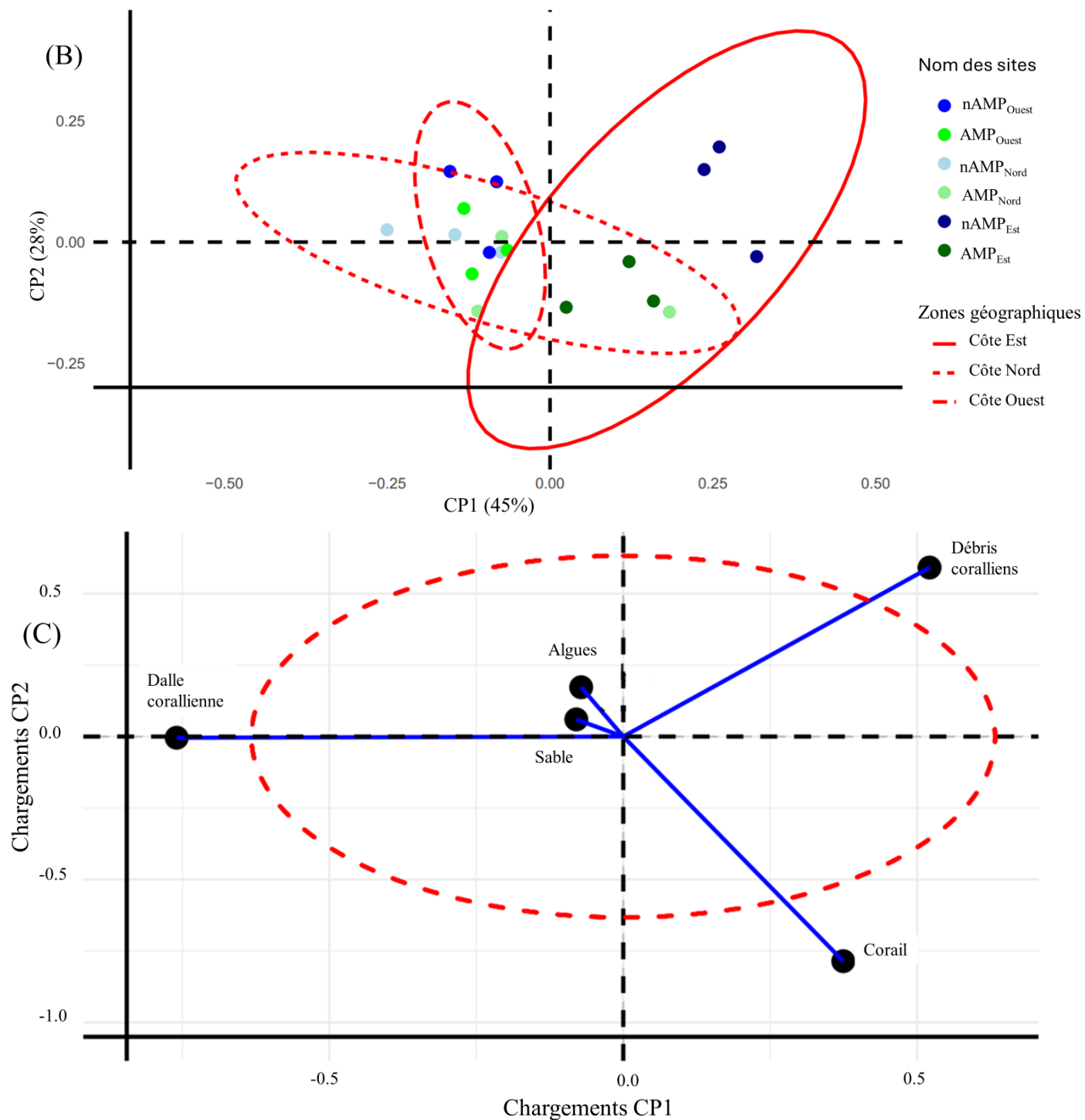
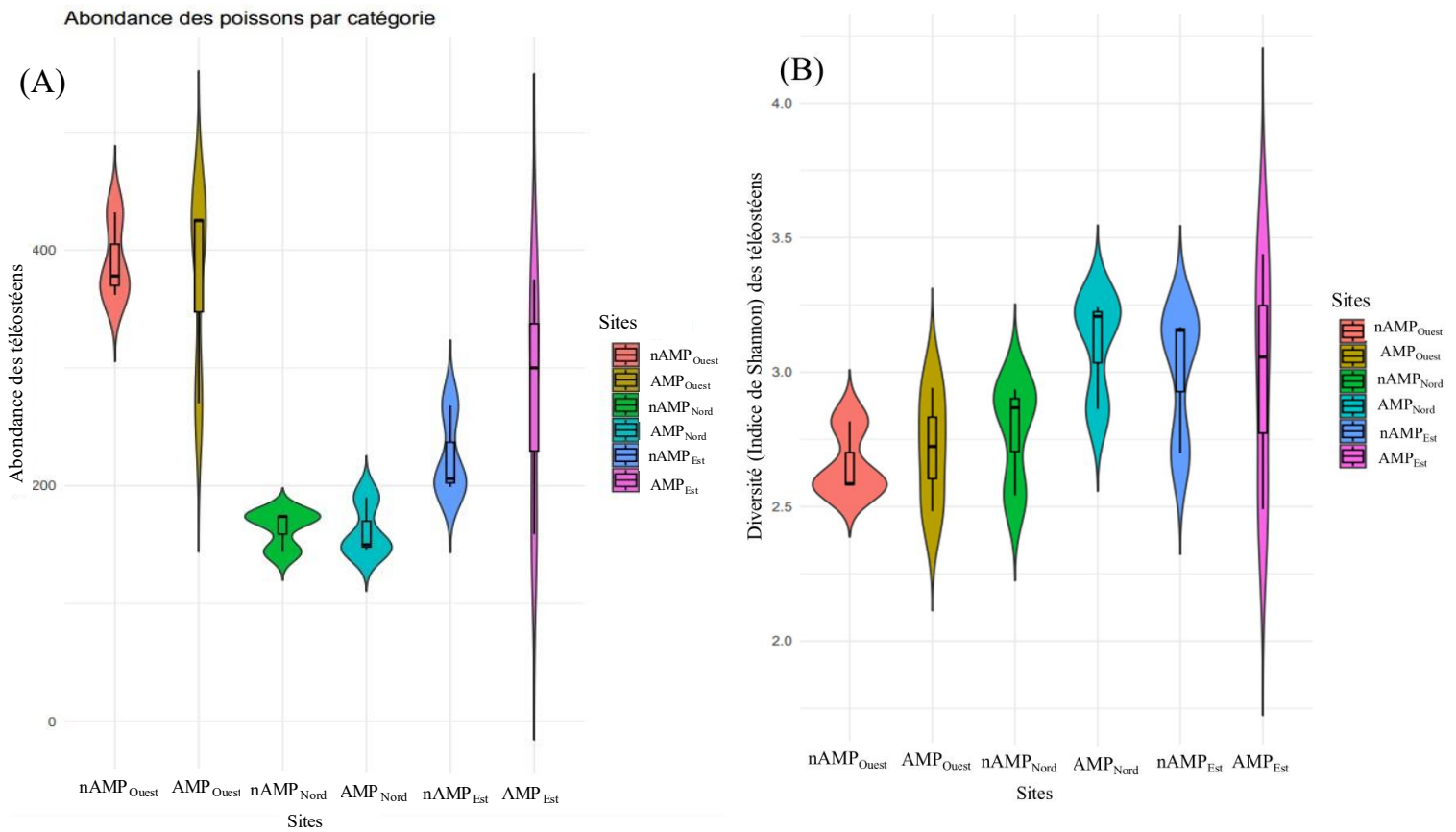


Figure 10 : (A et B) Graphiques des composantes principales CP2 en fonction de CP1. La CP1 (axe horizontal) explique 45% de la variance et la CP2 (axe vertical) explique 28% de la variance. Les points de couleur bleue représentent les nAMP. Les points de couleur verte représentent les AMP. (A) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des AMP. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des nAMP (B) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des sites de la côte est. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des sites de la côte nord. L'ellipse en trait semi-discontinu représente la variance de 95% des sites de la côte ouest. (C) Graphique des chargements des variables d'intérêts sur les composantes principales. L'axe horizontal correspond aux chargements de la CP1 et l'axe vertical correspond aux chargements de la CP2. Chaque point représente une des variables d'intérêts. Le cercle représente le seuil de significativité.

3.1.3 Richesse, abondance et diversité des téléostéens

Concernant l'abondance des téléostéens et la diversité (indice de Shannon), aucune différence statistiquement significative n'a été observée entre les AMP et les nAMP (Fig. 11A et B). Néanmoins, la richesse spécifique des téléostéens est plus importante dans les AMP que dans les nAMP (modèle linéaire mixte, $F = 5,47$, $ddl = 1$, $p = 0,019$, Fig. 11C). Il y a également une différence entre les côtes en termes d'abondance (modèle linéaire mixte, $F = 41,86$, $ddl = 2$, $p < 0.0001$) et de richesse ($F = 9,95$, $ddl = 2$, $p = 0,0068$) mais il n'existe pas de différences en termes de diversité ($F = 4,63$, $ddl = 2$, $p = 0,09$). La côte ouest possède l'abondance la plus élevée (Fig. 11A). La côte nord possède une richesse spécifique plus faible comparée aux deux autres tandis que la côte est possède la richesse spécifique la plus élevée (Fig. 11C).



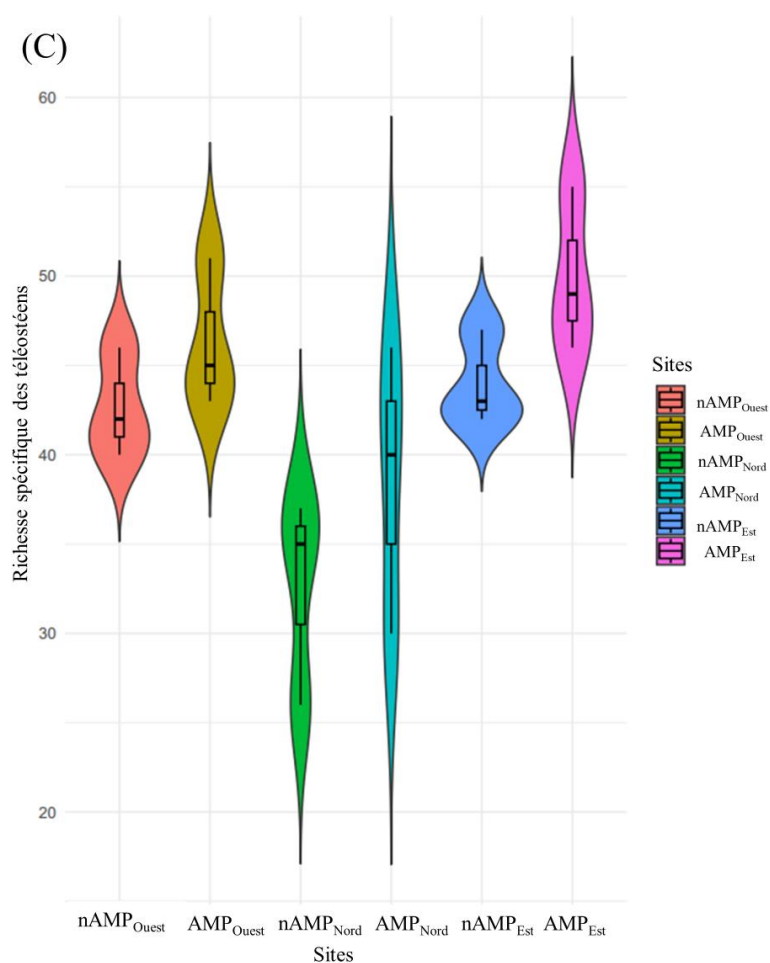
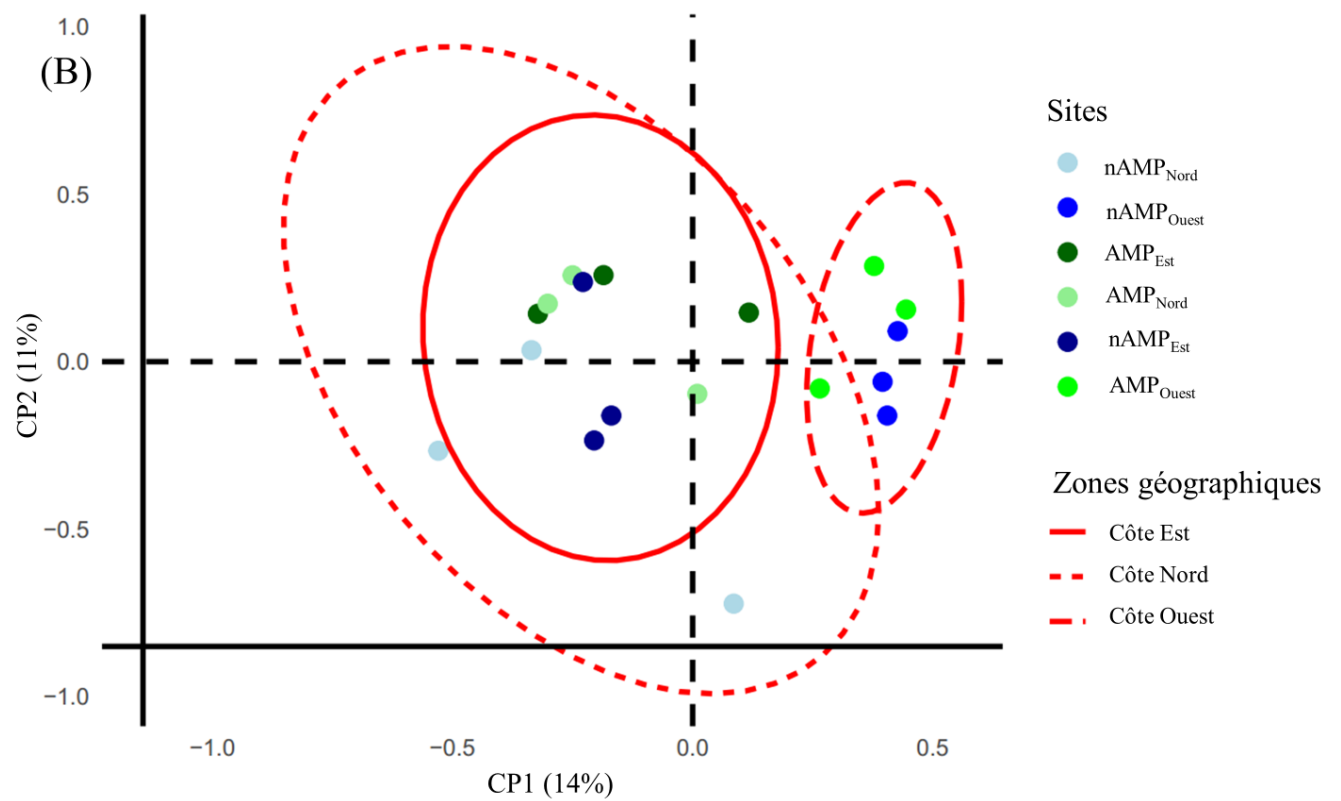
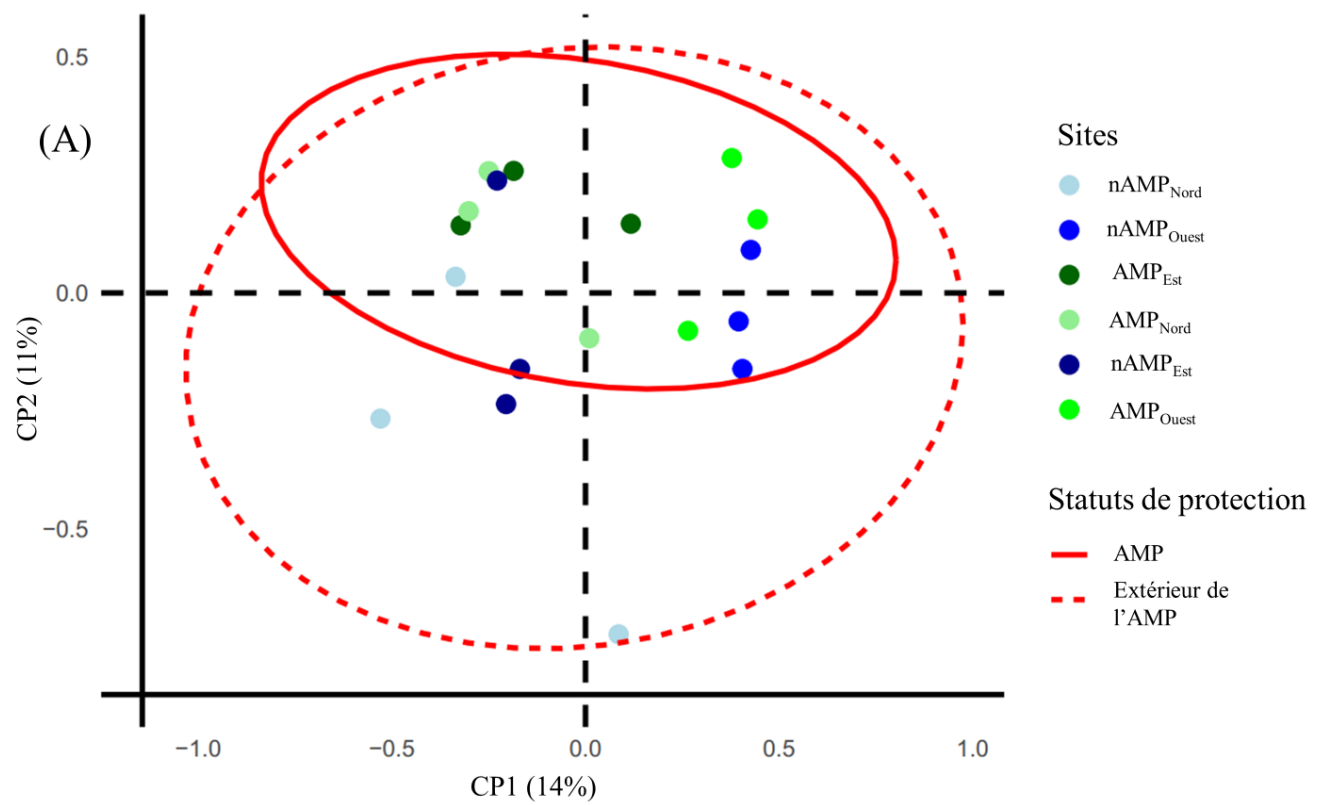


Figure 11 : (A) Graphiques en violon de l'abondance moyenne par transect des téléostéens en fonction des sites (B) diversité (Indice de Shannon) des téléostéens en fonction des sites et (C) richesse spécifique des téléostéens en fonction des sites. Les médianes sont représentées par les lignes épaisses horizontales dans les boîtes à moustaches. Chaque moustache s'étend jusqu'à $1,5 * IQR$ où IQR est l'intervalle interquartile, c'est-à-dire la distance entre le premier et le troisième quartile. Les violons permettent de visualiser la distribution des données. AMP = aire marine protégée. nAMP = aire marine non protégée.

3.1.4 Composition ichtyologique

Sur le graphique CP1 en fonction de CP2, il est observable que la côte ouest (valeurs positives) possède une composition ichtyofaunique statistiquement différente (modèle linéaire mixte, $F = 51,4$, $ddl = 2$, $p < 0.0001$). En effet, lorsque l'on observe la figure (Fig. 12B), l'ellipse « ouest » apparaît à part (valeurs positives de la CP1) tandis que les deux autres se chevauchent fortement (valeurs négatives de la CP1). L'axe CP2 sépare les AMP des nAMP (modèle linéaire mixte, $F = 7,34$, $ddl = 1$, $p = 0,006$, Fig. 12A).

Afin de travailler à un niveau plus fin que la diversité générale, une tb-ACP a été réalisée sur l'ensemble des espèces de téléostéens présentes. Nous allons désormais expliquer ce qui différencie les compositions ichtyologiques. Les valeurs négatives de CP1 sont associées à plusieurs espèces dont *Pycnochromis iomelas* tandis que les valeurs positives de CP1 sont associées à plusieurs espèces dont *Pycnochromis vanderbilti*, *Pycnochromis acares* et *Cirrhilabrus scottorum* (Fig. 12C). CP2 va notamment permettre de séparer les deux dernières espèces.



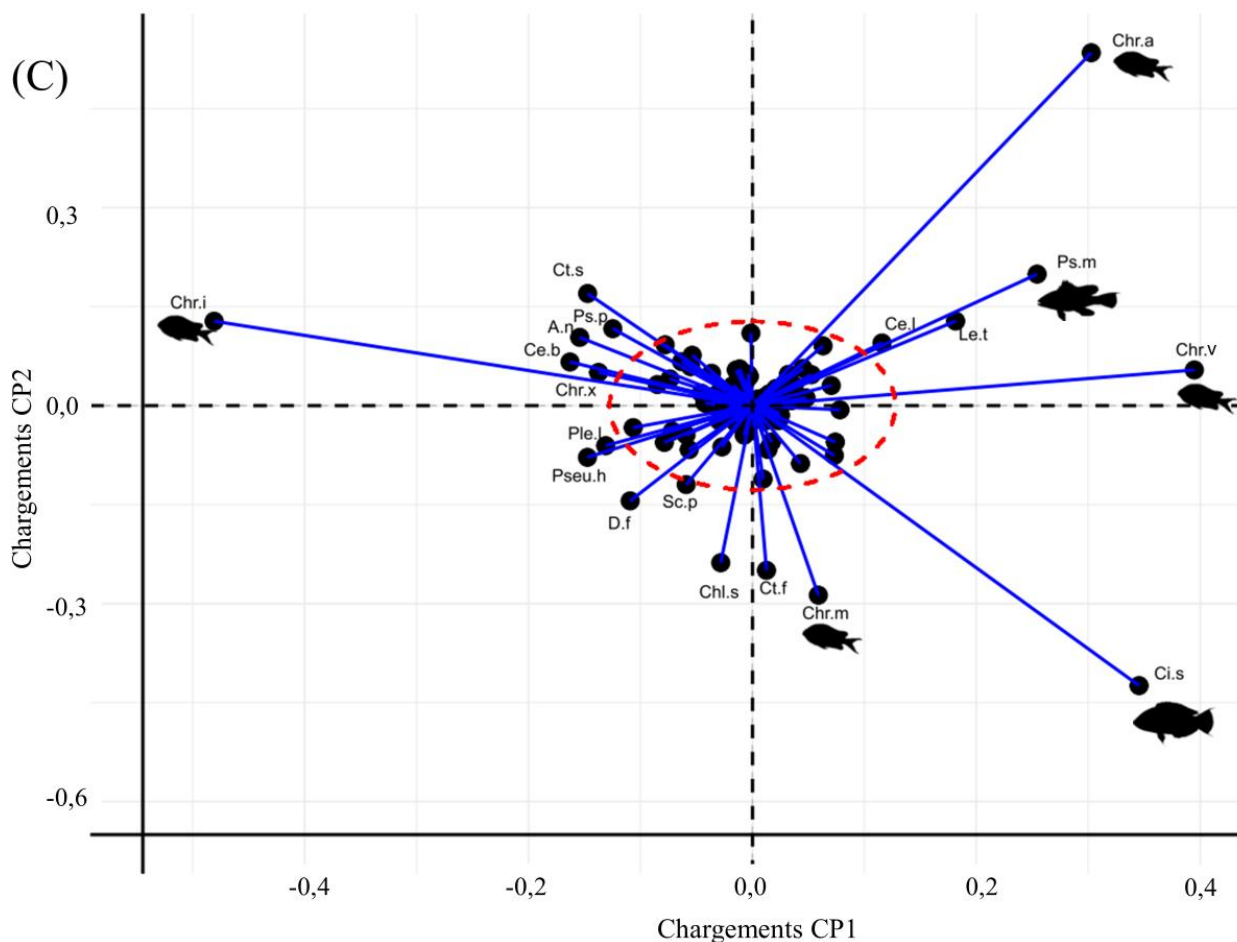


Figure 12 : (A et B) Graphiques des composantes principales CP2 en fonction de CP1. La CP1 (axe horizontal) explique 14% de la variance et la CP2 (axe vertical) explique 11% de la variance. Les points de couleur bleue représentent les nAMP. Les points de couleur verte représentent les AMP. (A) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des AMP. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des nAMP. (B) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des sites de la côte est. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des sites de la côte nord. L'ellipse en trait semi-discontinu représente la variance de 95% des sites de la côte ouest. (C) Graphique des chargements des variables d'intérêts sur les composantes principales. L'axe horizontal correspond aux chargements de la CP1 et l'axe vertical correspond aux chargements de la CP2. Chaque point représente une des espèces d'intérêts. Le cercle représente le seuil de significativité. Les abréviations « Chr.a », « Chr.i », « Chr.m », « Chr.v », « Ci.s » et « Ps.m » correspondent respectivement aux espèces *Pycnochromis acares*, *Pycnochromis iomelas*, *Pycnochromis margaritifera*, *Pycnochromis vanderbilti*, *Cirrhitilabrus scottorum* et *Pseudanthias mooreanus*. L'ensemble des abréviations correspondant aux différentes espèces se trouve en Annexe 4.

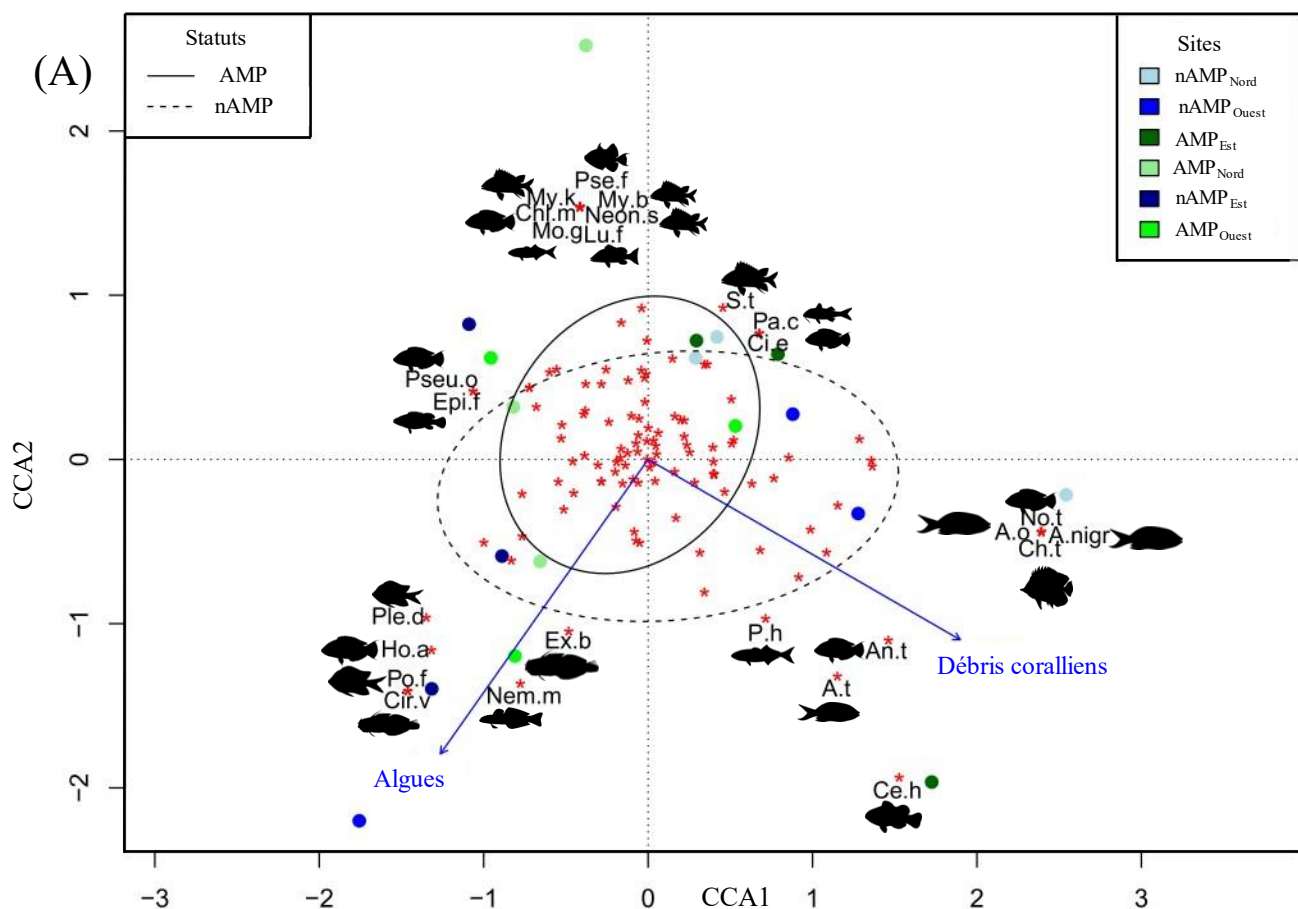
3.1.5 Facteurs influençant la composition ichthyologique

Afin de comprendre les facteurs influençant la composition ichthyologique des sites étudiés, une analyse canonique des correspondances (CCA) a été utilisée. Les valeurs négatives de CCA2 sont corrélées à un pourcentage élevé d'algues et de débris coralliens¹. Du côté supérieur du graphique (associé donc à des valeurs positives de CCA2), on retrouve la présence d'espèces telles que *Chlorurus microrhinos*, *Pseudobalistes flavimarginatus* et *Monotaxis*

¹ Pour les lecteurs et lectrices peu familiers avec la CCA, il peut être utile de signaler que dans une CCA, il y a une forte influence des variables peu abondantes réparties de manière non homogène (e.g., une espèce rare).

grandoculis (Fig. 13). La CCA1 va, quant à elle, permettre de distinguer les deux variables (algues et débris coralliens). La partie gauche du graphique (valeurs négatives de la CCA1) est associée à la présence de *Cirripectes variolosus*, *Nemateleotris magnifica* et *Pomachromis fuscidorsalis* qui semble être influencée par le pourcentage d'algues tandis que la partie droite du graphique (valeurs positives de CCA1) est associée à la présence d'*Acanthurus olivaceus*, *Centropyge heraldi* et *Chaetodon trifascialis* qui semble être influencée par le pourcentage de débris coralliens.

Sur le graphique de CCA2 en fonction de CCA1, il est observable que la composition ichthyologique varie peu en fonction du statut de protection (Fig. 13A). Quant à la côte est, la composition ichthyologique semble être influencée par le pourcentage de débris coralliens tandis que la composition de la côte nord semble être influencée par le pourcentage d'algues. Il est important de noter qu'une partie non négligeable des deux compositions est similaire (Fig. 13B).



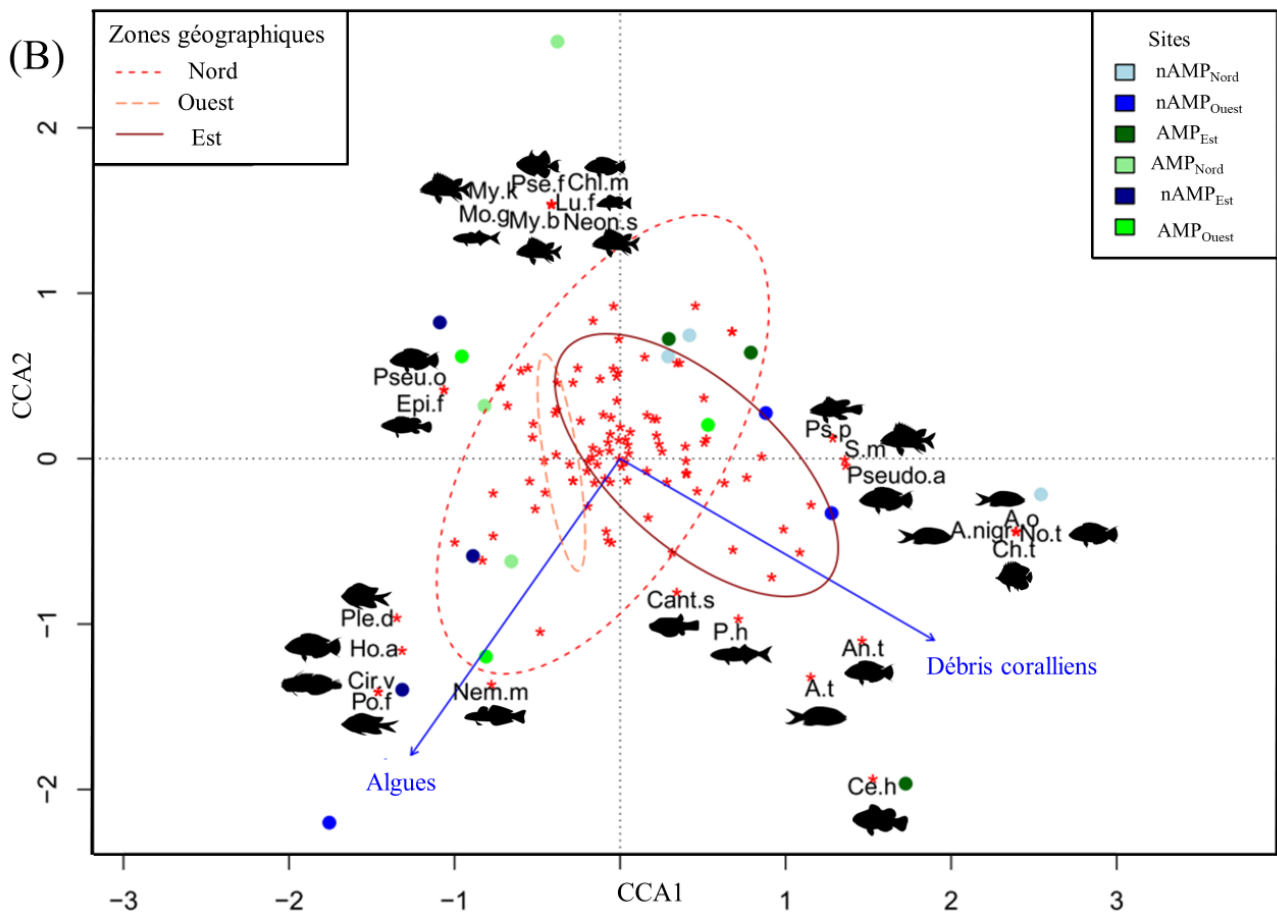


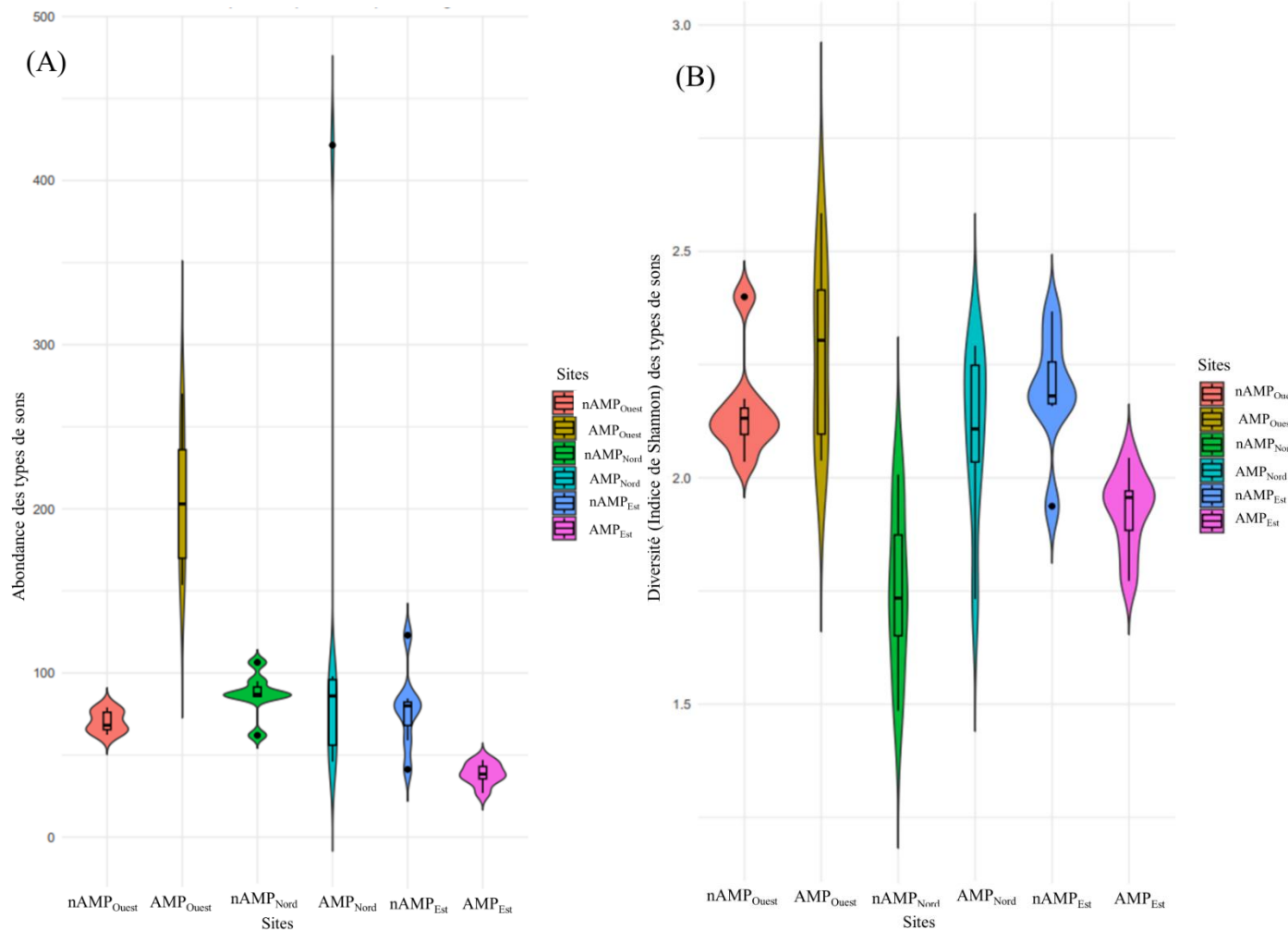
Figure 13 : (A et B) Graphiques de l'analyse canonique des correspondances des espèces de téléostéens selon le statut et les sites étudiés ou les zones géographiques. Chaque croix rouge représente une espèce de poisson et celles-ci peuvent se superposer. Les points de couleurs (bleu clair, bleu, vert foncé, vert clair, bleu foncé et vert) représentent les sites considérés (respectivement la nAMP_{Nord}, la nAMP_{Ouest}, l'AMP_{Est}, l'AMP_{Nord}, la nAMP_{Est} et l'AMP_{Ouest}). Les flèches bleues représentent les variables significatives. Pour une meilleure lisibilité, les noms d'espèces ont été abrégés. Les noms complets sont dans l'Annexe 4. (A) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des AMP. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des nAMP. (B) Les ellipses en trait continu (rouge foncé), semi-discontinu (orange) et discontinu (rouge) représentent la variance de 95% des côtes de Moorea (respectivement la côte est, la côte ouest et la côte nord).

3.2 Acoustique

3.2.1 Abondance, diversité et richesse des sons des téléostéens

Au total, 4203 sons ont été identifiés. Ces sons ont été classés dans 38 catégories de sons. Lorsque l'abondance, la richesse et la diversité acoustique sont comparées entre les AMP et les nAMP, on observe que celles-ci sont plus importantes en AMP et nAMP pour les côtes nord et ouest tandis que l'inverse est observé pour la côte est (Fig. 14). Le modèle linéaire mixte est uniquement significatif pour l'abondance ($F = 4,29$, $ddl = 1$, $p = 0,0038$) et la richesse acoustique ($F = 6,13$, $ddl = 1$, $p = 0,013$) où il indique de plus grandes valeurs en AMP. Lorsque les patterns aux différents sites sont comparés, on voit que la côte est possède un pattern différent par rapport aux autres côtes. Les graphiques en violon permettent également

d'observer une grande bimodalité dans la distribution de l'abondance acoustique dans l'AMP_{Nord}. Ceci peut s'expliquer par la présence d'un type de sons qui a été presque exclusivement retrouvé en grande abondance le 10 février sur ce site.



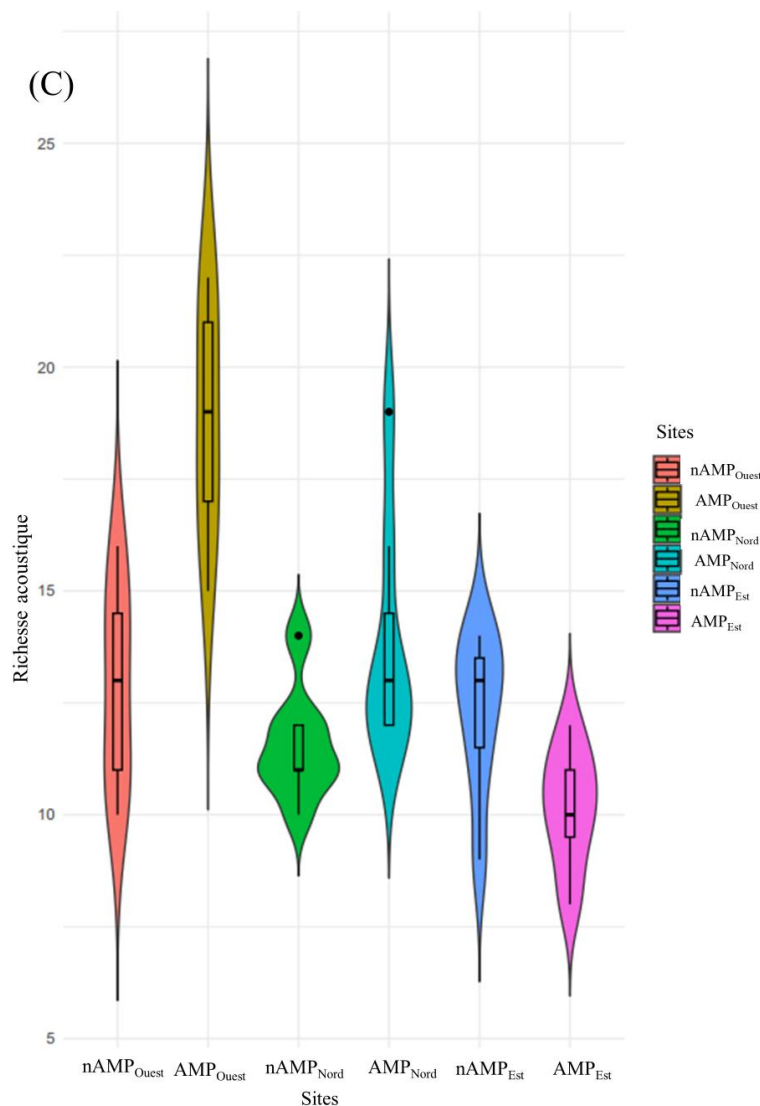
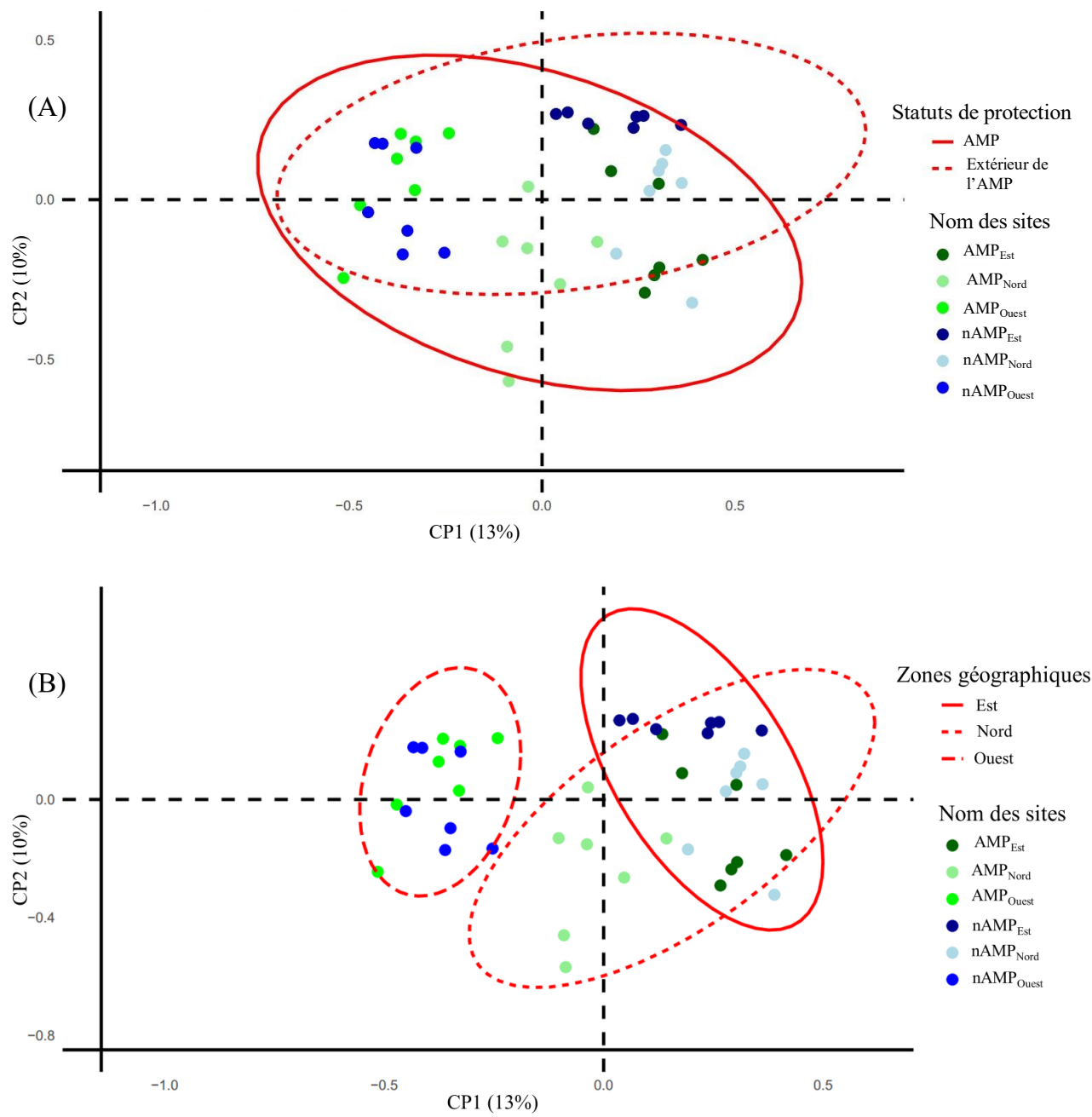


Figure 14 : (A) Graphiques en violon de l'abondance moyenne des types de sons en fonction des sites. (B) diversité (Indice de Shannon) des types de sons en fonction des sites et (C) la richesse spécifique des types de sons en fonction des sites. Les médianes sont représentées par les lignes épaisses horizontales dans les boîtes à moustaches. Chaque moustache s'étend jusqu'à $1,5 * IQR$ où IQR est l'intervalle interquartile, c'est-à-dire la distance entre le premier et le troisième quartile. Les violons permettent de visualiser la distribution des données. AMP = aire marine protégée. nAMP = aire marine non protégée.

3.2.2 Répartition des types de sons

Afin d'étudier la répartition des types de sons en fonction du statut de protection et de la zone géographique, une tb-ACP a été réalisée. Les valeurs positives de PC1 sont associées à des sons de *Pomacentridae* relativement aigus (« IntermediateFPTpoma » et « aiguFPTpoma ») tandis que les valeurs négatives correspondent à des sons possédant une fréquence plus basse (« LowFPT » et « veryLowFPT »). Les valeurs positives de CP2 correspondent à des sons « InterFastPS » tandis que les valeurs négatives à des « stridulations » (Fig. 15C).

Sur le graphique CP1 en fonction de CP2, il est observable que la côte est (valeurs positives) possède une composition acoustique différente par rapport à la côte ouest (valeurs négatives). La côte nord possède une composition intermédiaire se rapprochant davantage de la côte est (modèle linéaire mixte, $F = 21,84$, $ddl = 2$, $p = 0,000018$, Fig. 15B). L'axe CP2 va séparer les AMP des nAMP (modèle linéaire mixte, $F = 8,47$, $ddl = 1$, $p = 0,0036$, Fig. 15A).



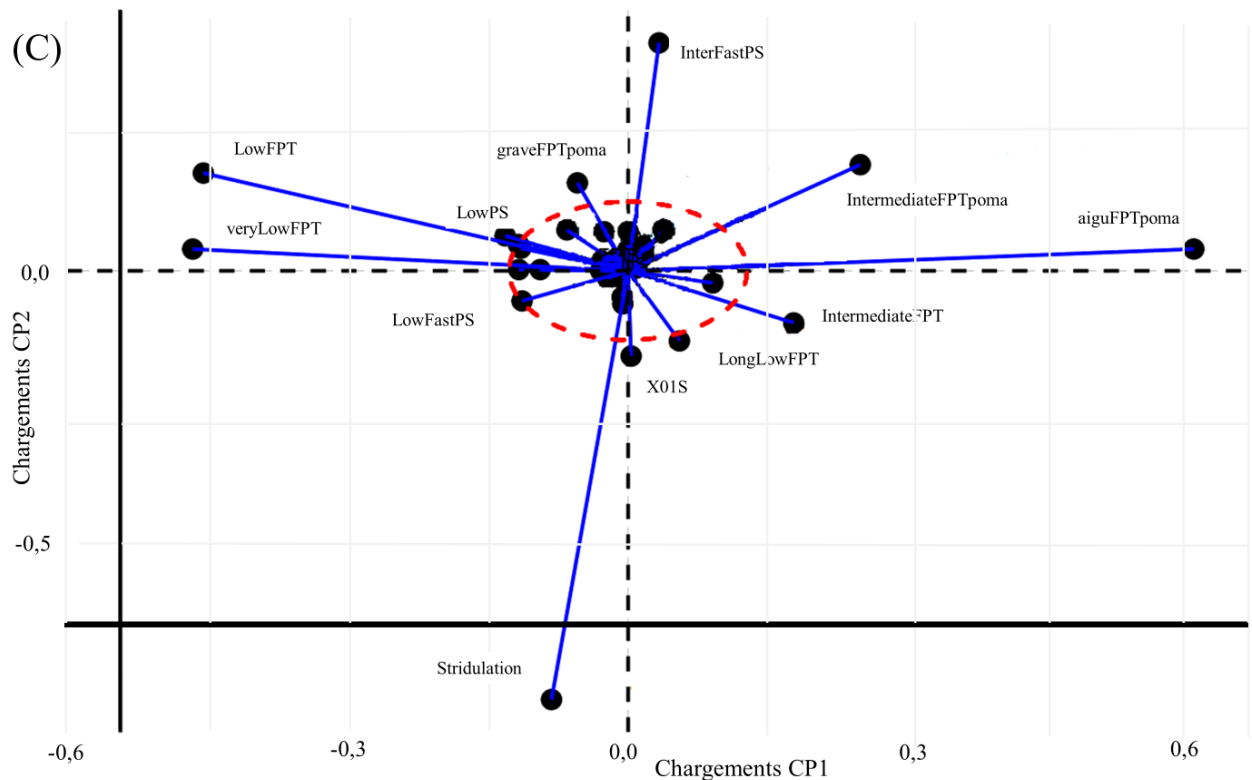
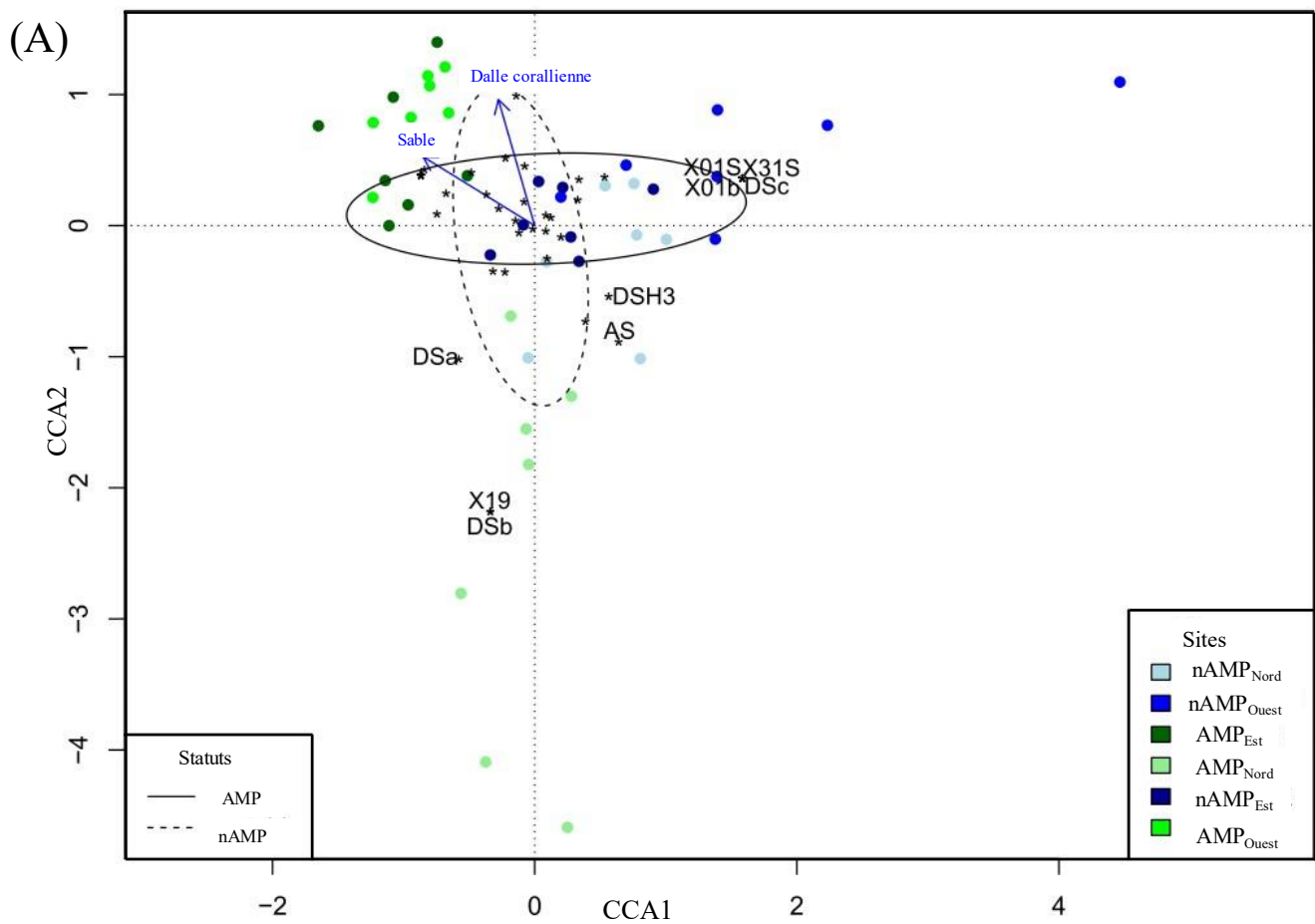


Figure 15 : (A et B) Graphiques des composantes principales CP2 en fonction de CP1. La CP1 (axe horizontal) explique 13% de la variance et la CP2 (axe vertical) explique 10% de la variance. Les points de couleur bleue représentent les nAMP. Chaque variation de bleu (bleu, bleu clair et bleu foncé) correspond respectivement à nAMP_{Ouest}, nAMP_{Nord} et nAMP_{Est}. Les points de couleur verte représentent les AMP. Chaque variation de vert (vert, vert clair et vert foncé) correspond respectivement à AMP_{Ouest}, AMP_{Nord} et AMP_{Est}. (A) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des AMP. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des nAMP (B) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des sites de la côte est. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des sites de la côte nord. L'ellipse en trait semi-discontinu représente la variance de 95% des sites de la côte ouest. (C) Graphique des chargements des variables d'intérêts sur les composantes principales. L'axe horizontal correspond aux chargements de la CP1 et l'axe vertical correspond aux chargements de la CP2. Chaque point représente un type de son d'intérêt. Le cercle représente le seuil de significativité. Dans l'optique d'une meilleure lisibilité, les variables non significatives (à l'intérieur du cercle) n'ont pas été ajoutées sur le graphique.

3.2.3 Facteurs influençant la composition acoustique

Une analyse canonique des correspondances a été utilisée afin de comprendre les facteurs influençant la composition acoustique des sites étudiés. Les valeurs négatives de CCA1 et CCA2 sont associées à des valeurs plus élevées de sable et de dalle corallienne. Le sable étant davantage corrélé à des valeurs négatives de CCA1 tandis que la dalle est davantage corrélée à des valeurs négatives de CCA2 (Fig. 16). Les valeurs négatives de CCA1 et CCA2 semblent associées à des séries de pulsations graves (e.g., longlowFPT, verylonglowPS et longlowfastPS) tandis que les valeurs positives de CCA1 et CCA2 semblent associées à des modulations de fréquence (e.g., DSH3, DSb et CS).

Sur le graphique de CCA2 en fonction de CCA1, il est observable que la composition acoustique semble varier en fonction du statut de protection (Fig. 16A). De plus, la composition acoustique de la côte est diffère de celle de la côte nord et est influencée par le pourcentage de sable et de dalle corallienne. Cette composition comprend des sons de types PS (« LowShortPS », « SPS » ou « veryLongPS »). La composition acoustique de la côte ouest est intermédiaire aux deux autres côtes (Fig. 16B).



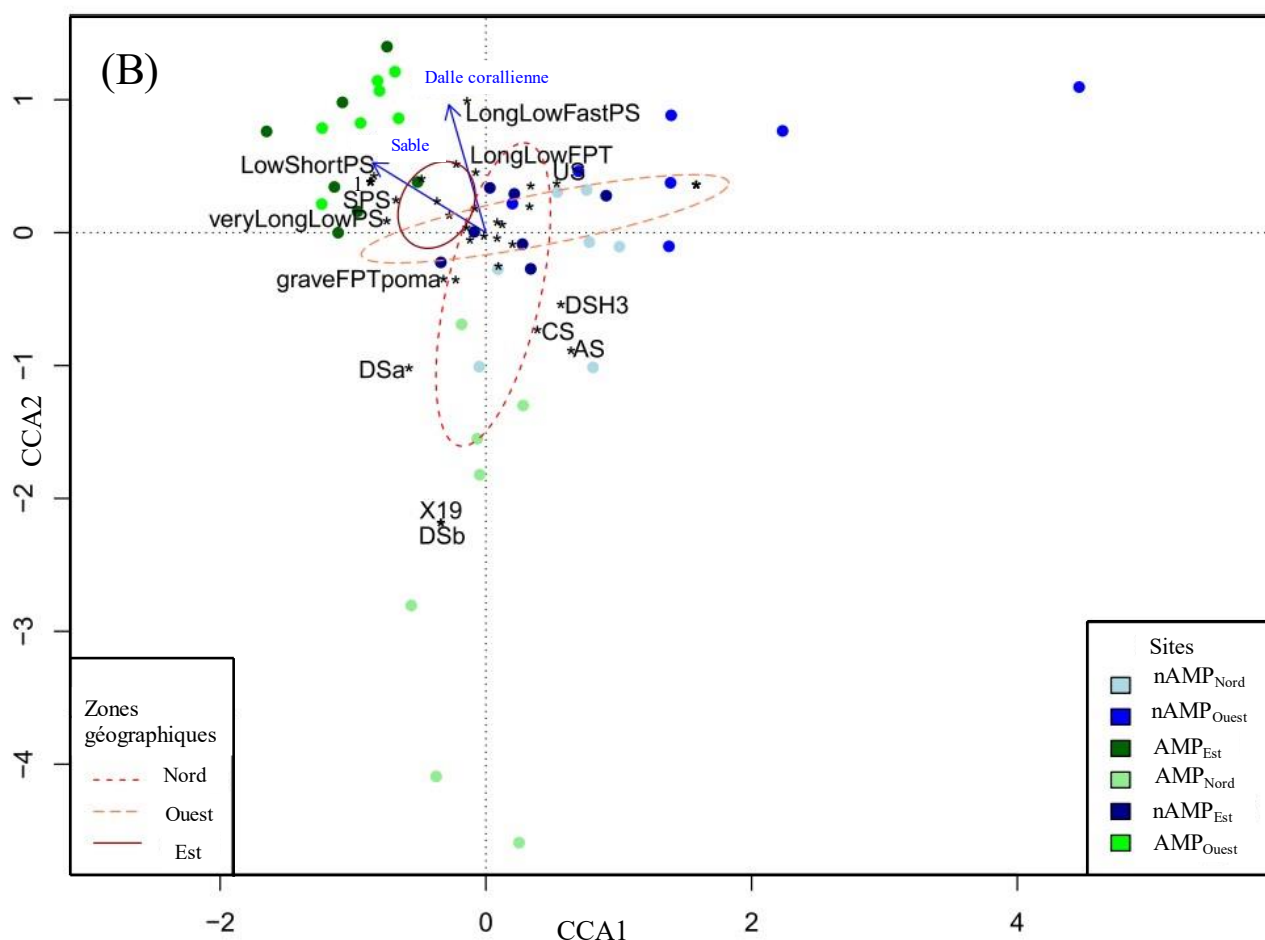


Figure 16 : (A et B) Graphiques de l'analyse canonique des correspondances des types de sons selon le statut et les sites étudiés ou les zones géographiques. Chaque croix noire représente un type de son et celles-ci peuvent se superposer. Les flèches bleues représentent les variables significatives. Pour une meilleure lisibilité, « 1 » remplace les sons « veryLongPS », « midPS », « met », « kwa » et « IntermediatedoubleFPT ». (A) L'ellipse en trait continu représente la variance de 95% des AMP. L'ellipse en trait discontinu représente la variance de 95% des nAMP. Les points de couleur (bleu clair, bleu, vert foncé, vert clair, bleu foncé et vert) représentent les sites étudiés (respectivement la nAMPNord, la nAMPOuest, l'AMPEst, l'AMPNord, la nAMPEst et l'AMPOuest). (B) Les ellipses en trait continu (rouge foncé), semi-discontinu (orange) et discontinu (rouge) représentent la variance de 95% des côtes de Moorea (respectivement la côte nord, la côte est et la côte ouest).

4 Discussion

4.1 Couverture benthique

Lors de l'analyse de la couverture benthique, il a été observé que le pourcentage de corail vivant était plus important dans les AMP tandis que dans les nAMP, le pourcentage de débris coralliens était plus important. La catégorie « débris coralliens » étant définie par le Service National d'Observation Corail (SNO corail) comme l'ensemble des fragments coralliens durs et non fixés et n'ayant pas la forme d'une colonie entière (e.g *Fungia sp.*) compris entre 0,2 et 15 cm. Cette différence entre AMP et nAMP pourrait être directement liée à l'effet réserve (Randrianarivo et al. 2023) qui correspond à l'ensemble des incidences engendrées par la mise sous protection réglementaire d'un espace (Galzin et al. 2009; Molloy et al. 2009). Dans les nuances à apporter à l'observation d'un effet réserve sur les coraux, il convient de noter que,

généralement, plusieurs décennies peuvent être nécessaires pour apercevoir les effets positifs d'une AMP sur les coraux (Selig and Bruno 2010; Edgar et al. 2014; Jacquemont et al. 2022) car une AMP mise en place depuis un certain temps a plus de chance de protéger des espèces possédant une longue espérance de vie (Claudet et al. 2008) telles que les coraux.

Un autre résultat est l'observation d'un pourcentage de débris coralliens et de coraux vivants plus important sur la côte est que sur les deux autres côtes, ce qui est cohérent avec l'historique récent de blanchiment qu'a connu l'île de Moorea (Pratchett et al. 2013). Suite aux perturbations majeures causées par une prolifération massive d'étoiles de mer *Acanthaster planci* et, en moindre mesure par le cyclone Oli, les coraux ont connu une augmentation relativement rapide de leur recouvrement depuis 2010 (Planes et al. 2021). Ensuite, contrairement au blanchiment de 2016, une inversion brutale de cette tendance a été observée en 2019 à la suite d'un épisode de blanchiment important suivi d'une importante mortalité (Planes et al. 2021). Cependant, des différences ont été observées selon les côtes, avec des mortalités moindres sur la côte est et généralement plus fortes sur la côte nord par rapport aux deux autres côtes de Moorea (Planes et al. 2021). De plus, les catégories utilisées pour décrire le couvert corallien pourraient en partie expliquer les différences observées entre les côtes. En effet, dans le cas où les coraux sont morts depuis plus d'un an, ils sont comptabilisés dans la catégorie « dalle corallienne » (Planes et al. 2021) ce qui pourrait mener à une sous-estimation de la proportion de coraux morts.

4.2 Téléostéens

Un des résultats principaux de ce mémoire est l'absence de différences de diversité et d'abondance des Téléostéens en fonction du statut de protection. Le fait qu'il n'existe pas de différence significative d'abondance entre les statuts de protection pourrait être expliqué par différentes hypothèses. Si une différence de couverture a été effectivement observée au niveau des AMP et nAMP, elle n'est probablement pas assez importante pour influencer les populations de téléostéens. Ceci pourrait aussi traduire des lacunes au niveau de la gestion des AMP. En effet, les législations entourant ces AMP ne sont pas totalement respectées, car la pêche, bien qu'interdite, y est parfois pratiquée (Gaspar and Bambridge 2008). De plus, la circulation des bateaux n'est pas interdite dans les AMP de Moorea, contrairement à d'autres AMP où il y a une zone cœur (Desiderà et al. 2019), or il est connu que cela pourrait avoir un effet (Holles et al. 2013). En fonction de la côte observée, l'abondance des téléostéens suit un pattern opposé à celui de la couverture benthique. Il en est de même pour la diversité des téléostéens. En effet, la côte ouest possède une abondance et une diversité relativement

différente des deux autres côtes. Ceci est, par exemple, visible au niveau des poissons demoiselles (Pomacentridae). Il est possible d'observer différentes espèces abondantes sur la côte ouest telles que *Pycnochromis acares* et *Pycnochromis vanderbilti* tandis que d'autres, telles que *Pycnochromis iomelas*, y sont complètement absentes. Bien que ces espèces possèdent une écologie similaire (Randall et al. 1990; Allen 1991), l'absence de *P. iomelas* de la côte ouest pourrait s'expliquer par la complexité de l'habitat qui est moindre (communication personnelle G. Siu & rapport SNO Corail). En effet, la côte ouest possède moins de coraux vivants que les deux autres et un pourcentage de dalle corallienne plus important. Cela montre que le pourcentage de corail vivant seul ne permet pas d'obtenir une abondance ou une diversité des téléostéens plus importante. Un habitat hétérogène permettrait une diversité plus importante (Ricart et al. 2016) car il fournirait plus de niches écologiques différentes (Ross 1986). De plus, la taille relativement faible des AMP de Moorea favoriserait une connectivité importante entre elles, ce qui faciliterait la recolonisation des zones voisines par les larves (Galzin et al. 2009) et donc moins de différences seraient perçues entre les nAMP et les AMP.

Néanmoins, la richesse spécifique ne suit pas le même pattern. En effet, celle-ci est plus importante sur la côte est et il existe une différence significative entre les AMP et les nAMP. Tout comme pour le pourcentage de corail, l'effet réserve pourrait expliquer cette différence entre les statuts de protection. À l'inverse d'autres AMP (e.g., en Nouvelle-Calédonie) possédant une zone où l'accès n'est pas autorisé ainsi que des zones tampons autorisant une pêche réglementée et le passage de bateau, celles de Moorea sont relativement petites et ne possèdent pas ces zones tampons. La subdivision des AMP en zones de protection maximale associées à une zone tampon pourrait permettre respectivement, d'augmenter davantage la diversité localement, la production d'œufs et de larves d'organismes marins (Halpern 2003) et une exportation plus importante des œufs, larves et adultes vers les zones de pêches ainsi qu'une modification de la structure des peuplements à l'extérieur des AMP (Roberts and Hawkins 2000).

En plus des différences entre les côtes, d'autres facteurs expliquent les différences d'assemblage de poissons observées. Un de ces facteurs est la présence d'espèces rares. Ceci a été observé avec des espèces telles que *Cirripectes variolosus* et *Pomachromis fuscidorsalis* qui n'étaient recensées qu'une seule fois et sur un seul site (AMP_{Nord}). Ceci est important car l'analyse canonique des correspondances est basée sur une matrice de dissimilarité, ce qui implique qu'une espèce rare, mais présente sur un seul des sites, aura un impact important sur l'analyse (Greenacre 2013). Un deuxième point à considérer est la présence d'espèces difficiles

à détecter de par leur mode de vie cryptique, c'est-à-dire vivants cachées et de petite taille². C'est par exemple le cas des Bleniidae, Carapidae, Gobiidae et Triperygidae. Bien que plusieurs études recommandent de ne pas considérer ces familles (Olivier et al. 2018; Cheal et al. 2021), elles sont incluses dans les recensements du SNO Corail, ce qui pourrait mener à une fausse sous-estimation de ces taxons. L'inverse est vrai pour les requins, et les rémoras vivant en symbiose avec ceux-ci, qui sont également relevés par le SNO Corail mais que nous avons préalablement retirés des analyses dans le cadre de ce mémoire étant donné que les transects ne se prêtaient pas à l'étude de ces taxons. Sur le site AMP_{Nord}, l'analyse canonique des correspondances montrait que les espèces *Myripristis kuntzei*, *Myripristis berndtii*, *Neoniphon samara*, *Sargocentron tere*, *Pseudobalistes flavimarginatus*, *Chlorurus microrhinos*, *Monotaxis grandoculis* et *Lutjanus fulvus* étaient pratiquement exclusivement présentes sur ce site. Les quatre premières espèces citées font partie du même taxon : les Holocentridae qui sont connus pour être une famille de téléostéens appréciant les abris et les trous (Lieske and Myers 1996; Sommer et al. 1996). L'ensemble des autres espèces ont des exigences écologiques différentes mais ont en commun d'être d'une taille relativement grande et d'être pêchés en Polynésie française (Randall et al. 1990; Sommer et al. 1996; Bacchet et al. 2006). L'effet réserve (Randrianarivo et al. 2023) pourrait ainsi expliquer le fait qu'elles ne soient présentes majoritairement que dans l'AMP_{Nord} tout en étant peu ou pas présentes dans la nAMP_{Nord} alors que ces sites présentent des habitats similaires.

Finalement, la présence d'un groupe d'espèces à un site n'est pas synonyme d'un seul facteur écologique caractéristique de ce site. Par exemple, dans le cadre de ce mémoire, plusieurs espèces n'ont été retrouvées qu'au niveau de la nAMP_{Est}, il s'agit de *Chaetodon trifascialis*, *Acanthurus nigroris*, *Acanthurus olivaceus* et *Novaculichthys taeniourus*. Cependant, elles le seraient pour différentes raisons. *Chaetodon trifascialis* nécessite la présence d'*Acropora* qui n'est retrouvée que sur la côte est (Kuitert 2001). *Acanthurus nigroris* et *Acanthurus olivaceus* partagent une écologie très similaire (Myers 1991). Finalement, *Novaculichthys taeniourus* retourne des cailloux à la recherche de ses proies (Randall et al. 1990) or le pourcentage de débris corallien serait le plus important au niveau de la nAMP_{Est}.

4.3 Acoustique

Dans le cadre de ce mémoire, l'abondance et la richesse acoustique ont été calculées sur base du nombre de types de sons de téléostéens. Bien que ces deux variables présentent une

² Ici cryptique se dit comme adjectif, à ne pas confondre avec une espèce cryptique qui correspond à une espèce ne pouvant pas être différenciée d'une autre car les deux partagent un phénotype similaire.

variabilité selon les côtes, les modèles confirmatoires de la couverture corallienne en fonction du statut de protection indiquent une plus grande couverture au sein des AMP. Lorsqu'on compare les résultats obtenus avec ceux d'autres études sur des AMP ayant également travaillé au niveau des types de sons (par exemple l'étude de Desiderà en Méditerranée) ayant bien une zone cœur, on voit que le nombre de types de sons (richesse acoustique) serait plus grand dans les communautés préservées (zone A) plutôt que dans les zones B et C possédant une législation différente et donc là où serait davantage d'activités comme la plongée loisir et le passage de bateaux (Desiderà et al. 2019). En Polynésie française, nos résultats peuvent être comparés à ceux de deux études antérieures. La première est celle de Bertucci et al. (2016) qui a démontré une corrélation entre le niveau de pression acoustique (SPL, de l'anglais Sound Pressure Level) calculé entre 20 et 2000 Hz et la couverture corallienne. De plus, l'indice de complexité acoustique (ACI, de l'anglais Acoustic Complexity Index) sur la même gamme de fréquences a permis de montrer des différences entre AMP et nAMP. Cependant, depuis cette étude, l'utilisation de l'ACI en milieu marin a été remise en question (Bolgan et al. 2018a; Dimoff et al. 2021; Raick et al. 2023b) tandis que l'utilisation du SPL sous 2000 Hz est connu pour être impacté par la composante basse fréquence des sons produits par les crevettes pistolets (Raick 2024). La deuxième étude est celle de Raick et al. (2024). Dans cette étude, la densité spectrale de puissance (PSD, de l'anglais Power Spectral Density) a été calculée et a permis de quantifier le phénomène de masse correspondant à l'ensemble des sons des poissons du récif. Cette étude a montré que la PSD et la fréquence associée étaient plus faibles dans les AMP. Ces différences ont cherché à être comprises via ce mémoire en descendant au niveau des différents types de sons. Le lien entre ces différences et (1) la diversité des espèces présentes et (2) la propagation des sons sera discutée dans les deux prochains paragraphes.

4.4 Diversité des espèces présentes

L'augmentation du nombre de poissons ne conduit pas nécessairement à une relation linéaire avec l'augmentation du nombre de types de sons, d'autant plus que l'ensemble des espèces recensées à Moorea produisent du son (Parmentier et al. 2021) et que tous les types de sons ne peuvent être détectés car se propagent sur de faibles distances uniquement. Une augmentation de la densité ou de l'abondance des téléostéens ne garantirait pas automatiquement une diversité sonore plus grande. Généralement, une espèce est associée à un type de sons. Néanmoins, plusieurs espèces pourraient produire des sons proches voire indiscernables (Colleye et al. 2011; Di Iorio et al. 2018; Raick et al. 2022; Banse 2024). Chez

certaines espèces, les mâles et les femelles peuvent produire des types de sons différents (Kever et al. 2012). Dans d'autres cas, une espèce peut être capable de faire plusieurs types de sons en fonction du comportement (e.g. *Halobatrachus didactylus*) (Amorim and Vasconcelos 2008) ce qui augmenterait la richesse acoustique alors que la diversité ichthyologique resterait inchangée (Bolgan et al. 2022; Raick et al. 2024).

De plus, en PAM, il ne serait pas possible de distinguer les différentes espèces. Bien qu'il soit possible d'associer un type de sons avec une famille (e.g. Pomacentridae) ou avec des genres de Pomacentridae (e.g., *Chromis*, *Stegastes* ou *Dascyllus*), il peut s'avérer très difficile de descendre au niveau de l'espèce pour certains clades lorsque les conditions d'enregistrement ne sont pas standardisées et sans caméra, surtout dans des écosystèmes aussi riches que les récifs coralliens de l'Indopacifique.

4.5 Propagation des sons

Afin de s'assurer que l'enregistrement perçu par l'hydrophone corresponde à un son percevable par un individu de la même espèce, il est nécessaire de s'intéresser au phénomène physique de sa propagation. Il a été mis en évidence à plusieurs reprises que la propagation du son peut varier en fonction des espèces (Mann et al. 2007; Wright et al. 2010). Selon les espèces considérées, cette propagation varierait en fonction (1) du niveau source (SL, de l'anglais Source Level, i.e., le niveau sonore mesuré à une distance standardisée d'un mètre) : les sons individualisables de certaines espèces pourraient être détectés sur plusieurs dizaines mètres (e.g. Pomacentridae) (Mann and Lobel 1997) voire centaines de mètres (Parmentier et al. 2014), tandis que d'autres ne seraient détectables que sur quelques centimètres (e.g. Gobiidae) (Amorim et al. 2018)³ ; (2) de leur fréquence : les sons de basses fréquences, de par leur longueur d'onde plus grande, se propagent plus loin que ceux de hautes fréquences en milieu ouvert (Jensen et al. 2011). Néanmoins, en milieu côtier, les sons de basse fréquence possèdent une fréquence de coupure (i.e., fréquence à laquelle une réponse en fréquence commence à diminuer de manière significative) plus basse si l'habitat est dur (e.g., de la roche) plutôt que du sable (Rogers and Cox 1988). Dans une étude précédente de Raick 2024, la PSD est plus importante sur la côte nord-ouest. Nous avons observé des sons majoritairement plus graves sur

³ Il faut distinguer ces distances « courtes » qui sont celles de propagation de sons individualisables de la distance de propagation du phénomène de masse que constitue l'ensemble des sons des poissons du récif, qui elle peut être de plusieurs kilomètres. De plus, il est important de ne pas confondre la distance de propagation qui est celle jusqu'où un son peut être théoriquement entendu avec la distance de détection qui est la distance où une espèce précise perçoit le son et qui dépend de ses capacités auditives (Raick et al., 2021).

la côte ouest ce qui pourrait être expliqué par le fait que la côte ouest soit celle possédant le pourcentage de dalle corallienne le plus important et donc un profil de propagation plus ouvert par rapport aux autres.

Au vu de ces éléments, une autre stratégie pourrait être d'utiliser un ou plusieurs sons qui pourraient être utilisés comme indicateurs en monitoring environnemental. Afin de déterminer un bon indicateur pour effectuer du monitoring environnemental, celui-ci doit répondre à plusieurs critères : (1) être mesurable à une large échelle géographique dans le même habitat ; (2) être présent lors de l'ensemble de la période de monitoring et donc connaître sa nature saisonnière ou lunaire, par exemple liée à un comportement tel que l'accouplement ; (3) si le milieu est hautement anthropisé, ne pas être affecté par des interférences sonores de type anthropique; (4) avoir une abondance ou présence qui est influencée par le statut écologique de l'habitat. Par exemple, afin de réaliser le monitoring d'herbiers de *Posidonia oceanica* en Méditerranée, le son /kwa/ avait été jugé comme un bon potentiel indicateur d'une part pour son abondance et car, celui-ci se trouvant à des fréquences plus hautes (i.e. vers 700 Hz contre 50-200 Hz pour la majorité des autres sons de poissons en Méditerranée), il n'était pas masqué par le nombre important de sons de bateaux présents (Di Iorio et al. 2018). D'autre part, sa présence était associée à l'état de santé des herbiers (Di Iorio et al., article en cours de préparation). Au cours de nos analyses en Polynésie, certains sons ne respectant pas ces critères ont été mis en évidence. En effet, comme lors de l'observation des téléostéens via les transects, certains sons n'ont *a priori* été observés que sur une seule côte (ouest : « LowShortPS »), un seul site (AMP_{Ouest} : « MidPS », « IntermediateDoubleFPT » ; nAMP_{Est} : « X19 », « DSb » ; nAMP_{Nord} : « LongLowFastPS ») ou encore au cours d'une seule journée (des sons tels que « X01 » ou « X31 »). À ceux-ci s'ajoutent également des sons tels que « aiguFPTpoma », « IntermediateFPT » ou « LowPS » qui, à l'inverse, sont présents sur l'ensemble des sites, sans distinction entre les statuts de protection et les côtes. Cela pourrait donc indiquer que les espèces produisant ces sons sont plutôt généralistes et ne dépendent pas d'un habitat qui serait uniquement présent dans certains sites. À contrario, d'autres sons répondant à plusieurs des critères préalablement évoqués sont ressortis comme potentiels indicateurs de l'état écologique tels que les sons « veryLongLowPS » et « veryLongPS ». En effet, ceux-ci sont présents sur l'ensemble des nAMP sans distinction de la zone géographique mais ne sont pas retrouvés au sein des AMP. Ils seraient donc mesurables à une large échelle géographique et, semblant être majoritairement présents sur les nAMP, pourraient peut-être constituer des indicateurs d'un habitat davantage altéré. Cependant, leur période d'écoute étant relativement peu étalée dans le

temps, il est donc impossible de connaître l'éventuelle saisonnalité ou autre variabilité de ce son. Finalement, bien que ces sons aient une fréquence basse, le passage de bateaux ne devrait pas être problématique à Moorea de par le faible nombre d'impacts anthropiques mais pourrait être un problème de par le masquage dans d'autres récifs davantage anthropisés.

4.6 Perspectives

Il serait intéressant de prolonger la période d'écoute de façon qu'elle englobe plusieurs cycles lunaires ou saisons afin de mieux comprendre la variation temporelle de sons comme les « veryLongLowPS » et « veryLongPS ». De plus, ces sons étant possiblement masqués par les bateaux, il serait nécessaire de vérifier si la présence seule de ces sons suffit à définir l'état écologique du milieu ou s'il existe une corrélation entre leur abondance et l'état écologique de l'habitat. Idéalement, il serait intéressant de déterminer l'espèce ou le genre des téléostéens produisant ces sons afin de réaliser le même type d'analyses que citées plus tôt.

5 Conclusion

Cette étude a mis en évidence qu'au sein des AMP, la couverture corallienne, la richesse spécifique, l'abondance et la richesse acoustique étaient plus importantes. Nous avons aussi mis en évidence que la composition ichthyologique différait en fonction des côtes observées. Enfin, deux sons, « veryLongLowPS » et « veryLongPS », ont pu être extraits afin de les utiliser comme potentiel outil en monitoring environnemental. En effet, ces sons ne seraient présents qu'en dehors des AMP et seraient présents sur l'ensemble des côtes de Moorea. Des études postérieures devront être menées afin de vérifier l'utilisabilité de ces sons dans le suivi du réseau de Moorea car la nature saisonnière des sons n'a pas pu être démentie lors de cette étude. De plus, des études postérieures seront aussi nécessaires afin d'identifier quels Téléostéens produisent ces sons.

6 Bibliographie

- Adam TC, Schmitt RJ, Holbrook SJ, Brooks AJ, Edmunds PJ, Carpenter RC, Bernardi G (2011) Herbivory, Connectivity, and Ecosystem Resilience: Response of a Coral Reef to a Large-Scale Perturbation. *PLoS ONE* 6:e23717
- Adjeroud M, Michonneau F, Edmunds PJ, Chancerelle Y, De Loma TL, Penin L, Thibaut L, Vidal-Dupiol J, Salvat B, Galzin R (2009) Recurrent disturbances, recovery trajectories, and resilience of coral assemblages on a South Central Pacific reef. *Coral Reefs* 28:775–780
- Allen GR (1991) Damselfishes of the world. Mergus, Melle
- Amorim MCP, Vasconcelos RO (2008) Variability in the mating calls of the Lusitanian toadfish *Halobatrachus didactylus*: cues for potential individual recognition. *J Fish Biol* 73:1267–1283
- Amorim MCP, Vasconcelos RO, Bolgan M, Pedroso SS, Fonseca PJ (2018) Acoustic communication in marine shallow waters: testing the acoustic adaptive hypothesis in sand gobies. *J Exp Biol*
- Amorim MCP, Vasconcelos RO, Fonseca PJ (2015) Fish Sounds and Mate Choice. In: Ladich F. (eds) *Sound Communication in Fishes*. Springer, Vienna, pp 1–33
- Amorim MCP, Wanjala JA, Vieira M, Bolgan M, Connaughton MA, Pereira BP, Fonseca PJ, Ribeiro F (2023) Detection of invasive fish species with passive acoustics: Discriminating between native and non-indigenous sciaenids. *Mar Environ Res* 188:106017
- Atoda K (1951) The larva and postlarval development of the reef-building corals IV. *Galaxea aspera* quelch. *J Morphol* 89:17–35
- Bacchet P, Zysman T, Lefèvre Y (2006) *Guide des poissons de Tahiti et ses îles*. Au vent des îles éd, Pirae (Tahiti)
- Bailey H, Fandel AD, Silva K, Gryzb E, McDonald E, Hoover AL, Ogburn MB, Rice AN (2021) Identifying and predicting occurrence and abundance of a vocal animal species based on individually specific calls. *Ecosphere* 12:e03685
- Baird AH, Hughes TP (2000) Competitive dominance by tabular corals: an experimental analysis of recruitment and survival of understorey assemblages. *J Exp Mar Biol Ecol* 251:117–132
- Baldwin CC, Tornabene L, Robertson DR (2018) Below the Mesophotic. *Sci Rep* 8:4920
- Banse M (2024) Patterns of Acoustic Communication in Holocentridae: An Evolutionary Perspective. ULiège - Université de Liège [Faculté des Sciences], Liège, Belgium
- Bellwood DR, Choat JH (1990) A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. *Environ Biol Fishes* 28:189–214

- Bellwood DR, Hoey AS, Ackerman JL, Depczynski M (2006) Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. *Glob Change Biol* 12:1587–1594
- Bellwood DR, Hoey AS, Choat JH (2003) Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecol Lett* 6:281–285
- Bellwood DR, Hoey AS, Hughes TP (2012) Human activity selectively impacts the ecosystem roles of parrotfishes on coral reefs. *Proc R Soc B Biol Sci* 279:1621–1629
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nyström M (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429:827–833
- Bertucci F, Parmentier E, Lecellier G, Hawkins AD, Lecchini D (2016) Acoustic indices provide information on the status of coral reefs: an example from Moorea Island in the South Pacific. *Sci Rep* 6:33326
- Blondel J (2003) Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100:223–231
- Bolgan M, Amorim MCP, Fonseca PJ, Di Iorio L, Parmentier E (2018a) Acoustic Complexity of vocal fish communities: a field and controlled validation. *Sci Rep* 8:10559
- Bolgan M, Di Iorio L, Dailianis T, Catalan IA, Lejeune P, Picciulin M, Parmentier E (2022) Fish acoustic community structure in Neptune seagrass meadows across the Mediterranean basin. *Aquat Conserv*
- Bolgan M, O'Brien J, Chorazyczewska E, Winfield IJ, McCullough P, Gammell M (2018b) The soundscape of Arctic Charr spawning grounds in lotic and lentic environments: can passive acoustic monitoring be used to detect spawning activities? *Bioacoustics* 27:57–85
- Bruno JF, Selig ER (2007) Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS ONE* 2:e711
- Burgess SC, Johnston EC, Wyatt ASJ, Leichter JJ, Edmunds PJ (2021) Response diversity in corals: hidden differences in bleaching mortality among cryptic *Pocillopora* species. *Ecology* 102:e03324
- Burke LM, Reyttar K, Spalding M, Perry A (2011) *Reefs at risk revisited*. World Resources Institute, Washington, DC
- Caley MJ, John JS (1996) Refuge Availability Structures Assemblages of Tropical Reef Fishes. *J Anim Ecol* 65:414
- Carpenter KE, Abrar M, Aeby G, Aronson RB, Banks S, Bruckner A, Chiriboga A, Cortés J, Delbeek JC, DeVantier L, Edgar GJ, Edwards AJ, Fenner D, Guzmán HM, Hoeksema BW, Hodgson G, Johan O, Licuanan WY, Livingstone SR, Lovell ER, Moore JA, Obura DO, Ochavillo D, Polidoro BA, Preech WF, Quibilan MC, Reboton C, Richards ZT, Rogers AD, Sanciangco J, Sheppard A, Sheppard C, Smith J, Stuart S, Turak E, Veron JEN, Wallace C, Weil E, Wood E (2008) One-Third of Reef-Building Corals Face Elevated Extinction Risk from Climate Change and Local Impacts. *Science* 321:560–563

- Casadevall M (1996) Morphometric, meristic and anatomical differences between *Ophidion barbatum* L., 1758 and *O. rochei* Müller, 1845 (Pisces, Ophidiidae. Publ Espec Inst Esp Ocean 21:45–61
- Cato DH (1993) Some features of ambient noise in shallow tropical waters. J Acoust Soc Am 93:2271–2271
- Cesar HSJ, Burke L, Pet-Soede L (2003) The economics of worldwide coral reef. CEEC, Cesar Environmental Economics Consulting, Arnhem
- Chambers JM (1993) Statistical models in S. Chapman & Hall, London
- Chapin FS, Walker BH, Hobbs RJ, Hooper DU, Lawton JH, Sala OE, Tilman D (1997) Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. Science 277:500–504
- Chapin Iii FS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Díaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. Nature 405:234–242
- Cheal AJ, Emslie MJ, Currey-Randall LM, Heupel MR (2021) Comparability and complementarity of reef fish measures from underwater visual census (UVC) and baited remote underwater video stations (BRUVS). J Environ Manage 289:112375
- Clark CW, Ellison WT, Southall BL, Hatch L, Van Parijs SM, Frankel A, Ponirakis D (2009) Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. Mar Ecol Prog Ser 395:201–222
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, García-Charton J-A, Pérez-Ruzafa Á, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli J-M, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: size and age do matter. Ecol Lett 11:481–489
- Coker DJ, Graham NAJ, Pratchett MS (2012) Interactive effects of live coral and structural complexity on the recruitment of reef fishes. Coral Reefs 31:919–927
- Colley O, Vandewalle P, Lanterbecq D, Lecchini D, Parmentier E (2011) Interspecific variation of calls in clownfishes: degree of similarity in closely related species. BMC Evol Biol 11:365
- Connell JH (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. Science 199:1302–1310
- Cox BS, Dux AM, Quist MC, Guy CS (2012) Use of a Seismic Air Gun to Reduce Survival of Nonnative Lake Trout Embryos: A Tool for Conservation? North Am J Fish Manag 32:292–298
- De Loma TL, Osenberg CW, Shima JS, Chancerelle Y, Davies N, Brooks AJ, Galzin R (2008) A Framework for Assessing Impacts of Marine Protected Areas in Moorea (French Polynesia) ¹. Pac Sci 62:431–441

- Desiderà E, Guidetti P, Panzalis P, Navone A, Valentini-Poirrier C, Boissery P, Gervaise C, Di Iorio L (2019) Acoustic fish communities: sound diversity of rocky habitats reflects fish species diversity. *Mar Ecol Prog Ser* 608:183–197
- Di Iorio L, Raick X, Parmentier E, Boissery P, Valentini-Poirrier C, Gervaise C (2018) ‘Posidonia meadows calling’: a ubiquitous fish sound with monitoring potential. *Remote Sens Ecol Conserv* 4:248–263
- Dickens LC, Goatley CHR, Tanner JK, Bellwood DR (2011) Quantifying Relative Diver Effects in Underwater Visual Censuses. *PLoS ONE* 6:e18965
- Dimoff SA, Halliday WD, Pine MK, Tietjen KL, Juanes F, Baum JK (2021) The utility of different acoustic indicators to describe biological sounds of a coral reef soundscape. *Ecol Indic* 124:107435
- Done T (2011) Coral Reef, Definition. In: Hopley D. (eds) *Encyclopedia of Modern Coral Reefs*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 261–267
- Done TJ, Ogden JC, Weibe WJ, Rosen BR (1996) Biodiversity and Ecosystem Function of Coral Reefs. In: Mooney H.A. (eds) *Functional roles of biodiversity: a global perspective*. Wiley, Chichester, pp 393–427
- Duarte CM, Chapuis L, Collin SP, Costa DP, Devassy RP, Eguiluz VM, Erbe C, Gordon TAC, Halpern BS, Harding HR, Havlik MN, Meekan M, Merchant ND, Miksis-Olds JL, Parsons M, Predragovic M, Radford AN, Radford CA, Simpson SD, Slabbekoorn H, Staaterman E, Van Opzeeland IC, Winderen J, Zhang X, Juanes F (2021) The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371:eaba4658
- Eakin CM, Lough JM, Heron SF, Liu G (2018) Climate Variability and Change: Monitoring Data and Evidence for Increased Coral Bleaching Stress. In: Van Oppen M.J.H., Lough J.M. (eds) *Coral Bleaching*. Springer International Publishing, Cham, pp 51–84
- Eddy TD, Lam VWY, Reygondeau G, Cisneros-Montemayor AM, Greer K, Palomares MLD, Bruno JF, Ota Y, Cheung WWL (2021) Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. *One Earth* 4:1278–1285
- Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Willis TJ, Kininmonth S, Baker SC, Banks S, Barrett NS, Becerro MA, Bernard ATF, Berkhout J, Buxton CD, Campbell SJ, Cooper AT, Davey M, Edgar SC, Försterra G, Galván DE, Irigoyen AJ, Kushner DJ, Moura R, Parnell PE, Shears NT, Soler G, Strain EMA, Thomson RJ (2014) Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506:216–220
- Fine ML, Parmentier E (2015) Mechanisms of Fish Sound Production. In: Ladich F. (eds) *Sound Communication in Fishes*. Springer Vienna, Vienna, pp 77–126
- Fine ML, Thorson RF (2008) Use of Passive Acoustics for Assessing Behavioral Interactions in Individual Toadfish. *Trans Am Fish Soc* 137:627–637
- Fisher R, O’Leary RA, Low-Choy S, Mengersen K, Knowlton N, Brainard RE, Caley MJ (2015) Species Richness on Coral Reefs and the Pursuit of Convergent Global Estimates. *Curr Biol* 25:500–505

- Fox R, Sunderland T, Hoey A, Bellwood D (2009) Estimating ecosystem function: contrasting roles of closely related herbivorous rabbitfishes (Siganidae) on coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 385:261–269
- Fukunaga A, Kosaki RK, Pascoe KH, Burns JHR (2020) Fish Assemblage Structure in the Northwestern Hawaiian Islands Is Associated with the Architectural Complexity of Coral-Reef Habitats. *Diversity* 12:430
- Gajdzik L, Aguilar-Medrano R, Frédérick B (2019) Diversification and functional evolution of reef fish feeding guilds. *Ecol Lett* 22:572–582
- Galzin R (1979) La faune ichthyologique d'un récif corallien de Moorea de Polynésie française : échantillonnage et premiers résultats. *Terre Vie Rev Hist Nat* 33:623–643
- Galzin R (1987) Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. 2. Temporal scales. *Mar Ecol Prog Ser Halstenbek* 41:137–145
- Galzin R, Kulbicki M, Petit J, Wickel J (2009) Réflexions de biologistes sur les “effets réserve” en partant du cas d'étude de la Polynésie Française.
- Gaspar C, Bambridge T (2008) Territorialités et aires marines protégées à Moorea (Polynésie française). *J Société Océan* 231–246
- Geenens G, Lafaye De Micheaux P (2022) The Hellinger Correlation. *J Am Stat Assoc* 117:639–653
- Graham NAJ, Chabanet P, Evans RD, Jennings S, Letourneur Y, Aaron MacNeil M, McClanahan TR, Öhman MC, Polunin NVC, Wilson SK (2011) Extinction vulnerability of coral reef fishes. *Ecol Lett* 14:341–348
- Graham NAJ, Jennings S, MacNeil MA, Mouillot D, Wilson SK (2015) Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature* 518:94–97
- Green A, Bellwood D (2009) Monitoring Functional Groups of Herbivorous Reef Fishes as Indicators of Coral Reef Resilience A practical guide for coral reef managers in the Asia Pacific Region.
- Greenacre M (2013) The contributions of rare objects in correspondence analysis. *Ecology* 94:241–249
- Halpern BS (2003) The Impact of Marine Reserves: Do Reserves Work and Does Reserve Size Matter? *Ecol Appl* 13:117–137
- Han X, Adam TC, Schmitt RJ, Brooks AJ, Holbrook SJ (2016) Response of herbivore functional groups to sequential perturbations in Moorea, French Polynesia. *Coral Reefs* 35:999–1009
- Hédouin L, Rouzé H, Berthe C, Perez-Rosales G, Martinez E, Chancerelle Y, Galand PE, Lerouvreur F, Nugues MM, Pochon X, Siu G, Steneck R, Planes S (2020) Contrasting patterns of mortality in Polynesian coral reefs following the third global coral bleaching event in 2016. *Coral Reefs* 39:939–952

- Heron SF, Maynard JA, Van Hooidonk R, Eakin CM (2016) Warming Trends and Bleaching Stress of the World's Coral Reefs 1985–2012. *Sci Rep* 6:38402
- Hester KC, Peltzer ET, Kirkwood WJ, Brewer PG (2008) Unanticipated consequences of ocean acidification: A noisier ocean at lower pH. *Geophys Res Lett* 35:
- Hoagland P, Sumaila UR, Farrow S (2001) Marine Protected Areas. *Encyclopedia of Ocean Sciences*. Elsevier, pp 1654–1659
- Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS, Greenfield P, Gomez E, Harvell CD, Sale PF, Edwards AJ, Caldeira K, Knowlton N, Eakin CM, Iglesias-Prieto R, Muthiga N, Bradbury RH, Dubi A, Hatziolos ME (2007) Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318:1737–1742
- Hoegh-Guldberg O, Salvat B (1995) Periodic mass-bleaching and elevated sea temperatures: bleaching of outer reef slope communities in Moorea, French Polynesia. *Mar Ecol Prog Ser* 121:181–190
- Hoeksema BW (2007) Delineation of the Indo-Malayan Centre of Maximum Marine Biodiversity: The Coral Triangle. In: Renema W. (eds) *Biogeography, Time, and Place: Distributions, Barriers, and Islands*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 117–178
- Holbrook SJ, Schmitt RJ, Adam TC, Brooks AJ (2016) Coral Reef Resilience, Tipping Points and the Strength of Herbivory. *Sci Rep* 6:35817
- Holles S, Simpson SD, Radford AN, Berten L, Lecchini D (2013) Boat noise disrupts orientation behaviour in a coral reef fish. *Mar Ecol Prog Ser* 485:295–300
- Holling CS (1973) Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annu Rev Ecol Syst* 4:1–23
- Hughes TP (1994) Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Sci Am Assoc Adv Sci* 265:1547–1551
- Hughes TP, Anderson KD, Connolly SR, Heron SF, Kerry JT, Lough JM, Baird AH, Baum JK, Berumen ML, Bridge TC, Claar DC, Eakin CM, Gilmour JP, Graham NAJ, Harrison H, Hobbs J-PA, Hoey AS, Hoogenboom M, Lowe RJ, McCulloch MT, Pandolfi JM, Pratchett M, Schoepf V, Torda G, Wilson SK (2018) Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science* 359:80–83
- Hughes TP, Connell JH (1999) Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnol Oceanogr* 44:932–940
- Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-Guldberg O, McCook L, Moltschaniwskyj N, Pratchett MS, Steneck RS, Willis B (2007) Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Curr Biol* 17:360–365
- Hunte W, Wittenberg M (1992) Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals: II. Settlement. *Mar Biol* 114:625–631

- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjørndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293:629–637
- Jacquemont J, Blasiak R, Le Cam C, Le Gouvellec M, Claudet J (2022) Ocean conservation boosts climate change mitigation and adaptation. *One Earth* 5:1126–1138
- Jensen FB, Kuperman WA, Porter MB, Schmidt H (2011) Fundamentals of Ocean Acoustics. In: Jensen F.B., Kuperman W.A., Porter M.B., Schmidt H. (eds) *Computational Ocean Acoustics*. Springer, New York, NY, pp 1–64
- Jones GP, McCormick MI, Srinivasan M, Eagle JV (2004) Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proc Natl Acad Sci* 101:8251–8253
- Kever L, Boyle K, Dragičević B, Dulčić J, Casadevall M, Parmentier E (2012) Sexual dimorphism of sonic apparatus and extreme intersexual variation of sounds in *Ophidion rochei* (Ophidiidae): first evidence of a tight relationship between morphology and sound characteristics in Ophidiidae. *Front Zool* 9:
- Krause B (1987) *Bioacoustics: Habitat Ambience & Ecological Balance*. Whole Earth Rev
- Kuiter RH (2001) *Pictorial Guide to Indonesian Reef Fishes*. PT Dive & Dive's,
- Lacoursière-Roussel A, Côté G, Leclerc V, Bernatchez L (2016) Quantifying relative fish abundance with eDNA: a promising tool for fisheries management. *J Appl Ecol* 53:1148–1157
- Lamb JB, Willis BL, Fiorenza EA, Couch CS, Howard R, Rader DN, True JD, Kelly LA, Ahmad A, Jompa J, Harvell CD (2018) Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science* 359:460–462
- Lamy T, Galzin R, Kulbicki M, Lison De Loma T, Claudet J (2016) Three decades of recurrent declines and recoveries in corals belie ongoing change in fish assemblages. *Coral Reefs* 35:293–302
- Lecchini D, Galzin R (2005) Spatial repartition and ontogenetic shifts in habitat use by coral reef fishes (Moorea, French Polynesia). *Mar Biol* 147:47–58
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*. Elsevier Science, San Diego
- Lieske E, Myers R (1996) *Coral Reef Fishes: Caribbean, Indian Ocean and Pacific Ocean. Including the Red Sea*. HarperCollinsPublishers, London
- Lindseth AV, Lobel PS (2018) Underwater Soundscape Monitoring and Fish Bioacoustics: A Review. *Fishes* 3:36
- Lobel P, Garner J, Kaatz I, Rice A (2021) Sonic Cichlids. pp 443–502
- Locascio J, Mann D (2004) Diel periodicity of fish sound production in Charlotte Harbor, Florida. *J Acoust Soc Am* 116:2640

- Looby A, Cox K, Bravo S, Rountree R, Juanes F, Reynolds LK, Martin CW (2022) A quantitative inventory of global soniferous fish diversity. *Rev Fish Biol Fish* 32:581–595
- Lough JM, Anderson KD, Hughes TP (2018) Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. *Sci Rep* 8:6079
- Loya Y (1978) Y. Loya (1978). Plotless and transect methods. In: *Monographs on Oceanic Methodology. Coral Reefs: Research Methods*. D.R. Stoddart and R.E. Johannes (eds.). UNESCO Press, 5: 197–218.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) PLUGGING A HOLE IN THE OCEAN: THE EMERGING SCIENCE OF MARINE RESERVES ¹. *Ecol Appl* 13:3–7
- Luczkovich JJ, Pullinger RC, Johnson SE, Sprague MW (2008) Identifying Sciaenid Critical Spawning Habitats by the Use of Passive Acoustics. *Trans Am Fish Soc* 137:576–605
- MacNeil MA, Mellin C, Matthews S, Wolff NH, McClanahan TR, Devlin M, Drovandi C, Mengersen K, Graham NAJ (2019) Water quality mediates resilience on the Great Barrier Reef. *Nat Ecol Evol* 3:620–627
- Magel JMT, Dimoff SA, Baum JK (2020) Direct and indirect effects of climate change-amplified pulse heat stress events on coral reef fish communities. *Ecol Appl* 30:e02124
- Mann DA, Casper BM, Boyle KS, Tricas TC (2007) On the attraction of larval fishes to reef sounds. *Mar Ecol Prog Ser* 338:307–310
- Mann DA, Lobel PS (1997) Propagation of damselfish (Pomacentridae) courtship sounds. *J Acoust Soc Am* 101:3783–3791
- Maynard JA, Anthony KRN, Marshall PA, Masiri I (2008) Major bleaching events can lead to increased thermal tolerance in corals. *Mar Biol* 155:173–182
- McClanahan T, Polunin N, Done T (2002) Ecological States and the Resilience of Coral Reefs. *Conserv Ecol* 6:
- McCormick MI, Moore JAY, Munday PL (2010) Influence of habitat degradation on fish replenishment. *Coral Reefs* 29:537–546
- McDonald EM, Morano JL, DeAngelis AI, Rice AN (2017) Building time-budgets from bioacoustic signals to measure population-level changes in behavior: a case study with sperm whales in the Gulf of Mexico. *Ecol Indic* 72:360–364
- McWilliam M, Pratchett MS, Hoogenboom MO, Hughes TP (2020) Deficits in functional trait diversity following recovery on coral reefs. *Proc R Soc B Biol Sci* 287:20192628
- Molloy PP, McLean IB, Côté IM (2009) Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *J Appl Ecol* 46:743–751

- Munday PL (2004) Habitat loss, resource specialization, and extinction on coral reefs. *Glob Change Biol* 10:1642–1647
- Myers RF (1991) *Micronesian Reef Fishes: A Practical Guide to the Identification on the Coral Reef Fishes of the Tropical Central and Western Pacific*. Coral Graphics,
- Myrberg AA (1981) Sound Communication and Interception in Fishes. In: Tavolga W.N., Popper A.N., Fay R.R. (eds) *Hearing and Sound Communication in Fishes*. Springer New York, New York, NY, pp 395–426
- Myrberg AA (2001) The Acoustical Biology of Elasmobranchs. *Environ Biol Fishes* 60:31–46
- Nelson JS, Grande TC, Wilson MVH (2016) *Fishes of the World*. Wiley,
- Olivier D, Loiseau N, Petatán-Ramírez D, Millán OT, Suárez-Castillo AN, Torre J, Munguia-Vega A, Reyes-Bonilla H (2018) Functional-biogeography of the reef fishes of the islands of the Gulf of California: Integrating functional divergence into marine conservation. *Glob Ecol Conserv* 16:e00506
- Palumbi SR (2003) POPULATION GENETICS, DEMOGRAPHIC CONNECTIVITY, AND THE DESIGN OF MARINE RESERVES. *Ecol Appl* 13:146–158
- Parmentier E, Bertucci F, Bolgan M, Lecchini D (2021) How many fish could be vocal? An estimation from a coral reef (Moorea Island). *Belg J Zool* 151:
- Parmentier E, Lanterbecq D, Eeckhaut I (2016) From commensalism to parasitism in Carapidae (Ophidiiformes): heterochronic modes of development? *PeerJ* 4:e1786
- Parmentier E, Tock J, Falguière J-C, Beauchaud M (2014) Sound production in *Sciaenops ocellatus*: Preliminary study for the development of acoustic cues in aquaculture. *Aquaculture* 432:204–211
- Penin L, Adjeroud M, Schrimm M, Lenihan HS (2007) High spatial variability in coral bleaching around Moorea (French Polynesia): patterns across locations and water depths. *C R Biol* 330:171–181
- Pérez-Rosales G, Brandl SJ, 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. *Mar Pollut Bull* 170:112659
- Pijanowski BC, Farina A, Gage SH, Dumyahn SL, Krause BL (2011) What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landsc Ecol* 26:1213–1232
- Planes S, Chancerelle Y, Siu G (2021) Rapport d'activités 2021.
- Pratchett M, Munday P, Wilson S, Graham N, Cinner J, Bellwood D, Jones G, Polunin N, Mcclanahan T (2008) Effects Of Climate-Induced Coral Bleaching On Coral-Reef Fishes ,Â Ecological And Economic Consequences. In: Gibson R., Atkinson R., Gordon J. (eds) *Oceanography and Marine Biology*. CRC Press, pp 251–296

- Pratchett MS (2005) Dietary overlap among coral-feeding butterflyfishes (Chaetodontidae) at Lizard Island, northern Great Barrier Reef. *Mar Biol* 148:373–382
- Pratchett MS, Hoey AS, Wilson SK, Messmer V, Graham NAJ (2011a) Changes in Biodiversity and Functioning of Reef Fish Assemblages following Coral Bleaching and Coral Loss. *Diversity* 3:424–452
- Pratchett MS, McCowan D, Maynard JA, Heron SF (2013) Changes in Bleaching Susceptibility among Corals Subject to Ocean Warming and Recurrent Bleaching in Moorea, French Polynesia. *PLoS ONE* 8:e70443
- Pratchett MS, Trapon M, Berumen ML, Chong-Seng K (2011b) Recent disturbances augment community shifts in coral assemblages in Moorea, French Polynesia. *Coral Reefs* 30:183–193
- Probert PK (2017) *Marine Conservation*. Cambridge University Press,
- Raick X (2024) *Diversity of the biophony of Polynesian photic and mesophotic coral reefs*. ULiège - University of Liège, Liège, Belgium
- Raick X, Campisi J, Périé-Bardout E, Bardout G, Bertucci F, Di Iorio L, Parmentier E (2024) Depth shapes diel cycles and ‘realized acoustic niches’ of fish sounds.
- Raick X, Collet P, Consortium UTP, Lecchini D, Bertucci F, Parmentier E (2023a) Diel cycle of two recurrent fish sounds from mesophotic coral reefs. *Sci Mar* 87:
- Raick X, Di Iorio L, Gervaise C, Lossent J, Lecchini D, Parmentier É (2021) From the Reef to the Ocean: Revealing the Acoustic Range of the Biophony of a Coral Reef (Moorea Island, French Polynesia). *J Mar Sci Eng* 9:420
- Raick X, Di Iorio L, Lecchini D, Bolgan M, Parmentier E (2023b) “To be, or not to be”: critical assessment of the use of α -acoustic diversity indices to evaluate the richness and abundance of coastal marine fish sounds. *J Ecoacoustics* 7:
- Raick X, Di Iorio L, Lecchini D, Gervaise C, Hédouin L, Under The Pole Consortium, Bardout G, Fauchet J, Ferucci A, Gazzola F, Lagarrigue G, Leblond J, Marivint E, Mittau A, Mollon N, Paulme N, Périé-Bardout E, Pete R, Pujolle S, Siu G, Pérez-Rosales G, Rouzé H, Bertucci F, Parmentier É (2023c) Fish sounds of photic and mesophotic coral reefs: variation with depth and type of island. *Coral Reefs* 42:285–297
- Raick X, Koussa A, Zawadzki CH, Kurchevski G, Godinho AL, Parmentier É (2022) Sounds and associated morphology of *Hypostomus* species from South-East Brazil. *J Zool* 317:77–91
- Raick X, Parmentier E, Lecchini D, Gervaise C, Bertucci F, Iwankow G, Siu G, Di Iorio L (2023d) Passive acoustic monitoring reveals the resilience effect of marine protected areas to coral bleaching events.
- Randall JE, Allen GR, Steene RC (1990) *Fishes of the Great Barrier Reef and Coral Sea*. University of Hawaii Press, Honolulu

- Randrianarivo M, Botosoamananto RL, Guilhaumon F, Penin L, Todinanahary G, Adjeroud M (2023) Effects of Madagascar marine reserves on juvenile and adult coral abundance, and the implication for population regulation. *Mar Environ Res* 190:106080
- Ricart AM, Rodríguez-Zaragoza FA, González-Salas C, Ortiz M, Cupul-Magaña AL, Adjeroud M (2016) Coral reef fish assemblages at Clipperton Atoll (Eastern Tropical Pacific) and their relationship with coral cover. *Sci Mar* 80:479–486
- Roberts C-M, Hawkins J-P (2000) Fully-protected marine reserves: a guide. WWF Endangered Seas Campaign, USA and Environment Department, University of York
- Rogers PH, Cox M (1988) Underwater Sound as a Biological Stimulus. 131–149
- Ross ST (1986) Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field Studies. *Copeia* 1986:352–388
- Rountree RA, Gilmore RG, Goudey CA, Hawkins AD, Luczkovich JJ, Mann DA (2006) Listening to Fish: Applications of Passive Acoustics to Fisheries Science. *Fisheries* 31:433–446
- Ruppé L, Clément G, Herrel A, Ballesta L, Décamps T, Kéver L, Parmentier E (2015) Environmental constraints drive the partitioning of the soundscape in fishes. *Proc Natl Acad Sci* 112:6092–6097
- Salvat B (1992) Blanchissement et mortalité des scleractinaires sur les récifs de Moorea (archipel de la Société) en 1991. *Comptes Rendus Acad Sci Paris T Ser III* 314:105–111
- Selig ER, Bruno JF (2010) A Global Analysis of the Effectiveness of Marine Protected Areas in Preventing Coral Loss. *PLOS ONE* 5:e9278
- Sheppard C, Davy S, Pilling G, Graham N (2017) *The Biology of Coral Reefs*. Oxford University Press Oxford,
- Siu G, Bacchet P, Bernardi G, Brooks AJ, Carlot J, Causse R, Claudet J, Clua E, Delrieu-Trottin E, Espiau B, Harmelin-Vivien M, Keith P, Lecchini D, Madi Moussa R, Parravicini V, Planes S, Ponsonnet C, Randall JE, Sasal P, Taquet M, Williams JT, Galzin R (2017) Shore fishes of French Polynesia.
- Smith SV (1978) Coral-reef area and the contributions of reefs to processes and resources of the world's oceans. *Nature* 273:225–226
- Sommer C, Schneider W, Poutiers J-M (1996) *The living marine resources of Somalia*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Staaterman E, Rice AN, Mann DA, Paris CB (2013) Soundscapes from a Tropical Eastern Pacific reef and a Caribbean Sea reef. *Coral Reefs* 32:553–557
- Syms C, Jones GP (2000) DISTURBANCE, HABITAT STRUCTURE, AND THE DYNAMICS OF A CORAL-REEF FISH COMMUNITY. *Ecology* 81:2714–2729

- Trapon ML, Pratchett MS, Penin L (2011) Comparative Effects of Different Disturbances in Coral Reef Habitats in Moorea, French Polynesia. *J Mar Biol* 2011:1–11
- Tricas TC, Boyle KS (2014) Acoustic behaviors in Hawaiian coral reef fish communities. *Mar Ecol Prog Ser* 511:1–16
- Tsujii K, Akamatsu T, Okamoto R, Mori K, Mitani Y, Umeda N (2018) Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PLOS ONE* 13:e0204112
- Van Parijs SM, Clark CW, Sousa-Lima RS, Parks SE, Rankin S, Risch D, Van Opzeeland IC (2009) Management and research applications of real-time and archival passive acoustic sensors over varying temporal and spatial scales. *Mar Ecol Prog Ser* 395:21–36
- Vieux C, Chancerelle Y, Aubanel A, Salvat B (2008) Les modifications de la ligne de rivage dans les îles de la Société (Polynésie française) : un indicateur des pressions anthropiques en zone côtière. *J Société Océan* 59–66
- Villéger S, Brosse S, Mouchet M, Mouillot D, Vanni MJ (2017) Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquat Sci* 79:783–801
- Viviani J, Moritz C, Parravicini V, Lecchini D, Siu G, Galzin R, Viriot L (2019) Synchrony patterns reveal different degrees of trophic guild vulnerability after disturbances in a coral reef fish community. *Divers Distrib* 25:1210–1221
- Wall C, Simard P, Lembke C, Mann D (2013) Large-Scale Passive Acoustic Monitoring of Fish Sound Production on the West Florida Shelf. *Mar Ecol Prog Ser* 484:173–188
- Wilson SK, Fisher R, Pratchett MS, Graham NAJ, Dulvy NK, Turner RA, Cakacaka A, Polunin NVC, Rushton SP (2008) Exploitation and habitat degradation as agents of change within coral reef fish communities. *Glob Change Biol* 14:2796–2809
- Wilson SK, Graham NAJ, Pratchett MS, Jones GP, Polunin NVC (2006) Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Glob Change Biol* 12:2220–2234
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314:787–790
- Wright KJ, Higgs DM, Cato DH, Leis JM (2010) Auditory sensitivity in settlement-stage larvae of coral reef fishes. *Coral Reefs* 29:235–243
- (2002) Resilience and the behavior of large-scale systems. Island Press, Washington, D.C
- (2011) PAM systems. In: Zimmer W.M.X. (eds) *Passive Acoustic Monitoring of Cetaceans*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 299–325

7 Annexes

7.1 Annexe 1

Localisations des sites d'échantillonnage. AMP = Aire Marine Protégée. nAMP= Aire Marine non Protégée Area. E2B= "entre deux baies".

Nom		Site	GPS		Date
Statut	Côte		latitude	longitude	2021
AMP	Ouest	Tetaiuo	-17.5052	-149.9275	31/01
nAMP	Ouest	Gendron	-17.4995	-149.9276	27/01
AMP	Nord-Ouest	Tiahura	-17.4830	-149.8998	01/02
nAMP	Nord-Ouest	Papetoai	-17.4829	-149.8861	28/01
AMP	Nord	Pihaena	-17.4765	-149.8291	04/02
nAMP	Nord	E2B	-17.4751	-149.8372	09/02
AMP	Est	Nuarei	-17.5006	-149.7546	04/02
nAMP	Est	Temae	-17.5067	-149.7600	04/02

7.2 Annexe 2

Détails concernant les catégories utilisées pour la couverture benthique selon Lison de Lima (2008).

Corail vivant	Les fragments cassés vivants de plus de 15 cm ont été considérés.
Corail mort	Seul le corail mort récemment (moins d'un an) toujours debout ou ceux récemment cassés ont été considérés. Le polype doit être visible et la couverture d'algues doit être légère.
Macroalgues	Seul les algues non calcaire de large taille ont été considérées.
Dalle corallienne	Substrat dur et compact même lorsqu'il est couvert d'un fin gazon (taille ne dépassant pas 5 mm) ou d'algues incrustées. De plus, le corail mort depuis plus d'un an a été inclus.
Débris	Petits fragments de calcium biogénique entre 0,2 et 15 cm.
Sable	Sédiments fin avec des particules <0,2 cm que ne reste pas suspendues lors de perturbations (contrairement à la boue).

7.3 Annexe 3

Tableau du pourcentage des composantes de la couverture benthique de chaque sites
(moyenne \pm écart-type)

Sites	Coraux vivants (%)	Algues (%)	Dalle corallienne (%)	Débris coralliens (%)	Sable (%)
E2B (nAMP_{Nord})	13.33 \pm 4.16	6.67 \pm 9.87	72 \pm 11.14	3.33 \pm 1.15	4.67 \pm 8.08
Gendron (nAMP_{Ouest})	9.33 \pm 7.57	7.33 \pm 5.03	68.67 \pm 5.03	10.67 \pm 4.16	5.33 \pm 1.15
Nuarei (AMP_{Est})	32 \pm 4	2 \pm 2	54 \pm 5.29	12 \pm 5.29	0 \pm 0
Pihaena (AMP_{Nord})	27.33 \pm 11.02	5.33 \pm 7.57	60.67 \pm 13.32	6 \pm 6	0.67 \pm 1.15
Temae (nAMP_{Est})	22 \pm 10.58	3.33 \pm 4.16	40.67 \pm 5.03	32.67 \pm 5.77	1.33 \pm 1.15
Tetaiuo (AMP_{Ouest})	16 \pm 5.29	5.33 \pm 1.15	68 \pm 4	5.33 \pm 5.03	5.33 \pm 3.05
Côtes					
Nord	20.33 \pm 10.69	6 \pm 7.89	66.33 \pm 12.61	4.67 \pm 4.13	2.67 \pm 5.61
Est	27 \pm 9.01	2.67 \pm 3.01	47.33 \pm 8.64	22.33 \pm 12.36	0.67 \pm 1.03
Ouest	12.67 \pm 6.89	6.33 \pm 3.44	68.33 \pm 4.08	8 \pm 5.06	5.33 \pm 2.07

7.4 Annexe 4

Tableau des abréviations des espèces de poissons

Nom scientifique	Abréviation
<i>Acanthurus achilles</i>	A.a
<i>Acanthurus nigricans</i>	A.n
<i>Acanthurus nigricauda</i>	A.ni
<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	A.nig
<i>Acanthurus nigroris</i>	A.nigr
<i>Acanthurus olivaceus</i>	A.o
<i>Acanthurus pyroferus</i>	A.p
<i>Acanthurus thompsoni</i>	A.t
<i>Amanes scopas</i>	Am.s
<i>Anampses caeruleopunctatus</i>	An.c
<i>Anampses twistii</i>	An.t
<i>Aphareus furca</i>	Ap.f
<i>Aulostomus chinensis</i>	Aus.c
<i>Balistapus undulatus</i>	B.u
<i>Calotomus carolinus</i>	C.c
<i>Cantherhines pardalis</i>	Ca.p
<i>Canthigaster solandri</i>	Cant.s
<i>Caracanthus maculatus</i>	Car.m
<i>Caracanthus unipinna</i>	Car.u
<i>Caranx melampygus</i>	Cara.m

<i>Centropyge bispinosa</i>	Ce.b
<i>Centropyge flavissima</i>	Ce.f
<i>Centropyge heraldi</i>	Ce.h
<i>Centropyge loriculus</i>	Ce.l
<i>Cephalopholis argus</i>	Cep.a
<i>Cephalopholis urodeta</i>	Cep.u
<i>Chaetodon ephippium</i>	Ch.e
<i>Chaetodon lunula</i>	Ch.l
<i>Chaetodon ornatissimus</i>	Ch.o
<i>Chaetodon pelewensis</i>	Ch.p
<i>Chaetodon quadrimaculatus</i>	Ch.q
<i>Chaetodon reticulatus</i>	Ch.r
<i>Chaetodon trifascialis</i>	Ch.t
<i>Chaetodon unimaculatus</i>	Ch.u
<i>Cheilinus oxycephalus</i>	Che.o
<i>Cheilinus trilobatus</i>	Che.t
<i>Chlorurus microrhinos</i>	Chl.m
<i>Chlorurus sordidus</i>	Chl.s
<i>Pycnochromis acares</i> (Anciennement <i>Chromis acares</i>)	Chr.a
<i>Pycnochromis agilis</i> (Anciennement <i>Chromis agilis</i>)	Chr.ag
<i>Pycnochromis iomelas</i> (Anciennement <i>Chromis iomelas</i>)	Chr.i
<i>Pycnochromis margaritifer</i> (Anciennement <i>Chromis margaritifer</i>)	Chr.m
<i>Pycnochromis vanderbilti</i> (Anciennement <i>Chromis vanderbilti</i>)	Chr.v
<i>Chromis xanthura</i>	Chr.x
<i>Cirrhilabrus exquisitus</i>	Ci.e
<i>Cirrhilabrus scottorum</i>	Ci.s
<i>Cirripectes variolosus</i>	Cir.v
<i>Coris gaimard</i>	Co.g
<i>Ctenochaetus binotatus</i>	Ct.b
<i>Ctenochaetus flavicauda</i>	Ct.f
<i>Ctenochaetus striatus</i>	Ct.s
<i>Dascyllus flavicaudus</i>	D.f
<i>Diodon hystrix</i>	Di.h
<i>Epibulus insidiator</i>	Ep.i
<i>Epinephelus fasciatus</i>	Epi.f
<i>Exallias brevis</i>	Ex.b
<i>Forcipiger flavissimus</i>	Fo.f
<i>Forcipiger longirostris</i>	Fo.l
<i>Gomphosus varius</i>	G.v
<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	Gy.f
<i>Gymnothorax javanicus</i>	Gy.j
<i>Gymnothorax meleagris</i>	Gy.m
<i>Halichoeres claudia</i>	H.c
<i>Halichoeres hortulanus</i>	H.h
<i>Hemigymnus fasciatus</i>	He.f
<i>Heniochus chrysostomus</i>	Hen.c
<i>Hologymnosus annulatus</i>	Ho.a

<i>Labroides bicolor</i>	L.b
<i>Labroides dimidiatus</i>	L.d
<i>Labroides rubrolabiatus</i>	L.r
<i>Lepidozygus tapeinosoma</i>	Le.t
<i>Lethrinus xanthochilus</i>	Let.x
<i>Lutjanus fulvus</i>	Lu.f
<i>Macropharyngodon meleagris</i>	M.m
<i>Melichthys niger</i>	Me.n
<i>Melichthys vidua</i>	Me.v
<i>Monotaxis grandoculis</i>	Mo.g
<i>Myripristis berndti</i>	My.b
<i>Myripristis kuntee</i>	My.k
<i>Naso lituratus</i>	N.l
<i>Nemateleotris magnifica</i>	Nem.m
<i>Neocirrhites armatus</i>	Neo.a
<i>Neoniphon sammara</i>	Neon.s
<i>Novaculichthys taeniourus</i>	No.t
<i>Odonus niger</i>	O.n
<i>Ostorhinchus angustatus</i>	Os.a
<i>Ostracion meleagris</i>	Ost.m
<i>Oxycheilinus unifasciatus</i>	Ox.u
<i>Paracirrhites arcatus</i>	P.a
<i>Paracirrhites forsteri</i>	P.f
<i>Paracirrhites hemistictus</i>	P.h
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	Pa.c
<i>Parupeneus insularis</i>	Pa.i
<i>Parupeneus multifasciatus</i>	Pa.m
<i>Plagiotremus tapeinosoma</i>	Pl.t
<i>Plectroglyphidodon dickii</i>	Ple.d
<i>Plectroglyphidodon johnstonianus</i>	Ple.j
<i>Stegastes lacrymatus</i> (Anciennement <i>Plectroglyphidodon lacrymatus</i>)	Ple.l
<i>Pomachromis fuscidorsalis</i>	Po.f
<i>Pseudanthias mooreanus</i>	Ps.m
<i>Pseudanthias olivaceus</i>	Ps.o
<i>Mirolabrichthys pascalus</i> (Anciennement <i>Pseudanthias pascalus</i>)	Ps.p
<i>Pseudobalistes flavimarginatus</i>	Pse.f
<i>Pseudocheilinus hexataenia</i>	Pseu.h
<i>Pseudocheilinus octotaenia</i>	Pseu.o
<i>Pseudocheilinus tetrataenia</i>	Pseu.t
<i>Pseudodax moluccanus</i>	Pseud.m
<i>Pseudojuloides atavai</i>	Pseudo.a
<i>Sargocentron caudimaculatum</i>	S.c
<i>Sargocentron microstoma</i>	S.m
<i>Sargocentron tiere</i>	S.t
<i>Scarus forsteni</i>	Sc.f
<i>Scarus frenatus</i>	Sc.fr
<i>Scarus ghobban</i>	Sc.g

<i>Scarus globiceps</i>	Sc.gl
<i>Scarus oviceps</i>	Sc.o
<i>Scarus psittacus</i>	Sc.p
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	Sc.r
<i>Scomberoides lysan</i>	Sco.l
<i>Sebastapistes tinkhami</i>	Se.t
<i>Plectroglyphidodon fasciolatus</i> (Anciennement <i>Stegastes fasciolatus</i>)	St.f
<i>Stethojulis bandanensis</i>	Ste.b
<i>Sufflamen bursa</i>	Su.b
<i>Thalassoma hardwicke</i>	T.h
<i>Thalassoma lutescens</i>	T.l
<i>Thalassoma quinquevittatum</i>	T.q
<i>Zanclus cornutus</i>	Z.c
<i>Zebrasoma scopas</i>	Ze.s
<i>Zebrasoma velifer</i> (Anciennement <i>Zebrasoma veliferum</i>)	Ze.v