

**MASTER SCIENCES DE LA MER**

**Parcours : OBEM (Océanographie Biologique et Ecologie Marine)  
sous-parcours Gestion et Conservation**

*Impact des apports terrigènes sur le lagon de Mayotte :  
étude de l'écosystème corallien*

*Lise DUVAL*

**Rapport de Stage réalisé au sein du laboratoire : *MIO (Institut  
Méditerranéen d'Océanologie)***

**Sous la Direction de : *Sandrine RUITTON***

*Année Universitaire : 2024–2025*

## Sommaire

1. Introduction .....	1
2. Matériel & Méthode .....	2
2.1 Site d'étude.....	2
2.2 Méthodes d'échantillonnage .....	3
2.3 Analyse des données .....	5
3. Résultats .....	6
3.1 Recouvrement de coraux, substrats et algues .....	6
3.2 Biomasse des téléostéens.....	9
3.3 Densité des invertébrés.....	11
.....	12
4. Discussion .....	15
5. Conclusion .....	20
6. Bibliographie.....	21
7. Dernière de couverture.....	23
8. Annexes.....	24

## **Remerciements**

Je tiens à remercier très sincèrement Sandrine RUITTON, qui m'a offert une belle opportunité de découvrir les récifs coralliens de Mayotte et qui m'a encadrée tout au long de ce stage avec bienveillance. J'ai beaucoup appris grâce ses conseils et son soutien qui m'a permis d'évoluer dans les meilleures conditions.

Je remercie également l'équipe chaleureuse du projet PLASMA, qui m'a permis de réaliser ce stage et qui m'a fait confiance, ainsi que l'OFB pour le financement de ce projet.

Merci également à la petite équipe de stagiaires coéquipiers de jeux de cartes du midi, qui m'ont tout de suite permis de me sentir intégrée et en confiance au sein du MOI.

Je remercie le MIO pour m'avoir accueillie dans ses bureaux tout au long du stage.

Et merci à toutes les personnes qui m'ont aidée, soutenue, guidée et tenu compagnie tout au long du stage.

## 1. Introduction

Les écosystèmes coralliens présentent des enjeux clés de conservation et de préservation à travers le monde. Ils abritent près d'un quart de la biodiversité marine totale en couvrant seulement de 0,2% des fonds marins en superficie totale (Reaka-Kudla, 1997 ; Knowlton *et al.*, 2010 ; Wagner *et al.*, 2020), et fournissent des services écosystémiques essentiels à une grande partie de la population (Pellowe *et al.*, 2023). Pourtant, leur pérennité est grandement menacée par les activités anthropiques et notamment le changement climatique avec une perte de près de 30% des coraux depuis les années 1980 à l'échelle mondiale (Hoegh-Guldberg, 2005). En effet, l'acidification des eaux fragilisent leur squelette composé de carbonate de calcium (Erez *et al.*, 2011) et le réchauffement des eaux entraîne le blanchissement des coraux par expulsion de leurs zooxanthelles (genre *Symbiodinium*) (Lesser, 2011 ; Heron *et al.*, 2016 ; Weis, 2008). Cette algue unicellulaire symbiotique et mutualiste, permet, par photosynthèse, l'apport de nutriments nécessaires à la croissance des coraux (Davy *et al.*, 2012). En cas de perte, les coraux mixotrophes se retrouvent contraint à l'hétérotrophie, ce qui affaiblie grandement leur métabolisme (Martinez *et al.*, 2024 ; Rodrigues et Grotoli, 2007). Bien que réversible, face à un stress prolongé, ces coraux fragilisés et vulnérables aux maladies, meurent prématurément (Hughes *et al.*, 2018 ; Brandt et McManus, 2009). C'est alors toute la structure calcaire du récif qui s'érode, entraînant la perte d'un habitat complexe essentiel à cet écosystème (Leggat *et al.*, 2019 ; Graham et Nash, 2013) et laissant la place à un habitat érodé couvert de macroalgues (Machendiranathan *et al.*, 2016)). La structure tridimensionnelle des récifs en bon état fournit des zones de nurserie, d'alimentation et de refuge pour de nombreuses espèces d'invertébrés et de téléostéens (Floros et Schleyer, 2016 ; Beukers et Jones, 1998). Un déclin des coraux altère la composition des communautés de toutes les espèces associées à l'écosystème (Wilson *et al.*, 2006 ; Richardson *et al.*, 2018 ; Stuart-Smith *et al.*, 2018).

L'archipel de Mayotte, par sa double barrière récifale rare mais également ses 342 km<sup>2</sup> de récifs coralliens (barrière et frangeants), est un lieu clé d'étude de ces récifs mais également de tout l'écosystème corallien associé (Guilcher *et al.*, 1965 ; Andréfouët *et al.* 2008). Mieux comprendre le fonctionnement de cet écosystème et son état actuel est essentiel dans le contexte actuel, et notamment à la suite de nombreuses vagues de chaleur de 1982 à 2024 (Guillaume *et al.*, 1984 ; Chabanet, 2002 ; Obura *et al.*, 2018). Au-delà de l'enjeu environnemental, ce sont également des enjeux socio-économiques pour la population locale, par l'ensemble des services écosystémiques fournis par les récifs coralliens, que ce soit la protection côtière, la séquestration du carbone, le tourisme mais aussi le maintien de la pêche, principale économie

de l'archipel. La valeur annuelle de ces services est estimée à 111 millions d'euros (Trégarot *et al.*, 2017). La forte expansion démographique depuis 1975 de l'archipel de Mayotte, peuplée actuellement par plus de 300 000 habitants, renforce ces problématiques et ces enjeux. La pression anthropique croissante engendre une forte pollution locale sur l'ensemble du lagon, notamment par les apports des fleuves de l'archipel, qui s'ajoutent aux perturbations humaines à grande échelle. Ces fleuves alimentent le lagon en matière organique dissoute, particulaire et en contaminants par le déversement de rejets d'origine anthropique (eaux usées, agriculture notamment ; Thomassin *et al.*, 2011).

Ainsi, le projet PLASMA 2 au MIO s'intéresse à l'impact de ces pressions anthropiques issues des fleuves d'un point de vue physique, chimique, sociologique et écologique en se concentrant particulièrement sur les microplastiques. La partie écologique du projet comprend deux axes : un sur l'écosystème planctonique et un autre sur l'écosystème corallien. Ce stage se concentre sur ce second axe et cherche à répondre à la problématique : quels sont les impacts des apports terrigènes issus des fleuves de Mayotte sur l'écosystème corallien ? La réflexion se structure en trois axes : tout d'abord, l'analyse de l'état écologique des récifs coralliens et la distribution des communautés d'invertébrés et de téléostéens associées; ensuite, le fonctionnement de l'écosystème corallien et les principaux groupes fonctionnels ; puis, l'impact naturel des fleuves (par apports terrigènes) ainsi que le potentiel impact anthropique (issus des fleuves) sur l'écosystème corallien. Il est attendu de trouver une influence des fleuves sur la représentation des groupes fonctionnels et ainsi que sur le fonctionnement de l'écosystème.

## **2. Matériel & Méthode**

### **2.1 Site d'étude**

Mayotte est un archipel d'origine volcanique de l'océan Indien, situé dans le canal du Mozambique entre l'Afrique (sud-est) et Madagascar (nord-ouest) et faisant partie de l'archipel des Comores (Fig. 1). Mayotte est constitué de deux îles principales : Grande-Terre (l'île principale) et Petite-Terre (petite île à l'est du lagon) ainsi que d'une trentaine de petits îlots et d'une dizaine de passes autour du lagon. Mayotte est entouré d'un lagon délimité par un récif barrière corallien de 140 km de long (Guilcher *et al.*, 1965). A certains endroits, deux récifs barrières se succèdent, notamment au sud-ouest de la Grande-Terre sur 18 km de long (Guilcher, 1958). De plus, le long du littoral et autour des îlots, des récifs frangeants s'étendent sur de 210 km (Chevalier *et al.*, 2017).

Mayotte possède un hydrodynamisme particulier avec un marnage pouvant atteindre 4 m d'amplitude, qui régit la dynamique du lagon (Guilcher *et al.*,1965). Le climat est caractéristique de l'hémisphère sud avec une saison sèche de mai à octobre (hiver austral) et d'une saison humide de novembre à avril (été austral). La saison humide est caractérisée par de fortes précipitations et par des événements extrêmes ponctuels allant de dépressions tropicales à des cyclones (comme le cyclone Chido du 14 décembre 2024). La saison sèche est légèrement plus froide et avec de faibles précipitations conduisant notamment à l'assèchement d'une grande partie de fleuves de l'archipel à cette période. La température de l'eau de mer est chaude avoisinant en moyenne les 27,4°C, offrant des conditions optimales à la croissance des récifs coralliens (Vaughan, 2014).

Trois sites ont été choisis à l'embouchure de trois fleuves : Gouloué, Maré et Ourovéni. Pour chaque site, quatre stations présentant des récifs coralliens ont été sélectionnées : une station de référence (proche du littoral mais en dehors du panache), une station panache (dans le panache du fleuve), une station intermédiaire (au milieu du lagon) et une station large (sur la pente interne du récif barrière). Les stations s'éloignent progressivement de l'embouchure des fleuves, pour permettre d'étudier l'influence de ces fleuves sur l'écosystème corallien.

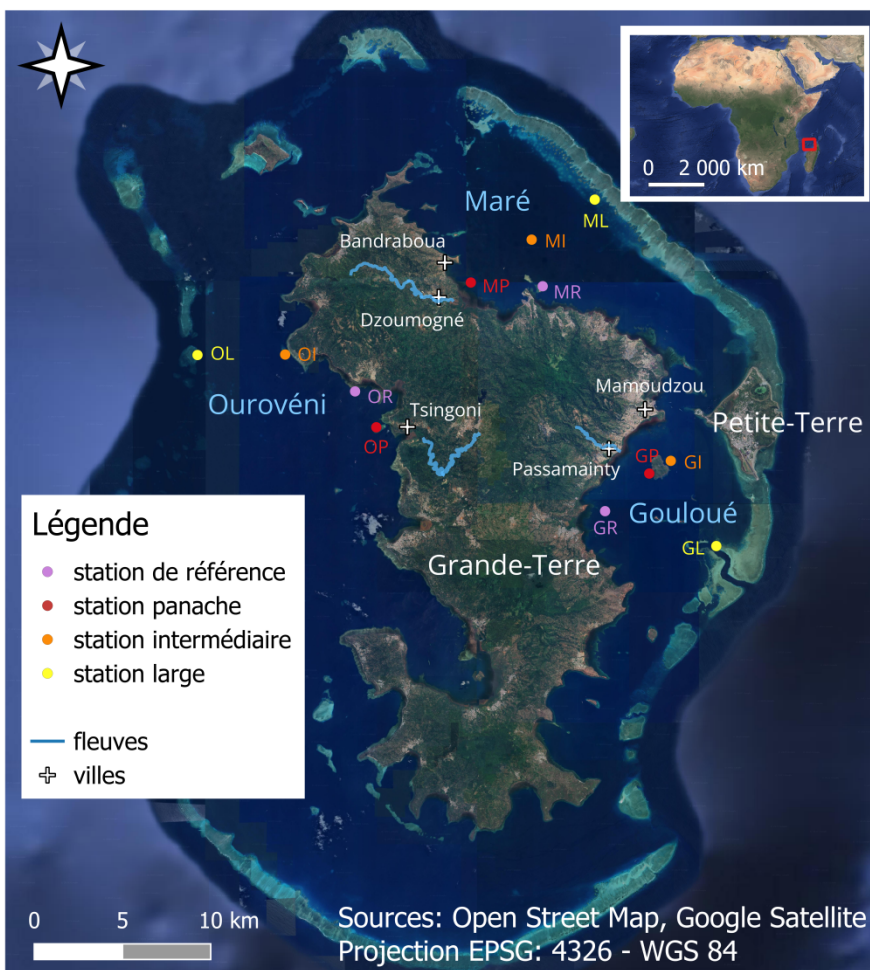


Figure 1. Archipel de Mayotte et position des 3 sites échantillonnés correspondant aux 3 fleuves : Gouloué, Maré, Ourovéni ;

avec 4 stations (référence, panache, intermédiaire, large) dans le lagon de Mayotte.

OR = Ourovéni référence, OP = Ourovéni panache, OI = Ourovéni intermédiaire, OL = Ourovéni large ; MR = Maré référence, MP = Maré panache, MI = Maré intermédiaire, ML = Maré large ; GR = Gouloué référence, GP = Gouloué panache, GI = Gouloué intermédiaire, GL = Gouloué large.

Les données ont été récoltées lors de deux campagnes à Mayotte : une première en fin de la saison humide en mars-avril 2024 et une deuxième en fin de la saison sèche en octobre-novembre 2024. La campagne de mars à avril, du 30/03 au 01/04/24, a permis de choisir les stations et d'effectuer une première estimation de l'état des récifs avec l'évaluation des recouvrements des substrats, des algues et des récifs coralliens (le terme 'algue' utilisé ici, fait référence au groupe polyphylétique incluant les embranchements Chlorophyta, Rhodophyta et Ochrophyta, tandis que le terme 'corail' désigne l'ordre des Scleractinia dans la classe des Hexacorallia). Les sites de référence n'avaient pas encore été choisis lors de cette campagne. La campagne d'octobre à novembre, du 29/10 au 07/11/24, a permis de réaliser l'ensemble des comptages *in situ* décrits ci-dessous (téléostéens, invertébrés, état des récifs). Seule une analyse temporelle de l'état des récifs coralliens sera possible entre les deux campagnes.

Pour chaque station, trois types de données ont été récoltées *in situ* en plongée sous-marine (Fig. 2).

#### *Recensements visuels de téléostéens*

Les téléostéens ont été dénombrés dans des transects de 25 m de long sur 4 m de large (100 m<sup>2</sup> ; Fig. 2) avec 6 répliqués par station. Chaque individu est assigné à la famille à laquelle il appartient et sa longueur totale est estimée au centimètre près. Des relations longueur totale / biomasse issues de FishBase (Froese & Pauly, 2025) permettent d'évaluer les biomasses (Annexe 1). Les 26 familles de téléostéens ont été réparties en quatre groupes trophiques : les herbivores, les piscivores, les zooplanctonophages et les invertivores (Annexe 1).

#### *Comptages d'invertébrés*

Les comptages d'invertébrés ont été réalisés dans des quadrats de 1 m<sup>2</sup> avec 24 répliqués par station. Dans chaque quadrat, les différents types de coraux (en fonction de leur morphologie) ont été identifiés parmi les Scleractinia (comme le genre *Acropora* ou les Fungiidae). D'autres hexacoralliaires (Anthipatharia, Zoantharia, Actiniaria, Corallimorpharia) ont également été identifiés, mais aussi des octocoralliaires (Alcyoniidae, Gorgoniidae, Pennatuloidae). De plus, d'autres taxons ont été dénombrés comme les Porifera (répartis dans plusieurs groupes morphologiques), les Mollusca, les Echinodermata, les Annelida, les Bryozoa et les Ascidiacea (Annexe 2). Les organismes ont été dénombrés par individu ou par colonie en fonction de leur statut solitaire ou colonial.

#### *Etat des récifs*

Des estimations visuelles du recouvrement des récifs coralliens, des algues et des différents types de substrats ont été réalisées par section de 5 m de long et 2,5 m de large (surface de 12,5 m<sup>2</sup>), de part et d'autre d'un transect de 50 m, constituant ainsi 20 répliquats par station (Fig. 2). Dans chaque section, le pourcentage de recouvrement du substrat a été estimé (vase, sable, sablo-vaseux) ainsi que le pourcentage de coraux vivants, de coraux morts et d'algues (Annexe 4). Pour les coraux vivants, le pourcentage de colonies atteintes par le blanchissement et le pourcentage du niveau de blanchissement moyen des colonies a été noté. Dans chaque section, la présence de certains gros invertébrés parmi les mollusques ou les échinodermes, ont également été noté, ainsi que la présence de macrodéchets (Annexe 3).

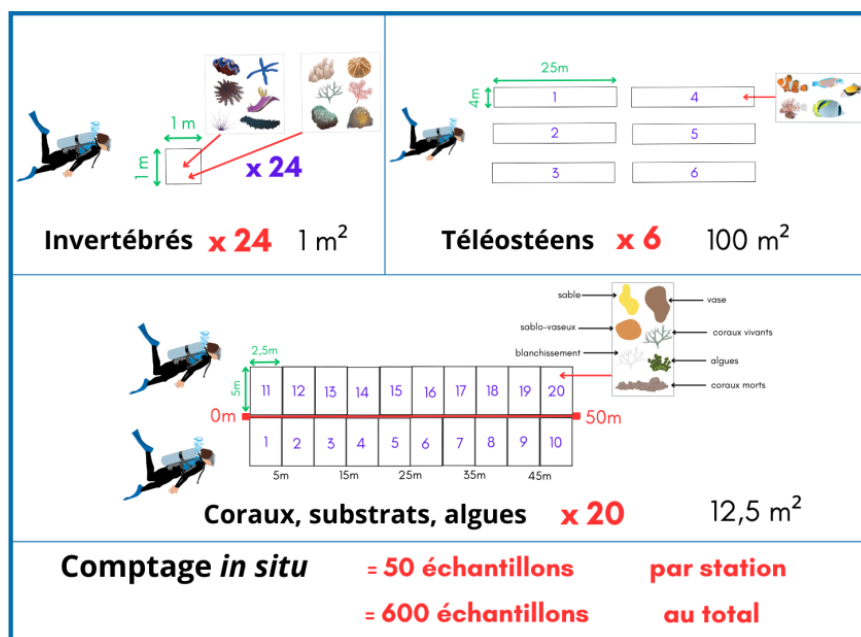


Figure 2. Résumé graphique des méthodologies mises en œuvre pour recueillir les données in situ.

### 2.3 Analyse des données

Toutes les analyses ont été réalisées sur le logiciel RStudio (v2022.12.0) et les heatmaps géographiques ont été fait sur ODV (Ocean Data View ; v5.7.0).

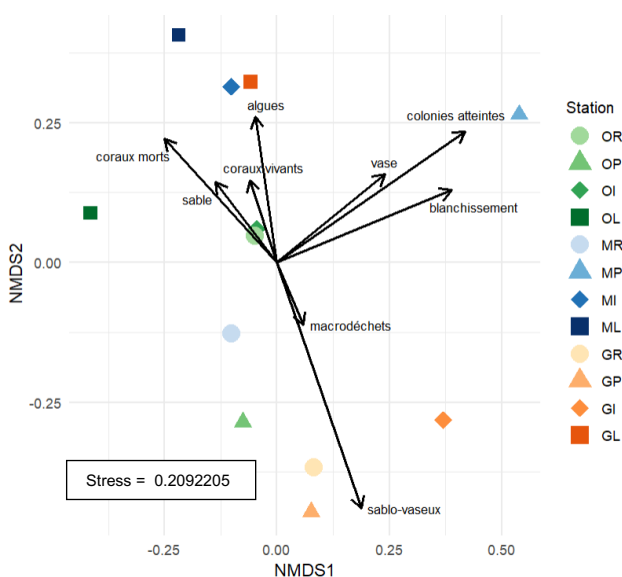
Des nMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling; package « vegan » ; Kruskal, 1964) ont été réalisés sur chaque jeu de données (coraux, invertébrés, téléostéens) pour comparer les stations entre-elles et identifier des regroupements en fonction des variables échantillonnées. La distance de Bray-Curtis (Bray et Curtis, 1957) a été utilisée pour la matrice de dissimilarité, c'est une distance adaptée aux données écologiques comme les données composées ou d'abondance. Les points dans l'espace nMDS correspondant aux répliquats des stations, ont été spatialement rassemblés par un centroïde pour chaque station. Les variables ont été ajoutées

comme vecteurs quand elles avaient une corrélation significative ( $p$ -value < 0.05) avec l'ordination des stations (la longueur du vecteur est proportionnelle à la corrélation). Des indices de Shannon (diversité ; Shannon, 1948) et de Pielou (équitabilité ; Pielou, 1966) ont été calculés pour regarder la diversité, la répartition et l'équitabilité des communautés de chaque station. Une matrice de corrélation de Spearman (non-paramétrique ; Spearman, 1904) suivie d'une heatmap (package « corrplot ») a été réalisée pour identifier les liens entre variables (seules les corrélations significatives ( $p$ -value < 0.05) sont affichées). Des tests statistiques ont été effectués en fonction de la normalité et de l'homoscédasticité des résidus de chaque variable (Anova avec TukeyHSD, Anova Welch (AW) avec Games-Howell (package « rstatix »), Kruskal-Wallis (KW) avec Dunn avec correction de Bonferroni; package « FSA »). Pour la manipulation et la visualisation des données (boxplot, histogramme), le package « tidyverse » a été utilisé (contient les packages « dplyr » et « ggplot2 »). Les barres d'erreurs des histogrammes empilés représentent l'écart-type respectivement du pourcentage total, l'abondance totale et la biomasse totale, selon le jeu de données.

### 3. Résultats

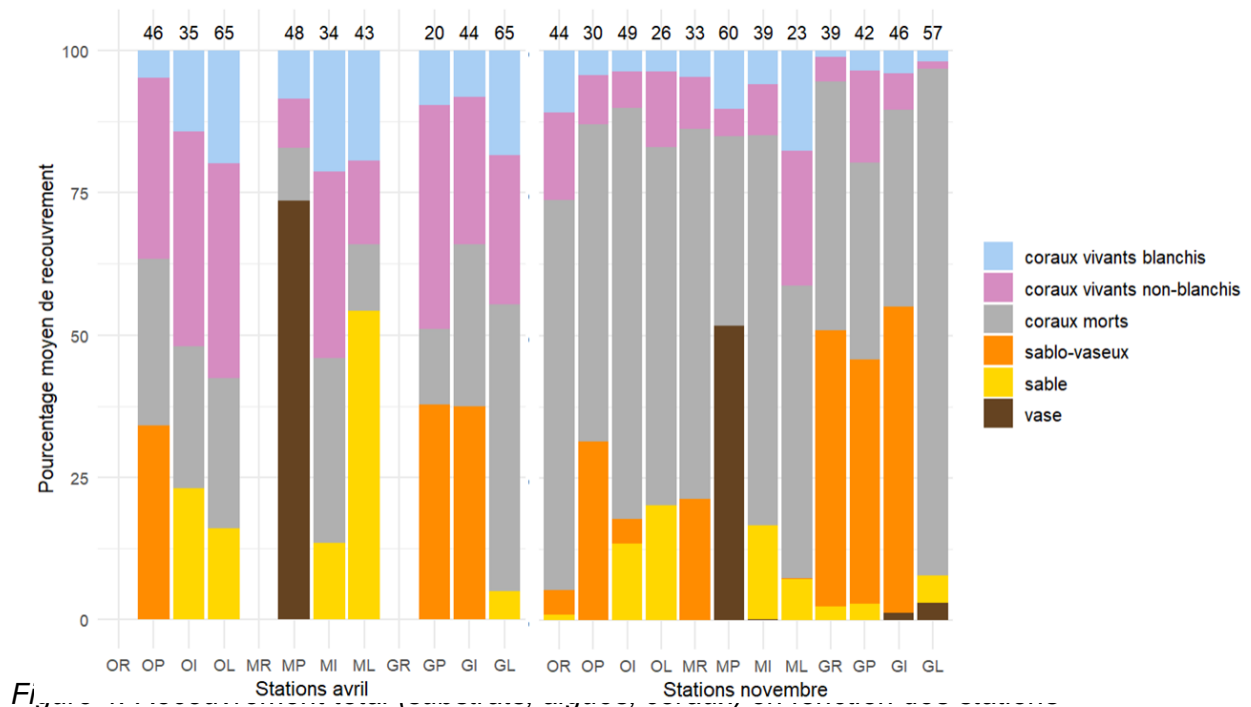
#### 3.1 Recouvrement de coraux, substrats et algues

La nMDS sur les coraux (Fig. 3), permet de distinguer des groupes. Trois grands groupes ressortent en fonction du type de substrat dominant dans la station. Tout d'abord, les stations avec du substrat sablo-vaseux (structurées en fonction d'un gradient croissant) : MR, GP, puis les stations GR, GP et GI qui montrent une tendance du site Gouloué. Cette tendance est retrouvée avec GP et GI qui contiennent le plus de macrodéchets. Ensuite les stations avec du substrat sableux : OI, OL et MI, ML et GL. OR contenant faiblement du substrat sablo-vaseux, ne se distingue pas parmi ces groupes. Et enfin, avec un substrat vaseux, MP se différencie nettement des autres stations avec également plus de colonies atteintes et de blanchissement.



ne se distingue pas parmi ces groupes. Et enfin, avec un substrat vaseux, MP se différencie nettement des autres stations avec également plus de colonies atteintes et de blanchissement. D'autres groupes ou stations se distinguent également avec ML qui se démarque par son fort pourcentage de coraux vivants, ML, GL et MI qui se regroupent par une forte présence en algues.

Figure 3. NMDS des recouvrements de coraux, d'algues et de substrats en fonction des stations (novembre)



L'analyse temporelle montre une forte diminution du recouvrement des coraux vivants (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(20) = 236,66$ ,  $p < 2,2 \times 10^{-16}$ ) entre avril et novembre sur toutes les stations, corrélée à une augmentation du recouvrement des coraux morts (différence significative entre stations AW :  $F(20, 147) = 87.1$ ,  $p < 3.71 \times 10^{-71}$ ; Fig.4). Ce phénomène est généralisé à toutes les stations, à l'exception de ML qui a vu son pourcentage de coraux vivants passé de 34 % en avril à 41 % en novembre. GL est la station la plus touchée par cette mortalité massive passant de 50 % de coraux morts en avril à 89 % en novembre ( $p = 0,023$ ). Parallèlement avec la diminution de coraux vivants, une diminution des coraux blanchis a été observée entre les saisons (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(20) = 170,04$ ,  $p < 2,2 \times 10^{-16}$ ). En novembre, OR, ML et GP possèdent le plus de coraux vivants mais aussi le plus de coraux non-blanchis et blanchis (pour OR et ML, GP présente autant de coraux blanchis que toutes les autres stations pour un pourcentage de coraux non-blanchis largement supérieur). Un gradient décroissant des coraux vivants est observé de GP à GL et de OR à OI mais le maximum de coraux vivants est atteint en ML à 41 %. Le pourcentage moyen de blanchissement est très hétérogène que ce soit entre les stations ou entre les saisons, cela empêche d'identifier des tendances claires (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(20) = 77,11$ ,  $p = 1,21 \times 10^{-8}$ ). Concernant les substrats, les stations près de la côte (panache et référence) ont plus de substrat vaseux et sablo-vaseux, tandis que les stations plus au large (intermédiaire et large) possèdent davantage de substrat sableux.

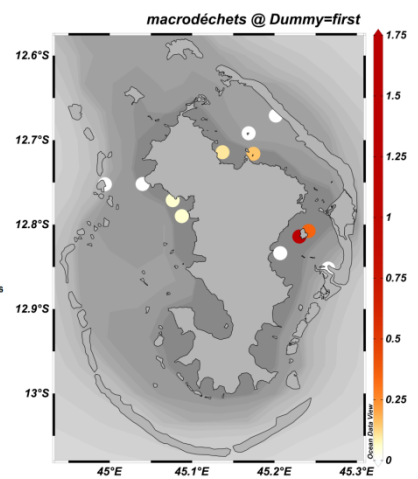
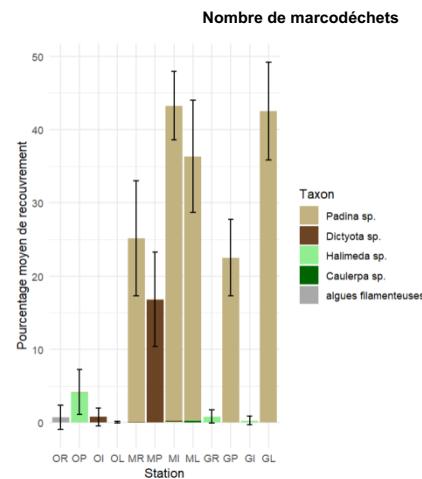
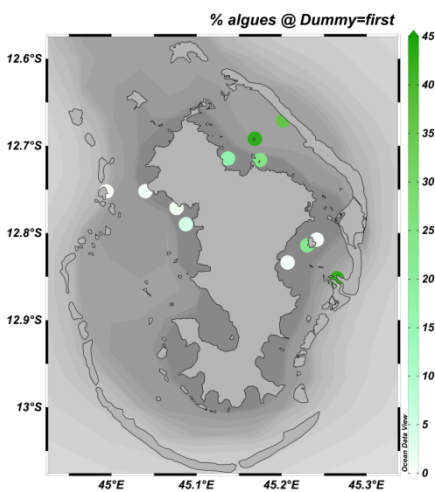


Figure 6. Type d'algues par station (novembre)

Figure 7. Macrodéchets par station (novembre)

Les algues sont

fortement présentes dans tout le site Maré et dans 2 stations de Gouloué (GP, GL), alors qu'elles sont presque absentes en Ourovéni (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 194,33$ ,  $p < 2,2 \times 10^{-16}$ ; Fig. 5). *Padina* sp. domine largement dans ces sites, à l'exception de MP dominée par *Dictyota* sp. (Fig. 6). Les macrodéchets quant à eux, se trouvent exclusivement le long des côtes (particulièrement aux stations GP et GI ; différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 81,76$ ,  $p = 6,74 \times 10^{-13}$  ; Fig. 7).

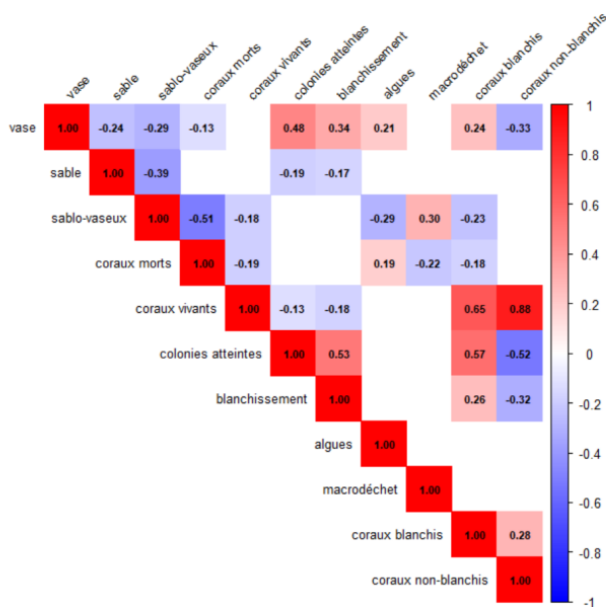


Figure 8. Matrice de Spearman des recouvrements de coraux, substrats et algues (novembre); l'échelle de couleur indique le niveau de corrélation (rouge = positive, bleu = négative)

La matrice de corrélation de Spearman (Fig. 8) révèle que la présence d'un substrat vaseux augmente le pourcentage de colonies atteintes de blanchissement ( $\rho = 0.48$ ), du blanchissement ( $\rho = 0.34$ ), ainsi des coraux blanchis ( $\rho = 0.24$ ) et des algues ( $\rho = 0.21$ ). A l'inverse, le substrat sableux diminue le pourcentage de colonies atteintes ( $\rho = -0.19$ ), et du blanchissement ( $\rho = -0.17$ ). De plus, le substrat sablo-vaseux diminue le pourcentage de coraux morts ( $\rho = -0.51$ ), de coraux vivants ( $\rho = -0.18$ ), d'algues ( $\rho = -0.29$ ), de coraux blanchis ( $\rho = -0.23$ ), mais augmente les macrodéchets ( $\rho = 0.30$ ). Enfin, la présence de coraux morts, diminue celle des coraux vivants

( $\rho = -0.19$ ) dont celle des coraux blanchis ( $\rho = -0.18$ ), mais augmente la présence d'algues ( $\rho = 0.19$ ).

### 3.2 Biomasse des téléostéens

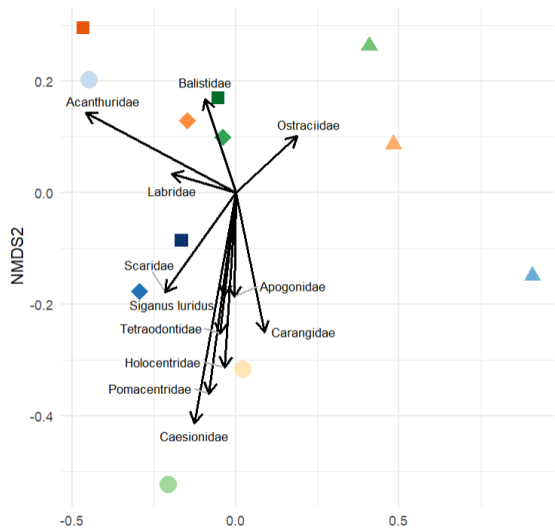
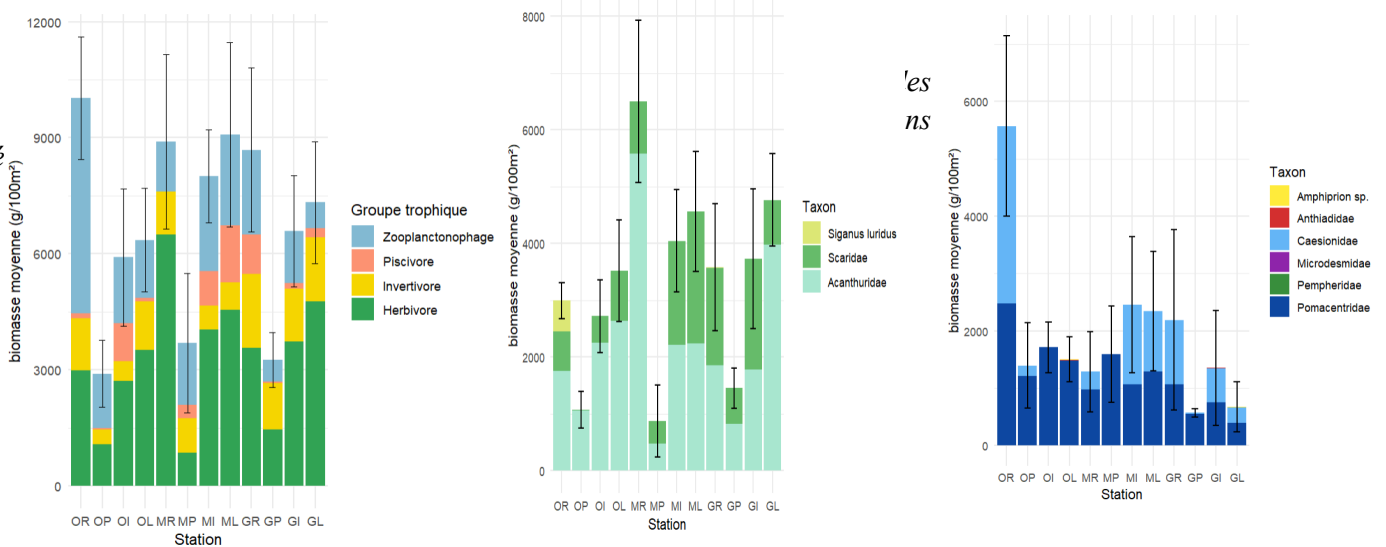


Figure 9. NMDS des biomasses de téléostéens

La NMDS sur les téléostéens (Fig. 9), a permis de mettre en évidence des groupements. Tout d'abord, OP, MP, GP (plus de Ostraciidae) montrent une tendance des stations panaches. Mais d'autres groupes sont aussi identifiés: GI, OI, OL (plus de Balistidae); MR, GL (plus de Acanthuridae et Labridae); MI, ML (plus de Scaridae). Enfin, un dernier groupe qui semble posséder une grande diversité avec OR (seule station avec *Siganus luridus* et Tetraodontidae et plus de Caesionidae et Pomacentridae) et GR (plus Carangidae et Apogonidae) qui contiennent le plus de Holocentridae.

Figure téléosté



La biomasse totale de téléostéens par station suit des tendances claires (Fig. 10). Les stations se classent des plus faibles biomasses aux plus fortes de la manière suivante : panache, intermédiaire, large, référence. Les herbivores contribuent le plus à la biomasse totale, suivis ensuite par les zooplanctonophages, puis les invertivores, et enfin les piscivores. OR possède

le plus de zooplanctonophage (avec 5571 g/100 m<sup>2</sup>), MR le plus d'herbivores (avec 6498 g/100 m<sup>2</sup>) et ML le plus de piscivores (avec 1469 g/100 m<sup>2</sup>).

Parmi les herbivores, Acanthuridae domine dans tous les stations avec un maximum en MR (à 5581 g/100 m<sup>2</sup>) puis en GL (à 3982 g/100 m<sup>2</sup>), suivie par les Scaridae, plus présent en MI, ML, GR, GI. OR est l'unique station où se situe *Siganus luridus* (à 544 g/100 m<sup>2</sup> ; Fig. 11). OP, MP et GP possèdent les plus faibles biomasses d'herbivores (différence significative entre stations Anova :  $F(11, 23.42) = 6.47, p = 7.81 \times 10^{-5}$ ).

Parmi les zooplanctonophages, Caesionidae et Pomacentridae dominent presque exclusivement toutes les stations (Fig. 12). Pomacentridae est répartie plutôt uniformément entre les stations avec un pic en OR, tandis que Caesionidae est ponctuellement présent (OR, MI, ML, GR) mais avec de fortes biomasses comme en OR avec un pic à 3096 g/100 m<sup>2</sup> (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 22.48, p = 0.0209$ ).

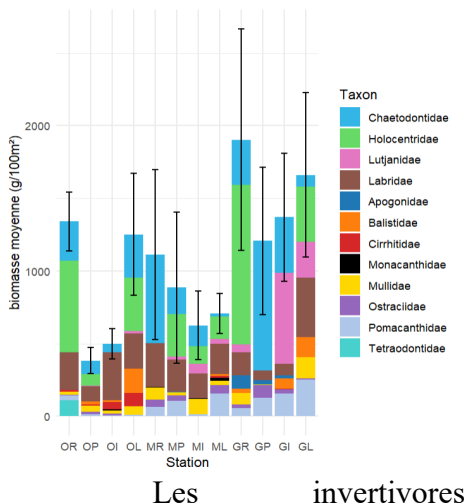


Figure 13. Famille des invertivores téléostéens par station

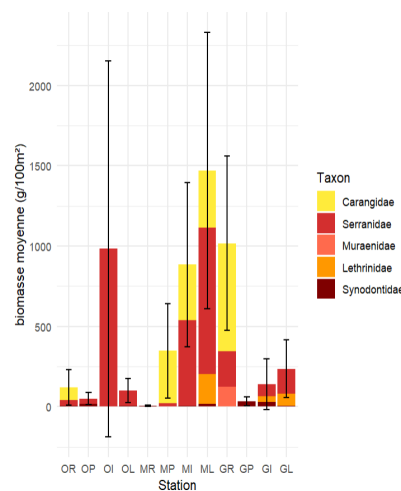


Figure 14. Famille des piscivores téléostéens par station

Station	Shannon	Pielou	S richesse spécifique
OR	1.788	0.587	21
OP	1.723	0.575	20
OI	1.755	0.619	17
OL	2.061	0.688	20
MR	2.009	0.709	17
MP	1.815	0.617	19
MI	2.020	0.686	19
ML	2.145	0.675	24
GR	2.294	0.742	22
GP	2.197	0.775	17
GI	2.229	0.732	21
GL	2.253	0.740	21

Figure 15. Indices de Shannon, de Pielou chez les téléostéens par station

présentent la plus grande diversité de familles avec 12 familles sur les 26 échantillonnées (près de la moitié) avec une dominance des Chaetodontidae (principalement en GP à 891 g/100 m<sup>2</sup>, MR à 610 g/100 m<sup>2</sup> et GI) et des Holocentridae (surtout en OR à 630 g/100 m<sup>2</sup> et GR à 1101 g/100 m<sup>2</sup>) sur toutes les stations (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 23.59, p = 0.0146$  ; Fig. 13). La plupart des familles sont réparties dans tous les stations comme les Labridae, mais certaines font exception comme les Lutjanidae présents en grande majorité en GI et GL ou les Tetraodontidae uniquement présent en OR. Les plus importantes biomasses d'invertivores se trouvent en Gouloué (GR, GP, GI, GL), dans les stations de référence (OR, MR) ainsi qu'en OL ; tandis que les plus faibles biomasses se situent en OP et OI.

Les piscivores sont majoritairement présents en MI, ML à 1469 g/100 m<sup>2</sup>, GR et OI avec une dominance de Carangidae (MP, MI, ML, GR) et de Serranidae (OI, MI, ML ; Fig. 14). Les autres stations sont très faibles en biomasse de Piscivore notamment en MR où ces familles sont presque absentes (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 20.61, p = 0.0376$ ).

Les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou révèlent une diversité assez uniforme dans la plupart des stations avec une richesse spécifique qui varie de 17 à 24 (Fig.15). Des différences s'observent cependant sur l'équitabilité avec Ourovéni (OR, OP, OI) avec un indice de Pielou autour des 0,5-0,6, montrent une dominance de certaines familles dans ces stations et une équitabilité des abondances entre familles plus faible. Ces mêmes tendances se retrouvent en MP avec 0,6-0,7 de Pielou. D'autres stations semblent équitables sur l'abondance en Marée (MR, MI, ML) mais aussi en OL avec un indice de Pielou autour de 0,7-0,8. Les stations les plus équitables se trouvent en Gouloué (GR, GP, GI, GL) montrant un meilleur équilibre entre les familles de téléostéens sur ce site. Dans son ensemble, les indices de Shannon et de Pielou des téléostéens semblent indiquer une diversité et une équitabilité relativement bonnes dans toutes les stations.

### 3.3 Densité des invertébrés

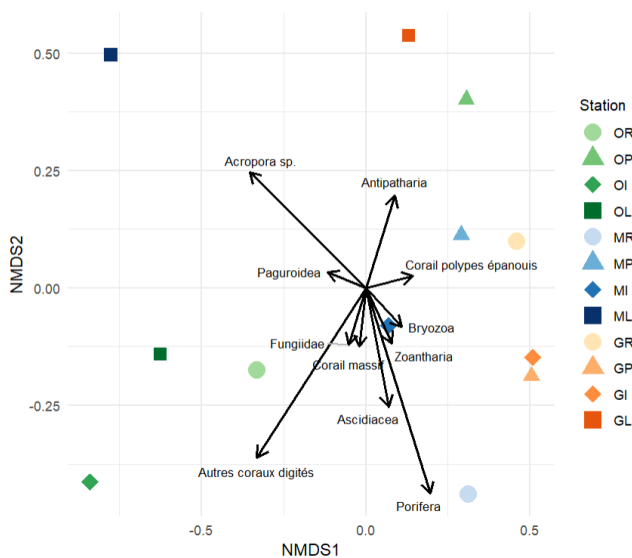


Figure 16. nMDS des densités d'invertébrés

La NMDS sur les invertébrés (Fig. 16), a permis de mettre en évidence des groupements. Tout d'abord, OR, OI, OL (avec le plus d'autres coraux digités, par ordre croissant) montrent une tendance Orouvéni. MR et OR se distinguent particulièrement des autres, avec plus d'ascidiacea, le plus de corail massif (avec MI) et étant presque les seules stations avec des Fungiidae (avec OL). Mais d'autres groupes sont aussi identifiés : GP, GI (presque les seules stations avec des Zoantharia) et GR, MP (le plus de coraux à polypes épanouis).

Cependant plusieurs stations semblent aussi se différencier individuellement des autres : MR (le plus de Porifera), GP (le plus de Bryozoa), OP (le plus d'Antipatharia) et enfin ML (le plus d'*Acropora* et plus de Panguroidea).

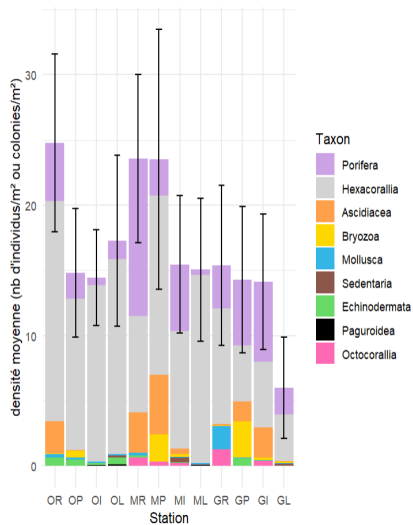


Figure 18. La classe des Hexacorallia (invertébrés) par station

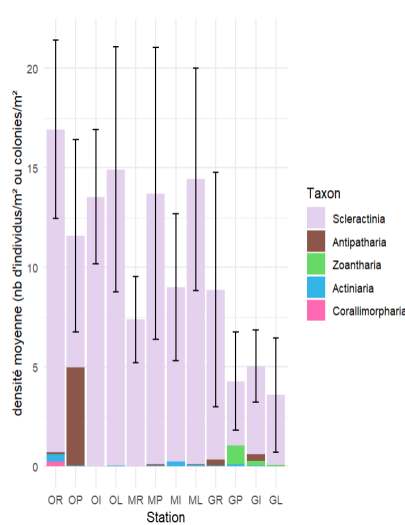
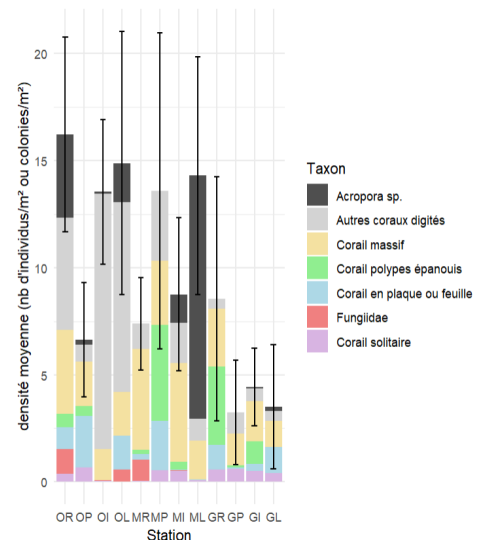


Figure 19. L'ordre des Scleractinia (invertébrés) par station



ix taxons  
s  
on

Les invertébrés échantillonnés sont très largement dominés par les Hexacorallia suivis par les Porifera (Fig. 17). Ensuite Ascidiacea (principalement trouvées dans les stations OR, MR, MP, GP et GI) et les Bryozoa (surtout présent en MP et GP) constituent des groupes à moyenne densité. Les autres embranchements ont des densités très faibles comparées aux groupes cités précédemment, notamment les Sedentaria (présent dans les stations OL, MI et GL) et les Paguroidea (présents dans les stations OI, OL et ML), qui se distinguent à peine des autres invertébrés. OR, MR et MP contiennent la plus grande densité d'invertébrés (autour de 25 individus (ind) ou colonies (col) par m<sup>2</sup>), tandis que GL contient la plus faible avec 6 ind/col/m<sup>2</sup> (le reste des stations avoisine les 15 ind/col/m<sup>2</sup>).

En observant plus en détail les Hexacorallia, l'ultradominance des Scleractinia sur toutes les stations est évidente (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 77.40, p < 4.69 \times 10^{-12}$  ; Fig. 18). Les plus fortes densités de Scleractinia se situent en Orouvéni, avec un gradient croissant de OP à OL et un pic en OR à 16 ind/col/m<sup>2</sup>. Maré est plus hétérogène avec de faibles densités en MR et MI mais fortes en MP et ML. Gouloué contient les plus faibles densités de Scleractinia particulièrement de GP à GL (GR ayant une densité plus élevée mais restant faible). OP a la particularité d'abriter une forte densité d'Antipatharia (5 col/m<sup>2</sup>), tandis

qu'OR se distingue par la présence de Corallimorphia et d'Actinaria. De plus, GP et GI sont presque les seules stations à posséder des Zoantharia.

En se concentrant sur les Scleractinia par station, différents groupes morphologiques dominant par rapport aux autres (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 86.44$ ,  $p < 8.29 \times 10^{-14}$  ; Fig. 19). En effet, les coraux digités (*Acropora* sp. et les autres coraux digités) dominant largement dans les stations OR (forte densité d'*Acropora* sp. et d'autres coraux digités), OI et OL (dominées par les autres coraux digités) et ML (dominée par *Acropora* sp.). Les coraux massifs sont également abondants mais de manière plus homogène entre les stations

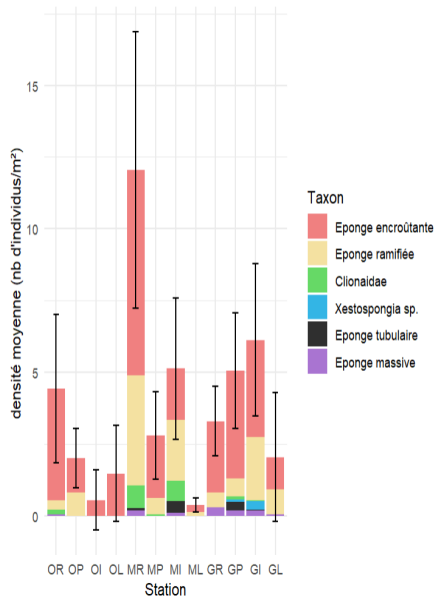


Figure 20. L'embranchement des Porifera (invertébrés) par station

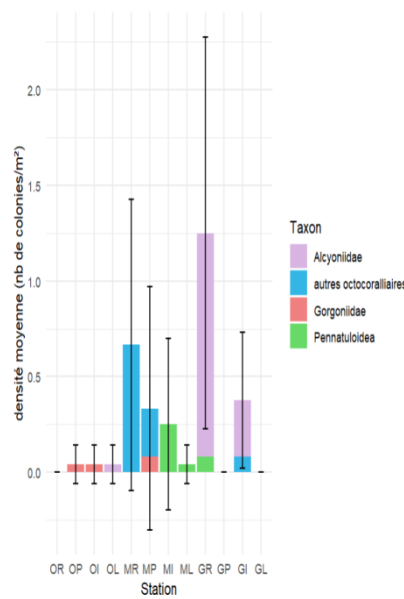


Figure 21. La classe des Octocorallia (invertébrés) par station

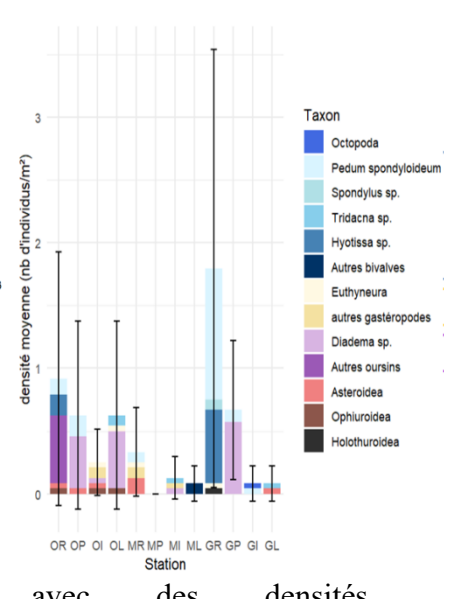


Figure 22. L'embranchement des Mollusca et des Echinodermata (invertébrés) par station

avec des densités légèrement plus fortes en OR, MR et MI. De même mais pour des densités plus faibles, les coraux en plaque ou feuille et les coraux solitaires sont uniformément réparties, à l'exception l'absence des coraux en plaque ou feuille en OI, MI et ML et la très faible densité des coraux solitaires en OI et ML. Les Fungiidae ne se trouvent que ponctuellement aux stations OR, OL et MR, quant aux coraux à polypes épanouis, ils se trouvent majoritairement en MP et GR.

La densité des Porifera est très variable en fonction des stations avec un pic à 12 ind/m<sup>2</sup> en MR mais des densités autour des 5 ind/m<sup>2</sup> pour les autres stations (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 113.46$ ,  $p < 2.2 \times 10^{-16}$  ; Fig. 20). OR, MI, GP et GI contiennent des densités moyennes de Porifera, tandis que OI, ML et GL ont des densités faibles. Un gradient décroissant est observé d'OR à OI alors qu'un gradient croissant est observé de GR à GI. Les groupes morphologiques dominants dans toutes les stations sont les éponges

encroûtantes suivies par les éponges ramifiées. Les clionidae sont majoritairement présents en MR et MI, les *Xestospongia* sp. en GI, les éponges tubulaires en MI et GP, et les éponges massives en MR, GR, GP et GI.

Les Octocorallia (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 50.16, p = 5.86 \times 10^{-7}$ ) sont majoritairement représentés par les Alcyoniidae (en GR et GI) avec un pic à 1.2 col/m<sup>2</sup> en GR suivis par les autres octocoralliaires (en MR, MP et GI ; Fig. 21). Les Pennatuloida sont également trouvés en MI, ML, GR ainsi que les Gorgoniidae en OP, OI et MP mais à très faibles densités. OR, GP et GL ne contiennent aucun Octocorallia.

En regardant davantage les Mollusca (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 65.05, p = 1.06 \times 10^{-9}$ ) et Echinodermata (différence significative entre stations KW :  $\chi^2(11) = 30.06, p = 0.0015$ ) avec notamment les Bivalvia, Gastropoda ou Echinoidea, une grande diversité de taxons est observée (Fig. 22). Les Bivalvia dominent la densité de ces deux embranchements avec un pic à 1,8 ind/m<sup>2</sup> en GR constituées majoritairement de *Pedum spondyloideum* et *Hyotissa* sp. Ce sont ensuite les Echinoidea qui contribuent de manière importante à la densité totale avec les *Diadema* sp. en OP, OL, GP mais aussi d'autres Echinoidea en OR. Les Gastropoda se trouvent principalement en OI et MR, ainsi que les Asteroidea principalement présent en MR, tandis que les autres taxons sont très faiblement présents (notamment une absence totale de Mollusca et Echinodermata en MP).

Station	Shannon	Pielou	S richesse spécifique
OR	2.268	0.745	21
OP	2.216	0.782	17
OI	0.707	0.276	13
OL	1.626	0.616	14
MR	1.981	0.699	17
MP	2.125	0.785	15
MI	2.263	0.755	20
ML	0.944	0.358	14
GR	2.300	0.768	20
GP	2.298	0.795	18
GI	2.309	0.747	22
GL	2.107	0.778	15

Figure 23. Indices de Shannon, de Pielou chez les invertébrés par station

Les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou révèlent une diversité assez uniforme dans la plupart des stations avec une richesse spécifique qui varie de 13 à 22 (Fig. 23). L'équitabilité variant de 0,6 à 0,8 dans la majorité des stations, indique une équitabilité relativement bonne dans presque toutes les stations. L'indice de Shannon variant de 1,6 à 2,3 montre une tendance similaire à l'homogénéité de la plupart des stations en termes de diversité. Cependant deux stations divergent largement du reste des stations : OI et OL, avec une équitabilité très faible à 0.3 pour OI et une faible à 0.4 pour ML. Ces stations sont donc dominées par certains taxons et l'abondance entre ces taxons n'est pas équitable. Dans son ensemble, la diversité et l'équitabilité des invertébrés entre les stations semblent bonnes.

## 4. Discussion

L'analyse des recouvrements de substrats par station (Fig. 3 et 4) révèle une présence de substrat sablo-vaseux (GP, OP, GR, MR) ou vaseux (MP) dans les stations panaches et de référence (OR faisant exception avec un recouvrement faible de sablo-vaseux). A l'inverse, les stations intermédiaires (OI, MI) et larges (OL, ML, GL) contiennent davantage de substrat sableux (à l'exception de la station GI très similaire à la station GP, ce qui pourrait s'expliquer par la proximité géographique de ces deux stations comparées aux autres sites). Les corrélations entre variables (Fig. 8) montrent que la vase a un effet négatif sur les coraux en trouvant plus de colonies atteintes de blanchissement, plus de blanchissement, donc plus de coraux blanchis et moins de coraux non-blanchis en présence d'un substrat vaseux. La vase apporte également plus d'algues. Il serait facile de conclure sur un effet négatif de l'influence du panache sur les coraux, pourtant à l'inverse, les substrats sablo-vaseux entraînent une diminution conséquente des coraux morts, des coraux blanchis mais aussi des algues. Cependant en parallèle, ce substrat a un effet négatif sur les coraux vivants et un effet positif sur les macrodéchets (dû à la majorité des macrodéchets retrouvés en GP et GI, qui ont des forts recouvrements de substrat sablo-vaseux). Ces effets sont cependant communs aux stations de référence et panaches (qui contiennent le plus de substrat sablo-vaseux), cela rend l'influence des fleuves au niveau des panaches difficile à identifier. Les fleuves transportent des fines particules en suspension et apportent ainsi de la vase au milieu marin au niveau des panaches. Dans certaines stations comme MP, cela se caractérise par une présence de substrat vaseux, dans d'autres (OP, GP), par une présence de substrat sablo-vaseux qui est un mélange de la vase du fleuve avec le sable corallien marin (issu de l'érosion des récifs coralliens). La présence de substrat sablo-vaseux dans les stations de référence pourrait s'expliquer par la présence d'autres fleuves que ceux étudiés au niveau de ces stations, ou des apports terrigènes non-fluviaux (par érosion des côtes ou forte pluie) ou encore le transport des particules en suspension du panache jusqu'à ces stations (par le courant notamment). L'influence des fleuves sur les récifs coralliens semble donc dépendre du type de substrat formé par ces apports terrigènes. Le substrat vaseux semble fragiliser davantage les coraux, les rendant plus vulnérables au blanchissement et à la recolonisation par les algues. En revanche, un substrat sablo-vaseux semble favoriser les coraux les rendant plus résistants au blanchissement, à la mortalité et à la recolonisation par les algues (cela pourrait être dû à une adaptation des coraux de ces stations, plus exposés aux impacts des activités anthropiques du littoral). Cependant un effet négatif sur les coraux vivants a également été observé dans ces stations mais dans des proportions moindres aux effets décrits

précédemment. Le substrat sableux provenant donc des coraux (sable corallien) est davantage retrouvé dans les stations intermédiaires et larges, montrent des effets opposés à ceux des substrats vaseux, avec une diminution des colonies atteintes de blanchissement et du niveau de blanchissement dans ces stations (Fig. 8). Cela montrerait donc que les stations plus éloignées du panache et de l'influence des fleuves, auraient des coraux plus résistants au blanchissement. Cependant la comparaison entre la fin de la saison humide (avril) et la fin de la saison sèche (novembre) a mis en évidence un phénomène de blanchissement important entre les deux saisons (Fig. 4). 2024 a en effet été marquée par un événement de blanchissement des récifs coralliens à l'échelle mondiale dû au réchauffement des eaux, lui-même induit par le changement climatique (Reimer *et al.*, 2024). Cela expliquerait la mortalité massive des coraux observée cette année-là dans l'ensemble des stations. La diminution des coraux blanchis d'avril à novembre vient simplement du fait que ces coraux blanchis mais vivants en avril sont morts entre-temps (en novembre).

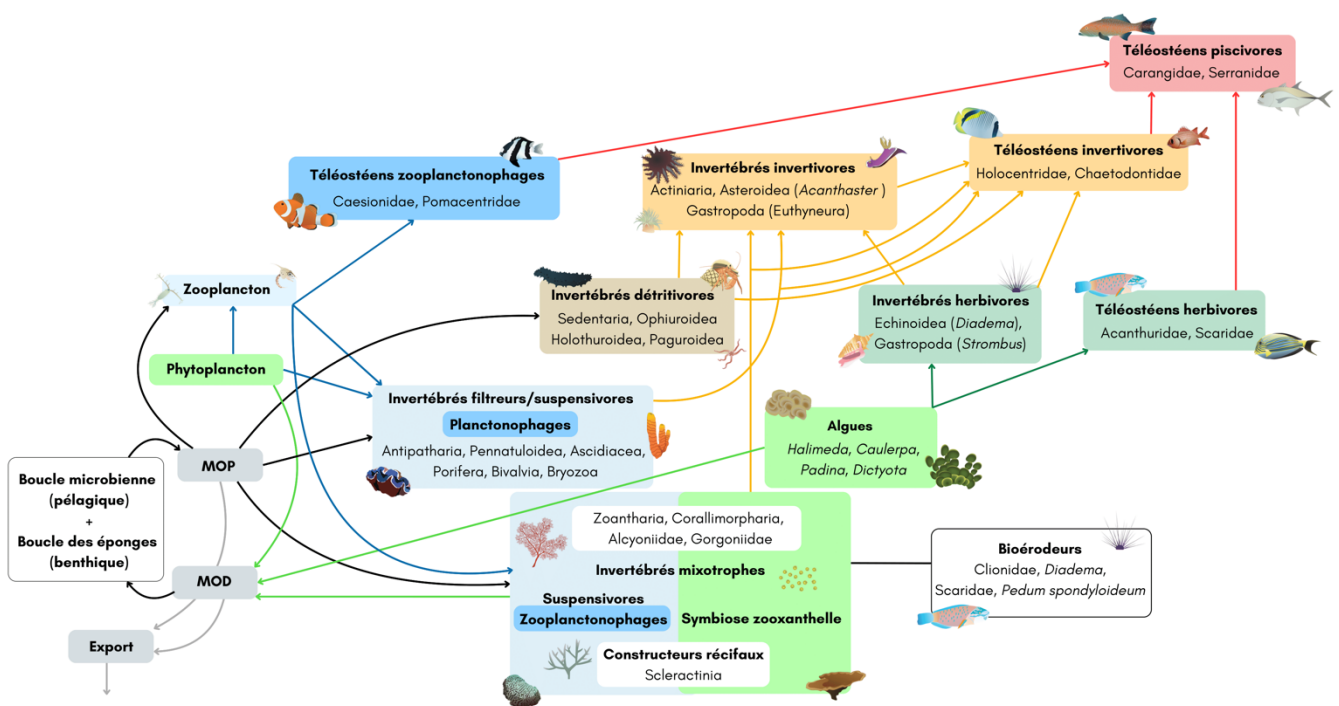


Figure 24. Fonctionnement de l'écosystème corallien de Mayotte (les taxons cités sont les exemples les plus représentatifs de chaque groupe trophique ou fonctionnel de cette étude)

Tous les taxons échantillonnés parmi les téléostéens et les invertébrés, ont permis de distinguer différents groupes trophiques et fonctionnels avec des producteurs primaires, des suspensivores et filtreurs, des détritivores, des herbivores, des zooplanctonophages, des

invertivores et des piscivores, ou encore des bioérodeurs et constructeurs d'habitat (espèces ingénieurs ; Fig. 24).

L'écosystème est tout d'abord caractérisé par les constructeurs récifaux, que sont les Scleractinia communément appelés coraux, qui forment la structure calcaire du récif corallien, constituant cet écosystème et l'habitat de tous les autres groupes fonctionnels (Fig. 24). Mais cette structure peut être dégradée par des bioérodeurs (Clionidae notamment). De plus, les Scleractinia ainsi que d'autres Hexacorallia et Octocorallia sont ce qu'on appelle des mixotrophes, avec une partie autotrophe assurée par une symbiose avec les zooxanthelles (qui contribue à une grande partie de leur besoins énergiques) et une seconde partie hétérotrophe, et plus précisément en tant que suspensivore zooplanctonophage (capture de zooplancton et la matière organique particulaire (MOP) dans la colonne d'eau). Des taxons benthiques tels que les algues ou les invertébrés filtreurs et suspensivores vivent fixés sur ces Scleractinia. Les filtreurs suspensivores ont les mêmes fonctions que les coraux (avec capture de phytoplancton en plus) à la différence qu'ils filtrent activement l'eau et les algues comme producteurs primaires qui alimentent la matière organique dissoute (MOD) de l'écosystème avec le phytoplancton et les coraux. En effet ces derniers libèrent des composés organiques issus de leur symbiose mais excrètent aussi du mucus. Cette MOD est ensuite transformée en MOP par la boucle microbienne et la boucle des éponges (certaines Porifera comme *Xestospongia* sp. peuvent capter le MOD par exemple du mucus des coraux et en l'utilisant le transformer en MOP accessible aux détritivores ; Rix *et al.*, 2018) rendant la MO accessible aux autres taxons. Cette MOP sert notamment aux invertébrés détritivores, tandis que les algues servent de nourriture aux invertébrés herbivores et téléostéens herbivores. Quant aux zooplanctons, ils servent de nourriture aux téléostéens zooplanctonophages. Tous les groupes d'invertébrés cités précédemment servent ensuite de nourriture aux invertébrés invertivores et téléostéens invertivores (s'alimentant également d'invertébrés invertivores). Enfin les top-prédateurs de cet écosystème, les téléostéens piscivores se nourrissent des autres téléostéens cités précédemment. Cet écosystème est basé uniquement sur les taxons recensés dans cette étude et constitue une simplification d'un écosystème très complexe. Ce premier modèle conceptuel de l'écosystème corallien de Mayotte pourrait servir de base pour l'élaboration d'un indicateur d'état de l'écosystème par EBQI (Ecosystem based Quality Index ; Thibaut *et al.*, 2017).

Les algues sont connues pour être des grands compétiteurs des coraux pour la colonisation de l'espace, ce qui en fait un acteur essentiel de l'écosystème. Une forte densité d'algues empêche le recrutement des larves de coraux pour coloniser et structurer le milieu spatialement (Webster *et al.*, 2015). Elles se développent également rapidement sur les coraux

morts, comme le montre la corrélation positive entre algues et coraux morts (Fig. 8), indiquant une régression des récifs coralliens à cet endroit. Leur présence en forte quantité révèle ainsi un déséquilibre de l'écosystème, ce que soit par une perte de coraux ou par l'empêchement d'une nouvelle colonisation. Le contrôle par les herbivores (que ce soit des invertébrés ou des téléostéens) est crucial pour l'équilibre de l'écosystème. Le site Maré ainsi que GP et GL qui possèdent les recouvrements les plus importants d'algues pourrait indiquer un état altéré de l'écosystème. Néanmoins, les stations MI, ML et GL qui contiennent le plus d'algues, sont également celles qui contiennent de plus de téléostéens herbivores (cependant MR où se situe le maximum de biomasse de téléostéens herbivores, possède un recouvrement moyen en algues ; de plus, GP qui contient également un recouvrement moyen, possède une des plus faibles biomasses de téléostéens herbivores). La biomasse importante des téléostéens herbivores dans ces stations s'explique par l'abondance de nourriture pour ces familles, ce qui permet également de contrôler le taux de recouvrement des algues et d'éviter une surcolonisation néfaste pour les coraux (Lefcheck *et al.*, 2019). A l'inverse, les principaux invertébrés herbivores (Echinodea et Gastropoda) majoritairement représentés par *Diadema* sp. en terme de densité, sont plus abondants en OR, OP, OL et GP, ce qui ne coïncide pas avec la répartition des algues entre les stations (très faible recouvrement, voire absence en Ourovéni). Toutefois, la présence d'un recouvrement moyen d'algues en GP, peut être associée à une forte densité de *Diadema* sp. à cette station, d'autant plus que GP contient peu de téléostéens herbivores. Le contrôle des algues se ferait davantage par les herbivores téléostéens dans la majorité des stations, à l'exception de GP qui serait contrôlée par des invertébrés herbivores.

La tendance générale des biomasses de téléostéens indique un lien direct avec la proximité au panache et ainsi de l'influence des fleuves. Pour chaque site, les stations de référence détiennent les plus grandes biomasses, tandis que les stations panaches en possèdent les plus faibles. Une étude des communautés de téléostéens 2002 à Mayotte (Chabanet, 2002), a trouvé des diversités et abondances plus élevées au niveau des pentes internes et externes des récifs barrières comparées aux récifs frangeants, cela montre les mêmes tendances que dans cette étude. Les fleuves semblent donc diminuer fortement la présence de téléostéens au niveau des récifs frangeants, pourtant parmi les grands niveaux trophiques de l'écosystème. Leur faible présence pourrait montrer un écosystème moins fonctionnel puisque la présence des hauts niveaux trophiques est un indicateur de la qualité de l'écosystème (Llope *et al.*, 2011). En effet, cela démontre la présence abondante de proies pour ces espèces, ce qui semble montrer un équilibre au niveau des plus petits niveaux trophiques. L'augmentation des biomasses totales de téléostéens en fonction de la distance par rapport au panache (plus fortes biomasses dans les

stations larges) confirment les tendances évoquées plus tôt. Les plus fortes biomasses retrouvées dans les stations de référence indiquent que les biomasses des stations larges, ne sont pas forcément corrélées à la distance par rapport à la côte. Le site Maré possède les plus grandes biomasses comparées aux autres sites. La plus grande biomasse de téléostéens est toutefois présente en OR, et notamment avec la plus grande biomasse de zooplanctonophages (témoignant d'une forte densité de zooplancton également à cette station) mais aussi d'invertébrés. Les herbivores contribuent le plus à la biomasse totale des téléostéens, comparés aux autres groupes trophiques, avec en famille herbivore dominante les Acanthuridae. Ces mêmes résultats ont été montrés dans une étude des téléostéens de Mayotte en 2002 (Chabanet, 2002), prouvant ainsi qu'en 20 ans, la structuration des communautés de téléostéens a peu évolué, particulièrement au niveau des groupes trophiques dominants. De plus, les stations OI, MP, MI, ML et GR détiennent les plus grandes biomasses de téléostéens piscivores, qui constituent le plus haut niveau trophique de l'écosystème identifié, montrant un bon fonctionnement de l'écosystème de par sa présence dans ces stations (le site Maré particulièrement avec un pic en ML).

Concernant les téléostéens invertivores, les plus grandes biomasses se trouvent en Gouloué, ce qui est corrélé à une faible densité de Scleractinia sur ce site. Les *Acropora* sp. se trouvent principalement en OR et ML. Les Chaetodontidae ne semblent pas corrélés à la présence d'*Acropora* sp. étant principalement présents en MR, GP et GI, pourtant certaines espèces de cette famille sont des corallivores strictes. La faible densité à ces mêmes stations de Scleractinia indiquerait potentiellement une forte pression exercée par les Chaetodontidae sur les Scleractinia.

Les bioérodeurs se situent en majorité en GR avec un pic de *Pedum spondyloideum* et une forte biomasse de Scaridae mais aussi en MR avec des Clionidae, des Scaridae et des *Pedum spondyloideum*. OP est caractérisée par une présence de *Pedum spondyloideum* et *Diadema* sp., OL par une présence de Scaridae et *Diadema* sp., tandis que MI et GP regroupent des *Diadema* sp., Scaridae et Clionidae. Aucun site ne semble vraiment se différencier des autres et aucun lien avec les densités de Scleractinia n'est visible. De plus, les Scaridae se retrouvent dans toutes les stations à l'exception de OP. Les bioérodeurs ne semblent pas jouer un rôle essentiel dans les stations.

Les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou entre les invertébrés et les téléostéens n'ont pas les mêmes tendances. Le site Orovéni (sauf OL) et la station MP ont les indices les plus faibles chez les téléostéens, alors que chez les invertébrés ce sont les stations OI et ML qui ont les indices les plus faibles. Globalement dans les deux communautés,

Ourovéni semble avoir une équitabilité plus faible que les autres sites, Maré semble avoir une équitabilité moyenne et Gouloué la plus grande équitabilité. Dans leur ensemble, toutes les stations (hors OI et ML chez les invertébrés) ont des diversités et des équitabilités plutôt satisfaisantes qui montrent une abondance équitable entre les taxons de téléostéens et d'invertébrés.

Les fleuves influencent ainsi l'écosystème corallien au niveau de la station par ses apports terrigènes avec la présence de substrats caractéristiques montrant un impact naturel des fleuves sur la structuration des récifs coralliens et des communautés associées. Cependant la question des impacts anthropiques reste entière. En effet, la présence de macrodéchets au niveau des stations à proximité de la côte (principalement GP et GI) montre bien des apports anthropiques sur ces stations par une présence de microplastiques. Il semble logique que les contaminants issus de Mayotte suivent la même voie, mais l'absence de quantifications récentes de ces contaminants et au niveau des stations échantillonnées, empêche de faire des liens clairs. Une étude en 2010 avait cependant indiqué des quantités importantes de contaminants provenant notamment des fleuves (Thomassin *et al.*, 2011).

## 5. Conclusion

L'influence des fleuves sur les écosystèmes coralliens est difficile à quantifier de par l'hétérogénéité des réponses des différents taxons dans toutes les stations. Cependant des tendances générales se distinguent : le site Maré, en particulier la station ML (Maré large), semble avoir un des écosystèmes les plus fonctionnels des stations échantillonnées avec une grande densité au niveau des *Acropora* sp. et une grande biomasse au niveau de tous les téléostéens dont les piscivores ainsi que le recouvrement de coraux vivants le plus important. Toutefois c'est une des deux stations les moins diversifiées au niveau des invertébrés et le site Maré est celui contenant le plus d'algues, ces conclusions sont donc à nuancer.

Le site Gouloué quant à lui, apparaît avoir l'écosystème moins fonctionnel avec le plus de recouvrement de coraux morts et le moins de Scleractinia, le plus de macrodéchets mais pourtant également les meilleurs indices de diversité et d'équitabilité et les plus grandes biomasses d'invertébrés invertivores. OR (Ourovéni référence) apparaît comme une station exceptionnelle avec les densités d'invertébrés et les biomasses de téléostéens maximales retrouvées, étant également la seconde station avec le plus de coraux vivants et d'*Acropora* sp. après ML. Le site Ourovéni semble se situer fonctionnellement entre le site Gouloué et le site Maré avec cependant les plus faibles indices de diversité et d'équitabilité mais aussi les plus

faibles recouvrements d'algues et les plus fortes densités en Scleractinia. Les tendances entre sites et entre stations de même distance par rapport au panache, ne sont pas évidentes car très variables mais chaque station diffère fortement les unes des autres. Des recherches approfondies notamment avec dosage des contaminants et taux de sédimentation des apports terrigènes des fleuves, permettrait de préciser ces tendances. Il est également délicat de distinguer les impacts des apports terrigènes naturels ou anthropiques des fleuves, des impacts et pressions globales à grande échelle, comme le changement climatique. En effet, le principal indicateur de l'état écologique des récifs coralliens a été le niveau de blanchissement, or c'est un impact direct et prouvé du réchauffement des eaux de mer. L'érosion des récifs coralliens vient d'une part naturellement des bioérodeurs mais actuellement beaucoup par l'acidification des eaux qui fragilise la structure calcaire des récifs et ainsi tout l'écosystème. Quantifier et suivre l'état écologique de l'écosystème corallien est donc essentiel dans le contexte actuel. Comprendre son fonctionnement, sa dynamique et les mécanismes influençant sa résilience, est devenu primordial pour appréhender au mieux le futur et œuvrer à la conservation et la préservation de ces milieux inestimables. Ces enjeux sont d'autant plus primordiaux à intégrer à Mayotte avec le danger croissant de l'augmentation des cyclones par le changement climatique (Knutson *et al.*, 2010) et par exemple la récente catastrophe du cyclone Chido en décembre 2024, qui a causé autant de dégâts humains qu'écologiques.

## 6. Bibliographie

- Andréfouët, Serge, Mark J. Costello, Michael Rast, et Shubha Sathyendranath. « Earth Observations for Marine and Coastal Biodiversity and Ecosystems ». *Remote Sensing of Environment* 112, n° 8 (août 2008): 3297-99. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.04.006>.
- Beukers, Joanne S., et Geoffrey P. Jones. « Habitat Complexity Modifies the Impact of Piscivores on a Coral Reef Fish Population ». *Oecologia* 114, n° 1 (16 mars 1998): 50-59. <https://doi.org/10.1007/s004420050419>.
- Brandt, M. E., & McManus, J. W. (2009). Disease incidence is related to bleaching extent in reef-building corals. *Ecology*, 90(10), 2859-2867. <https://doi.org/10.1890/08-0445.1>
- Bray, J. Roger, et J. T. Curtis. « An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin ». *Ecological Monographs* 27, n° 4 (octobre 1957): 325-49. <https://doi.org/10.2307/1942268>.
- Chabanet, P. « Coral Reef Fish Communities of Mayotte (Western Indian Ocean) Two Years after the Impact of the 1998 Bleaching Event ». *Marine and Freshwater Research* 53, n° 2 (2002): 107. <https://doi.org/10.1071/MF01154>.
- « Coral Reef Fish Communities of Mayotte (Western Indian Ocean) Two Years after the Impact of the 1998 Bleaching Event ». *Marine and Freshwater Research* 53, n° 2 (2002): 107. <https://doi.org/10.1071/MF01154>.
- Chevalier, C., J.L. Devenon, M. Pagano, G. Rougier, J. Blanchot, et R. Arfi. « The Atypical Hydrodynamics of the Mayotte Lagoon (Indian Ocean): Effects on Water Age and Potential Impact on Plankton Productivity ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 196 (septembre 2017): 182-97. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.027>.
- Davy, Simon K., Denis Allemand, et Virginia M. Weis. « Cell Biology of Cnidarian-Dinoflagellate Symbiosis ». *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 76, n° 2 (juin 2012): 229-61. <https://doi.org/10.1128/MMBR.05014-11>.
- Erez, Jonathan, Stéphanie Reynaud, Jacob Silverman, Kenneth Schneider, et Denis Allemand. « Coral

- Calcification Under Ocean Acidification and Global Change ». In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, édité par Zvy Dubinsky et Noga Stambler, 151-76. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4\\_10](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_10).
- Floros, C., et M. H. Schleyer. « The Functional Importance of Acropora Austera as Nursery Areas for Juvenile Reef Fish on South African Coral Reefs ». *Coral Reefs* 36, n° 1 (mars 2017): 139-49. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1499-8>.
- Faure, G., Guillaume, M., Payri, C., Thomassin, B., Vanpraet, M. and Vasseur, P. (1984). Massive bleaching and death of corals in the Mayotte Reef ecosystem (SW Indian-Ocean). *Comptes rendus de l'académie des sciences Série III-Sciences de la vie - Life sciences* 299, 637–642.
- Graham, N. A. J., et K. L. Nash. « The Importance of Structural Complexity in Coral Reef Ecosystems ». *Coral Reefs* 32, n° 2 (juin 2013): 315-26. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0984-y>.
- Heron, Scott F., Jeffrey A. Maynard, Ruben Van Hooidonk, et C. Mark Eakin. « Warming Trends and Bleaching Stress of the World's Coral Reefs 1985–2012 ». *Scientific Reports* 6, n° 1 (6 décembre 2016): 38402. <https://doi.org/10.1038/srep38402>.
- Hoegh-Guldberg, O. (2005). Low coral cover in a high-CO2 world. *Journal Of Geophysical Research Atmospheres*, 110(C9). <https://doi.org/10.1029/2004jc002528>
- Hughes, Terry P., James T. Kerry, Andrew H. Baird, Sean R. Connolly, Andreas Dietzel, C. Mark Eakin, Scott F. Heron, et al. « Global Warming Transforms Coral Reef Assemblages ». *Nature* 556, n° 7702 (avril 2018): 492-96. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0041-2>.
- Knowlton, Nancy, Russell E. Brainard, Rebecca Fisher, Megan Moews, Laetitia Plaisance, et M. Julian Caley. « Coral Reef Biodiversity ». In *Life in the World's Oceans*, édité par Alasdair D. McIntyre, 1<sup>re</sup> éd., 65-78. Wiley, 2010. <https://doi.org/10.1002/9781444325508.ch4>.
- Knutson, Thomas R., John L. McBride, Johnny Chan, Kerry Emanuel, Greg Holland, Chris Landsea, Isaac Held, James P. Kossin, A. K. Srivastava, et Masato Sugi. « Tropical Cyclones and Climate Change ». *Nature Geoscience* 3, n° 3 (mars 2010): 157-63. <https://doi.org/10.1038/ngeo779>.
- Kruskal, J. B. « Multidimensional Scaling by Optimizing Goodness of Fit to a Nonmetric Hypothesis ». *Psychometrika* 29, n° 1 (mars 1964): 1-27. <https://doi.org/10.1007/BF02289565>.
- Lefcheck, Jonathan S., Anne A. Innes-Gold, Simon J. Brandl, Robert S. Steneck, Ruben E. Torres, et Douglas B. Rasher. « Tropical Fish Diversity Enhances Coral Reef Functioning across Multiple Scales ». *Science Advances* 5, n° 3 (mars 2019): eaav6420. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav6420>.
- Leggat, William P., Emma F. Camp, David J. Suggett, Scott F. Heron, Alexander J. Fordyce, Stephanie Gardner, Lachlan Deakin, et al. « Rapid Coral Decay Is Associated with Marine Heatwave Mortality Events on Reefs ». *Current Biology* 29, n° 16 (août 2019): 2723-2730.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.06.077>.
- Lesser, Michael P. « Coral Bleaching: Causes and Mechanisms ». In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, édité par Zvy Dubinsky et Noga Stambler, 405-19. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4\\_23](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_23).
- Llope, Marcos, Georgi M. Daskalov, Tristan A. Rouyer, Vesselina Mihneva, Kung-Sik Chan, Alexander N. Grishin, et Nils Chr. Stenseth. « Overfishing of Top Predators Eroded the Resilience of the Black Sea System Regardless of the Climate and Anthropogenic Conditions: BLACK SEA SHIFTS MODELLING ». *Global Change Biology* 17, n° 3 (mars 2011): 1251-65. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02331.x>.
- Machendiranathan, M., Senthilnathan, L., Ranith, R. *et al.* Trend in coral-algal phase shift in the Mandapam group of islands, Gulf of Mannar Marine Biosphere Reserve, India. *J. Ocean Univ. China* 15, 1080–1086 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11802-016-2606-8>
- Martinez, Stephane, Renaud Grover, et Christine Ferrier-Pagès. « Unveiling the Importance of Heterotrophy for Coral Symbiosis under Heat Stress ». Édité par Martin Kaltenpoth et Manuel Aranda. *mBio* 15, n° 10 (16 octobre 2024): e01966-24. <https://doi.org/10.1128/mbio.01966-24>.
- Obura, David O., Lionel Bigot, et Francesca Benzoni. « Coral Responses to a Repeat Bleaching Event in Mayotte in 2010 ». *PeerJ* 6 (2 août 2018): e5305. <https://doi.org/10.7717/peerj.5305>.
- Pellowe, Kara E., Megan Meacham, Garry D. Peterson, et Steven J. Lade. « Global Analysis of Reef Ecosystem Services Reveals Synergies, Trade-Offs and Bundles ». *Ecosystem Services* 63 (octobre 2023): 101545. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101545>.
- Pielou, E C. « The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Colledions », s. d.
- Reaka - Kudla , M.L.( 1997 ) The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rain forests . In: Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources (eds. M.L. Reaka - Kudla , D.E. Wilson & E.O. Wilson ), pp. 83 – 108 . Washington, DC : Joseph Henry Press .
- Reimer, James Davis, Raquel S. Peixoto, Sarah W. Davies, Nikki Traylor-Knowles, Morgan L. Short, Rafael A. Cabral-Tena, John A. Burt, et al. « The Fourth Global Coral Bleaching Event: Where Do We Go from Here? » *Coral Reefs* 43, n° 4 (août 2024): 1121-25. <https://doi.org/10.1007/s00338-024-02504-w>.

- Richardson, Laura E., Nicholas A. J. Graham, Morgan S. Pratchett, Jacob G. Eurich, et Andrew S. Hoey. « Mass Coral Bleaching Causes Biotic Homogenization of Reef Fish Assemblages ». *Global Change Biology* 24, n° 7 (juillet 2018): 3117-29. <https://doi.org/10.1111/gcb.14119>.
- Rix, L, Jm De Goeij, D Van Oevelen, U Struck, Fa Al-Horani, C Wild, et Ms Naumann. « Reef Sponges Facilitate the Transfer of Coral-Derived Organic Matter to Their Associated Fauna via the Sponge Loop ». *Marine Ecology Progress Series* 589 (23 février 2018): 85-96. <https://doi.org/10.3354/meps12443>.
- Rodrigues, Lisa J., et Andréa G. Grottoli. « Energy Reserves and Metabolism as Indicators of Coral Recovery from Bleaching ». *Limnology and Oceanography* 52, n° 5 (septembre 2007): 1874-82. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.5.1874>.
- Shannon, C E. « A Mathematical Theory of Communication », s. d.
- Spearman, C. « The Proof and Measurement of Association between Two Things ». *The American Journal of Psychology* 15, n° 1 (janvier 1904): 72. <https://doi.org/10.2307/1412159>.
- Stuart-Smith, Rick D., Christopher J. Brown, Daniela M. Ceccarelli, et Graham J. Edgar. « Ecosystem Restructuring along the Great Barrier Reef Following Mass Coral Bleaching ». *Nature* 560, n° 7716 (août 2018): 92-96. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0359-9>.
- Thibaut, Thierry, Aurélie Blanfuné, Charles F. Boudouresque, Sébastien Personnic, Sandrine Ruitton, Enric Ballesteros, Denise Bellan-Santini, et al. « An Ecosystem-Based Approach to Assess the Status of Mediterranean Algae-Dominated Shallow Rocky Reefs ». *Marine Pollution Bulletin* 117, n° 1-2 (avril 2017): 311-29. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.029>.
- Thomassin, Bernard A., Fabrice Garcia, Luc Sarrazin, Thèrese Schembri, Emmanuel Wafo, Véronique Lagadec, Véronique Risoul, et Julien Wickel. « Coastal Seawater Pollutants in the Coral Reef Lagoon of a Small Tropical Island in Development: The Mayotte Example (N Mozambique Channel, SW Indian Ocean) ». In *Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions*, édité par Hubert-Jean Ceccaldi, Ivan Dekeyser, Mathias Girault, et Georges Stora, 401-7. Dordrecht: Springer Netherlands, 2010. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-8630-3\\_73](https://doi.org/10.1007/978-90-481-8630-3_73).
- Trégarot, Ewan, Pierre Failler, et Jean-Philippe Maréchal. « Evaluation of Coastal and Marine Ecosystem Services of Mayotte: Indirect Use Values of Coral Reefs and Associated Ecosystems ». *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13, n° 3 (29 novembre 2017): 19-34. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1407361>.
- Wagner, Daniel, Alan M. Friedlander, Richard L. Pyle, Cassandra M. Brooks, Kristina M. Gjerde, et T. 'Aulani Wilhelm. « Coral Reefs of the High Seas: Hidden Biodiversity Hotspots in Need of Protection ». *Frontiers in Marine Science* 7 (14 septembre 2020): 567428. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.567428>.
- Webster, Fiona J., Russell C. Babcock, Mike Van Keulen, et Neil R. Loneragan. « Macroalgae Inhibits Larval Settlement and Increases Recruit Mortality at Ningaloo Reef, Western Australia ». Édité par Tilmann Harder. *PLOS ONE* 10, n° 4 (21 avril 2015): e0124162. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124162>.
- Weis, Virginia M. « Cellular Mechanisms of Cnidarian Bleaching: Stress Causes the Collapse of Symbiosis ». *Journal of Experimental Biology* 211, n° 19 (1 octobre 2008): 3059-66. <https://doi.org/10.1242/jeb.009597>.
- Wilson, Shaun K., Nicholas A. J. Graham, Morgan S. Pratchett, Geoffrey P. Jones, et Nicholas V. C. Polunin. « Multiple Disturbances and the Global Degradation of Coral Reefs: Are Reef Fishes at Risk or Resilient? ». *Global Change Biology* 12, n° 11 (novembre 2006): 2220-34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01252.x>

## 7. Dernière de couverture

Les écosystèmes coralliens de Mayotte sont essentiels écologiquement par la diversité marine qu'ils abritent comme sociaux-économiquement par les services écosystémiques qu'ils fournissent (pêche, protection côtière). Pourtant cet écosystème est menacé par de multiples pressions anthropiques (réchauffement des eaux, acidification des océans, perte de la qualité de l'eau) et notamment localement par les apports de contaminants par de nombreux déversement humains dans les fleuves qui altèrent la qualité des eaux. Dans cette étude, les apports terrigènes de 3 fleuves de Mayotte sont étudiés : Gouloué, Maré et Orovéni. Un blanchissement très

important a été observé entre avril et novembre 2024 montrant la vulnérabilité des récifs coralliens à ces phénomènes. Les fleuves jouent un rôle essentiel à la composition des substrats notamment à proximité du panache, par un apport de vase, rendant le substrat vaseux ou sablo-vaseux. Les impacts sur les communautés d'invertébrés et de téléostéens sont très variables et hétérogènes en fonction des stations, rendant difficile la révélation d'effets précis. Cependant, l'impact des fleuves sur la composition et la distribution des communautés de coraux, d'algues, d'invertébrés et de téléostéens est évident. Notamment la biomasse des téléostéens diminue au niveau des panaches de fleuves et augmente au niveau de la pente interne des récifs barrières. Comprendre ces dynamiques et le fonctionnement de l'écosystème corallien est essentiel dans le contexte actuel et pour appréhender davantage les mécanismes de résilience des récifs coralliens pouvant déterminer l'avenir des écosystèmes coralliens.

Mayotte's coral ecosystems are ecologically essential due to the marine diversity they support, as well as socio-economically through the ecosystem services they provide (fishing, coastal protection). However, this ecosystem is threatened by multiple anthropogenic pressures (water warming, ocean acidification, loss of water quality) and particularly locally by the input of contaminants from numerous human discharges into rivers, which alter water quality. In this study, the terrigenous inputs of 3 rivers in Mayotte are studied: Gouloué, Maré and Ourovéni. A very significant bleaching was observed between April and November 2024, showing the vulnerability of coral reefs to these phenomena. Rivers play an essential role in the composition of the substrates, particularly near the plume, by an input of silt, making the substrate muddy or sandy-silty. The impacts on invertebrate and teleost communities are highly variable and heterogeneous across stations, making it difficult to reveal precise effects. However, the impact of rivers on the composition and distribution of coral, algae, invertebrate, and teleost communities is evident. In particular, teleost biomass decreases in river plumes and increases on the inner slope of barrier reefs. Understanding these dynamics and the functioning of the coral ecosystem is essential in the current context and to better understand the resilience mechanisms of coral reefs that can determine the future of coral ecosystems.

## 8. Annexes

Annexe 1. Familles de téléostéens échantillonnées

Herbivore, Piscivore, Zooplanctonophage, Invertivore

Nom scientifique famille (de Teleostei)	Autorité	Nom vernaculaire	Groupe trophique	Coeff a (calcul biomasse)	Coeff b (calcul biomasse)

Acanthuridae	Bonaparte, 1835	Poissons-chirurgiens	Herbivore	0,0295	2,95
Scaridae	Rafinesque, 1810	Poissons-perroquets	Herbivore	0,0178	3,05
<i>Siganus luridus</i>	(Rüppell, 1829)	Poissons-lapins	Herbivore	0,0172	2,983
Carangidae	Rafinesque, 1815	Carangues	Piscivore	0,0214	2,94
Muraenidae	Rafinesque, 1815	Murènes	Piscivore	0,0004	3,29
Lethrinidae	Bonaparte, 1831	Capitaines	Piscivore	0,0204	2,96
Synodontidae	Gill, 1861	Poissons-lézards	Piscivore	0,0054	3,13
Serranidae	Swainson, 1839	Mérous/serrans	Piscivore	0,0148	3,03
Anthiidae	Poey, 1861	Anthias/barbier	Zooplanctonophage	0,0569	2,65
Caesionidae	Bonaparte, 1831	Fusiliers	Zooplanctonophage	0,0174	3,09
Microdesmidae	Regan, 1912	Poissons-fléchettes	Zooplanctonophage	0,0107	3,05
Pempheridae	Bleeker, 1859	Poissons-hachettes	Zooplanctonophage	0,0135	3,05
Pomacentridae	Bonaparte, 1831	Demoiselles	Zooplanctonophage	0,0288	2,99
<i>Amphiprion sp.</i> (Pomacentridae)	Bloch & Schneider, 1801	Poissons-clowns	Zooplanctonophage	0,0288	2,99
Apogonidae	Günther, 1859	Apogons	Invertivore	0,0162	3,09
Balistidae	Rafinesque, 1810	Balistes	Invertivore	0,0324	2,89
Chaetodontidae	Rafinesque, 1815	Poissons-papillons	Invertivore	0,0282	3,03
Cirrhitidae	Macleay, 1841	Poissons-éperviers	Invertivore	0,0081	3,18
Holocentridae	Bonaparte, 1833	Poissons-soldats/ Poissons-écureils	Invertivore	0,024	2,96
Labridae	Cuvier, 1816	Labres	Invertivore	0,0126	3,06
Lutjanidae	Gill, 1861	Vivaneau/Lutjanid és	Invertivore	0,02	2,94
Monacanthidae	Nardo, 1843	Poissons-limes	Invertivore	0,024	2,91
Mullidae	Rafinesque, 1815	Rouget	Invertivore	0,0115	3,1

Ostraciidae	Rafinesque, 1810	Poissons-coffres	Invertivore	0,0575	2,67
Pomacanthidae	Jordan & Evermann, 1898	Poissons-anges	Invertivore	0,0417	2,83
Tetraodontidae	Bonaparte, 1831	Poissons-ballons	Invertivore	0,0331	2,84

## Annexe 2. Taxons d'invertébrés échantillonnés

Embranchement, Classe, Sous-classe, Infraclasse, Ordre, Super-famille, Famille, Genre

Grand groupe taxonomique	Taxon échantillonné	Dénom- brement	Autorité	Nom vernaculaire	Groupe trophique	
Ascidiacea		colonie /	Blainville, 1824	Ascidies	Filtreur/ suspensivore /zooplanctonophage	
	Clavelinidae	individu	Forbes & Hanley, 1848	Clavelines		
	Autres ascidies					
Hexacorallia		colonie / individu	Haeckel, 1896	Hexacoralliaires	Suspensivore /zooplanctono- phage/ invertivore	
	Scleractinia		colonie / individu	Bourne, 1900		Scléractiniaires/C oraux durs
		Acropora sp.	colonie	Oken, 1815		Acropores
		Autres coraux digités	colonie	Groupe morphologique		
		Fungiidae	individu	Dana, 1846		Coraux- champignons
		Corail solitaire	individu	Groupe morphologique		
		Corail massif	colonie	Groupe morphologique		
		Corail en plaque- feuille	colonie	Groupe morphologique		
		Corail polypes épanouis	colonie	Groupe morphologique		
	Actiniaria	Actiniaria	individu	Hertwig, 1882		Anémones de mer/Actinaires
	Zoantharia		colonie	Gray, 1832		Zoanthaires
Parazoanthus sp.		Haddon & Shackleton, 1891				
Autres zoanthaires						

	Antipatharia		colonie	Milne-Edwards, 1857	Coraux noirs/ Antipathaires	Suspensivore /zooplanctono- phage		
		<i>Anthipathes</i> sp.		Pallas, 1766				
		Autres anthipathes						
	Coralli- morpharia	Corallimorpharia	Individu	Carlgren, 1943	Corallimorphes	Suspensivore /zooplanctono- phage		
Octocorallia			colonie	Haeckel, 1866	Octocoralliaires	Suspensivore /zooplanctono- phage		
		Alcyoniidae		Lamouroux, 1812	Alcyonaires			
		Gorgoniidae		Lamouroux, 1812	Gorgones			
		Pennatuloidea		Ehrenberg, 1834	Pennatules/ plumes de mer			
		Autres octocoralliaires						
Sedentaria		Sedentaria	individu	Lamarck, 1818	Polychètes sédentaires	Filtreur/ suspensivore /planctono- phage/ détritivore		
Echino- dermata			individu	Klein, 1778	Echinodermes	Suspensivore/ planctono- phage/ détritivore/ invertivore/ herbivore		
	Asteroidea	Asteroidea		Blainville, 1830	Etoiles de mer		Invertivore/ détritivore	
	Ophiuroidea	Ophiuroidea		Gray, 1840	Ophiures		Suspensivore / phytoplact- onophage/ détritivore	
	Echinoidea				Schumacher, 1817		Oursins	Herbivore/ détritivore
				<i>Diadema</i> sp.	Gray, 1825		Oursins-diadèmes	Herbivore
				Autres oursins				
	Holothuroidea	Holothuroidea		Blainville, 1834	Holothuries		Détritivore	
Porifera			individu	Grant, 1836	Eponges/ Spongiaires	Filtreur/ suspensivore/		
	Demospongiae			Sollas, 1885	Démosponges			

		<i>Xestospongia</i> sp.		Laubenfels, 1932	Eponge-barrique	planctono- phage	
		Clionaidae		Orbigny, 1851	Eponges perforantes		
	Eponge tubulaire	Eponge tubulaire		Groupe morphologique			
	Eponge encroûtante	Eponge encroûtante		Groupe morphologique			
	Eponge massive	Eponge massive		Groupe morphologique			
	Eponge ramifiée	Eponge ramifiée		Groupe morphologique			
Mollusca			individu	Linnaeus, 1758	Mollusques	Filtreur/ suspensivore/ planctono- phage/ herbivore/ détritivore/ invertivore/ piscivore	
	Gastropoda			Cuvier, 1795	Gastéropodes	Herbivore/ détritivore/ invertivore	
		Euthyneura			Spengel, 1881	Limaces de mer	Herbivore/ invertivore
		Autres gastéropodes					
	Bivalvia				Linnaeus, 1758	Bivalves	Filtreur/ suspensivore/ planctono- phage
		<i>Tridacna</i> sp.			Bruguière, 1797	Bénitiers	
		<i>Pedum spondyloideum</i>			(Gmelin, 1791)	Huîtres corallicoles	
		<i>Hyotissa</i> sp.			Stenzel, 1971		
		<i>Spondylus</i> sp.			Linnaeus, 1758	Spondyles	
		Autres bivalves					
	Octopoda	Octopoda			Leach, 1818	Octopodes/ Poulpes	Invertivore/ piscivore
	Bryozoa	Bryozoa	colonie	Ehrenberg, 1831	Bryozoaires	Filtreur/ suspensivore/ planctono- phage	
	Paguroidea	Paguroidea	individu	Latreille, 1802	Pagures/ bernard-l'hermite	Détritivore	

Annexe 3. Taxons d'invertébrés échantillonnés dans les recouvrements de coraux

Embranchement, Classe, Sous-classe, Infraclasse, Ordre, Super-famille, Famille, Genre

Grand groupe taxonomique	Taxon échantillonné	Dénom- brement	Autorité	Nom vernaculaire	Groupe trophique
Echino- dermata		individu	Klein, 1778	Echinodermes	Suspensivore/ planctonophage/ détritivore/ invertivore/ herbivore
	Asteroidea		Blainville, 1830	Etoiles de mer	Invertivore/ détritivore
		<i>Acanthaster</i> sp.	Gervais, 1841		Invertivore
		Autres étoiles de mer			
	Crinoidea	Crinoidea	Miller, 1821		Suspensivore / planctonophage
	Echinoidea		Schumacher, 1817	Oursins	Herbivore/ détritivore
		<i>Diadema</i> sp.	Gray, 1825	Oursins-diadèmes	Herbivore
	Holothuroidea	Holothuroidea	Blainville, 1834	Holothuries	Détritivore
Mollusca		individu	Linnaeus, 1758	Mollusques	Filtreur/ suspensivore/ planctono-phage/ herbivore/ détritivore/ invertivore
	Gastropoda		Cuvier, 1795	Gastéropodes	Herbivore/ détritivore/ invertivore
		Euthyneura	Spengel, 1881	Limaces de mer	Herbivore/ invertivore
		<i>Strombus</i> sp.	Linnaeus, 1758	Conques/ Strombes	Herbivore

	Bivalvia		Linnaeus, 1758	Bivalves	Filtreur/ suspensivore/ planctonophage
		<i>Tridacna</i> sp.	Bruguère, 1797	Bénitiers	
		<i>Pedum spondyloideum</i>	(Gmelin, 1791)	Huîtres corallicoles	
		Ostreida	A. Férussac, 1822	Huîtres/ Ostréidés	
		<i>Hyotissa</i> sp. (Ostreida)	Stenzel, 1971		
		<i>Spondylus</i> sp.	Linnaeus, 1758	Spondyles	

#### Annexe 4. Taxons des algues échantillonnés

Embranchement, Classe, Sous-classe, Infraclasse, Ordre, Super-famille, Famille, Genre

Grand groupe taxonomique	Taxon échantillonné	Autorité	Nom vernaculaire	Groupe trophique
Chlorophyta → Bryopsidales		Pascher, 1914	Algues vertes	Producteur primaire
	<i>Halimeda</i> sp.	J.V.Lamouroux, 1812		Producteur primaire
	<i>Caulerpa</i> sp.	J.V.Lamouroux, 1809	Caulerpes	Producteur primaire
Ochrophyta → Dictyotales		Cavalier-Smith, 1995	Algues brunes	Producteur primaire
	<i>Padina</i> sp.	Adanson, 1763	Padines	Producteur primaire
	<i>Dictyota</i> sp.	J.V.Lamouroux, 1809		Producteur primaire
Algues filamenteuses	Algues filamenteuses	Groupe morphologique		Producteur primaire