



**Réponses des communautés ichthyologiques aux pressions anthropiques locales dans un contexte de changement climatique**

**Laura IBORRA**

Thèse de doctorat, 2022

Institut Méditerranéen d'Océanologie,  
Laboratoire d'Océanologie,  
STARESO



# THÈSE DE DOCTORAT

Soutenue à Aix-Marseille Université  
en cotutelle avec l'Université de Liège  
le 07 décembre 2022 par

**Laura Iborra**

## Réponses des communautés ichthyologiques face aux pressions anthropiques locales dans un contexte de changement climatique

### Discipline

Sciences de l'environnement

### Spécialité

Océanographie

### École doctorale

ED251 – Sciences de l'environnement

### Laboratoire/Partenaires de recherche

OSU Pythéas – MIO

Laboratoire d'Océanologie de l'Université de Liège

Station de recherche sous-marine et océanographique STARESO

•	<b>Composition du jury</b>	
•	<b>Philippe LENFANT</b>	Rapporteur
•	Université de Perpignan	
•	<b>Frida BEN RAIS LASRAM</b>	Rapporteuse
•	Université du Littoral Côte d'Opale	
•	<b>Adrien CHEMINEE</b>	Examineur
•	Septentrion Environnement	
•	<b>Michael OVIDIO</b>	Examineur
•	Université de Liège	
•	<b>Jean-Christophe POGGIALE</b>	Président du jury
•	Aix-Marseille Université	
•	<b>Philippe CUNY</b>	Directeur de thèse
•	Aix-Marseille Université	
•	<b>Sylvie GOBERT</b>	Co-directrice
•	Université de Liège	
•	<b>Michel MARENGO</b>	Co-encadrant
•	STARESO	



# Affidavit

Je soussignée, Laura Iborra, déclare par la présente que le travail présenté dans ce manuscrit est mon propre travail, réalisé sous la direction scientifique de Philippe Cuny directeur de thèse, Sylvie Gobert co-directrice de thèse et Michel Marengo co-encadrant de thèse, dans le respect des principes d'honnêteté, d'intégrité et de responsabilité inhérents à la mission de recherche. Les travaux de recherche et la rédaction de ce manuscrit ont été réalisés dans le respect à la fois de la charte nationale de déontologie des métiers de la recherche et de la charte d'Aix-Marseille Université relative à la lutte contre le plagiat.

Ce travail n'a pas été précédemment soumis en France ou à l'étranger dans une version identique ou similaire à un organisme examinateur.

Fait à Lumio, le 27 septembre 2022



Cette œuvre est mise à disposition selon les termes de la [Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

# Affidavit

I, undersigned, Laura Iborra, hereby declare that the work presented in this manuscript is my own work, carried out under the scientific direction of de Philippe Cuny thesis director, Sylvie Gobert co-thesis director and Michel Marengo co-thesis supervisor, in accordance with the principles of honesty, integrity and responsibility inherent to the research mission. The research work and the writing of this manuscript have been carried out in compliance with both the French national charter for Research Integrity and the Aix-Marseille University charter on the fight against plagiarism.

This work has not been submitted previously either in this country or in another country in the same or in a similar version to any other examination body.

Lumio, 27 September 2022



Cette œuvre est mise à disposition selon les termes de la [Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

# Liste de publications et participation aux conférences

1) Liste des publications<sup>1</sup> réalisées dans le cadre du projet de thèse :

1. Iborra L., Leduc M., Fullgrabe L., Cuny P., Gobert S., 2022. Temporal trends of two iconic Mediterranean gorgonians (*Paramuricea clavata* and *Eunicella cavolini*) in the climate change context, *Journal of Sea Research*, Volume 186, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102241>.
2. Marengo, M., Iborra, L., Leduc, M., Lejeune, P., Boissery, P., Gobert, S., 2021. Assessing Spatial and Temporal Trends in a Mediterranean Fish Assemblage Structure. *Diversity*, 13, 368. <https://doi.org/10.3390/d13080368>
3. Iborra L., Leduc M., Marengo M., Lejeune P., Gobert S., Cuny P. (soumis). Impacts of recreational diving on Mediterranean fish populations behaviours. *Journal of Fish Biology*.
4. Iborra L., Marengo M., Lejeune P., Cuny P., Gobert S., (en préparation). Spatial and temporal variations of Mediterranean fish assemblage near a sewage treatment plant in northwestern Mediterranean Sea.
5. Iborra L., Marengo M., Lejeune P., Gobert S., Cuny P., (en préparation). Does small-scale production marine fish farming significantly affect wild fish? A case study in the NW Mediterranean Sea.
6. Iborra L., Marengo M., Valleteau C., Patrissi M., Lejeune P., Gobert S., Cuny P., (en préparation). A multi-methods approach to characterise marine recreational fishing activity in a Mediterranean area (Corsica, France).
7. Iborra L., Leduc M., Roblet S., Marengo M., Lejeune P., Gobert S., Cuny P., (en préparation). Caractérisation de la pression de plongée sous-marine et étude comportementale des plongeurs : étude de cas en baie de Calvi (Corse, France).

2) Participation aux conférences<sup>2</sup> et écoles d'été au cours de la période de thèse :

1. Iborra L., Leduc M., Gobert S., Cuny P., 2022. Diving impact: Frequentation, diver behavior and consequences on the mediterranean fish community. Poster présenté dans le cadre du congrès "Ecology and Behaviour - 15th meeting", 21-23 Mars 2022, Strasbourg, France.
2. Iborra L., Leduc M., Gobert S., Cuny P., 2022. Influences de la plongée sous-marine (Calvi, Corse) : fréquentation, comportement des plongeurs et conséquences sur la communauté ichthyologique méditerranéenne. Présentation orale dans le cadre de la Rencontre scientifique « Vivant, l'animal

---

<sup>1</sup> Cette liste comprend les articles publiés, les articles soumis à publication et les articles en préparation ainsi que les livres, chapitres de livre et/ou toutes formes de valorisation des résultats des travaux propres à la discipline du projet de thèse. La référence aux publications doit suivre les règles standards de bibliographie et doit être conforme à la charte des publications d'AMU.

<sup>2</sup> Le terme « conférence » est générique. Il désigne à la fois « conférence », « congrès », « workshop », « colloques », « rencontres nationales et/ou internationales » ... etc.

Indiquer si vous avez fait une présentation orale ou sous forme de poster.

- et la société : apport de la recherche des jeunes chercheurs », Association Nationale de la Recherche et de la Technologie, 31 Janvier 2022, Paris, France.
3. Iborra L., Leduc M., Gobert S., Cuny P., 2022. Influences de la plongée sous-marine en baie de Calvi (Corse). Présentation orale dans le cadre de la Journée échanges et bilan stratégie de gestion durable des sites de plongée en Méditerranée (PAMM Méditerranée), DIRM/OFB, 20 Janvier 2022, Marseille, France.
  4. Iborra L., Leduc M., Gobert S., Cuny P., 2021. Diving impact: Frequentation, diver behavior and consequences on the mediterranean fish community. Poster présenté dans le cadre du "VLIZ Marine Sciences Day", 03 Mars 2021, Belgique.
  5. Marengo M., Patrissi M., Iborra L., Leduc M., Tomasi N., Cancemi M., Lejeune P., Gobert S., 2019. Spatio-temporal catch variation of the spiny lobster (*Palinurus elephas*): implications for the management in Calvi/Cap Corse. Poster présenté dans le cadre du "42nd CIESM Congress", 7- 11 October 2019, Cascais, Portugal.
  6. Iborra L., Pelaprat C., Leduc M., Lejeune P., 2018. Substrat dur et ichtyologie : Suivi ichtyologique dans la baie de Calvi. Présentation orale dans le cadre du Workshop STARECAPMED, STARESO, Calvi, Corse.





Ce doctorat a été réalisé en entreprise au sein de la STATION de REcherches Sous-marines et Océanographiques (STARESO) grâce à une bourse de Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE) délivrée par l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie (ANRT).

Ces travaux de recherches ont été menés dans le cadre d'une cotutelle internationale entre l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO) de l'Université d'Aix-Marseille (France) et le Laboratoire d'Océanologie de l'Université de Liège (Belgique).

La direction des travaux de doctorat a été assurée conjointement par le Professeur Philippe CUNY (Université d'Aix-Marseille), la Professeure Sylvie GOBERT (Université de Liège) et les Docteurs Pierre LEJEUNE et Michel MARENGO (STARESO).

Ce travail s'inscrit dans le cadre du programme STATION of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts (STARECAPMED) financé par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse et la Collectivité de Corse.



# Remerciements

Je tiens dans un premier temps à remercier l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO) (Aix-Marseille Université) et le Laboratoire d'Océanologie (Université de Liège) de m'avoir accepté parmi leurs doctorants. Je remercie également Gérard BONIFACIO ainsi que Pierre LEJEUNE pour m'avoir accueilli durant ces (presque) quatre années à STARESO.

Je remercie l'ANRT pour l'attribution de la bourse CIFRE qui m'a permis d'effectuer ce projet de thèse.

Je remercie également les financeurs du programme STARECAPMED, l'Agence de l'Eau RMC ainsi que la Collectivité de Corse, qui nous permettent de travailler sur ces enjeux cruciaux.

Je remercie l'Office Français de la Biodiversité (notamment Frédéric VILLERS) et la Direction Interrégionale de la Mer Méditerranée (DIRMM) (notamment Marion BRICHET) pour le financement du programme DIVE IMPACT, dans le cadre du PAMM, qui nous a permis de développer plus que prévu l'aspect de la plongée sous-marine dans le cadre de cette thèse.

Je tiens également à remercier les membres du jury d'avoir accepté de relire et d'évaluer mon travail. Particulièrement, je remercie la Professeure Frida BEN RAIS LASRAM et le Professeur Philippe LENFANT d'avoir accepté d'être les rapporteurs de ce manuscrit (et je m'excuse par avance auprès d'eux pour la densité du document...).

Je remercie également les membres de mon comité de thèse, Eric DURIEUX et Sandrine RUITTON pour l'ensemble de leurs conseils avisés.

Je souhaite également remercier mes encadrants de thèse Philippe CUNY, Sylvie GOBERT et Michel MARENGO pour leur confiance, leur supervision et leurs conseils. Sylvie je te remercie pour tes commentaires toujours francs et l'autonomie que tu m'as accordée mais aussi pour nous avoir régaler de tes fantastiques boulets liégeois ! Michel, merci d'avoir partagé avec moi ton expertise autour de la pêche, entre autres. Grâce à toi, j'ai également beaucoup appris sur la « politique » corse, j'ai été à bonne école avec le meilleur « vendeur de tapis » de l'île :P

Philippe, ces quelques mots ne seront pas suffisants pour exprimer toute ma gratitude...je te remercie tout particulièrement d'avoir été si présent tout au long de mon doctorat et ce malgré la distance. Merci pour toutes les discussions enrichissantes qui ont permis de me remettre les idées en place, de me tempérer et finalement de me relancer de plus belle. Un immense merci pour ton positivisme et ta façon de voir les choses. Enfin, je te remercie énormément pour le temps que tu as passé, soirées et week-ends compris, à la relecture et à la correction des différentes parties de ce manuscrit.

Merci aux équipes de la station d'épuration de Calvi d'avoir accepté de répondre à l'ensemble de mes questions et plus particulièrement à Madame Mireille ROMIEU pour ses explications détaillées.

Merci à Paul et Ludovic ANTONINI d'avoir accepté que nous plongeions en dessous de la ferme aquacole. Un grand merci également pour m'avoir fait visiter vos installations au sein de l'écloserie. Ludovic tes explications étaient passionnantes, merci d'avoir pris ce temps-là.

Je souhaite également remercier ici l'ensemble des pêcheurs récréatifs qui ont acceptés de participer à cette étude. Tout particulièrement je remercie les associations APPIR de L'Ile-Rousse et I Battelli de Calvi pour leur accueil toujours agréable. Merci pour votre confiance. Un merci particulier à Jean-Jacques, Jean-Marc et Pierre pour les bons moments partagés à terre ou en mer, et les apéros (à n'importe quelle heure !!). Pour toi Jean-Jacques : vive l'OL !

Merci à l'ensemble des plongeurs, réguliers ou de passage, qui ont accepté de participer à l'étude et de répondre à mes questionnaires, toujours avec bienveillance. Je remercie vivement toutes les structures professionnelles de plongée de Calvi (Calvi plongée, EPIC, Hippocampe Calvi et Diving plongée a Piaghja) qui m'ont accueillie toujours avec intérêt et gentillesse. Merci également d'avoir participé à l'étude et d'avoir accepté de communiquer vos données. Un merci tout particulier à l'équipe d'Hippocampe (Frank, Julie, Olivier, Denis, Annabelle et tous les autres plus irréguliers), j'ai passé d'excellents moments avec vous, de belles plongées, un Niveau 4 et l'aventure n'est peut-être pas finie 😊 ça y est je la finie enfin cette thèse !!

Enfin, un immense merci à toute l'équipe starésienne pour avoir supporté avec moi la charge de travail que nécessitait ma thèse, notamment en termes de plongée, en toute saison ! Merci à tous les stagiaires de passage pour les bons moments passés ensemble et votre aide (Johan, Naomie, David, Léo, Nine (double remerciement pour toi en tant qu'ancienne stagiaire et petite pépite de la nouvelle équipe STARESO), Valentine, Anthony, Sylvain, Claire, et tous ceux que j'oublie). Merci Dimitri pour tes conseils, ton intelligence et ta gentillesse. Un merci particulier à Annick pour ta bienveillance, ton soutien et nos longues discussions en dehors de STARESO. Merci également pour tous les chocolats chauds partagés dans le bureau qui étaient très réconfortants ! Merci également à Michela, nos caractères méditerranéens font parfois des étincelles mais tu sais que je t'apprécie beaucoup et je garde d'excellents souvenirs avec toi !

Un remerciement tout particulier à Arnaud Abadie. C'est de ta faute tout ça ! C'est grâce (ou à cause ?) de toi que l'idée de faire un doctorat à commencer à germer !! Un grand merci Dr No<sup>2</sup>, merci pour tes conseils toujours pertinents, que ce soit pro ou perso, merci pour ton humour, merci pour ton aide et pour ton écoute et pour tes cours de photo !

A votre tour Michèle et Cyril mais comment pourrais-je vous écrire des remerciements à la hauteur ? Si vous n'aviez pas été là, je n'aurais jamais terminé cette thèse. Michèle, ma meilleure amie corse, tu es impressionnante par ta capacité de travail, ton calme (apparent du moins) et ta résilience, merci pour le soutien indéfectible que tu m'as

toujours démontré depuis notre rencontre en 2016, merci pour toutes les discussions scientifiques qui m'ont permis d'avancer, merci de m'avoir remonté le moral quand il le fallait, merci de m'avoir si bien formée à la plongée sous-marine (même s'il me reste encore beaucoup à apprendre pour atteindre ton niveau !), et merci pour tous ces souvenirs qui me remontent à la mémoire en écrivant ces quelques lignes. Ma vie corse serait bien moins drôle si tu n'étais pas là !

Cyril, mon grand frère corse, t'es aussi chiant que moi, c'est pour ça que l'on se comprend et s'entend si bien, comme chien et chat :P Merci d'être qui tu es, merci de m'envoyer bouler et de me faire un câlin dans la minute qui suit, merci pour nos discussions à parler comme des débiles (heureusement pour nous, il n'y a pas de témoins), merci pour tous ces fous rires entrecoupés de discussions existentielles, merci pour tes découvertes culinaires et vraiment merci d'avoir été là durant tous ces moments où j'en ai eu tellement besoin... Merci du fond du cœur à vous deux de m'avoir fait sentir comme si j'étais à la maison et merci de m'avoir traîné partout avec vous !

Je tiens également à remercier ici, ma deuxième famille corse, la SNSM de Balagne et plus particulièrement Sabine (et Jean-Louis), Paul (et Danièle), Nico (et Nadège), Nono (et Virginie), Robin (et Peggy), Jean-Pierre et Brigitte, Jean-Marc, Jacky (et Marie), Alex, Denis, Hadrien (et Isabelle), Florian, Franck, Olivier et tous les autres. Vous avez été mes bouffées d'oxygène durant ces années de thèse ! Merci pour votre soutien et vos encouragements, merci pour tous ces excellents moments passés avec vous que ce soit dans la tempête ou au chaud à terre, merci pour votre bienveillance et pour tous les enrichissements que vous m'apportez. Désolée de vous avoir lâché depuis quelques temps mais ça y est la thèse touche à sa fin...préparez vous à mon retour, je vais être en forme !!!

Un grand merci au Président Paul ALLARD, d'abord rencontré en tant que pêcheur récréatif, j'ai été ravie, comme tu le sais, de te voir prendre ce poste à la SNSM. Paul merci d'abord pour ta confiance en tant que pêcheur récréatif, merci de m'avoir embarqué des heures durant en me faisant plonger les bras dans les seaux de sardines pour le broumé, je sens encore l'odeur que j'avais en rentrant chez moi !! Qu'est ce que vous avez pu me faire rire ChriChri et toi ! Mais au-delà de ça, un immense merci de veiller sur moi, merci de ton soutien et de ta gentillesse dans les moments où j'en avais besoin, merci à ton caractère de cochon (comme le mien) qui fait qu'on s'accroche parfois mais que l'on se réconcilie toujours !

Sabine, comme une deuxième maman corse, j'ai tout de suite accroché avec toi quand je t'ai entendue parler des Posidonies durant mon cours théorique de bateau école en 2016...il n'y a que toi pour faire ça avec autant de conviction ! C'est d'ailleurs toi aussi qui m'a ralliée à la SNSM ! Je te dois beaucoup ici dans ma vie corse. J'admire l'intelligence que tu as, les valeurs que tu défends et la force que tu dégages (héhé patronne SNSM). Merci pour ton écoute, ton soutien, tes encouragements, ta pédagogie et tes pas de danse !! Désolée d'avoir lâché le MF1, je n'arrivais pas à tout faire, mais ce n'est que partie remise (et il faut qu'on se fasse une plongée nudibranches !).

Un GROS MERCI à Peggy, Robin et bébé Yuyu pour toutes les soirées, pour toutes les papotades, les promenades toutous (et les gardes), les conseils véto, l'écoute, la relecture

in english (merci Robin) et les bons moments ensemble ! Revenez souvent nous voir, je suis dispo maintenant !!

Un GROS MERCI également à Nono et Virginie, merci pour tous les bons moments passés avec vous, pour votre écoute, vos conseils, votre gentillesse et votre bonne humeur communicative ! Virginie je ne sais toujours pas comment tu fais pour supporter Nono mais c'est pour ça qu'on l'aime :P

Un IMMEEENSE MERCI à tous mes ami.e.s lyonnais.e.s du G13 ++ : Mel et Tristan, Doud et Alice, John, Sophie et bébé Léonard, Woz, Jé', Mimile et Cha', PJ et Julie, Kate, Greg et bébé Tim', Clémence, Loris et bébé Eléonore, Romain, Hélo, Violaine, Alice, Maud. Qu'est ce que j'ai hâte de fêter tout ça avec vous ! Merci pour tout, chacun à tour de rôle, d'une manière ou d'une autre, vous avez été d'une aide essentielle pour mon bien être moral et ma santé mentale ! Qu'est-ce que j'ai de la chance d'avoir des amis comme vous ! Je vous aime ! Jérôme et Woz, un merci tout particulier <3

Mélanie, B&B-F', c'est même plus des remerciements que je te dois... Merci d'être toujours là pour m'écouter, me comprendre, m'aider à trouver des solutions, m'aider à tourner les choses dans ma tête pour que j'y vois plus clair, m'aider à m'organiser, me rassurer, me consoler, croire en moi, m'encourager, me tempérer, parler de tout et de rien, commérer, ... T'es la meilleure amie que tout le monde rêverait d'avoir. Merci pour toute l'aide que tu m'as apporté durant cette thèse ! Je t'aime !

Aliénor, ma meilleure amie d'enfance, 20 ans d'amitié et tu es toujours là, heureusement pour moi ! Un incommensurable merci pour tout le soutien émotionnel que tu m'as apporté tout au long de ce doctorat, merci à ta maman (Laure) et toi de m'avoir accueillie à Manosque quand j'en avais besoin, merci pour les heures passées au téléphone à décortiquer mes soucis avec moi, merci pour tous tes conseils réfléchis, merci de voir en moi ce que je ne vois pas, merci d'être toi. Je t'aime ! Et bien sûr un IMMENSE merci pour la relecture de mes différents écrits en anglais tout au long de ma thèse, je sais que ça ne tombait pas toujours bien, souvent à la dernière minute, mais tu as toujours répondu présent, merci mille fois d'avoir pris le temps dans le train, dans la voiture, ou en Albanie !

Ma Suzie, tout a commencé à STARESO en tant que coloc' (beaucoup de souvenirs) et voilà la fin de cette thèse, enfin... ! Tu es l'une de mes plus belles rencontres ces dernières années et ton soutien a été tellement important tout au long de ce travail. Merci mille fois pour toutes nos discussions, pour tes avis éclairés, tes conseils toujours honnêtes et merci d'être toujours là ! Je t'aime !

Un très grand merci à ma grand-mère (Mamie Riclaude) pour tout le soutien, les encouragements, les discussions, les conseils, la confiance en moi et les bons petits plats lors de mes passages express, tout au long de ces années et particulièrement durant ces quatre dernières années. Je t'aime fort. Je pense également à toi Nané et t'embrasse.

Mes remerciements à mon oncle, Tonton Laurent pour ton soutien et les conseils toujours pertinents ! De gros bisous à mes cousines Louise et Charlotte.

Je remercie grandement mes parents, ces deux Docteurs, l'une en Sciences de l'Education et l'un en Sciences de l'Environnement, pour m'avoir apparemment, et

inconsciemment, influencé jusqu'à ce que j'en vienne moi aussi à me lancer dans une thèse de doctorat alors que j'avais juré que je ne le ferai pas !! Merci Maman de m'avoir transmis ta vision des couleurs, des jeux de lumière et de la beauté que l'on peut voir partout, il ne se passe pas une plongée sans que je voie tout cela et cela m'a été grandement utile pour me rappeler pourquoi je faisais une thèse... ! Merci de m'avoir soutenue tout au long de mes études, et particulièrement durant ce doctorat, merci d'avoir compris mes absences et mes silences, merci de m'avoir laissé de l'espace quand nécessaire et d'avoir été présente quand j'en avais besoin. Je t'aime fort. Merci Papa de m'avoir transmis ta passion de la Nature, et ta patience sélective (uniquement quand je suis sous l'eau ou sur la mer, comme toi : uniquement quand tu cherches un oiseau, un lynx ou un ours ahah ;P), merci pour toutes ces discussions enrichissantes sur ces sujets qu'on affectionne, merci d'avoir toujours cru en moi bien plus que moi-même, merci pour ton écoute, tes conseils, tes relectures et tes encouragements. Je t'aime fort.

J'en profite pour remercier tous les amis de mes parents qui m'ont toujours encouragée avec un remerciement particulier pour Gilles et Alice CHEYLAN, merci pour votre soutien, et un très grand merci à toi Alice pour la relecture de l'ensemble des chapitres in english !

Mes petits frères adorés, Thibault et Clément, vous êtes devenus au fil des années mes meilleurs amis également. Il n'y a pas de mots assez forts pour vous remercier à la hauteur de ce que vous m'apportez dans ma vie et particulièrement durant ces années de doctorat. Merci de m'apporter un équilibre et une stabilité juste par le fait que je sache que vous êtes là quelque part. Vous êtes si différents mais tellement complémentaires que vos avis et nos discussions m'ont plus d'une fois éclairé, que ce soit au niveau perso ou concernant la rédaction de ce manuscrit. Merci pour tout le soutien et la force que vous m'avez procuré tout au long de ce travail. Je vous aime à l'infini !

Enfin, je souhaite remercier mon conjoint Laurent, particulièrement pour la dernière année écoulée. Outre le fait d'avoir supporté mes fluctuations émotionnelles, tu as égayé mes soirées et mes jours *off* en me permettant de souffler, de m'évader, de rire et de profiter des moments. Merci d'avoir mené la barque quand tu as vu que j'étais épuisée, merci pour nos parties de jeux, qui prennent des tournures très sérieuses avec toi, mais qui me permettent de franchement déconnecter, merci pour tes bons petits plats concoctés, merci de me faire rire de rien, merci pour tes gestes du quotidien, merci pour ton infinie patience (tu vois quand tu veux :P), merci de m'avoir remotivée voire secouée quand c'était nécessaire, merci pour tes encouragements. Bien que tu ne sois pas scientifique, ton intelligence, ton expérience et nos débats/discussions m'ont fait progresser plus d'une fois lorsque j'étais bloquée. Merci pour ton amour. Je t'aime.

Merci à tous les gens croisés, parfois qu'une seule fois, mais dont les mots ou les gestes m'ont aidé. Je m'excuse si j'ai oublié certaines personnes mais il se fait tard...j'ai un manuscrit à envoyer !

# Table des matières

<b>Introduction générale</b>	<b>20</b>
1. Historique paléogéographique de la mer Méditerranée	20
2. Les origines de la diversité méditerranéenne	20
3. Les services écosystémiques associés aux poissons	21
3.1. Rôle dans la régulation du réseau trophique	21
3.2. Rôle dans le cycle des nutriments	22
3.3. Rôle dans le cycle du carbone	23
3.4. Alimentation et sécurité alimentaire	24
3.5. Farine et huile de poissons pour l'aquaculture et l'élevage	25
3.6. Utilisation pharmaceutique, médicinale et technologique	25
3.7. Valeurs récréatives et esthétiques	26
3.8. Bioindicateurs face aux perturbations	27
4. Menaces sur les écosystèmes méditerranéens	28
5. Cas d'étude : la baie de Calvi (Corse, France)	29
5.1. La situation géographique	29
5.2. La physico-chimie des eaux de la baie de Calvi	29
5.3. Les biocénoses de la baie de Calvi	30
5.4. Le canyon de Calvi	31
5.5. Les mesures de protection en baie de Calvi	33
5.6. La diversité ichtyologique en baie de Calvi	34
5.7. Pressions anthropiques et programme STARECAPMED	35
6. Les objectifs de la thèse	37
Chapitre I : La Méditerranée, une mer sous pressions	42
1. Le changement climatique en Méditerranée	42
1.1. Impacts physico-chimiques	42
1.2. Impacts indirects sur les communautés ichtyologiques	46
1.2.1. Impacts sur les biocénoses	46
1.2.2. Impacts sur la production primaire et secondaire	48
1.3. Impacts directs sur les communautés ichtyologiques	50
1.3.1. Influence sur la dynamique des populations	50
1.3.2. Influence sur les traits fonctionnels des poissons	51
Réduction de la taille des individus	51
Mortalité élevée des premiers stages de vie	52
La reproduction	53

1.3.3.	Impact sur la phénologie	54
1.3.4.	Impact sur la distribution	56
2.	Les autres pressions anthropiques à l'échelle méditerranéenne	58
2.1.	La croissance démographique	59
2.2.	La production aquacole	61
2.3.	La pêche	62
2.4.	Le tourisme côtier	63
Chapitre II : Description des pressions de l'aquaculture et de la station d'épuration de Calvi		68
1.	Introduction	68
2.	Matériels et méthodes	70
2.1.	Sites d'échantillonnage	70
2.2.	Techniques d'échantillonnage	77
2.3.	Analyse de données	78
3.	Résultats	79
3.1.	Température	79
3.2.	Oxygène	81
3.3.	Nutriments	83
3.4.	Chlorophylle <i>a</i>	88
4.	Discussion et Conclusion	91
Chapitre III : La pression de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi		96
1.	Introduction	97
2.	Materials and Methods	98
2.1.	Sampling site	98
2.2.	Fish data	98
2.3.	Data analysis	99
3.	Results	100
3.1.	Total abundance	100
3.2.	Diversity indices	102
3.3.	Fish species composition	104
4.	Discussion	106
5.	Conclusion	109
Chapitre IV : La pression de l'aquaculture de la baie de Calvi		114
1.	Introduction	115
2.	Materials and Methods	117
2.1.	Sampling site	117
2.2.	Fish data	117



2.3.	Data analysis	118
3.	Results	119
3.1.	Total abundance	119
3.2.	Diversity indices	121
3.3.	Fish species composition	123
4.	Discussion	126
4.1.	Aggregation around the cages	126
4.2.	Composition of the aggregated wild fish assemblage around cages	128
5.	Conclusion	130
Chapitre V : La pression de la pêche recreative en Balagne		134
1.	Introduction	135
2.	Material and methods	136
2.1.	Study site	136
2.2.	Field counts	137
2.3.	Telephone surveys	138
2.4.	In situ surveys	139
2.5.	Monitoring of boat fishers	139
2.6.	Statistical analysis	141
3.	Results	142
3.1.	Spatial distribution of marine recreational fishing activity in the Balagne region	142
3.2.	Estimated number of local recreational fishers	144
3.3.	Social characteristics	145
3.4.	Fishing characteristics	148
3.5.	Fishing characteristics of boat fisher	150
4.	Discussion	156
4.1.	Overview of social characteristics and fishing practices of recreational fisher in the Balagne region	156
4.2.	Fishing characteristics	157
4.3.	Boat-fishing	158
4.4.	Compliance with regulatory mesh sizes of Mediterranean species	160
5.	Conclusion	160
Chapitre VI : Caractérisation de la pression de plongée sous-marine et étude comportementale des plongeurs		164
1.	Introduction	165
2.	Matériels et méthodes	166
2.1.	Estimation de la fréquentation	166
2.2.	Etude du comportement des plongeurs	167

2.3.	Analyses statistiques	169
3.	Résultats	169
3.1.	Fréquentation de la baie	169
3.2.	Comportement des plongeurs	170
3.3.	Origine des contacts	174
4.	Discussion et conclusion	175
4.1.	Fréquentation en baie de Calvi	175
4.2.	Comportement des plongeurs	177
4.3.	Facteurs influençant le comportement des plongeurs	178
4.4.	Réflexions sur l'amélioration de la sensibilisation	179
Chapitre VII : Influence des plongeurs sur la communauté ichthyologique		184
1.	Introduction	185
2.	Materials and Methods	186
2.1.	Sampling site	186
2.2.	Fish data	188
2.3.	Data analysis	189
3.	Results	191
3.1.	Fish assemblage before and during/after the recreational dive	191
3.2.	Alpha diversity	192
3.3.	Beta diversity	192
3.4.	Species composition and abundance per species according to size-classes	194
3.5.	Behaviour of dusky groupers ( <i>Epinephelus marginatus</i> )	196
4.	Discussion	197
5.	Conclusions	201
Synthèse, discussion et perspectives : la gestion des activités anthropiques locales eu égard des populations ichthyologiques, dans le contexte du changement climatique		206
1.	Emissaire	206
1.1.	Récapitulatif des résultats	206
1.2.	La pression de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi dans le contexte du changement climatique	208
1.3.	Adaptations et perspectives	210
2.	Aquaculture	211
2.1.	Récapitulatif des résultats	211
2.2.	La pression de l'aquaculture dans le contexte du changement climatique	212
2.3.	Adaptation et perspectives	213
3.	La pêche récréative	217

3.1.	Récapitulatif des résultats	217
3.2.	La pêche récréative dans le contexte du changement climatique	217
3.3.	Adaptation et perspectives	219
4.	La plongée sous-marine	223
4.1.	Récapitulatif des résultats	223
4.2.	Le tourisme côtier dans le contexte du changement climatique	224
4.3.	Adaptation et perspectives	229
5.	Conclusions et perspectives générales	232
	Références bibliographiques	236
	Annexes	329
	Table des figures	335
	Abstract/Résumé	342



An aerial photograph of a rugged coastline. In the foreground, dark blue water laps against rocky, light-colored cliffs. A small, white lighthouse with a dark top sits on a rocky outcrop on the right. The middle ground shows a calm bay with a small island in the center. In the background, a range of mountains stretches across the horizon under a soft, hazy sky, suggesting a sunset or sunrise.

# **INTRODUCTION GENERALE**



# Introduction générale

## 1. Historique paléogéographique de la mer Méditerranée

Comme son nom l'indique, en latin « *mare medi terra* » se traduisant littéralement par « la mer au milieu des terres », la mer Méditerranée est une mer semi-fermée entourée par trois continents l'Afrique au sud, l'Asie à l'est et l'Europe au nord, bordée par 21 pays. La mer Méditerranée s'étend sur une superficie de 2 969 000 km<sup>2</sup>, avec une profondeur moyenne de 1460 m (profondeur maximale de 5267 m en mer Ionienne) (Coll et al., 2010 ; Galil & Zenetos, 2002). Cette mer est un vestige de la Thétys, un paléo-océan reliant autrefois l'océan Atlantique à l'océan Indo-pacifique. À la fin du Crétacé, la Thétys s'est refermée progressivement par subduction, avec le rapprochement des continents africain et eurasiatique. Puis, durant l'Oligocène, la Méditerranée occidentale a subi une phase d'étirement aboutissant à la séparation de la Corse et de la Sardaigne par rapport au continent européen. Suite à la phase de l'orogénèse durant le Miocène (-10 millions d'années), l'ouverture entre la mer Méditerranée et l'Océan Indo-Pacifique se referma par le biais de l'isthme de Suez. La connexion entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique, via le détroit de Gibraltar, se ferma à son tour vers la fin du Miocène (- 6 millions d'années), conduisant ainsi à une mer complètement fermée et particulièrement salée du fait de la forte évaporation des eaux, privées des apports d'eaux océaniques. Cet épisode, appelé crise de salinité messinienne, a entraîné la disparition de plusieurs taxons par dessiccation (Galil & Zenetos, 2002 ; Meilijson et al., 2019). Cependant, certaines espèces de faible profondeur ont toutefois survécu, évitant ainsi l'extinction totale de la biodiversité (Bouchet & Taviani, 1992 ; Clauzon et al., 2008 ; Shackleton et al., 1984), bien qu'elle ait été sévèrement réduite. Au Pliocène (- 5 millions d'années), la réouverture du détroit de Gibraltar a finalement permis de remettre en eau toute la mer Méditerranée (Garcia-Castellanos et al., 2009).

## 2. Les origines de la diversité méditerranéenne

L'histoire paléogéographique de la mer Méditerranée explique, en partie, la diversité biologique du bassin occidental. En effet, depuis la réouverture du détroit de Gibraltar, l'Atlantique a alimenté la Méditerranée en faune et en flore selon l'alternance des périodes de glaciation. En conséquence, la biodiversité actuelle du bassin occidental présente de fortes similitudes avec celle de l'Atlantique (Bianchi & Morri, 2000 ; Emig & Geistdoerfer, 2004 ; Lasram et al., 2009 ; Quignard & Tomasini, 2000). En 1869, la création du Canal de

Suez par le diplomate français Ferdinand de Lesseps, permettant de rallier l'Europe à l'Asie sans avoir à contourner le continent africain, a également contribué grandement à l'arrivée d'espèces dites Lessepsiennes. Le détroit de Gibraltar et la Canal de Suez sont donc les deux portes d'entrée principales d'espèces exotiques en Méditerranée, faisant de cette mer le plus grand récepteur d'espèces exotiques avec un taux d'introduction d'espèces atteignant 17 espèces par an durant la période 2001-2010 (Zenetos et al., 2017). L'histoire géologique unique de la mer Méditerranée, combinée aux multiples situations climatiques et hydrologiques, ont conduit à la cooccurrence de biotes froids, tempérés et subtropicaux (Lejeusne et al., 2010). Ainsi la mer Méditerranée, bien que ne représentant que 0,82 % de la surface océanique mondiale, abrite pourtant 4 à 18 % de toutes les espèces marines de macroorganismes connues, soit environ 17 000 espèces avec un fort taux d'endémisme (environ 25 % des espèces) (Boudouresque, 2017 ; Coll et al., 2010).

D'après les inventaires les plus récents de la diversité ichtyologique méditerranéenne, l'assemblage méditerranéen est composé de 684 espèces (602 ostéichthyens, 79 chondrichthyens et 3 agnates) appartenant à 173 familles (Psomadakis et al., 2012). Parmi elles, 63 espèces (9,2 %) sont endémiques de Méditerranée, tandis que la majorité sont d'origine atlantique (58,9 %) ce qui s'explique par l'histoire paléogéographique méditerranéenne que nous avons vue précédemment. Les autres espèces ont des origines cosmopolites (18,7 %) ou Indo-spécifique (13,2 %) (Psomadakis et al., 2012).

### **3. Les services écosystémiques associés aux poissons<sup>3</sup>**

#### **3.1. Rôle dans la régulation du réseau trophique**

De nombreuses recherches ont porté sur l'impact de l'élimination des consommateurs sur la dynamique de la communauté et le fonctionnement de l'écosystème par des voies mécanistes directes et indirectes (Estes, 1995 ; Paine, 1966 ; Power et al., 1996). Le contrôle *top-down* (depuis le haut du réseau trophique) est désormais bien connu dans les écosystèmes marins (Baum & Worm, 2009 ; Estes et al., 1998 ; Pinnegar et al., 2000 ; Sala et al., 1998 ; Shears & Babcock, 2002 ; Tegner & Dayton, 2000). Le contrôle *top-down* peut être exercé directement à travers un lien trophique, ou indirectement à travers plusieurs liens trophiques. Les cascades trophiques qui découlent des contrôles *top-down* impliquent de fortes influences des prédateurs qui s'exercent sur les bas niveaux trophiques à travers deux ou plusieurs liens trophiques (Pace et al., 1999). Bien que les cascades trophiques puissent être présentes dans les réseaux trophiques stationnaires, leurs effets sont souvent plus clairement visibles après une perturbation (Estes & Duggins, 1995). Un exemple classique est celui de l'exploitation des loutres de mer dans

---

<sup>3</sup> Par soucis de simplicité, le terme « poisson » sera utilisé dans ce manuscrit, tout en sachant que les « poissons » sont un groupe paraphylétique.



le Pacifique Nord, qui a conduit à la prolifération d'une proie primaire, les oursins herbivores, entraînant un excès d'herbivorie sur les laminaires et la décimation de forêts entières de laminaires (Estes et al., 1998 ; Steinberg et al., 1995). Ainsi, les poissons, ayant un niveau trophique élevé, jouent un rôle prépondérant dans les contrôles *top-down* des réseaux trophiques marins et peuvent être déterminants pour la santé et la productivité des écosystèmes considérés.

## 3.2. Rôle dans le cycle des nutriments

Le contrôle *top-down* fournit un mécanisme potentiel indirect permettant aux poissons d'avoir un impact sur la biogéochimie, en contrôlant l'abondance des niveaux trophiques inférieurs. En effet, Leroux & Schmitz (2015) ont décrit un cadre théorique dans lequel l'effet *top-down* des poissons contrôle le flux de nutriments par le biais de la prédation et du stress induit chez les proies. La consommation de zooplancton herbivore par des poissons fourrage planctoniques peut modifier l'abondance et la composition spécifique du phytoplancton (Frank et al., 2005). Dans les environnements où les nutriments et/ou la lumière sont disponibles et ne sont pas limitants pour le phytoplancton, une modification des niveaux trophiques supérieurs peut alors avoir des impacts conséquents sur la biomasse du phytoplancton et ainsi modifier les taux globaux de production primaire (Kavanagh & Galbraith, 2018).

De plus, puisque les poissons peuvent se déplacer, ils sont également capables de transporter des nutriments d'un endroit à l'autre sur des distances qui augmentent avec la taille de l'animal (Hall et al., 2007 ; Roman et al., 2014 ; Vanni, 2002).

Les poissons peuvent également être des médiateurs importants dans les cycles biogéochimiques par le biais de processus de stockage (dans les tissus) et de fourniture (par excrétion et évacuation) de nutriments (Elser & Urabe, 1999 ; Sterner & Elser, 2003 ; Vanni, 2002). En effet, au cours de leur cycle de vie, les poissons assimilent, stockent et recyclent les éléments essentiels dont ils ont besoin pour construire leurs tissus corporels. Ce stockage de nutriments au sein de la biomasse piscicole est important pour l'alimentation humaine car les poissons capturés à l'état sauvage fournissent globalement des protéines et autres micronutriments essentiels (Hicks et al., 2019). Outre un intérêt diététique pour l'homme, le réservoir de nutriments constitué par la biomasse de poisson peut jouer un rôle dans la fonction écosystémique en tant que réserve de nutriments, dont l'importance dépend de la quantité de nutriments disponibles par ailleurs (Allgeier et al., 2016). En effet, il a été démontré que l'éjection de produits particuliers par les poissons modifie la stœchiométrie des particules biogènes, y compris des changements spectaculaires de Fe : C, ce qui implique que les matières éjectées peuvent modifier la disponibilité relative des nutriments dans la colonne d'eau (Le Mézo & Galbraith, 2021). Les nutriments intégrés dans la biomasse des poissons ne sont pas directement disponibles pour les producteurs primaires, ce qui peut apparaître comme un type de compétition pour les ressources (Hjerne & Hansson, 2002). Mais en même temps, le cycle des éléments par le biais des poissons agit comme une source de nutriments pour les

producteurs primaires, car les poissons recyclent les éléments par l'excrétion des composants biodisponibles dissous. En effet, les produits particulaires émis par les poissons peuvent être minéralisés et améliorent donc la productivité des producteurs primaires. À l'inverse les éléments contenus dans les fèces peuvent également couler et permettre l'export des éléments en profondeur (Davison et al., 2013 ; Saba & Steinberg, 2012). Allgeier et al. (2014) ont montré que les poissons sont une source fondamentale de nutriments pour les récifs coralliens. Il est également intéressant de noter que certaines pressions anthropiques, comme la pêche, jouent un rôle dans le cycle biochimique par le biais de la diminution de la biomasse de poissons. En effet, Layman et al., (2011) et Allgeier et al. (2016) ont analysé le recyclage d'azote et de phosphore par les poissons dans des sites côtiers pêchés et non pêchés des Bahamas et des Caraïbes, respectivement. Layman et al. (2011) ont montré des taux de recyclage des nutriments plus faibles par les poissons dans les sites où une activité de pêche est effectuée, en raison de la réduction de la biomasse et de la fragmentation de l'habitat. Au-delà de la réduction de la biomasse des poissons, Allgeier et al. (2016) ont souligné le rôle de la structure de taille de la communauté qui, influencée par la pêche, a également entraîné une réduction du stockage et du cycle des nutriments.

### **3.3. Rôle dans le cycle du carbone**

Environ un quart des émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) anthropique émis ces 20 dernières années a été absorbé par l'océan (avec un taux moyen de 2,0-2,5 Pg C an<sup>-1</sup>), qui représente un réservoir de carbone 50 fois supérieur à celui de l'atmosphère (Denman et al., 2007 ; Le Quéré et al., 2015). Le flux air-mer de CO<sub>2</sub> est le résultat de gradients de concentration et de solubilité entre l'atmosphère et la surface de l'océan, d'une part, puis de la couche supérieure de mélange aux eaux plus profondes, d'autre part (Watson & Orr, 2003). Environ 70 % de la différence de concentration de CO<sub>2</sub> dans les 1000 premiers mètres de l'océan est maintenue par des processus biologiques sous la forme d'une production exportée, plus communément appelés la "pompe biologique" (Volk & Hoffert, 1985).

La pompe biologique est définie comme étant le transport vertical de la matière organique dissoute ou particulaire d'origine biologique de la surface vers l'intérieur de l'océan. Ce processus joue un rôle clé dans la biogéochimie des océans et module la productivité des écosystèmes océaniques et les ressources marines vivantes associées (Ducklow et al., 2001 ; Fasham, 2003 ; Siegel et al., 2016). Dans ce processus, le CO<sub>2</sub> est fixé en carbone organique par le phytoplancton photosynthétique dans la zone euphotique. Ce carbone organique est ensuite transporté passivement (par l'enfoncement des particules), activement (par la migration verticale du zooplancton et des poissons) ou physiquement (par le transport advectif-diffusif) vers des eaux plus profondes (Ducklow et al. 2001), sous forme particulaire ou dissoute. Lorsque les particules descendent sous la zone euphotique, leur carbone est respiré et consommé par les bactéries mésopélagiques, le zooplancton et les poissons. Une petite proportion de la matière

particulière produite à la surface atteint le fond de la mer (Lutz et al., 2002) où elle peut être utilisée par les organismes benthiques. La profondeur et le lieu où le carbone organique est transporté et reminéralisé déterminent la durée de séquestration du carbone dans l'océan (DeVries et al., 2012). Une étude récente (Saba et al., 2021) a estimé que les flux passifs (coulée de boulettes fécales) et actifs (migratoires) des poissons contribuent en moyenne à environ 16,1 % ( $\pm 13$  %) au flux total de carbone exporté hors de la zone euphotique.

### **3.4. Alimentation et sécurité alimentaire**

Au niveau mondial, la ressource "poisson" représente actuellement environ 16,6 % de l'approvisionnement en protéines animales et 6,5 % de toutes les protéines destinées à la consommation humaine (FAO, 2012). Le poisson est généralement pauvre en graisses saturées, en glucides et en cholestérol et fournit non seulement des protéines de grande valeur, mais aussi un large éventail de micronutriments essentiels, notamment diverses vitamines, des minéraux et des acides gras polyinsaturés oméga-3 (FAO, 2012). Ainsi, même en petites quantités, la fourniture de poisson peut être efficace pour assurer la sécurité alimentaire et nutritionnelle des populations pauvres et vulnérables dans le monde entier.

Les évaluations de la consommation mondiale de poisson ont clairement montré une tendance à l'augmentation dans le cadre d'un régime équilibré, ce qui confirme l'importance des aliments aquatiques dans le régime alimentaire humain (Thilsted et al., 2016). Une seule portion de poisson peut fournir à elle seule une combinaison de protéines de haute qualité, de micronutriments et d'acides gras essentiels, tous nécessaires à une série de fonctions métaboliques humaines, ce qui en fait un aliment de base attrayant dans le régime alimentaire (Hicks et al., 2019 ; Thilsted et al., 2016).

Les micronutriments contenus dans la chair de poisson sont biodisponibles et sont souvent déficients dans les régimes alimentaires qui reposent essentiellement sur des sources végétales (Miller & Welch, 2013). Le poisson pourrait donc contribuer à combler les carences nutritionnelles si des quantités suffisantes de nutriments dérivés de la pêche étaient accessibles dans les endroits du Monde où il existe des carences.

Par ailleurs, en termes d'empreinte carbone équivalente, le bœuf et le mouton ont les émissions de gaz à effet de serre (*GreenHouse Gas*, en anglais - GHG) les plus élevées, qu'ils soient issus d'un élevage intensif ou extensif (45-640 et 51-750 GHG kg CO<sub>2</sub>-eq kg<sup>-1</sup> de protéine, respectivement). Les produits marins et particulièrement ceux issus de l'aquaculture émettent nettement moins de CO<sub>2</sub> équivalent par kilogramme produit (4-75 GHG kg CO<sub>2</sub>-eq kg<sup>-1</sup> de protéine) mais restent tout de même supérieurs à la volaille (4-10 GHG kg CO<sub>2</sub>-eq kg<sup>-1</sup> de protéine) ou à un régime 100 % végétal (6-17 GHG kg CO<sub>2</sub>-eq kg<sup>-1</sup> de protéine). En revanche, la surface d'occupation des terres pour la production aquacole est négligeable comparativement aux autres sources de protéines (Nijdam et al., 2012)

Enfin, la production d'aliments aquatiques soutient une série de moyens de subsistance tout au long de la chaîne d'approvisionnement, du producteur primaire/pêcheur au

secteur de la vente au détail. D'après le rapport 2016 de la FAO, près de 60 millions de personnes dans le monde ont une activité en relation avec la production primaire de produits de la mer comestibles comprenant à la fois les pêches d'élevage et de capture. Les exploitations à petite échelle (tant dans la pêche que dans l'aquaculture) jouent un rôle essentiel dans le soutien des moyens de subsistance, en particulier dans les zones rurales, en soutenant la sécurité alimentaire et en réduisant la pauvreté (FAO, 2016).

### **3.5. Farine et huile de poissons pour l'aquaculture et l'élevage**

La production aquacole (66 millions de tonnes) a dépassé la production mondiale de viande bovine (63 millions de tonnes) pour la première fois en 2012 (Larsen & Roney, 2013). L'augmentation de la production aquacole signifie que plus de la moitié du poisson consommé par les humains dans le monde est produit par l'aquaculture (FAO, IFAD & WFP, 2015). La demande de ressources alimentaires, en particulier de farines de poisson, a augmenté parallèlement à celle de l'augmentation de la production aquacole (Tacon & Metian, 2008). La farine de poisson est en effet largement utilisée dans la composition des aliments piscicoles (particulièrement pour les élevages de poissons carnivores) en raison de sa teneur élevée en protéines (64 à 72 %) et de sa richesse en acides aminés essentiels. Néanmoins cela pose le problème de la dépendance de l'aquaculture aux produits de la pêche et contribue donc à exploiter les ressources marines (Médale & Kaushik, 2009 ; Shepherd et al., 2005). De plus, il n'est peut-être pas correct d'un point de vue éthique de récolter des poissons pour l'alimentation des espèces aquacoles alors qu'ils pourraient être utilisés directement comme nourriture pour les humains (Naylor et al., 2009 ; Tacon & Metian, 2008).

Enfin, la farine de poisson, avec le soja, fait également partie des ingrédients classiques de l'alimentation de la volaille (Köse & Öztürk, 2017). Cette source de protéine est pourtant particulièrement coûteuse, avec un coût d'alimentation représentant plus de 70% des coûts totaux de production (Mupeta et al., 2003).

### **3.6. Utilisation pharmaceutique, médicinale et technologique**

De nombreux composés issus des organismes marins sont employés dans des secteurs variés. L'un des exemples les plus connus est l'utilisation du collagène issu des poissons. En effet, le collagène de poisson a suscité un intérêt croissant en tant qu'alternative au collagène bovin ou porcin (Benjakul et al., 2012). Les espèces marines présentent l'avantage d'un risque plus faible de transmission d'agents infectieux à l'Homme et sont moins associées aux potentielles préoccupations culturelles et/ou religieuses concernant l'utilisation humaine d'animaux terrestres (Silva et al., 2014). Le collagène marin est utilisé dans la régénération tissulaire et osseuse (Hayashi et al., 2011 ; Hoyer et al., 2012),

la guérison de blessures résultant de différents traumatismes (*e.g.*, brûlures, greffes, ulcérations) et pour des systèmes d'administration de médicaments (*e.g.*, composition de gels transdermiques, enveloppe de comprimés). De plus, le collagène est également très prisé des industriels cosmétiques pour le développement de produits à forte action hydratante, anti-âge, anti-rides ou protecteur des rayons UV (Silva et al., 2014 et références dedans).

De plus, les acides gras polyinsaturés contenus dans le poisson sont reconnus pour leurs nombreux effets positifs sur la santé humaine, tels que : la prévention des maladies cardiovasculaires et des troubles de la mémoire (Briggs et al., 2017 ; Alzoubi et al., 2019), la réduction des symptômes liés aux maladies neurodégénératives et neurologiques (Zhou et al. 2018) ainsi que leur propriétés anti-inflammatoires (Calder 2015 ; Khalili Tilami & Sampels 2018)

Enfin, de nombreuses applications technologiques dites "bioinspirées" utilisent le biomimétisme pour créer de nouveaux matériaux, des formes plus aérodynamiques ou encore des mouvements inspirés de la nage d'organismes marins (Fish, 2020 ; Martinez et al., 2022 ; Zhang P. et al., 2017 ; Zhang Y. et al., 2020).

### **3.7. Valeurs récréatives et esthétiques**

Les valeurs culturelles et récréatives de la biodiversité sont considérées comme des dimensions importantes de la contribution de la nature aux personnes. En 2005, l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (*The Millenium Ecosystem Assessment 2005*, en anglais) a établi une catégorie de services écosystémiques pour désigner les avantages non matériels que la population tire des écosystèmes tels que : l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs et l'expérience esthétique (MEA, 2005). La plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) reconnaît des possibilités d'activités bénéfiques sur le plan physique et psychologique, de guérison, de relaxation, de loisirs et de plaisirs esthétiques fondés sur un contact étroit avec la nature (IPBES, 2019). Les mesures indirectes pertinentes identifiées comprennent l'esthétique, le patrimoine culturel, la valeur récréative/touristique, la valeur religieuse et spirituelle, et le sens du lieu (La Rosa et al., 2016). Un "cadre du capital culturel" a été proposé par des chercheurs orientés vers l'économie, qui reconnaissent l'impossibilité de mesurer le capital culturel en termes strictement monétaires (Wright & Eppink, 2016).

Les loisirs comprennent un large éventail d'activités par lesquelles une personne répond à ses besoins d'amusement, d'apprentissage de connaissances et/ou de nouvelles capacités, ainsi que de participation à la vie sociale (McGinlay et al., 2018). La faune marine occupe une place prépondérante dans ces services écosystémiques culturels marins car ils sont au centre de divers loisirs tels que la photographie, la randonnée palmée, la plongée sous-marine ou encore la pêche récréative (Rodrigues et al., 2020). En plus de l'activité physique qu'ils procurent, les loisirs permettent d'acquérir des

expériences esthétiques qui deviennent des sources d'inspiration et de stimulation intellectuelle qui contribuent finalement au bien-être général physique et mental.

Les poissons, du fait de leur diversité de couleurs, de formes et de mouvements, font partie des espèces donnant une valeur esthétique importante aux fonds sous-marins (Tribot et al., 2019 ; Tribot et al., 2016 ; Langlois et al., 2022). Parmi les services écosystémiques culturels, l'esthétique peut revêtir une importance majeure car elle contribue au bien-être humain et à l'expérience culturelle (MEA, 2005). De plus, elle joue également un rôle majeur dans la conservation et la gestion. En effet, l'appréciation de la beauté est l'une des formes les plus simples de réponse émotionnelle humaine et les individus sont généralement plus enclins à protéger ce qu'ils trouvent beau (Gobster et al., 2007 ; Saunders, 2012 ; Tribot et al., 2018). La plupart des études établissent une relation positive entre la richesse spécifique et l'esthétique (diversité des couleurs et des formes) perçue par les individus (Hall, 2015 ; Marshall et al., 2019 ; Tribot et al., 2018, 2019). Cependant, ces études avertissent sur le potentiel décalage important entre le soutien du public pour la conservation de certaines espèces appréciées esthétiquement face aux espèces qui en ont le plus besoin écologiquement parlant. En effet, les préférences humaines ne sont, par exemple, pas forcément sensibles à la diversité fonctionnelle et aux fonctions écologiques des espèces (Langlois et al., 2022 ; Tribot et al., 2016, 2019). Les poissons font partie des espèces dont la diversité et l'abondance vont donner une valeur esthétique importante aux fonds sous-marins.

### **3.8. Bioindicateurs face aux perturbations**

Les poissons sont d'excellents bioindicateurs fréquemment utilisés dans les suivis scientifiques de caractérisation de l'état fonctionnel des écosystèmes marins. En raison de leur taille et de leur abondance, les poissons sont des objets de recherche faciles à échantillonner. Les poissons ont une taxonomie relativement simple qui permet une identification rapide et fiable, ce qui est reconnu comme un avantage pour les études de *bio-monitoring* (Stephens et al., 1988 ; Warwick & Clarke, 1993). De plus, les poissons sont des bioindicateurs performants pouvant servir de signaux d'alerte précoce d'un stress anthropique sur la dynamique des écosystèmes naturels ou, à l'inverse, d'indicateurs du rétablissement des écosystèmes (Balk et al., 1996 ; Harris, 1995 ; Moyle, 1995). Il est même suggéré que la réponse des poissons face à un facteur de stress puisse être identifiée au niveau de la population avant même l'apparition de changements au niveau de l'écosystème (Schindler, 1990). En effet, la richesse et la composition spécifique des espèces de poissons sont régulièrement utilisées pour surveiller l'influence humaine sur la qualité de l'environnement (Chovanec et al., 2003 ; Courtney et al., 2014). Par exemple, il a été démontré que le schéma de distribution des poissons-papillons (Chaetodontidae) dans les récifs d'Hawaï et du Sri Lanka fonctionne comme un indicateur des perturbations causées par les activités humaines, puisque l'abondance des poissons-papillons semble être positivement corrélée avec la distribution des récifs coralliens vivants (Reese, 1995). Les espèces de poissons sont donc reconnues comme étant de bons indicateurs étant

donné leur réponse rapide aux perturbations environnementales. Leur mobilité leur permet de réagir rapidement aux modifications de leur milieu de vie, par évitement ou attraction à l'échelle de quelques jours ou de quelques heures (Guidetti et al., 2003).

Enfin, leur taux de croissance rapide, la grande taille de leur corps et leur niveau trophique généralement élevé favorisent la bioaccumulation des substances toxiques chez les poissons ce qui contribue à en faire également des bioindicateurs pertinents de contamination (Authman, 2015 ; Streit, 1998).

## **4. Menaces sur les écosystèmes méditerranéens**

La mer Méditerranée est un point chaud (*hotspot*, en anglais) écologique avec une diversité d'habitats remarquables co-évoluant avec une large gamme de pressions anthropiques locales, régionales et globales depuis l'antiquité (Coll et al., 2010 ; Lotze et al., 2011). Cependant, depuis les années 1950s, notamment avec l'urbanisation effrénée du littoral, les écosystèmes méditerranéens subissent d'importantes altérations écologiques par la combinaison de facteurs de stress anthropiques incluant la surexploitation des ressources marines, la dégradation des habitats ou encore la pollution (Kaniewski et al., 2013). De plus, ces pressions sont exacerbées par le changement climatique qui se produit à des taux plus élevés et avec une occurrence des extrêmes de chaleur plus importante en Méditerranée que la moyenne mondiale (Ali et al., 2022 ; Giorgi & Lionello, 2008 ; Vargas-Yáñez et al., 2010). La classification de la mer Méditerranée comme l'une des régions les plus fortement impactées au niveau mondial (Halpern et al., 2015) appelle à une réévaluation urgente des pratiques de gestion basée sur une meilleure compréhension des processus écologiques qui sous-entendent la réponse des écosystèmes aux pressions cumulées.

Les écosystèmes marins subissent les effets combinés et souvent synergiques de multiples facteurs de stress qui érodent leur résilience et conduisent finalement à des changements de régime lorsque les limites écologiques sont dépassées (Deyoung et al., 2008 ; Jiao, 2009 ; Vasilakopoulos et al., 2017). La résilience des écosystèmes, c'est-à-dire la capacité des réseaux alimentaires à absorber des perturbations récurrentes et à se reconstituer sans se dégrader, ni basculer brusquement dans des états alternatifs, est devenue une question prioritaire pour la recherche et une composante essentielle du succès de la gestion (Anthony et al., 2015 ; Côté & Darling, 2010 ; Hughes, 2015 ; Kelly et al., 2015 ; Levin & Lubchenco, 2008). Cependant, il est difficile de quantifier les seuils de résilience car les écosystèmes sont des systèmes complexes et adaptatifs caractérisés par des dépendances et des dynamiques non-linéaires et peuvent présenter peu ou aucun changement visible avant que le point de bascule ne soit atteint (Allen et al., 2016 ; Hawkins et al., 2015 ; Mathias et al., 2020). De plus en plus de preuves suggèrent que la résilience des écosystèmes est une propriété spécifique au système qui est associée aux caractéristiques endogènes (*e.g.*, la plasticité des espèces, les interactions inter-

spécifiques, les effets prédateurs-proies) et aux facteurs de stress exogènes (*e.g.*, la surexploitation, la dégradation de l'habitat, le réchauffement climatique) de chaque écosystème (Conversi et al., 2015 ; Ling et al., 2015). Par conséquent, il est possible de progresser dans l'évaluation des seuils environnementaux en adoptant des approches holistiques à petites échelles spatiales englobant de multiples facteurs de stress.

*C'est dans ce contexte que s'inscrit cette thèse de doctorat, centrée sur la communauté ichthyologique à l'échelle de la baie de Calvi.*

## **5. Cas d'étude : la baie de Calvi (Corse, France)**

### **5.1. La situation géographique**

La Corse est la quatrième plus grande île de Méditerranée et est considérée comme un *hotspot* pour la conservation en raison de sa biodiversité importante (Miniconi et al., 1990 ; Laffoley et al., 2015). L'île est peuplée de nombreuses espèces emblématiques protégées par la réglementation, notamment le mérrou brun (*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)), le denté commun (*Dentex dentex* (Linnaeus, 1758)) ou encore le corb (*Sciaena umbra* Linnaeus, 1758) (Bodilis et al., 2003 ; Harmelin-Vivien et al., 2015 ; Marengo et al., 2014). Avec 1047 km de côtes, représentant la moitié du littoral français de Méditerranée et 14 % des côtes hexagonales, la Corse bénéficie de nombreuses Aires Marines Protégées (AMP) notamment deux Réserves Naturelles (Bouche de Bonifacio et Scandola), un Parc Naturel Marin (PNM du Cap Corse et de l'Agriate), 8 cantonnements de pêche (dont deux en Balagne, celui de l'Île-Rousse et de Calvi) et 88 sites faisant partie du réseau Natura 2000 (dont 17 sites marins) (Meinesz et al., 2017 ; Cannac-Padovani & Santelli, 2016).

Située au nord - ouest de la Corse, dans la région de Balagne, la baie de Calvi, d'une superficie d'environ 22 km<sup>2</sup>, est une baie méditerranéenne dont le plateau continental est entaillé, dans le prolongement nord de la ville, par un canyon sous - marin s'étendant vers le large. Deux caps, distant de 6 km, délimitent la baie : la pointe de la Revellata, située au nord-ouest de la baie et la pointe de Spano, située au nord-est.

### **5.2. La physico-chimie des eaux de la baie de Calvi**

La baie de Calvi est une zone oligotrophe (Gazeau et al., 2016 ; Gobert et al., 2002) et considérée comme un site de référence non pollué pour le nord - ouest de la mer Méditerranée (Gobert & Richir, 2019). La température moyenne mensuelle de subsurface de l'eau varie entre un minimum de 12,4 ± 0,3 °C en février à un maximum de 26,6 ± 0,6 °C en août. Au printemps, le réchauffement des eaux de surface, et le faible brassage de la colonne d'eau, entraîne une stratification qui s'accroît dans les derniers mois de l'été. La colonne d'eau est stratifiée entre mai et octobre, et bien mélangée pendant le reste de



l'année. La profondeur moyenne de la thermocline est d'environ 25-30 m (Gazeau et al., 2016). Un approfondissement significatif de la profondeur moyenne de la thermocline est observé depuis 2012 principalement pour les mois d'été (juillet, août, septembre), avec environ 1,8 m d'augmentation annuelle au mois d'août (STARESO, 2021). Les précipitations mensuelles moyennes varient entre 0 et 120 mm.mois<sup>-1</sup> en juillet et novembre respectivement, avec une moyenne annuelle de 50 mm.an<sup>-1</sup>. Lors de précipitations exceptionnelles (principalement au printemps et en automne), les apports continentaux d'eau douce charrient d'importantes quantités de matière en suspension (Gazeau et al., 2016). Enfin, la salinité de surface tend à être d'environ 37-38 psu, uniquement modifiée par des événements extrêmes (Gazeau et al., 2016).

### 5.3. Les biocénoses de la baie de Calvi

Cette baie présente l'avantage de regrouper les principaux écosystèmes caractéristiques du littoral méditerranéen. En effet, la cartographie des habitats de la baie de Calvi a permis de mettre en évidence la coexistence de 11 habitats marins (Tableau 1) (Abadie & Viala, 2019). Plusieurs habitats d'intérêt communautaire sont recensés notamment le coralligène abondant en bordure des plateaux de roches infralittorales à algues photophiles prolongeant la pointe de la Revellata. Dans toute la baie, des massifs coralligènes sous forme de « patate » sont présent, et font suite à l'herbier de Posidonie (*Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813), sur des fonds s'étendant de 30 à 80 m.

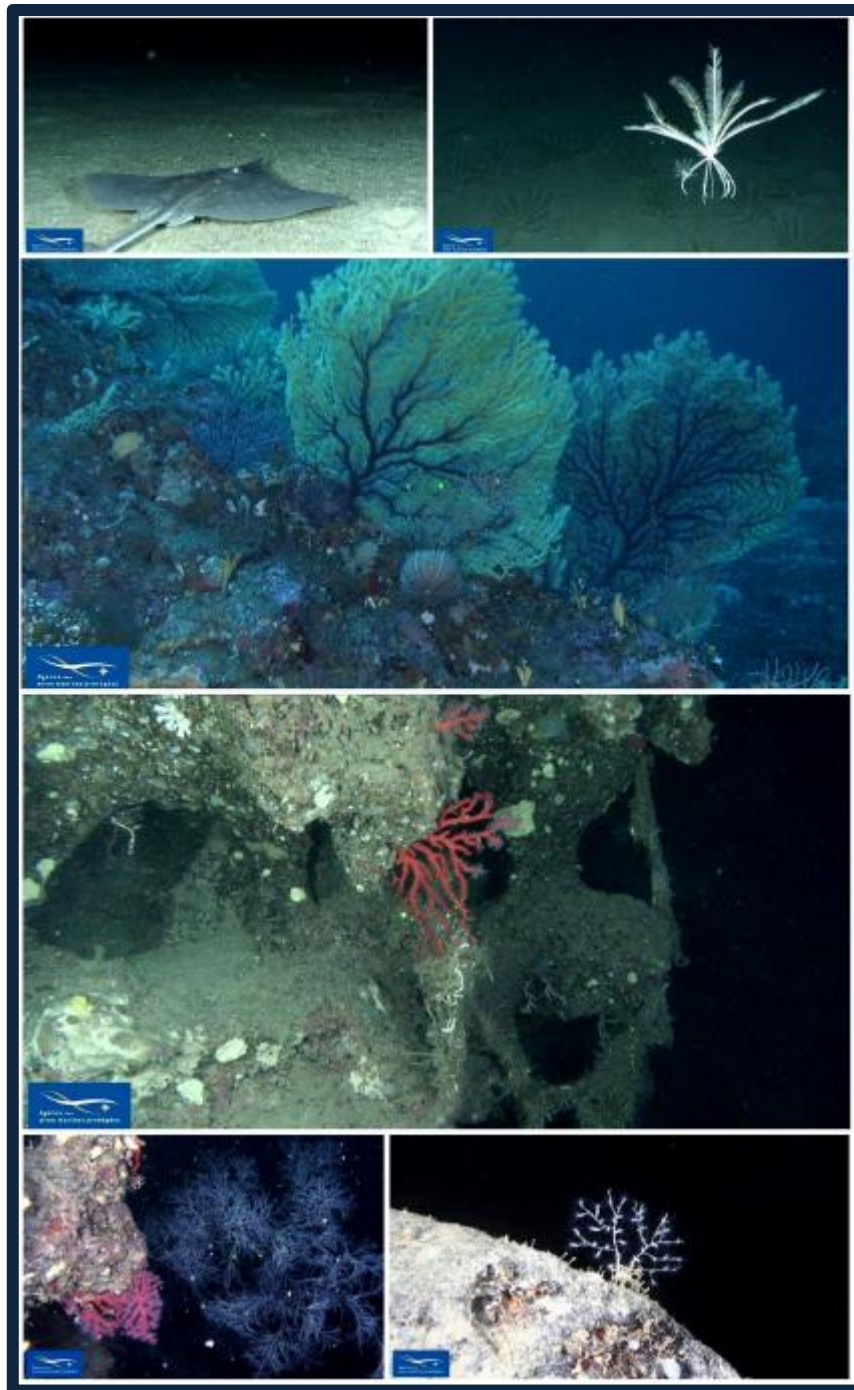
**Tableau 1** : Superficie des différents habitats marins dans la baie de Calvi (d'après Abadie & Viala, 2019).

Habitats	Surface (en km <sup>2</sup> )
Sables fins bien calibrés	4,683
Sédiment grossier	2,126
Sédiments meubles	9,932
Galets infralittoraux	0,091
Roche infralittorale à algues photophiles	2,141
Biocénose coralligène	0,062
Herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	4,392
Matte morte de <i>Posidonia oceanica</i>	0,664
Intermattes de <i>Posidonia oceanica</i>	0,122
Association à <i>Cymodocea nodosa</i>	0,821
Substrat artificiel	0,003

## 5.4. Le canyon de Calvi

Les études menées dans le canyon de Calvi ont révélé une diversité et une abondance d'espèces sessiles importantes (Goujard & Fourt, 2014). De petits faciès à coquille d'huîtres géantes (*Neopycnodonte zibrowii* Gofas, Salas & Taviani, 2009) ont été observés, avec un âge estimé de  $4560 \pm 65$  ans, permettant la fixation et l'abri à une multitude d'organismes. De plus, des faciès à grandes gorgones (*Funiculina quadrangularis* (Pallas, 1766)) sur les fonds vaseux vers - 200 m, à gorgones fouets (*Viminella flagellum* (Johnson, 1863)) sur de la roche subhorizontale vers - 160 m, ou encore à comatules (*Leptometra phalangium* (Müller, 1841)) sur les fonds sablo-vaseux à environ - 200 m (plus de 300 individus observés) ont également été recensés (Goujard & Fourt, 2014) (Figure 1). La comatule est d'ailleurs considérée comme un indicateur de zones halieutiques fortement productives (Colloca et al., 2004).

Il est reconnu que les canyons sous-marins facilitent les échanges entre le milieu côtier et la haute mer grâce à la remontée des eaux profondes (*upwelling*, en anglais) et à la descente des eaux de surface, qui transportent en même temps des contaminants, des nutriments et des sédiments (Frankignoulle & Bouquegneau, 1990 ; Skliris et al., 2002).



**Figure 1** : Jeune pocheteau noir (*Dipturus oxyrinchus*) à -495 m (A), faciès à *Leptometra phalangium* à -223 m (B) faciès à grands invertébrés à -80 m (C) Filet de pêche accroché à la roche et à une colonie de corail rouge (*Corallium rubrum*) d'environ 20 cm de hauteur à -113 m (D), corail rouge et corail noir (*Antipathella subpinnata*) à -99 m (E) et *Dendrobrachia bonsai* à -294 m (F) (d'après Goujard & Fourt, 2014).

## 5.5. Les mesures de protection en baie de Calvi

La Corse, et donc la baie de Calvi, sont situées dans le sanctuaire Pelagos, une zone protégée de 87 500 km<sup>2</sup> pour les mammifères marins en Méditerranée (entre la France, l'Italie et Monaco). Les études sur l'inventaire de ce sanctuaire (Arcangeli et al., 2013) montrent la présence fréquente de mammifères marins tels que : le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833)), le grand dauphin (*Tursiops truncatus* (Montagu, 1821)), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758)), et le cachalot (*Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758) dans la voie de navigation Nice-Calvi, ainsi que la présence moins fréquente de dauphin de Risso (*Grampus griseus* (Cuvier, 1812)), dauphin commun (*Delphinus delphis* Linnaeus, 1758)), globicéphale noir (*Globicephala melas* (Traill, 1809)) ou encore la baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris* Cuvier, 1823) (Figure 2).



**Figure 2** : Dauphin commun (*Delphinus delphis*) observé à la sortie de la baie de Calvi lors des embarquements réalisés avec les pêcheurs récréatifs. Crédit photo : Laura Iborra.

La partie ouest de la baie de Calvi est intégrée dans le réseau Natura 2000 du secteur Calvi-Cargèse, (FR94112010, FR9400574, FR9402018). Ce site s'étend sur plus 50 000 hectares et présente un ensemble de côtes rocheuses et de fonds marins remarquables dont l'intégrité est unique en Europe (Cannac-Padovani & Santelli, 2016).

Depuis les années 1990, le Conservatoire du littoral mène une politique de protection du littoral et protège 67 hectares sur la pointe de la Revellata. À l'autre bout de la baie, la

pointe de Spano profite aussi des mesures de protection du Conservatoire du littoral avec 65 hectares préservés. La pointe de Spano constitue par ailleurs une Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) depuis 1990.

Enfin, le cantonnement de pêche de Calvi a été créé en 1978 et s'étend du rivage de la Pointe de la Revellata à la Pointe Rossa, représentant une surface protégée de 1074 ha et un linéaire côtier de 1,75 km. La réglementation du cantonnement stipule que :

- la pêche à la ligne est autorisée à partir du rivage seulement. Cependant, les falaises rocheuses, escarpées et fortement exposées à la houle et aux vents, rendent le rivage quasiment inaccessible depuis la terre ;
- la pêche professionnelle est interdite ;
- la pêche sous-marine est interdite ;
- la plongée en scaphandre est interdite.

En revanche, le cantonnement de pêche ne fait l'objet d'aucune surveillance et le respect de la réglementation est soumis à la seule responsabilité des personnes naviguant dans la zone.

## 5.6. La diversité ichthyologique en baie de Calvi

Bien que l'ensemble des habitats recensés et les mesures de protection associées à la baie de Calvi permettent de penser que la diversité ichthyologique y est importante, aucun recensement exhaustif de la faune ichthyologique n'a été réalisé en baie de Calvi à notre connaissance.

La première liste publiée de poissons référencés pour la baie de Calvi a été établie par l'université de Liège en 1976 (Bussers et al., 1976) et recense seulement 14 espèces. Par la suite, plusieurs travaux ont porté sur le peuplement ichthyologique dans la région de Calvi (Lejeune, 1985 ; Michel et al., 1987 ; Falconetti, 1980 ; Miniconi, 1989 référencés dans Miniconi et al., 1990) mais n'ont pas pu être consultés (études non numérisées).

La thèse de Corinne Pelaprat réalisée en 2000 sur l'effet réserve du cantonnement de pêche de Calvi a suivi 36 espèces d'intérêt et ne permet pas d'avoir une vision d'ensemble de l'assemblage ichthyologique. Cependant, des espèces d'intérêt patrimonial tels que le corb (*S. umbra*) et le mérrou brun (*E. marginatus*) ont été régulièrement observés. Lors de cette étude, il a également été établi que la baie de Calvi (et plus particulièrement la pointe de la Revellata) est une zone de reproduction des mérrou bruns (Pelaprat, 2000).

En 2015, l'étude de Magnier et al. indique que la baie de Calvi abrite plus de 100 espèces différentes de poissons mais il n'est pas précisé de littérature associée à ce nombre d'espèces déclaré.

De 2012 à 2021, les populations ichthyologiques en baie de Calvi ont été suivies grâce à l'indice ichthyologique FAST développé par Seytre & Francour (2009). Dans cet indice seulement 23 espèces cibles sont prises en compte. Les études réalisées avec l'indice ichthyologique FAST (Seytre & Francour, 2008 ; Francour et al., 2013) ont montré des valeurs écologiques des peuplements de poissons classées de Très bon à Bon dans la

baie de Calvi (Iborra, 2016 ; Marengo et al., 2021) malgré des disparités en fonction des sites étudiés au sein de la baie. Ces variations ont majoritairement été attribuées à la complexité paysagère inhérente aux différents sites d'échantillonnage (Iborra, 2016 ; Marengo et al., 2021).

Plus récemment, les analyses acoustiques effectuées sur les sons des poissons ont montré une richesse spécifique importante en baie de Calvi, et la présence de corbs et de mérours a également été détectée par acoustique (Di Iorio et al., 2021). Tous les sites échantillonnés en Corse (dont la baie de Calvi) ont été considérés comme étant en bonne condition environnementale d'après les auteurs de l'étude, comparativement à des sites d'échantillonnages en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) ou en Occitanie (Di Iorio et al., 2021).

Finalement, l'inventaire de la faune ichtyologique de la Réserve Naturelle de Scandola (Miniconi et al., 1990) est l'étude permettant de caractériser au mieux l'assemblage ichtyologique au sein de la baie de Calvi. En effet, la Réserve de Scandola et la baie de Calvi sont positionnées sur la côte occidentale de la Corse, à faible distance et présentent donc de grandes similarités. D'ailleurs, Miniconi et al., 1990 se sont servis des recensements ichtyologiques effectués en baie de Calvi (études qui n'ont pas pu être consultées ici) pour compléter la liste des espèces recensées dans la Réserve Naturelle de Scandola, en précisant que si certaines espèces étaient observées en baie de Calvi, elles étaient également susceptibles d'être présentes dans la Réserve de Scandola. Finalement, une liste de 125 espèces appartenant à 51 familles a été dressée et 9,7 % des espèces apparaissent comme endémiques de Méditerranée. Le nombre d'espèces est porté à 165 en considérant les espèces susceptibles d'être présentes dans la zone. Les Sparidae, les Labridae et les Serranidae sont les trois familles les plus représentées en termes de nombre d'espèces.

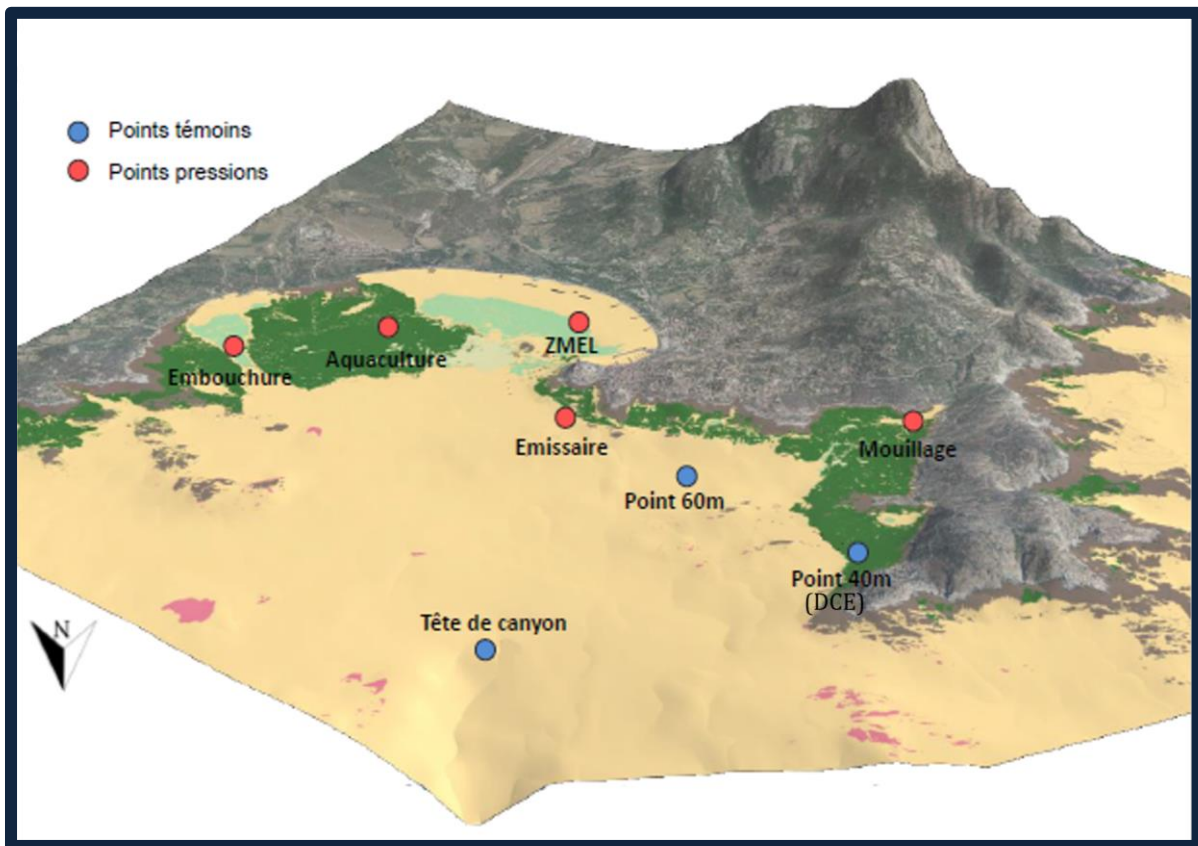
## **5.7. Pressions anthropiques et programme STARECAPMED**

La baie de Calvi est soumise à différentes pressions anthropiques qui font l'objet de suivis réguliers. En effet, le programme STARECAPMED (STation of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) est conduit en baie de Calvi par la station de recherche océanographique STARESO depuis 2012, soutenue par l'Agence de l'eau RMC et la Collectivité de Corse. Les objectifs de ce programme sont (i) d'améliorer la compréhension du fonctionnement des différents écosystèmes marins côtiers présents en Méditerranée, (ii) de décrire l'influence des pressions humaines afin de (iii) discriminer l'effet anthropique des pressions anthropiques locales par rapport aux effets liés au changement climatique à l'échelle globale.

Dans le cadre du programme STARECAPMED, 5 sites de pressions anthropiques locales ont été identifiés en baie de Calvi et 3 sites de référence sont soumis à un suivi régulier à haute fréquence (Figure 3). Les sites de pressions anthropiques sont les suivants :

- le site de l'aquaculture de Calvi ;
- le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi ;
- le site de l'embouchure de la rivière Fiume Seccu ;
- le site de la Zone de Mouillage et d'Equipements Légers (ZMEL) ;
- le site de mouillage forain situé dans une crique (Alga) très prisée par les plaisanciers.

Les sites de référence sont constitués de trois sites éloignés des principales pressions anthropiques avec le site Point 40 m et Point 60 m à l'intérieur de la baie, sur des isobathes différentes et le site Tête de Canyon qui se situe au début du canyon sous-marin en sortie de baie, sur l'isobathe des 100 m et qui présente des caractéristiques océaniques avec des remontées d'eaux profondes (Figure 3) (STARESO et al., 2021).



**Figure 3** : Cartographie 3D de la baie de Calvi (modifiée d'après STARESO, 2021).

L'ensemble des sites est échantillonné 2 fois par mois d'octobre à mars, et 4 fois par mois d'avril à septembre. Différents paramètres physico-chimiques et biologiques sont suivis lors de chaque campagne en mer tels que : densité, température, salinité, oxygène dissous, pH, turbidité, matière organique fluorescente dissoute, nutriments (nitrates, nitrites, silicates, orthophosphates, ammonium), concentration en chlorophylle *a* (proxy de la biomasse phytoplanctonique) et composition et abondance zooplanctonique (STARESO et al., 2021).

Enfin, depuis 1997, une station météorologique surplombant la baie de Calvi est installée au sommet de la pointe de la Revellata (169 m d'altitude) et enregistre plusieurs

paramètres météorologiques tels que : la pression atmosphérique, la température de l'air, la direction et l'intensité de rafales de vents, l'irradiance, l'humidité relative, la pluviométrie et, depuis peu, le rayonnement photosynthétiquement actif.

Finalement, dans le cadre du programme STARECAPMED, plusieurs axes de recherche sont menés simultanément et portent sur : le climat, les paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau, les herbiers de magnoliophytes marins, l'écosystème planctonique, le macrozoobenthos de substrats meubles, les écosystèmes de substrats durs (dont les populations ichtyologiques) et les activités anthropiques locales.

Cependant, bien que les populations ichtyologiques soient suivies régulièrement dans la baie de Calvi (Marengo et al., 2021 ; Pelaprat, 2000), les impacts des pressions anthropiques locales sur les assemblages ichtyologiques n'ont jamais été étudiés spécifiquement. De plus, certaines pressions très présentes dans la baie, telles que la plongée sous-marine ou la pêche récréative, n'ont jamais été quantifiées dans la zone et nécessitent des suivis particuliers en raison de l'hétérogénéité spatiale de ces activités et de l'effort d'échantillonnage nécessaire. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette thèse de doctorat.

## 6. Les objectifs de la thèse

Dans le cadre de cette thèse, les impacts sur l'assemblage ichtyologique de deux pressions dites « indirectes » (car elle agissent par le biais de la transformation de la colonne d'eau ou de l'habitat sur les populations ichtyologiques) sont étudiées : l'émissaire de la station d'épuration de Calvi et l'aquaculture de Spano (situés en baie de Calvi) ; et deux pressions dites « directes » (car elles agissent directement sur les populations ichtyologiques) : la plongée sous-marine et la pêche récréative, qui n'ont encore jamais été étudiées en Balagne.

Les objectifs de cette thèse sont :

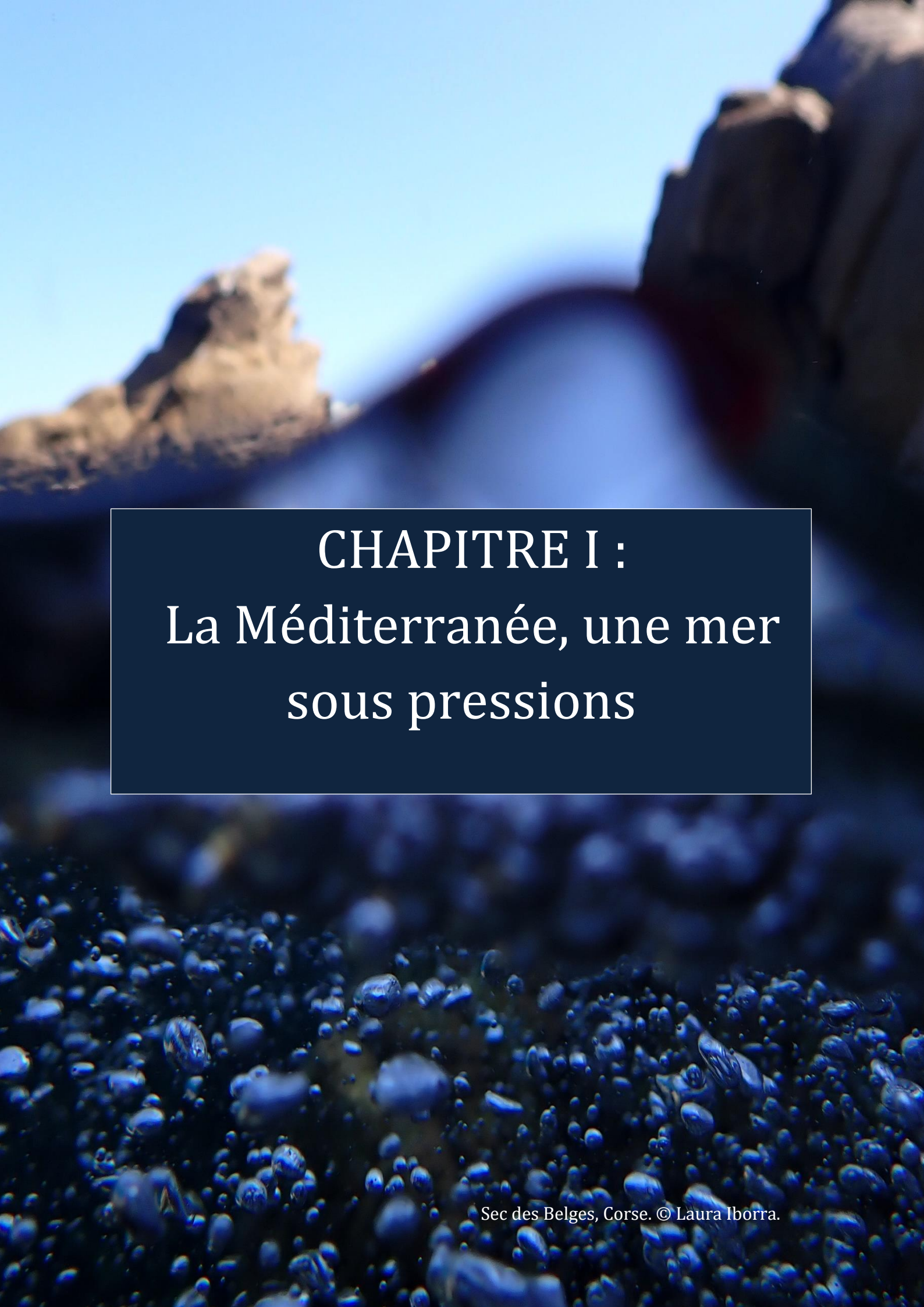
- de décrire les différentes pressions étudiées et de quantifier, pour la première fois en baie de Calvi, l'activité de la plongée sous-marine et de la pêche récréative ;
- d'étudier les réponses des communautés ichtyologiques face aux différentes pressions étudiées ;
- de replacer ces réponses dans le cadre du changement global afin de proposer des mesures de gestion des populations ichtyologiques et des pressions qui soient adaptées au mieux à la concomitance des impacts liés aux activités anthropiques locales et à ceux induits (ou qui seront induits) par le changement climatique.

Le **chapitre I** est relatif à un état de l'art des impacts liés au changement climatique en Méditerranée ainsi qu'une description générale des pressions étudiées dans le cadre de ce travail. Le **chapitre II** décrit les pressions de l'émissaire et de l'aquaculture de la baie de Calvi, avec une analyse descriptive des paramètres physico-chimiques et biologiques de la colonne d'eau sur les points de pressions comparativement à un point de référence. Les **chapitres III et IV** sont relatifs à l'analyse des réponses ichtyologiques en termes de



diversité, de structure de l'assemblage et de distribution spatiale respectivement face aux pressions de l'émissaire et de l'aquaculture. Le **chapitre V** caractérise la pression de la pêche récréative à l'échelle de la Balagne en déterminant le nombre de pratiquants et leurs principales caractéristiques sociologiques. De plus, les habitudes de pêche pour les pêcheurs embarqués sont décrites avec une estimation de la production totale annuelle. Le **chapitre VI** est consacré à la pression exercée par la plongée sous-marine sur l'habitat et sur la communauté ichthyologique à l'échelle de la baie de Calvi et aux facteurs comportementaux des plongeurs associés à ces impacts. Une expérience de sensibilisation des plongeurs permettant de limiter les impacts est également décrite. Le **chapitre VII** présente les résultats concernant l'influence des plongeurs subaquatiques sur les populations ichthyologiques à travers une analyse de l'assemblage ichthyologique et du comportement du mérou brun *Epinephelus marginatus* face aux plongeurs. Enfin, la **dernière partie** présente une synthèse des principaux résultats et une discussion sur la gestion des activités anthropiques locales eu égard des populations ichthyologiques, dans le contexte du changement climatique.





CHAPITRE I :  
La Méditerranée, une mer  
sous pressions



# Chapitre I : La Méditerranée, une mer sous pressions

*Dans ce chapitre, un état de l'art des impacts du changement climatique sur les poissons a été effectué. Etant donné que cette pression n'a pas fait l'objet d'analyse spécifique dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi de définir les différents impacts associés aux populations ichtyologiques dans cette partie grâce à la revue de la littérature. Il nous apparaissait essentiel d'en tenir compte étant donné que cette pression est sous-jacente, qu'elle interagit et se cumule avec les autres pressions étudiées dans cette thèse.*

*Une description générale de chaque pression anthropique locale étudiée a également été effectuée. Ces descriptions sont d'ordre plus général puisque les facteurs de stress et les perturbations associés à ces pressions ont été analysés tout au long des différents chapitres de ce travail.*

## 1. Le changement climatique en Méditerranée

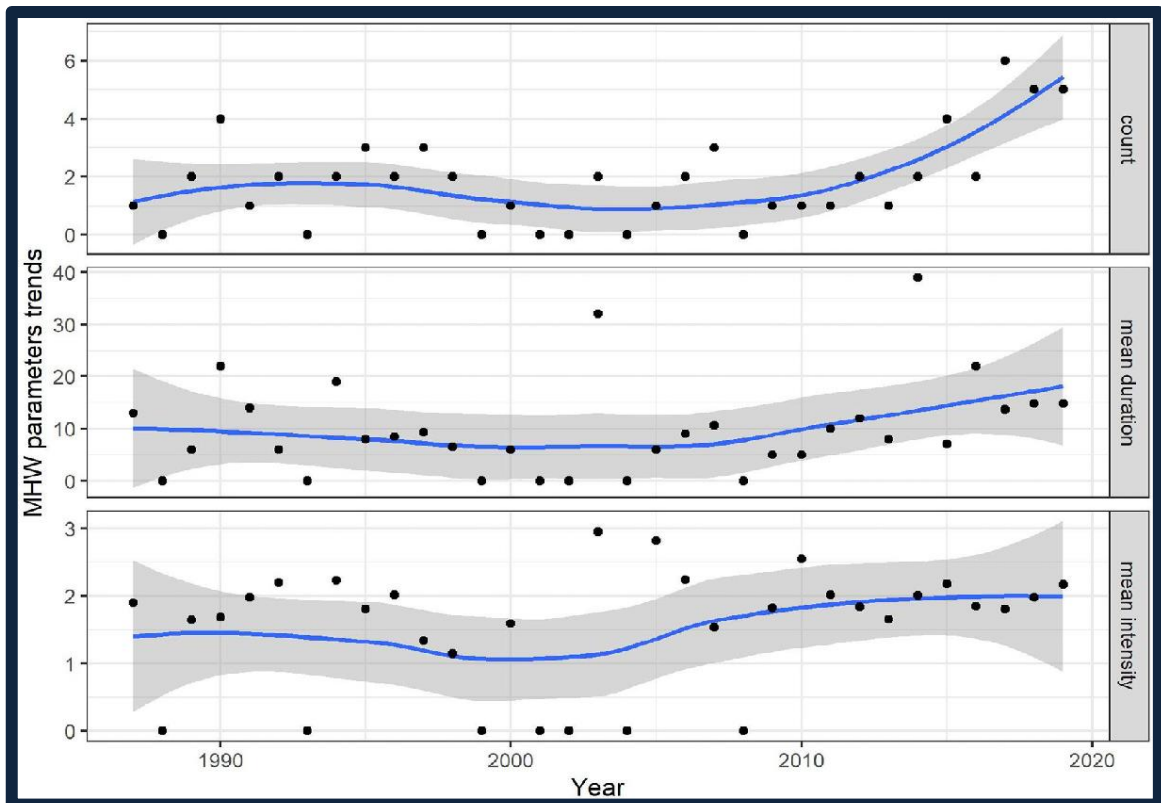
Comme pour le reste du monde, la mer Méditerranée subit les effets du changement climatique. Cependant, le bassin méditerranéen est considéré comme particulier par rapport à la plupart des autres régions en raison de la forte exposition au changement climatique et de la vulnérabilité des sociétés humaines et des écosystèmes à ces changements, c'est pourquoi il a été désigné comme l'un des points chauds du changement climatique (*hot spot*, en anglais) (Adloff et al., 2015 ; Hilmi et al., 2022).

### 1.1. Impacts physico-chimiques

Le bassin méditerranéen a été affecté par les récents changements climatiques à des taux dépassant les moyennes mondiales, en particulier par un réchauffement plus rapide en toutes saisons, de l'atmosphère et de la mer. En effet, depuis les années 1980, le réchauffement atmosphérique méditerranéen a dépassé les taux moyens mondiaux (Lionello & Scarascia, 2018 ; Seneviratne et al., 2021 ; UNEP/MAP and Plan Bleu, 2020). La température moyenne à la surface du globe est aujourd'hui supérieure d'environ 1,1°C (fourchette de  $\pm 0,10$  °C) contre 1,54 °C pour la région méditerranéenne par rapport aux valeurs préindustrielles (Cramer et al., 2018). Il est estimé que les taux de réchauffement annuel et estival futurs devraient être respectivement de 20 % et 50 % plus élevés que la moyenne annuelle mondiale. Les températures de surface de la mer ont sensiblement augmenté au cours des dernières décennies avec une variation régionale comprise entre +0,29°C et +0,44°C par décennie (Darmaraki et al., 2019a) avec des tendances plus élevées

dans le bassin oriental (Iona et al., 2018 ; Pastor et al., 2019). Le réchauffement affectera l'ensemble de la colonne d'eau avec des anomalies plus importantes dans la couche supérieure de mélange (Rivetti et al., 2017). En raison de la diminution des pertes de chaleur vers l'atmosphère et de l'augmentation de l'apport net de chaleur par le détroit de Gibraltar, les projections les plus récentes, basés sur de multiples simulations et selon différents scénarios de forçages radiatifs (RCP8.5, RCP4.5 and RCP2.6), s'accordent pour prévoir un réchauffement de l'ensemble du bassin méditerranéen d'ici la fin du siècle. Ce changement varie entre +0,81 °C et +3,71°C dans la couche supérieure (0-150 m), entre +0,82 et +2,97°C dans la couche intermédiaire (150-600 m) et entre +0,15 et +0,18°C dans la couche profonde (600 m-fond) (Soto-Navarro et al., 2020).

De plus, les épisodes d'anomalies de température chaude à grande échelle dans l'océan (vagues de chaleur sous-marine, *Marine HeatWaves (MHW)*, en anglais) peuvent entraîner des perturbations importantes des écosystèmes marins (Frölicher & Laufkötter, 2018 ; Hobday et al., 2016). Une étude récente a déjà identifié des augmentations significatives des vagues de chaleur sous-marine à l'échelle mondiale au cours du siècle dernier, y compris en mer Méditerranée (Oliver et al., 2018). En baie de Calvi, le nombre de vagues de chaleur sous-marine a significativement augmenté depuis 1989, en particulier depuis 2008. Sur la période 2005-2019 (15 ans), 36 vagues de chaleur sous-marine ont été mesurées avec un total de 488 jours cumulés, tandis que 25 vagues de chaleur sous-marine ont été recensées pour la période 1987-2004 (18 ans) avec un total de 329 jours cumulés (Figure 4) (Iborra et al., 2022, Annexe 1).



**Figure 4** : Évolutions temporelles des vagues de chaleur sous-marine à 3 m de profondeur, entre 1987 et 2019. De haut en bas : Nombre de vagues de chaleur sous-marine par an, durée moyenne des vagues de chaleur sous-marine par an (en jours), intensité moyenne des vagues de chaleur sous-marine par an (en C ° ). La ligne bleue représente une régression LOESS (*LOcally Estimated Scatterplot Smoothing*, en anglais), la zone ombrée est la zone qui couvre un niveau de confiance de 95% de la régression LOESS. Figure tirée de Iborra et al., 2022 (Annexe 1).

En Méditerranée, d'ici à 2100 et selon le scénario RCP8.5, les simulations prévoient la survenue chaque année d'au moins une vague de chaleur sous-marine de longue durée, avec une fenêtre d'occurrence plus longue (3 mois supplémentaires) et une recrudescence de l'intensité (4 fois plus intense), par rapport aux événements actuels. Ces événements extrêmes devraient se produire de juin à octobre et affecter l'ensemble du bassin (Darmaraki et al., 2019b). Le nombre, la durée et l'intensité des vagues de chaleurs sous-marines devraient continuer d'augmenter à l'avenir (Darmaraki et al., 2019b ; Galli et al., 2017).

De plus, les conditions estivales en Méditerranée sont caractérisées par une grande stabilité de la colonne d'eau et des températures élevées, ce qui entraîne une forte stratification de la colonne d'eau. Habituellement, la colonne d'eau est homogène entre novembre et avril, avec une stratification (thermocline saisonnière) entre mai et octobre. Les épisodes de vent de la fin de l'été et à l'automne contribuent au mélange vertical. Cependant, des études ont montré un allongement d'environ 40 % des conditions

estivales de stratification en Méditerranée corrélée au réchauffement climatique (Coma et al., 2009).

À l'avenir, un réchauffement global de 2°C sera probablement accompagné d'une réduction des précipitations estivales d'environ 10 à 15 % dans le sud de la France (Jacob et al., 2018 ; Vautard et al., 2014). À l'inverse, des épisodes de fortes précipitations sont susceptibles de s'intensifier de 10 à 20 % en toutes saisons, à l'exception de l'été (Toreti & Naveau, 2015 ; Trambly & Somot, 2018).

La salinité augmente également, dans toutes les simulations, en raison de l'augmentation du déficit en eau douce (causé par l'excès d'évaporation par rapport aux précipitations et au débit des fleuves) et, en parallèle, de l'augmentation du transport net de sel dans le détroit de Gibraltar. Les changements de salinité projetés pour l'ensemble du bassin varient entre 0 et 0,34 psu dans la couche supérieure, entre 0,08 et 0,37 psu dans la couche intermédiaire et entre - 0,05 et 0,33 dans la couche profonde (Soto-Navarro et al., 2020). Ces changements de température et de salinité modifient à leur tour les caractéristiques des principales masses d'eau, les nouvelles eaux devenant plus salées, plus chaudes et moins denses au cours du 21<sup>e</sup> siècle, causant des modifications dans la circulation thermohaline méditerranéenne (Adloff et al., 2015 ; Fox-Kemper, 2021; Soto-Navarro et al., 2020).

De plus, la mer Méditerranée est un important puits de carbone car sa colonne d'eau capture plus de CO<sub>2</sub> que de nombreux autres bassins océaniques (Hassoun et al., 2015 ; Schneider et al., 2010). La formation rapide de zones d'eaux profondes combinée aux eaux chaudes et fortement alcalines de la Méditerranée rendent les eaux méditerranéennes plus enclines à absorber le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère et à le transporter vers les couches intermédiaires et profondes via la circulation du bassin méditerranéen (Álvarez et al., 2014 ; Krasakopoulou et al., 2009 ; Touratier et al., 2016). Ainsi, les eaux méditerranéennes se sont acidifiées plus rapidement que l'océan mondial depuis la période préindustrielle (Palmiéri et al., 2015). L'acidification devrait se poursuivre (Seneviratne et al., 2021), avec une diminution du pH pouvant atteindre - 0,46 dans un scénario à fortes émissions (Goyet et al., 2016).

Une diminution de l'oxygène (O<sub>2</sub>) dans les eaux méditerranéennes est également prédite en raison du changement climatique. Les mécanismes en jeu sont une réduction de la solubilité de l'oxygène due au réchauffement des océans, l'augmentation de la salinité et la combinaison d'une stratification accrue et d'une ventilation réduite qui empêche la diffusion de l'oxygène dans les profondeurs de l'océan (Breitburg et al., 2018). La désoxygénation se poursuivra au cours du 21<sup>e</sup> siècle quel que soit le scénario futur, avec des diminutions de la teneur globale en O<sub>2</sub> estimées entre 3 % et 7 % en fonction du scénario considéré (Reale et al., 2022).

Concernant l'élévation du niveau de la mer à l'échelle mondiale, le niveau moyen des mers s'élève depuis la fin 19<sup>e</sup> siècle. Au cours de la dernière décennie, le taux d'élévation



du niveau de la mer s'est accéléré et atteint désormais  $+3,6 \text{ mm.an}^{-1}$ , soit environ 2,5 fois le taux correspondant à la période 1901-1990 (Pörtner et al., 2019). En Méditerranée, l'élévation du niveau de la mer est comparable aux tendances mondiales (Tsimplis et al., 2013). Les principales contributions à l'élévation du niveau de la mer sont dues à l'expansion thermique ainsi qu'à la fonte des glaciers et des calottes glaciaires, causée principalement par le forçage anthropogénique depuis 1970 (Fox-Kemper, 2021 ; Slangen et al., 2016). Les estimations actuelles de l'élévation future du niveau de la mer varient de 0,43 m à 2,5 m d'ici à 2100, selon les différents scénarios.

Finalement, l'ensemble de ces modifications physico-chimiques sur la colonne d'eau induira un affaiblissement de la circulation thermohaline et de la convection profonde hivernale (Herrmann & Somot, 2008 ; Skliris, 2014 ; Somot et al., 2006). De tels changements des caractéristiques physiques de la mer Méditerranée auront un impact sur le fonctionnement des écosystèmes et la séquestration du carbone océanique dans cette région.

## **1.2. Impacts indirects sur les communautés ichtyologiques**

Des synthèses mondiales récentes fournissent des preuves solides de l'impact généralisé du changement climatique sur les vertébrés marins. Les changements simultanés des variables et processus océaniques couplés, tels que la température et les remontées d'eau régionales, les apports en nutriments et la production primaire, ainsi que l'acidification et la désoxygénation des océans, indiquent la possibilité de relations causales.

Les réponses en termes de phénologie, de distribution et de démographie seront également influencées par les impacts du changement climatique sur les habitats essentiels, tels que les récifs coralligènes et les herbiers marins utilisés par les poissons comme zones d'alimentation pour les adultes ou comme nurseries pour les juvéniles.

Les impacts du changement climatique sur les populations ichtyologiques se traduisent donc de manière indirecte, par le biais des conséquences sur la colonne d'eau, l'habitat et la production primaire et secondaire, d'une part, et de manière directe par des impacts physiologiques, la modification des aires de distribution ou encore la phénologie, d'autre part.

### *1.2.1. Impacts sur les biocénoses*

Les vagues de chaleur sous-marine ont entraîné des événements de mortalité massive, en particulier dans les habitats coralligènes, sur les gorgones (Coma et al., 2009), mais aussi chez les éponges et les mollusques (Garrabou et al., 2009). Les événements les plus dramatiques ont eu lieu pendant les étés 1999 et 2003. Depuis 1999, des événements de mortalité massive pour différentes espèces ont été signalés en Méditerranée presque

chaque année (Rivetti et al., 2014) et malheureusement l'année 2022 ne fait pas exception à la règle.

L'acidification de l'eau de mer dans la Méditerranée aura des effets négatifs sur de nombreux organismes pélagiques et benthiques dont les parties du corps sont calcaires, tels que les coraux, échinodermes, moules, ptéropodes, éponges, coccolithophores et foraminifères (Bramanti et al., 2013 ; Dias et al., 2010 ; Goodwin et al., 2014 ; Martin et al., 2011 ; Meier et al., 2014). Les observations réalisées à proximité des événements de CO<sub>2</sub> sous-marins naturels montrent qu'une diminution du pH de 8,1 à 7,9 entraîne un changement spectaculaire des habitats autrement très diversifiés et structurellement complexes (Linares et al., 2015).

De plus, la croissance lente ou même l'extinction des calcifiants clés, peut nuire à la bioconstruction majeure des récifs de coralligène, pour lesquels ces organismes fournissent le carbonate de calcium nécessaire au maintien des récifs intacts (Milazzo et al., 2014). Les coraux calcifiants qui constituent des habitats importants pour les poissons, soutenant notamment les pêcheries, le tourisme récréatif (Hilmi et al., 2013) et les économies locales, semblent être particulièrement vulnérables (Hilmi et al., 2014 ; Lacoue-Labarthe et al., 2016). Par exemple, il a été démontré que l'acidification des océans a des effets néfastes sur l'espèce endémique de corail rouge de Méditerranée (*Corallium rubrum*), qui est importante sur le plan économique, principalement en raison de la solubilité élevée de son squelette (Bramanti et al., 2013). Étant donné que les coraux vivent près de leurs limites thermiques supérieures en mer Méditerranée, le sort de ces bâtisseurs d'eau profonde et de la biodiversité de ces *hotspots* reste incertain dans le contexte des effets induits par le changement climatique. Comme les espèces formant des habitats calcifiés et non calcifiés sont susceptibles de souffrir du réchauffement et de l'acidification, cela entraînera un dysfonctionnement des habitats respectifs et aura des effets écologiques en chaîne, limitant la biodiversité et la diversité fonctionnelle de l'écosystème. Étant donné que les habitats côtiers oligotrophes tels que ceux de la mer Méditerranée sont dominés par des espèces à croissance lente et des réseaux alimentaires complexes, les pertes d'habitats peuvent être considérées comme irréversibles, car il faudrait des siècles après l'arrêt des perturbations pour que les écosystèmes retrouvent leur état d'origine (Lacoue-Labarthe et al., 2016).

Le réchauffement des eaux de surface en Méditerranée et la stratification verticale accrue de la colonne d'eau peuvent favoriser la prolifération d'algues mucilagineuses (Danovaro et al., 2009). Trois algues (*Nematochryopsis marina*, *Chrysonephos lewisii* et *Acinetospora crinita*) constituent les principaux composants de l'agrégat mucilagineux en Méditerranée. La production de mucilage par d'autres espèces, telles que *Gonyaulax fragilis* ainsi que *Cylindrotheca closterium*, et *Cylindrotheca fusiformis* a également été observée (Pistocchi et al., 2005). Les mucilages sont une menace pour les gorgones, car elles fournissent un parfait support pour la croissance des mucilages algaux. Les mucilages s'emmêlent dans les branches érigées et nécrosent le coenenchyme, laissant le squelette axial à nu. *C. lewisii* affecte principalement la gorgone jaune (*Eunicella cavolini*) et la gorgone blanche (*Eunicella singularis*) tandis que *A. crinita* affecte principalement la

gorgone pourpre (*Paramuricea clavata*), qui colonise de plus grandes profondeurs (Giuliani et al., 2005).

Les herbiers de magnoliophytes marins sont également vulnérables au réchauffement de l'eau de mer (Jordà et al., 2012 ; Marbà & Duarte, 2010) et aux vagues de chaleur, avec des risques élevés de perte de diversité, d'altération de la structure et du fonctionnement des écosystèmes (Chefaoui et al., 2018 ; Rilov, 2016) ainsi que la réduction de la *fitness* générale des plantes. La canicule de 2003 a entraîné une mortalité à grande échelle de l'herbier de Posidonie (*P. oceanica*) pendant la floraison (Díaz-Almela et al., 2007). Environ 70 % de perte d'habitat constitué par *P. oceanica* est prévu d'ici 2050 avec un potentiel d'extinction fonctionnelle (déclin de la densité de plus de 90 %) d'ici 2100 (Chefaoui et al., 2018). Même pour *Cymodosea nodosa*, l'espèce d'herbier marin qui présente une tolérance accrue à une augmentation des températures (Savva et al., 2018), le réchauffement devrait entraîner une réduction des herbiers d'environ 46 % en Méditerranée d'ici 2100 (Chefaoui et al., 2018). Enfin, les tempêtes marines, associées à des vents violents, des vagues et des courants forts, ainsi que des pluies abondantes et des crues soudaines, sont connues pour endommager les écosystèmes marins et côtiers tels que les herbiers de Posidonie (Gera et al., 2014). Les effets des tempêtes marines diminuent avec la profondeur et n'affectent que les couches supérieures à 50 m. Au moins 20 % des herbiers de Posidonies sur des substrats seront sérieusement endommagés et détruits (Sanchez-Vidal et al., 2012). Enfin, la migration des herbivores tropicaux vers les prairies marines méditerranéennes devrait entraîner une augmentation de l'intensité des herbivores sur celles-ci (Hyndes et al., 2017 ; Vergés et al., 2018).

### 1.2.2. *Impacts sur la production primaire et secondaire*

La Méditerranée a une faible production primaire ( $< 150 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) avec des valeurs qui diminuent de la partie occidentale à la partie orientale du bassin (Stambler, 2014). Néanmoins, certaines zones spécifiques sont connues pour abriter localement une forte productivité, comme la mer d'Alboran ou les zones nord de la mer Adriatique (Salgado-Hernanz et al., 2022). Dans le nord-ouest de la mer Méditerranée, le mélange hivernal associé à la convection profonde (Mertens & Schott, 1998) soulève les nutriments allochtones présents dans les couches profondes jusqu'à la couche euphotique, induisant des efflorescences printanières (Estrada et al., 2014). La production primaire estivale est plutôt associée aux nutriments régénérés à l'intérieur de la couche de surface grâce à la boucle microbienne (Herrmann et al., 2014). L'augmentation de la température de l'eau, induisant une stratification accrue, devrait limiter davantage l'apport de nutriment au phytoplancton (Stambler 2014).

Comme nous l'avons vu précédemment, plusieurs études ont confirmé que le changement climatique induira un réchauffement et une augmentation de la salinité des masses d'eaux méditerranéennes, ainsi qu'une intensification de la stratification de la colonne d'eau et un affaiblissement de la circulation thermohaline et de la convection profonde hivernale (Bozec, 2006 ; Herrmann et al., 2008 ; Thorpe & Bigg, 2000). L'affaiblissement de la convection hivernale combiné à la stratification accrue des de la colonne d'eau peuvent

alors réduire le rôle fertilisant de l'océan profond (Behrenfeld et al., 2006 ; Macias et al., 2015) et ainsi favoriser la dominance d'espèces phytoplanctoniques de petites tailles adaptées à des températures plus élevées et des concentrations de nutriments plus faibles (Herrmann et al., 2014 ; Morán et al., 2010 ; Pulina et al., 2016). La composition planctonique sera alors modifiée avec un déplacement des espèces dominantes vers les espèces les plus petites (picophytoplancton et nanoflagellés) et une diminution des diatomées (UNEP/MAP and Plan Bleu, 2020).

Les changements dans la composition des espèces dans le cadre du changement climatique futur entraînera des conséquences sur la pompe biologique. En effet, le passage d'assemblages phytoplanctoniques dominés par les diatomées associées à des efficacités élevées d'exportation de carbone organique particulaire à des communautés picoplanctoniques plus petites, conduira à de plus faibles capacités d'exportation du carbone organique (Bopp et al., 2001 ; Mayot et al., 2017 ; Smith Jr et al., 2009).

Outre le réchauffement et les modifications de la stratification et de la circulation océanique, l'acidification des océans devrait également influencer les processus métaboliques des espèces de phytoplancton et de zooplancton. Des expériences en laboratoire et en mésocosme ont montré des réponses contrastées pour différents types de plancton à des concentrations élevées de CO<sub>2</sub>, avec une influence stimulante pour les cyanobactéries fixatrices d'azote (Hutchins et al., 2007, 2013) et les picoeucaryotes (Bach et al., 2017), mais des effets potentiellement néfastes sur les taux de croissance et de calcification pour certains des principaux phytoplanctons calcifiants (Meyer & Riebesell, 2015). D'autres effets potentiels de l'acidification des océans incluent une réduction de la conversion microbienne de l'ammonium en nitrate (Beman et al., 2011), ce qui pourrait entraîner des conséquences majeures sur la production primaire. Une étude de modélisation intégrant les différentes réponses de croissance des types de phytoplancton à l'augmentation de la pCO<sub>2</sub>, a suggéré que les effets de l'acidification pourraient même dépasser les effets du réchauffement et de la réduction de l'apport en nutriments sur les communautés de phytoplancton au cours du 21<sup>e</sup> siècle (Dutkiewicz et al., 2015).

De plus, les impacts du changement attendu d'ici la fin du siècle, selon les scénarios de réchauffement climatique du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), sur les copépodes mettent en évidence des déplacements vers les pôles, un pic saisonnier plus précoce et des changements dans les schémas spatiaux de la biodiversité qui pourraient conduire à des altérations du futur écosystème pélagique (Mackas et al., 2012 ; Villarino et al., 2015). En Méditerranée, et plus particulièrement en baie de Calvi, un changement du pic annuel phytoplanctonique a été constatée au cours des 30 dernières années (Goffart et al., 2015) mais aucun changement phénologique n'a été identifié concernant le pic printanier zooplanctonique (Fullgrabe et al., 2020). Cependant, l'étude de Fullgrabe et al. (2020) a mis en évidence l'importance de plusieurs variables environnementales conditionnant le bloom printanier tels que la disponibilité des nutriments, le régime des vents et la température. Par exemple, des abondances annuelles zooplanctoniques plus faibles sont corrélées au réchauffement des eaux, principalement en période hivernale (Fullgrabe et al., 2020).

Enfin, le calendrier et la production des communautés planctoniques à la base des réseaux alimentaires marins sont déterminés par la température, la disponibilité des nutriments et de la lumière. Le transfert efficace de la production primaire et secondaire marine vers les niveaux trophiques supérieurs (et donc les poissons) est synchronisé avec les pics successifs de plancton (Cushing, 1990 ; Hjort, 1914). Les premiers stades de vie des populations ichtyologiques sont généralement caractérisés par une phase méroplanctonique (vie planctonique transitoire) où les œufs et les larves font partie du zooplancton. Les larves de poissons étant particulièrement sensibles aux conditions environnementales, et à la disponibilité en nourriture, elles dépendent ainsi fortement de la production primaire et secondaire. En effet, la première alimentation des larves doit impérativement coïncider avec la production planctonique, dans le temps et dans l'espace, afin d'assurer leur survie et *in fine* le recrutement des juvéniles dans les populations de poissons (le recrutement se définit ici comme étant l'arrivée de juvénile dans le stock halieutique exploitable). De plus, si les communautés phytoplanctoniques basculent vers des communautés dominées par des cellules de plus petites tailles, l'énergie transférée par ces producteurs primaires vers les niveaux trophiques supérieurs pourrait se réduire au cours du 21<sup>e</sup> siècle et ainsi affecter l'ensemble du réseau trophique (Cheung et al., 2011). Les changements de production primaire et secondaire induits par le changement climatique pourraient donc grandement affecter la dynamique des populations de poissons (Lejeune et al., 2010 ; Stergiou et al., 2016).

## **1.3. Impacts directs sur les communautés ichtyologiques**

### *1.3.1. Influence sur la dynamique des populations*

Plusieurs études ont mis en avant le risque d'une recrudescence des efflorescences de méduses en Méditerranée, et particulièrement de l'espèce *Pelagia noctiluca* liées au réchauffement des eaux, aux changements hydrodynamiques, à l'eutrophisation et à la réduction du nombre de leurs prédateurs (Canepa et al., 2014 ; Licandro et al., 2010 ; Molinero et al., 2005). Or cette espèce de méduse est un prédateur des larves de poissons et de leurs proies zooplanctoniques, ce qui aurait donc des effets majeurs sur les populations ichtyologiques (Licandro et al., 2010).

De plus, une étude récente (Cheung et al., 2020) s'est intéressée à l'impact des vagues de chaleur marines sur les stocks de poissons dans le nord-est du Pacifique. Bien que les prédictions montrent que le changement climatique induira une diminution de la biomasse et des changements dans la biogéographie des stocks de poissons au cours du 21<sup>e</sup> siècle, l'étude révèle que les vagues de chaleur sous-marines risquent d'accélérer et d'accentuer ces changements davantage encore (au moins quatre fois plus rapides). Les auteurs estiment qu'en prenant en compte les vagues de chaleur sous-marines, d'ici 2050, les niveaux d'impacts seront doublés parmi les espèces commerciales les plus

importantes par rapport aux évaluations précédentes qui se concentraient uniquement sur le changement climatique à long terme.

### 1.3.2. *Influence sur les traits fonctionnels des poissons*

Plusieurs études indiquent que les changements physico-chimiques de l'océan affectent directement la physiologie, la croissance et la reproduction des poissons (Pörtner et al., 2007 ; Pauly et al., 2021 ; Daufresne et al., 2009 ; Thresher et al., 2007).

#### ▪ **Réduction de la taille des individus**

Dans les écosystèmes aquatiques, la réduction de la taille des poissons est connue comme étant l'une des réponses universelles au changement climatique (Daufresne et al., 2009). De nombreuses espèces présentent déjà des tailles réduites en raison du changement climatique et beaucoup d'autres sont susceptibles de rétrécir en réponse à un changement climatique continu, suivant des règles écologiques et métaboliques fondamentales. Il a ainsi été démontré que chaque degré de réchauffement diminue la taille du corps de 6 à 22 % chez les poissons (Sheridan & Bickford, 2011).

Chez les organismes ectothermes, le taux métabolique est directement proportionnel à la température (Gillooly et al., 2001 ; Sheridan & Bickford, 2011). Une simulation intégrant cette compréhension éco-physiologique et les projections de température prédit que, d'ici 2050, le poids corporel maximal des espèces de poissons, calculé en moyenne par assemblage, diminuerait de 14-24 % à l'échelle mondiale (Cheung et al., 2013). Le réchauffement de la température de l'eau accentue les besoins métaboliques en oxygène tout en diminuant la solubilité de l'oxygène (Sheridan & Bickford, 2011). Ce déséquilibre entre la demande et l'apport d'oxygène limite la capacité aérobie, ce qui nuit aux performances individuelles (Pörtner & Knust, 2007). Dans les environnements chauds, les individus de petite taille sont mieux à même d'équilibrer la demande et l'absorption en raison de leur plus grand rapport surface/volume (Pauly et al., 2010). Ces contraintes physiologiques conduisent à penser que les individus soumis à des températures élevées auront une taille corporelle plus petite, un résultat connu sous le nom de règle taille-température (*temperature-size rule* (TSR), en anglais) (Atkinson, 1994 ; Daufresne et al., 2009 ; Forster et al., 2012 ; Pörtner & Knust, 2007). Cette augmentation du métabolisme associée au réchauffement climatique réduira la taille corporelle des ectothermes, à moins que les organismes ne puissent compenser par un apport alimentaire plus important ou une réallocation des ressources caloriques. Comme les organismes doivent répartir l'énergie entre l'entretien physiologique, la croissance et la reproduction, ils pourraient alors limiter leur croissance en faveur de la reproduction et de l'entretien physiologique de base.

De plus, il a également été démontré que l'action synergique de la désoxygénation et de l'augmentation de la température affecte les ectothermes aquatiques, notamment pour les individus de grande taille, qui auront une charge métabolique plus importante ce qui impactera *in fine* leurs performances physiologiques (Rubalcaba et al., 2020).

Les modifications des flux énergétiques dans le réseau trophique seront également un des facteurs impactant la taille des individus. En effet, Carozza et al. (2019) ont mis en évidence une diminution de la biomasse de la communauté piscicole mondiale pouvant atteindre 30 % d'ici 2100, résultant d'une baisse de l'apport énergétique vers les niveaux trophiques supérieurs.

Le taux de mortalité naturelle des poissons est également accru avec une augmentation des températures de l'eau (Pauly, 1980 ; Sumaila et al., 2011). Enfin, les diminutions de la taille des poissons peuvent également entraîner des changements majeurs dans la mortalité par le biais d'une augmentation de la prédation (Audzijonyte et al., 2013).

Les changements climatiques et océaniques entraîneront donc d'importantes conséquences sur la structure de taille des assemblages ce qui pourra induire des conséquences sur la dynamique des réseaux trophiques (relations prédateurs-proies, taux de consommation), sur les taux de mortalité ainsi que sur les tailles à maturité (Cheung et al., 2013 ; Palomares & Pauly, 1998 ; Pauly, 1980 ; Sumaila et al., 2011).

### ▪ **Mortalité élevée des premiers stades de vie**

Des changements relativement faibles dans les taux de croissance et de mortalité pendant les phases d'œufs et de larves des poissons peuvent exercer une grande influence sur le succès du recrutement des populations. Étant donné que les premiers stades du cycle de vie sont susceptibles d'être plus sensibles aux modifications des conditions environnementales, le changement climatique devrait avoir un effet majeur sur la distribution et l'abondance des poissons par le biais du recrutement (Pörtner & Peck, 2010). Il existe des preuves d'un changement ontogénétique dans la tolérance à la température d'une espèce, de sorte que les températures optimales pour la croissance diminuent avec l'augmentation de la taille corporelle des juvéniles et des adultes (Fonds et al., 1992 ; Imsland et al., 1996 ; Peck et al., 2003 ; Pörtner & Farrell, 2008). Ce mécanisme peut expliquer le changement ontogénétique d'habitat observé chez plusieurs espèces de poissons où les jeunes stades se trouvent dans des eaux moins profondes que les stades plus âgés et plus grands (loi de Heincke ; Heincke, 1913). Chez certaines espèces, les œufs et les larves ont une gamme de températures tolérables plus étroite que les autres stades de vie (en particulier les juvéniles), ce qui rend ces premiers stades de vie plus réceptifs aux changements de température (Irvin, 1974 ; Pörtner & Farrell, 2008).

La sensibilité des stades larvaires au changement climatique peut être encore accrue, en raison de la petite taille de leur corps, qui les rends moins capables de sélectionner et de migrer vers un habitat approprié, et en raison de leurs taux métaboliques relativement élevés et de leurs réserves énergétiques plus faibles. Ils seront donc plus vulnérables à la mortalité pendant les périodes de conditions environnementales défavorables, telles que les périodes de pénurie alimentaire (Pörtner & Farrell, 2008). Outre la mortalité directe des premiers stades du cycle de vie due à des conditions hors de leur zone de tolérance, les différences dans les taux de survie seront également attribuables à l'asynchronie des différents cycles biologiques, entre le moment de la reproduction et la production de nourriture pour les larves, l'arrivée de prédateurs (Cushing, 1990 ; Pankhurst & Munday, 2011 ; Platt et al., 2003 ; Temming et al., 2007 ; Van der Veer et al., 2000) ou encore à la

connectivité (rétention ou transport) entre les sites de frai et les zones de croissance nécessaires aux premiers stades de la vie (Sinclair & Iles, 1988 ; Wilderbuer et al., 2002).

## ▪ La reproduction

Dans les régions tempérées et froides, la plupart des poissons sont des reproducteurs saisonniers et le cycle de reproduction est principalement déterminé par la température cyclique et/ou la photopériode (longueur du jour), qui contrôlent le moment de la ponte pour correspondre à la période optimale pour la survie de la progéniture (Bromage et al., 2001 ; Pankhurst & Porter, 2003 ; Pörtner & Farrell, 2008). L'un des rôles clés de la température est de modifier les structures moléculaires et le rythme des réactions biochimiques et des processus physiologiques (Schulte et al., 2011). Par conséquent, la température peut agir sur l'axe reproducteur neuro- et endocrinien à différents niveaux et ainsi déclencher les processus de reproduction (Pankhurst & King, 2010 ; Pankhurst & Thomas, 1998 ; Wang et al., 2010). En outre, la température peut modifier le sexe gonadique pendant des fenêtres temporelles critiques au cours du développement précoce (Díaz & Piferrer, 2015 ; Piferrer, 2013 ; Sandra & Norma, 2010 ; Strüssmann et al., 1997).

Alors que la photopériode à un endroit n'est pas affectée par le changement climatique, de nombreuses espèces de poissons, principalement marines, ont subi des déplacements vers le nord en raison du réchauffement des températures (Vergés et al., 2019). En conséquence, elles sont désormais soumises à des décalages, plus ou moins importants, de la photopériode. Ainsi de possibles retards et des saisons de reproduction plus courtes pourraient être attendues.

L'impact de l'acidification des océans sur la reproduction des poissons n'est pas aussi bien étudié. Cependant, il apparaît que l'augmentation de la pression partielle de CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) dans l'océan peut engendrer une saison de reproduction plus précoce et augmenter le rendement reproductif des femelles (c'est-à-dire la production d'œufs) chez certaines espèces de poissons (Miller et al., 2013 ; Schade et al., 2014), mais pas chez d'autres (Forsgren et al., 2013 ; Welch & Munday, 2017). Une altération du comportement reproductif des mâles qui résulte d'une acidification a également été démontrée (Milazzo et al., 2016). La plupart de ces effets ont été associés à des altérations des concentrations ioniques des fluides internes dues à des échanges ioniques extra-branchiaux avec l'environnement pour tenter de compenser le pH interne dans une eau acidifiée. De plus, les performances olfactives sont également impactées par l'acidification des océans comme cela a été rapporté chez plusieurs espèces de poissons (Dixson et al., 2010, 2015 ; Green & Jutfelt, 2014 ; Jutfelt & Hedgärde, 2013 ; Munday et al., 2016). Étant donné l'importance de la détection des signaux chimiques et des phéromones sexuelles, cela pourrait indirectement conduire à certains troubles de la reproduction chez les poissons dans les eaux acidifiées (Bett, 2016 ; Keller-Costa et al., 2015 ; Porteus et al., 2018).

La salinité est également connue pour déterminer le succès de la reproduction chez les poissons (Haddy & Pankhurst, 2000 ; Helfman et al., 2009). De nombreuses études ont rapporté une influence de la salinité de l'eau sur le développement et la croissance des



poissons. Chez la plupart des espèces, la fécondation et l'incubation des œufs, la résorption du sac vitellin, l'embryogenèse précoce, le gonflement de la vessie natatoire, la croissance des larves dépendent de la salinité. Chez les poissons de grande taille, la salinité est également un facteur clé dans le contrôle de la croissance (Bøeuf & Payan, 2001). Il a également été démontré que les niveaux de salinité peuvent influencer certains aspects du comportement de nidification des mâles chez les poissons marins (Lehtonen et al., 2016).

La salinité est également le facteur déterminant de la flottabilité des œufs de poissons marins qui, à son tour, influence les distributions verticales et, par conséquent, la dispersion des œufs de poissons à partir des zones de frai. Ces changements ont le potentiel de modifier la flottabilité des œufs et la vitesse de remontée des œufs mésopélagiques non stationnaires ainsi que de modifier la profondeur critique de ponte (Sundby & Kristiansen, 2015).

Enfin, la diminution d'oxygène dissous peut avoir d'importantes répercussions sur les espèces, en particulier pour les organismes zooplanctoniques, comme les larves de poissons, qui sont très sensibles aux changements d'oxygène dissous (Sánchez-Velasco et al., 2019). De plus, la diminution de l'oxygène dissous peut également affecter la croissance, la reproduction et la survie, rendre les animaux plus sensibles aux maladies et à la prédation par des espèces plus tolérantes à l'hypoxie, et modifier les distributions (Keeling et al., 2010 ; Limburg et al., 2020). Les organismes mobiles qui s'éloignent de l'hypoxie peuvent se concentrer dans des habitats mieux oxygénés. Par exemple, les requins et les thons, qui ont un taux métabolique élevé, se trouvent de plus en plus à des profondeurs moindres, car les eaux plus profondes sont sujettes à l'appauvrissement en oxygène. La perte d'un habitat oxygéné, appelée compression de l'habitat, peut modifier les rencontres et les interactions entre les prédateurs et les espèces proies. Le fait que les organismes soient forcés à se regrouper dans un habitat comprimé peut reconfigurer les réseaux trophiques (Limburg et al., 2020). À l'heure actuelle, il existe peu de données sur l'effet de la désoxygénation de l'eau sur la performance reproductive des poissons. Cependant, une hypoxie prolongée réduit la croissance et l'alimentation des poissons, ce qui peut indirectement affecter la reproduction. Par exemple, il a été constaté que l'hypoxie réduisait le rendement reproductif en affectant le développement gonadal et la production de gamètes (Lai et al., 2016 ; Thomas & Rahman, 2009).

### *1.3.3. Impact sur la phénologie*

Les changements de phénologie font partie des réponses universelles aux changements climatiques (Daufresne et al., 2009 ; Parmesan & Yohe, 2003 ; Poloczanska et al., 2013), avec des conséquences complexes sur la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes (Anderson et al., 2013 ; Edwards & Richardson, 2004 ; Sydeman et al., 2015).

Il a été démontré que la phénologie du frai est sensible à la température chez de nombreuses espèces de poissons (Carscadden et al., 1997 ; McQueen & Marshall, 2017). Des températures plus chaudes que les températures optimales peuvent également retarder le frai en raison du retard du développement ovarien (Lee et al., 2020 ; Lowerre-Barbieri et al., 2011 ; Tveiten & Johnsen, 1999 ; Wright et al., 2017).

Les changements dans le calendrier des événements reproductifs, en particulier, peuvent être d'une importance critique, car ils déterminent les conditions rencontrées pendant les premiers stades de vie de la progéniture. Dans les systèmes marins, de nombreuses espèces de poissons présentent de forts schémas saisonniers de frai, souvent adaptés de telle sorte que les larves qui se nourrissent pour la première fois se chevauchent avec l'augmentation rapide de la production primaire et secondaire au printemps (Cushing, 1990 ; Cushing & Horwood, 1994). La variation du moment de la ponte par rapport aux conditions printanières peut entraîner des asynchronies (*mismatch*, en anglais), c'est-à-dire une désynchronisation des événements biologiques, et avoir des conséquences sur la survie de la progéniture. En effet, si les larves arrivent trop tôt, les proies zooplanctoniques peuvent être insuffisantes (Cushing, 1990 ; Durant et al., 2007) ou les conditions abiotiques défavorables. À l'inverse, si les larves arrivent tardivement, la taille des larves sera réduite par rapport aux prédateurs qui se développent et à l'environnement. Les changements dans le moment de frai peuvent donc modifier la dynamique prédateur-proie et, comme la majorité de la mortalité intervient lors des premières semaines de la vie (Houde, 1987 ; Leggett & Deblois, 1994 ; Sydeman et al., 2015), peuvent également affecter le succès éventuel du recrutement (Ohlberger et al., 2014).

En général, dans le contexte du changement climatique, les saisons chaudes arrivent plus tôt et se terminent plus tard (Burrows et al., 2011 ; Sydeman et al., 2015) et devraient avancer le moment des migrations printanières et de la reproduction, retarder les migrations automnales et modifier les pics d'abondance saisonniers des organismes marins (Parmesan, 2006). Les réponses phénologiques ont été bien démontrées chez de nombreuses espèces d'oiseaux de mer et de zooplancton, y compris les larves de poissons (Edwards & Richardson, 2004 ; Genner et al., 2010). À l'échelle mondiale, les phénologies printanières de toutes les espèces marines (y compris les espèces planctoniques et nectoniques) ont avancé de  $4,4 \pm 1,1$  jours par décennie depuis le milieu du 20<sup>e</sup> siècle mais les réponses sont variables selon les groupes taxonomiques (Poloczanska et al., 2013). Le découplage potentiel des pics de production, et donc de la disponibilité des proies, a le potentiel de se répercuter en cascade dans les réseaux trophiques, en particulier compte tenu de la rapidité de la progression printanière des larves de poissons et d'invertébrés.

Des changements dans la phénologie ont également été observés dans le cycle migratoire d'autres espèces de grands migrants. En effet, les thons arrivent plus tôt dans les zones d'alimentation productive de l'Atlantique nord - est, de 5,6 jours par décennie pour le thon rouge (*Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758)) et de 2 jours par décennie pour le germon (*Thunnus alalunga* (Bonaterre, 1788)) (Dufour et al., 2010).

### 1.3.4. Impact sur la distribution

Les changements de distribution des espèces marines constituent le modèle le plus clairement détectable et attribuable au changement climatique, ou plus précisément au changement de la température de surface de la mer (García Molinos et al., 2016).

Des changements dans la répartition géographique d'une grande diversité d'espèces indigènes (notamment des poissons, des crustacés et des échinodermes) ont été reliés au réchauffement (Azzurro et al., 2011, 2019 ; Azzurro & D'Amen, 2022 ; Lloret et al., 2015 ; Parravicini et al., 2015). L'augmentation de l'abondance des espèces dites thermophiles (avec une affinité pour les eaux chaudes) a été largement étudiée ces dernières années (Albouy et al., 2012, 2013 ; Azzurro et al., 2011, 2019 ; Ben Rais Lasram et al., 2010 ; Coll et al., 2010 ; Edelist et al., 2013 ; Lasram et al., 2009). En effet, il apparaît désormais clairement que des espèces thermophiles, natives de Méditerranée, se déplacent vers le nord, étendent leur aire de distribution, colonisent et établissent des populations permanentes et abondantes dans de nouvelles zones - dans certains cas en seulement quelques années. Ce phénomène est appelé la méridionalisation. L'exemple le plus connu est celui de la girelle paon (*Thalassoma pavo* (Linnaeus, 1758)), espèce originaire du sud de la Méditerranée, qui s'est progressivement développée dans le bassin occidental à partir des années 1980s. Aujourd'hui, c'est une espèce dite « naturalisée » qui s'est installée et se reproduit avec succès sur les côtes méditerranéennes françaises (Bianchi, 2007 ; Sara et al., 2005). L'étude de Milazzo et al. (2013) montre que le réchauffement des eaux, se traduisant par une abondance accrue de l'espèce thermophile *T. pavo*, exacerbe les interactions interspécifiques avec l'espèce d'eau froide *Coris julis* (Linnaeus, 1758). De ce fait, cette dernière se déplace alors dans un habitat moins favorable pour elle dans le même environnement thermique. D'autres espèces, telles que le poisson perroquet (*Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758)), le barracuda (*Sphyraena viridensis* Cuvier, 1829) ou en encore la dorade coryphène (*Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758) ont également étendu leurs aires de distribution au cours des dernières décennies (Azzurro et al., 2011 ; Lejeusne et al., 2010). Au-delà de modifier la richesse spécifique des écosystèmes, ces espèces de haut niveau trophique (pour la coryphène et le barracuda) pourraient également avoir une influence sur le fonctionnement trophique des communautés ichtyologiques présentes sur les plateaux continentaux (Albouy et al., 2013).

La tropicalisation d'espèces thermophiles non indigènes en Méditerranée est un autre phénomène impactant la distribution des espèces, et est inhérente au réchauffement des eaux. Ces espèces proviennent principalement de la mer Rouge et de la région Indo-Pacifique, par le biais du canal de Suez, et retrouvent des conditions thermiques similaires à leurs environnements originels favorisant leur succès colonisateur (Bianchi, 2007 ; Raitos et al., 2010). Ces migrations et espèces sont dites Lesseptiennes. De plus, les activités humaines tels que le transport maritime, l'aquaculture, la pêche, le commerce de produits halieutiques, la construction de canaux, la modification d'habitats dans un contexte de changement climatique sont des vecteurs et des facteurs importants à l'introduction et au succès d'établissement d'espèces non indigènes (Cecere et al., 2016 ; Mannino et al., 2017 ; Molnar et al., 2008 ; Williams & Grosholz, 2008). Zenetos et al.

(2017) ont ainsi démontré une augmentation de 28 % des espèces exotiques par rapport aux quatre années précédentes. Plus de 700 espèces animales et végétales marines non indigènes ont été enregistrées jusqu'à présent en Méditerranée (Galil et al., 2018), dont beaucoup sont favorisées par les conditions plus chaudes (Azzurro et al., 2011 ; Marbà et al., 2015). Plus de 50 % d'entre elles sont entrées par le canal de Suez. La Méditerranée orientale est la zone où les effets environnementaux des espèces envahissantes sont les plus graves (Vergés et al., 2014a ; Vergés et al., 2014b, exemple du poisson-lapin *Siganus luridus* ou *S. rivulatus*). En effet, ces espèces exotiques peuvent causer des modifications majeures dans la composition des communautés, mener à des pertes significatives de biodiversité ou engendrer des effets en cascade au sein des réseaux trophiques (Chan & Briski, 2017 ; Cvitković et al., 2017 ; Galil et al., 2018 ; Katsanevakis et al., 2016 ; Lejeusne et al., 2010 ; Marbà et al., 2015 ; Molnar et al., 2008 ; Simberloff et al., 2013 ; Streftaris & Zenetos, 2006). Au cours des prochaines décennies, il est attendu que davantage d'espèces tropicales envahissantes trouvent des conditions environnementales appropriées pour coloniser l'ensemble de la Méditerranée, propageant les conséquences écologiques déjà observées dans certaines zones (Katsanevakis et al., 2016 ; Vergés et al., 2014b). En effet, plusieurs espèces, telles que le poisson flûte (*Fistularia commersonii*) ou encore les poissons-lapins (*S. luridus* et *S. rivulatus*) sont désormais établis en Méditerranée et provoquent des conséquences importantes sur les écosystèmes locaux que ce soit par la prédation d'espèces à intérêt commercial, par compétition pour la ressource alimentaire avec des espèces indigènes (Kalogirou et al., 2007) ou encore par la dégradation de certains habitats marins méditerranéens (Galil, 2007 ; Vergés et al., 2014b).

Grâce à une approche multi-modèles, Ben Rais Lasram, (2010) a montré que 25 % du plateau continental méditerranéen pourrait subir une modification complète des assemblages d'espèces endémiques d'ici la fin du 21<sup>e</sup> siècle, avec pour conséquence des communautés ichtyologiques complètement différentes de celles des années 1980s. Bien que certaines zones de Méditerranée, les plus froides (*e.g.* mer Adriatique, golfe du Lion), pourraient servir de zones refuge pour les espèces d'eaux froides ou tempérées, elles risquent de se transformer en « culs de sac » pour les espèces réfugiées. Enfin, Albouy et al. (2014) projettent que 54 espèces de poissons sur les 256 espèces endémiques et indigènes incluses dans l'étude disparaîtraient d'ici 2080-2099 du plateau continental méditerranéen. De plus, le nombre de liens trophiques entre les espèces de poissons diminuerait sur 73,4 % du plateau continental.

## 2. Les autres pressions anthropiques à l'échelle méditerranéenne

Comme nous venons de le voir, les impacts du changement climatique sur les ressources marines sont variés, multi spécifiques, multi trophiques, interconnectés et interdépendants et peuvent induire un large éventail d'impacts sur le maintien de la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes ainsi que sur les services écosystémiques associés. Malheureusement, le changement climatique n'est pas la seule pression anthropique agissant en Méditerranée. Les activités humaines sont les sources et les moteurs d'un certain nombre de facteurs de stress qui provoquent des changements environnementaux. Les activités anthropiques à l'échelle locale augmentent le nombre de facteurs de stress agissant sur les écosystèmes. Ainsi, les effets attendus du changement climatique sur les ressources marines vivantes doivent être évalués, considérés et gérés grâce à une approche holistique en tenant compte des interactions possibles avec les pressions anthropiques locales (Brander, 2010 ; Perry et al., 2010 ; Piroddi et al., 2020).

Les activités humaines sont les sources et les moteurs d'un certain nombre de facteurs de stress et de perturbation qui provoquent des changements environnementaux. Cependant, au cours des dernières décennies, il y a eu un nombre croissant de cas où les réponses écologiques aux facteurs de stress et de perturbation étaient différentes de ce que l'on aurait pu prévoir (Brown et al., 2013). Lorsque plusieurs facteurs de stress ou perturbations agissent simultanément et en interactions, on parle alors d'impacts cumulés (Korpinen & Andersen, 2016). Conceptuellement, les organismes soumis à des facteurs de stress multiples présentent l'un des trois types de réponses suivants : additives, antagonistes ou synergiques (Korpinen et al., 2012 ; Korpinen & Andersen, 2016 ; Todgham & Stillman, 2013). Un effet additif se produit lorsque l'effet combiné de plusieurs facteurs de stress est égal à la somme des effets de chaque facteur de stress pris isolément. Un effet antagoniste se produit lorsque l'effet combiné de plusieurs facteurs de stress est inférieur à l'effet additif attendu pris isolément. Enfin, un effet synergique se produit lorsque l'effet combiné de plusieurs facteurs de stress est plus important que l'effet additif attendu des facteurs de stress pris isolément. Halpern et al. (2019) constatent que 59 % des océans sont soumis à une augmentation des impacts cumulés en raison du changement climatique mais aussi de facteurs anthropiques locaux (*e.g.*, pêche, pollution).

Plusieurs points de vue différents ressortent de la littérature sur la gestion des facteurs de stress cumulés. En effet, si l'on considère que les effets synergiques sont prévalents alors les taux de déclin prédits des écosystèmes (sur la base des effets individuels) risquent d'être sous-estimés. Dans ce cas-là, la gestion de l'ensemble des facteurs de stress locaux peut être bénéfique pour les écosystèmes impactés par des impacts cumulés (Crain

et al., 2008 ; Darling & Côté, 2008). En revanche, si les effets cumulatifs sont considérés et traités comme étant additifs, alors la gestion qui s'attaque au plus grand facteur de stress aura le plus grand bénéfice (Halpern et al., 2008, 2010, 2019 ; Klein et al., 2010). Enfin, un autre point de vue est de baser la gestion sur la résistance et la résilience des écosystèmes (Côté & Darling, 2010). Il s'agit généralement de gérer un facteur de stress local afin de réduire la probabilité de transition écologique vers des états plus dégradés encore. La réduction du facteur de stress local a pour objectif d'améliorer la résistance et/ou la résilience (taux de récupération) face à des perturbations incontrôlables, comme le changement climatique ou les événements extrêmes (Game et al., 2008 ; Ling et al., 2009).

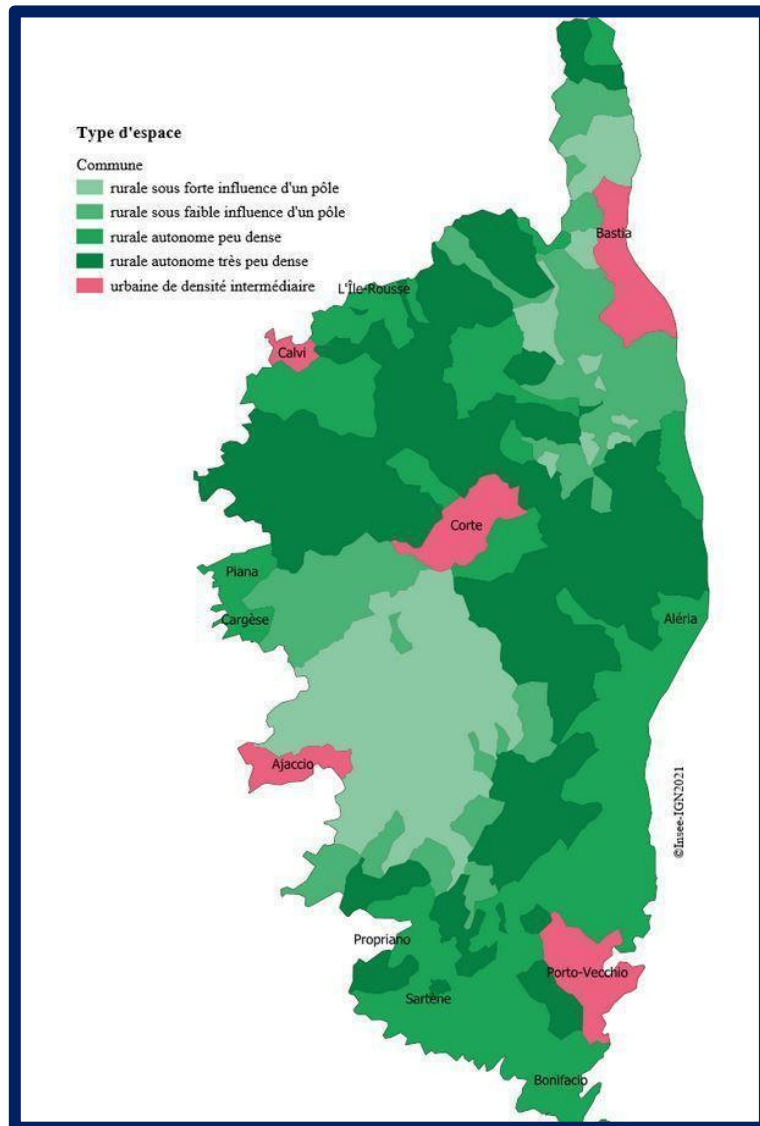
Quoi qu'il en soit, la gestion des facteurs de stress locaux semble être une réponse commune et revêt donc une importance capitale dans la gestion des impacts cumulés. Ainsi, il est nécessaire de quantifier, caractériser et évaluer les impacts des différentes pressions locales afin de pouvoir proposer des mesures de gestion adaptées.

## 2.1. La croissance démographique

Un tiers de la population méditerranéenne (environ 150 millions de personnes) vit actuellement à proximité de la mer, souvent dans des régions urbaines en expansion et avec des infrastructures vulnérables à l'élévation du niveau de la mer (Ali et al., 2022 ; Briche et al., 2016). L'exposition future à l'élévation du niveau de la mer est liée à la croissance démographique. Tous les scénarios projettent une augmentation de la population côtière dans la région méditerranéenne jusqu'en 2050. D'ici 2100, la population côtière pourrait augmenter jusqu'à 130 %, principalement dans le sud (Reimann et al., 2018). Globalement, les pays du sud-est de la Méditerranée sont les plus vulnérables aux risques côtiers, mais l'exposition est également élevée dans le nord de la Méditerranée (Satta et al., 2017). Cette augmentation de la population sur la frange côtière se traduit par une urbanisation et une industrialisation accrue, une augmentation des charges en nutriments et une pollution des écosystèmes côtiers (*e.g.*, cours d'eau drainant des charges plus importantes d'intrants agricoles, rejet des eaux usées). La croissance des populations urbaines combinée à l'utilisation croissante de produits synthétiques font de l'impact des effluents urbains sur les écosystèmes marins une préoccupation majeure (Bernhardt et al., 2017 ; Chambers et al., 1997 ; Sumpter, 2009). Les effluents d'eaux usées sont, en effet, une source importante de divers contaminants tels que des métaux, des pesticides, des détergents, des dérivés plastiques, des produits pharmaceutiques et des cosmétiques (Čelić et al., 2019 ; Desbiolles et al., 2018 ; Loos et al., 2013 ; Wear & Thurber, 2015). Les stations d'épuration (STEP) ne sont pas spécifiquement conçues pour dégrader les contaminants organiques, et nombre d'entre eux sont incomplètement éliminés au cours des processus typiques de traitement des eaux usées (Margot et al., 2015).

La Corse est une région particulièrement attractive et réputée pour son climat clément, la beauté de ses paysages et la qualité de vie qu'elle offre. Sur la période 2013-2019, une forte hausse de la population a été recensée, avec + 6,3 % en six ans, à raison de + 1 % par an. Cette augmentation est environ trois fois plus élevée qu'au niveau national (+ 0,4 % par an). Toujours sur la période 2013-2019, l'évolution importante de la population est

principalement due à un solde migratoire important (+ 1,1 % par an sur la période), tandis que le solde naturel est négatif depuis 2013 en Corse (INSEE, 2022). Sur les 360 communes de Corse, 97,6 % se trouvent en territoire rural et 53 % de la population vit dans un espace urbain comptant 12 communes, soit 180 641 habitants. Les principaux centres de densité sont Ajaccio (71 361 habitants en 2019), Bastia (20 486 habitants en 2019), Corte (7485 habitants en 2019), Calvi (5774 habitants) et Porto Vecchio (4969 habitants en 2019) (Figure 5). Ces pôles urbains abritent 11 804 personnes de plus sur la période 2013-2019 et portent l'essentiel de la croissance en volume (Insee, 2022).



**Figure 5** : Répartition des communes de Corse selon le type d'espace (recensement de population 2018) (Insee, 2018).

## 2.2. La production aquacole

Au niveau mondial, l'aquaculture a connu une croissance continue et a atteint une production totale de 80,0 millions de tonnes de produits alimentaires d'élevage en 2016, pour une valeur estimée à la première vente de 231,6 milliards USD, avec 54,1 millions de tonnes de poissons (138,5 milliards USD), 17,1 millions de tonnes de mollusques (29,2 milliards USD), 7,9 millions de tonnes de crustacés (57,1 milliards USD) et 938 500 tonnes d'autres animaux aquatiques (6,8 milliards USD) (FAO, 2018b). Cette augmentation s'est également produite dans les pays de la Méditerranée et de la mer Noire, où l'aquaculture représente une part importante de la production régionale de poissons. En effet, en considérant l'ensemble des environnements et des technologies d'élevage utilisés, la production aquacole totale dans les États méditerranéens, toutes espèces confondues, a considérablement augmenté au cours des 20 dernières années. En 1996, la production était estimée à 509 678 tonnes, tandis qu'au cours des dix dernières années, la production est passée de plus de 1 198 000 tonnes en 2006 à plus de 2 082 800 tonnes en 2016 (soit une augmentation de 73,8 %, avec un taux de croissance annuel d'environ 7,4 %). En considérant uniquement la production d'espèces marines, la production en 2016 a été estimée à 1 616 041 tonnes (FAO, 2018a). En outre, les emplois directs et indirects générés par l'industrie aquacole régionale sont estimés à plus de 400 000. La croissance de la production aquacole a été principalement portée par l'augmentation de la production en Égypte et en Turquie. La France représente 1 % de la production totale (production de 16 400 tonnes).

Cette tendance à la hausse des espèces marines en Méditerranée et en mer Noire est principalement liée à l'essor de la production de bar européen (*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)) et de daurade royale (*Sparus aurata* Linnaeus, 1758), qui est passée d'environ 13 000 tonnes en 1991 à plus de 371 000 tonnes en 2016. Une telle augmentation a été rendue possible, entre autres, par l'amélioration de la technologie des cages flottantes en pisciculture. En effet, à partir du début des années 1990, le développement régulier des cages flottantes a conduit l'aquaculture à s'éloigner progressivement de la haute mer. En 2010, l'aquaculture marine en cages flottantes représentait plus de 80 % de la production totale des espèces marines d'élevage de poissons et constitue aujourd'hui le principal système de production du bar européen et de la daurade royale (FAO, 2018b). À la lumière des plans de développement de l'aquaculture dans la région méditerranéenne, en raison de l'augmentation constante de la demande de poissons et de fruits de mer, et des améliorations constantes des technologies d'élevage, cette tendance devrait se poursuivre, ce qui se traduit aussi par un besoin accru d'espace marin et côtier pour l'aquaculture.

La Corse est considérée comme la région française ayant le plus grand potentiel de croissance en matière de pisciculture marine. Les bonnes conditions naturelles (*e.g.*, long littoral, bonne qualité de l'eau) permettent de produire environ 1 000 tonnes de poissons par an, dont 90 % sont exportés au niveau national ou international (Mariojouis & Girard, 2020 ; Préfecture de Corse, 2015). L'aquaculture de Calvi est précisément décrite dans le chapitre II.



## 2.3. La pêche

La valeur économique de la pêche en mer Méditerranée dépasse les 3,4 milliards d'euros (Randone et al., 2017), avec environ 76 250 navires de pêche en 2019 (FAO, 2020), dont la plupart (environ 62 %) en Méditerranée orientale et centrale (FAO, 2018a). Environ 78 % des stocks de poissons de la Méditerranée sont actuellement pêchés à des niveaux non durables (Galli et al., 2015). Près de la moitié des captures sont constituées de petits pélagiques (*e.g.*, anchois, sardines, harengs), qui sont très vulnérables à l'augmentation des températures de l'eau de mer (Ali et al., 2022). Les pêcheries des pays du nord sont moins vulnérables car elles ont une plus grande capacité d'adaptation (c'est-à-dire plus d'actifs, de flexibilité, de potentiel d'apprentissage et d'organisation sociale), tandis que les pays du sud sont plus vulnérables (Ding et al., 2017). La réduction de la disponibilité du poisson a un impact direct sur le revenu des employés de l'industrie de la pêche (Lam et al., 2016 ; Tulone et al., 2020).

Les pêcheries côtières, qu'elles soient artisanales, récréatives, de subsistance ou une combinaison des deux, jouent un rôle socio-économique important dans l'ensemble des pays méditerranéens (Lloret et al. 2018). Dans l'Union Européenne (UE), les pêcheurs artisanaux des pêcheries côtières et artisanales fournissent un emploi direct à environ 100 000 personnes (environ 70 000 où 84 % des flottes des 25 États membres de l'UE peuvent être considérées comme des pêcheries côtières et artisanales). En raison de la nature à petite échelle des pêcheries côtières et artisanales (*e.g.*, biomasse prélevée moindre, impact plus faible sur les habitats, consommation annuelle de fioul moins importante, moins de prises accessoires et de rejets et moins de captures réduites en farine de poisson et en huile), elles sont souvent considérées comme ayant un impact écologique plus faible que les pêcheries à grande échelle (Lloret et al. 2018). Les pêches côtières subissent cependant actuellement un certain nombre de changements qui ont été beaucoup moins étudiés et gérés que ceux qui affectent les pêches semi-industrielles et industrielles.

En Europe, près de 9 millions de personnes pratiquent la pêche récréative, qui génèrent environ 6 milliards d'euros par an pour les économies régionales (Hyder et al., 2018). Plusieurs impacts environnementaux sont associés à la pêche récréative : impact sur les espèces vulnérables, perturbation des chaînes trophiques, stress des poissons liés à la remise à l'eau, introduction potentielle d'espèces exotiques utilisées comme appâts, impacts environnementaux potentiels liés au déploiement d'engins et aux pertes et abandons des engins de pêche, dommages aux habitats sensibles, etc. (Font & Lloret, 2014 ; Lloret et al., 2018).

En Méditerranée, la pêche récréative est particulièrement importante puisqu'elle représente plus de 10 % de la production totale de toutes les pêcheries, là où la pêche commerciale est principalement artisanale, à petite échelle et limitée aux zones côtières (Morales-Nin et al., 2005). Pourtant, dans de nombreuses régions, la pêche récréative constitue un biais dans l'évaluation des stocks et un obstacle à la gestion des pêcheries (Lloret et al., 2008 ; Pauly & Zeller, 2016), d'une part parce que la biomasse totale exacte

prélevée par la pêche récréative est inconnue, et d'autre part parce que cette activité représente une composante majeure des captures illégales, non déclarées et peu ou pas réglementées (Ben Lamine et al., 2018 ; Moutopoulos et al., 2013).

## 2.4. Le tourisme côtier

Grâce à la combinaison unique d'un climat doux, d'une histoire et d'un patrimoine culturel riches, d'importantes ressources naturelles et de la proximité des principaux marchés sources, la région méditerranéenne est devenue la première destination touristique au monde, avec environ 360 millions d'arrivées de touristes internationaux (ATI), soit environ 27 % du total des touristes mondiaux pour 2017 (Tovar-Sánchez et al., 2019 ; World Tourism Organization (UNWTO), 2019). Il est prévu que les ATI passent de 58 millions en 1970 à 500 millions d'ici à 2030 (UNWTO, 2019). Environ la moitié des arrivées de 2017 ont été enregistrées dans les zones côtières méditerranéennes, ce qui aggrave la concentration des pressions d'origine humaine sur ces zones, en particulier pendant la saison estivale.

En 2015, le tourisme soutenait 15 % de l'emploi total en Méditerranée (Randone et al., 2017). La France (86,9 millions d'ATI), l'Espagne (81,8 millions), l'Italie (58,3 millions) la Turquie (37,6 millions) et la Grèce (27,2 millions) sont les principales destinations touristiques (UNWTO, 2016), mais la plus forte croissance a été enregistrée en Turquie, en Croatie et en Albanie au cours de la période 1995-2015 (Ali et al., 2022). L'industrie du tourisme est vulnérable au changement climatique, en particulier dans les pays à faible revenu (Dogru et al., 2016, 2019). Le tourisme côtier dans la région méditerranéenne génère 300 milliards USD par an, suivi du tourisme marin (110 milliards USD) (Radhouane, 2013 ; Randone et al., 2017).

Le tourisme est un grand consommateur de ressources naturelles : l'eau - une ressource extrêmement limitée dans de nombreuses zones côtières méditerranéennes ; la nourriture - provoquant parfois une pression sur la production locale, entraînant une surpêche ; l'électricité et les installations de refroidissement/chauffage - faisant du tourisme un consommateur massif d'énergie. Le tourisme côtier génère de graves impacts environnementaux en accentuant la pollution des eaux marines et douces par le rejet accru d'eaux usées et l'élimination des déchets solides.

Le tourisme en Méditerranée dépend fortement des atouts naturels de la région, les services écosystémiques connexes représentant plus des deux tiers de la valeur totale des services écosystémiques en Méditerranée (PNUE/PAM, 2012). La majorité des services fournis par les écosystèmes marins sont exploités à des fins touristiques (BleuTourMed, 2018). L'offre et la demande touristiques ont tendance à se concentrer dans les zones côtières, ce qui entraîne des disparités territoriales entre les zones côtières densément occupées (recueillant la plupart des avantages économiques) et les arrière-pays où les activités touristiques sont moins développées. Le changement climatique pourrait toutefois créer des redéploiements des flux touristiques dans l'espace et dans le temps, remettant ainsi en cause la rentabilité des investissements lourds dans les zones côtières (tourisme balnéaire et estival).

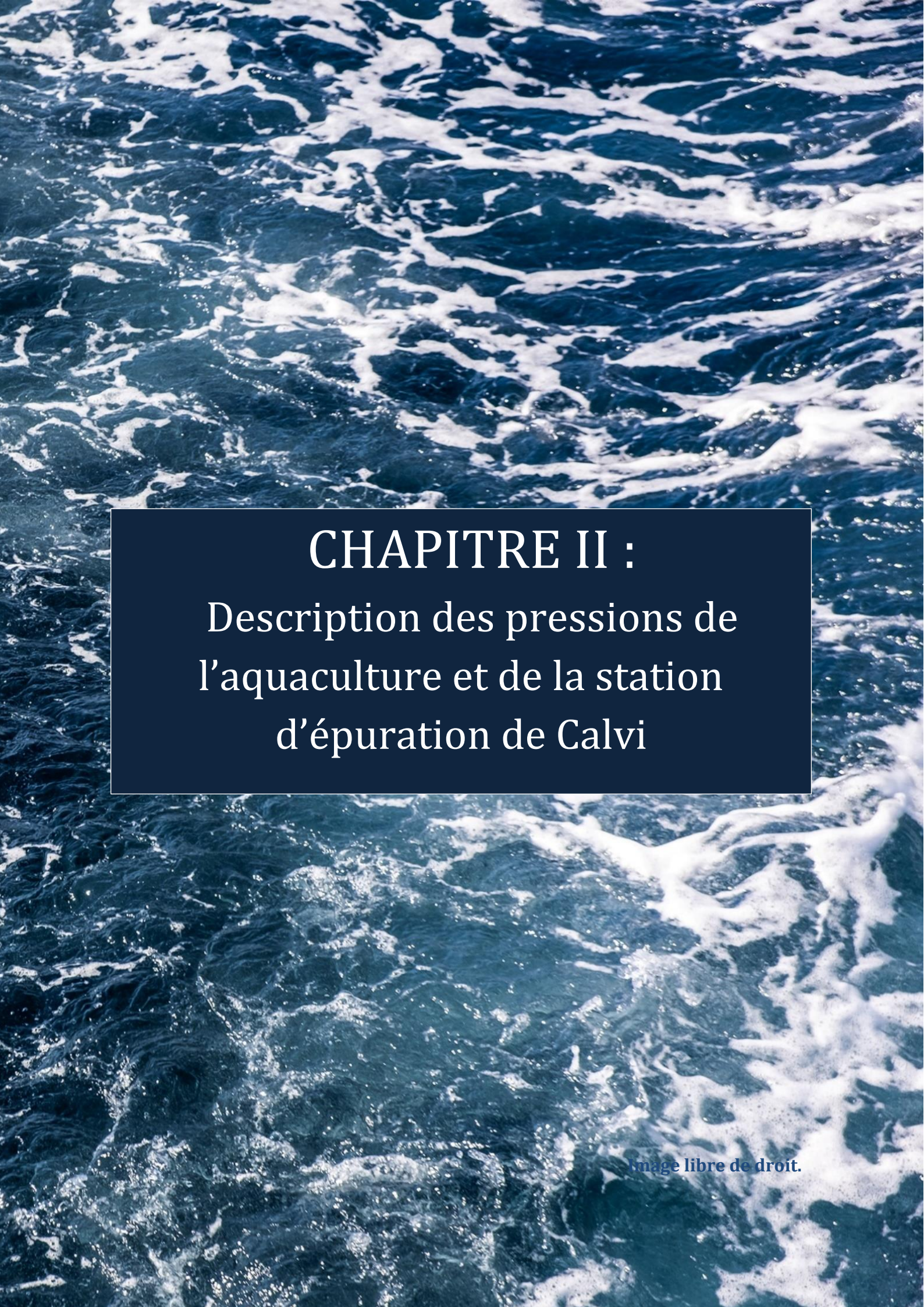
D'après l'état des lieux actuel du tourisme en Méditerranée (Plan Bleu, 2016), il est indiscutable que les pressions d'origine humaine menacent dramatiquement à la fois la durabilité environnementale et sociale des destinations ainsi que la viabilité économique du secteur. En particulier, les bénéfices du tourisme de masse pour les communautés locales sont très discutables : les grands opérateurs internationaux, fournissant à la fois la demande (groupes de touristes internationaux) et l'offre (stations balnéaires, croisières, etc.), sont en mesure d'extraire la majeure partie de la valeur économique générée. Malgré une prise de conscience croissante des risques sociétaux liés au développement du tourisme, les principes de durabilité ne sont pas encore largement appliqués dans la gestion des installations et des destinations (UNEP/MAP et Plan Bleu, 2020).

Les principales pressions exercées par le secteur du tourisme sur le milieu marin sont les déchets marins, l'occupation des terres côtières, la dégradation de l'habitat, les émissions atmosphériques, la consommation d'eau et la production d'eaux usées, parfois avec la proximité de zones naturelles sensibles.

En Corse, le tourisme est une part prépondérante de l'économie locale. En effet, la Corse est la région française où les dépenses des touristes ont le plus de poids dans l'économie. En 2011, les touristes ont dépensé 2,5 milliards d'euros sur l'île, soit 31 % du PIB régional, ce qui représente le record national. La même année, les emplois directement liés au tourisme représentaient 10,6 % de l'emploi régional, ce qui est environ 3 fois supérieure à la moyenne nationale (3,9 %). La fréquentation touristique de la Corse représente à elle seule 2 % de la fréquentation touristique méditerranéenne, soit quatre fois sa part en termes de population résidente, avec environ 35 millions de nuitées annuelles. Depuis quelques années, la fréquentation touristique plafonne en nombre de passagers comme en nuitées, malgré des évolutions marquées dans les flux de transport (*e.g.*, augmentation de la fréquence des vols, augmentation des destinations proposées, développement des compagnies *low cost*), au détriment du transport maritime. Toutefois, la distribution temporelle de la fréquentation touristique de l'île se transforme avec un allongement de la saison touristique. La période d'été, tout en restant à un niveau très élevé, concentre moins le flux de touristes qu'auparavant, au profit d'un plus grand étalement entre les vacances de Pâques et celles de la Toussaint (Insee, 2015).

La plongée sous-marine est une forme de tourisme spécifique et concerne aujourd'hui 28 millions de plongeurs actifs (Gössling et al., 2018). Les destinations de tourisme de masse, comme la Corse, ont développé leur offre d'activités marines ces dernières années, la plongée sous-marine en étant un bon exemple (Albayrak et al., 2021 ; Hillmer-Pegram, 2014). Rouanet et al., (2017) ont estimé à environ 350 000 le nombre de plongeurs en France, dont 70 000 plongeurs réparties dans les départements littoraux méditerranéens (64 % en région PACA, 24 % en Occitanie et 12 % en Corse). En revanche, aucune estimation du nombre de plongeurs étrangers venant plonger en France n'a été réalisée. Les estimations de l'activité économique relative à la plongée révèlent que la Corse génère 4 à 6 millions d'euros, ce qui représente 7,5 à 9 % du chiffre d'affaires généré au niveau national (Rouanet et al., 2017). La Corse représente 3,3 % des structures de plongée sous-marine exerçant une activité dans les départements méditerranéens français en 2015,

avec un total de 75 structures recensées. La ville de Calvi compte 5 structures commerciales de plongée, ainsi que deux structures particulières qui proposent aussi de la plongée loisir sans que ce ne soit leur activité principale (la station de recherche océanographique STARESO et la Légion Etrangère (2ème REP) de Calvi).



## CHAPITRE II :

Description des pressions de  
l'aquaculture et de la station  
d'épuration de Calvi

Image libre de droit.



# Chapitre II : Description des pressions de l'aquaculture et de la station d'épuration de Calvi

**L'aquaculture et l'émissaire de la station d'épuration de Calvi ont-ils un impact sur les paramètres biologiques et physico-chimiques de la colonne d'eau ?**

## 1. Introduction

Le changement climatique est l'une des menaces majeures des écosystèmes marins. La mer Méditerranée subit fortement les effets du changement climatique et a été reconnue comme l'une des régions les plus touchées par ce dernier, c'est pourquoi elle a été désignée comme l'un des points chauds du changement climatique (*hot spot*) (Adloff et al., 2015 ; Lejeusne et al., 2010). Les impacts du changement climatique sur les ressources marines sont variés et induisent un large éventail d'impacts sur la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes ainsi que sur les services écosystémiques associés. Néanmoins, le changement climatique n'est pas le seul facteur induit par les activités humaines qui agit sur les communautés de Mer Méditerranée. En effet, les menaces anthropiques pour la diversité marine sont diverses et s'étendent des zones côtières à la haute mer. Les plus importantes menaces actuelles pour la biodiversité sont la dégradation des habitats, la pollution et l'exploitation des ressources marines qui se concentrent principalement sur les zones côtières et le plateau continental (Danovaro, 2003 ; Micheli et al., 2013 ; Stergiou et al., 2009 ; Tsounis et al., 2007).

Les zones côtières comprennent une grande diversité d'écosystèmes (*e.g.*, récifs biogéniques, zones subtidales sableuses et rocheuses, herbiers de magnoliophytes) qui fournissent de multiples services écosystémiques et ont une grande valeur écologique et économique (Barbier et al., 2011 ; Costanza et al., 1997 ; Wilson et al., 2005). Cependant, les écosystèmes côtiers sont, dans certaines zones, fortement touchés par la pollution. En effet, les activités anthropiques introduisent des milliers de substances et/ou de matériaux (contaminants) dans l'environnement marin qui, au-delà de certains seuils, peuvent avoir des effets négatifs (polluants) sur les communautés et le fonctionnement de ces écosystèmes (Beiras, 2018). Les polluants proviennent d'un grand nombre d'activités humaines (*e.g.*, agriculture, élevage, aquaculture, pêche, développement industriel, loisirs) et peuvent être de nature variée telle que : chimique (*e.g.*, nutriments, biocides, métaux, pétrole, produit pharmaceutique), physique (*e.g.*, structures artificielles, température, bruit) ou biologique (*e.g.*, espèces non indigènes introduites). Les polluants peuvent être introduits dans les zones côtières marines directement sous

forme de rejets ou de déchets solides provenant des activités terrestres ou marines, par le ruissellement des rivières ou via les dépôts atmosphériques (Cabral et al., 2019 ; Wilhelmsson et al., 2013). En plus de la dynamique induite par le changement climatique, les environnements côtiers cumulent donc des pressions anthropiques locales qui peuvent générer des effets antagonistes, additifs ou synergiques (Folt et al., 1999).

Par exemple, certaines études ont montré une croissance accélérée de certaines macroalgues filamenteuses en raison de la combinaison de l'acidification et de l'eutrophisation (Falkenberg et al., 2013 ; Russell et al., 2009). Des expériences en laboratoire ont montré que l'effet synergique était 34 % plus important que l'effet additif combiné de chaque facteur individuel (Russell et al., 2009). Dans certaines lagunes et zones côtières, les changements observés dans la communauté phytoplanctonique qui résultent du réchauffement et de la stratification de la colonne d'eau, sont renforcés par l'effet synergique de la pollution par les nutriments, conduisant au développement de grandes efflorescences d'algues nuisibles (*Harmful Algal Bloom*, en anglais) de cyanobactéries toxiques (Paerl et al., 2014 ; Paerl et Scott, 2010 ; Wells et al., 2020) ou de dinoflagellés mixotrophes toxiques (Glibert, 2020 ; Wang et al., 2018). Les impacts observés sur la santé humaine, le fonctionnement et les services des écosystèmes devraient s'aggraver avec l'expansion de ces efflorescences (Anderson, 2012 ; Gobler, 2020). Une autre étude a montré que l'effet synergique de l'augmentation de la température et de l'eutrophisation impactait également la communauté des brouteurs par la perte de certains prédateurs (White et al., 2018), soulignant que l'ensemble du réseau trophique marin pouvait être impacté par le changement climatique et une pression anthropique locale.

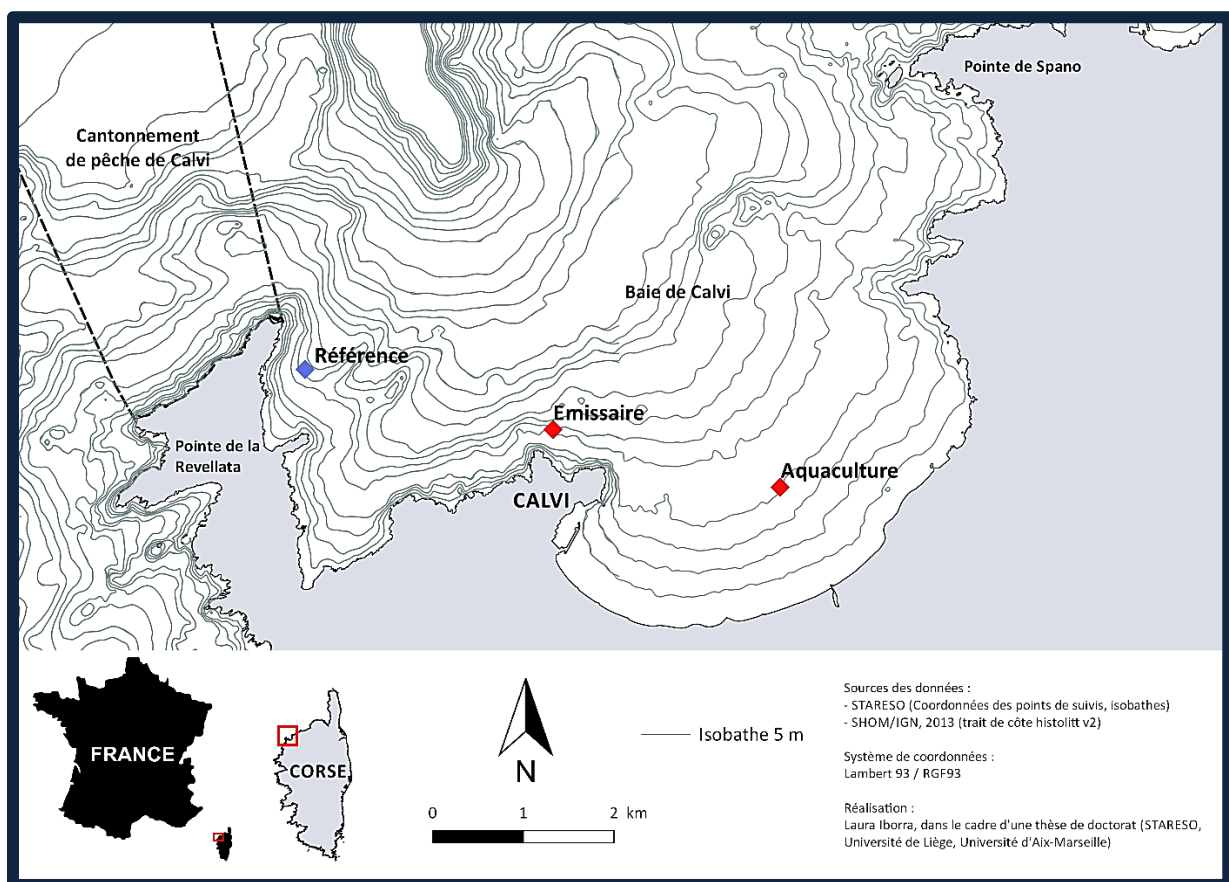
Pour guider l'élaboration des politiques, il est essentiel de comprendre et prédire les effets du changement climatique global combinés aux facteurs de stress et de perturbations liés aux activités anthropiques locales (Côté, Darling, & Brown, 2016 ; Crain, Kroeker, & Halpern, 2008 ; García Molinos & Donohue, 2010 ; Gunderson, Armstrong, & Stillman, 2016 ; Halpern et al., 2008 see White et al 2018). Afin de détecter les impacts et de prioriser les politiques de décisions, il est en premier lieu important d'avoir une connaissance précise des impacts anthropiques locaux. Afin de contribuer à ce travail, nous avons étudiés les paramètres biologiques et physico-chimiques (Température, Oxygène, Salinité, Nutriments et Chlorophylle *a* comme proxy de la biomasse phytoplanctonique) de la colonne d'eau de deux sites soumis à des pressions anthropiques : l'aquaculture de Spano (Calvi, France) et l'émissaire de la station d'épuration de Calvi. L'objectif de cette étude est (i) de caractériser les pressions étudiées (ii) de déterminer si ces pressions locales ont une influence sur la colonne d'eau, malgré leur petite dimension et (iii) de déterminer si la perturbation est uniforme sur toute la colonne d'eau.



## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Sites d'échantillonnage

Dans le cadre du projet STARECAPMED, les effets du changement climatique et des pressions anthropiques locales sont suivis depuis 2012 dans la baie de Calvi située sur la côte nord-ouest de la Corse, en France. À cet effet, plusieurs stations côtières sont échantillonnées de façon hebdomadaire de mars à octobre et de façon bimensuelle de novembre à février. Dans le cadre de ce travail de doctorat, nous nous sommes intéressés à trois d'entre elles : la station de l'aquaculture, la station de l'émissaire et une station de référence (échantillonnée depuis 2016) (Figure 6).



**Figure 6** : Cartographie du site d'étude et des points d'échantillonnage (en rouge, les points de pression, en bleu le point de référence).

Le site de référence (appelé DCE dans la suite de l'étude) est situé sur l'isobathe des 40 m et est considéré comme une référence grâce à son bon état écologique et l'absence de pression anthropique à proximité (Gobert et al., 2009 ; Gobert & Richir, 2019 ; Goffart et al., 2002 ; Jousseau et al., 2013). Cette station est échantillonnée afin de discriminer les effets des activités anthropiques locales sur la colonne d'eau de ceux liés au changement climatique.

### 2.1.1. Présentation de la station d'épuration de Calvi

La station d'épuration (STEP) de Calvi, construite en 1995 et gérée par Veolia, est un centre souterrain de traitement des eaux usées urbaines, situé sous la citadelle de Calvi. Les eaux usées de plusieurs communes sont traitées dans cette STEP : Calvi, Calenzana, Lumio (hors Marine de Sant Ambroggio). L'assainissement des agglomérations a pour but d'assurer la collecte, le transit, au besoin la rétention de l'ensemble des eaux, pluviales et usées, et de procéder aux traitements avant leur éventuelle réutilisation ou rejet dans le milieu naturel par des modes compatibles avec les exigences de santé publique et de respect de l'environnement (Bourrier et al., 2010).

Les deux principaux systèmes de collecte utilisés en assainissement sont des systèmes à fonctionnement continu :

- le système unitaire qui reçoit dans les mêmes canalisations les eaux usées et les eaux pluviales ;
- le système séparatif comportant deux réseaux de canalisations différents, l'un pour les eaux pluviales de dimensions comparables à celles d'un réseau unitaire et l'autre pour les eaux usées domestiques, de dimensions plus réduites.

Les réseaux unitaires sont équipés de déversoirs d'orage, conduisant au rejet direct en milieu récepteur (rivières, mers ou estuaires) d'une partie du débit par temps de pluie. Seule une partie plus ou moins importante du flux contaminé atteint alors la station d'épuration. Ce rejet contaminant en milieu récepteur par temps de pluie constitue, avec le mauvais autocurage des canalisations par temps sec, les deux inconvénients principaux des réseaux unitaires (Alvarez et al., 1999 ; Chiban, 2013 ; Sanchez et al., 1998). Les inconvénients principaux du système séparatif sont le coût et la difficulté de séparation des eaux résiduaires des eaux de pluie et des eaux parasites.

Concernant la STEP de Calvi, le réseau est constitué théoriquement à 95 % d'un réseau de type séparatif et à 5 % d'un réseau de type unitaire. Cependant, dans la pratique le réseau de type séparatif fonctionne mal, ce qui implique de fortes entrées d'eaux pluviales et parasites qui pénètrent les réseaux d'assainissement (com. pers.). Cela pose alors des soucis pour le traitement des eaux lors des gros épisodes pluvieux. Le transport des effluents est réalisé par voie gravitaire (pas de pompe de relevage) jusqu'à la STEP. Afin d'évaluer la capacité des stations d'épuration et pour permettre d'associer une population équivalente aux masses de polluants journaliers provenant de ces différentes catégories des eaux usées, la notion d'équivalent habitant (eh) est utilisée. La station d'épuration de Calvi est dimensionnée pour 60 000 eh, ce qui correspond à un débit nominal de  $9000 \text{ m}^3 \cdot \text{jour}^{-1}$ . En réalité, la station n'atteint pas encore sa capacité maximale avec un débit moyen en hiver (hors pluie) d'environ  $1100\text{-}1200 \text{ m}^3 \cdot \text{jour}^{-1}$  et en été (durant le pic estival entre le 14 juillet et le 15 août), un débit moyen d'environ  $4000 \text{ m}^3 \cdot \text{jour}^{-1}$ .

Le traitement des eaux usées se décompose en plusieurs phases (Figure 7) :

- Le prétraitement a pour objectif d'éliminer les plus gros déchets et les éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures du traitement. Il consiste, d'une part, à un dégrillage permettant l'élimination des macrodéchets grâce à la présence de deux dégrilleurs qui retiennent ces déchets ; d'autre part, au dessablage et déshuilage des eaux usées. Le dessablage se fait grâce à la décantation naturelle

des plus grosses particules, qui viennent se déposer au fond des cuves et sont ensuite aspirées par des pompes. Concernant le déshuilage, des Aéroflo® sont utilisés pour accélérer la flottaison des particules de graisse. Ces turbines de déshuilage diffusent de l'air dans le milieu liquide sous forme de fines bulles qui se fixent sur les particules de graisse hydrophobes. Celles-ci flottent alors à la surface puis sont raclées mécaniquement par une écumeuse rotative munie de barettes en caoutchouc. L'ensemble des composants issus du prétraitement (gros déchets, sable grossier et graisses) sont exportés en déchetterie.

- Le traitement primaire est un procédé physico-chimique permettant de séparer les particules solides dont la vitesse de sédimentation très faible ne permet pas une sédimentation naturelle dans un bassin de décantation. Pour ce faire, les procédés chimiques mis en œuvre consistent à alourdir les particules en suspension en utilisant des techniques de coagulation et floculation, par ajout de chlorure ferrique et polymères anioniques, afin d'éliminer ensuite les matières en suspension (MES) par décantation grâce à deux décanteurs lamellaires.

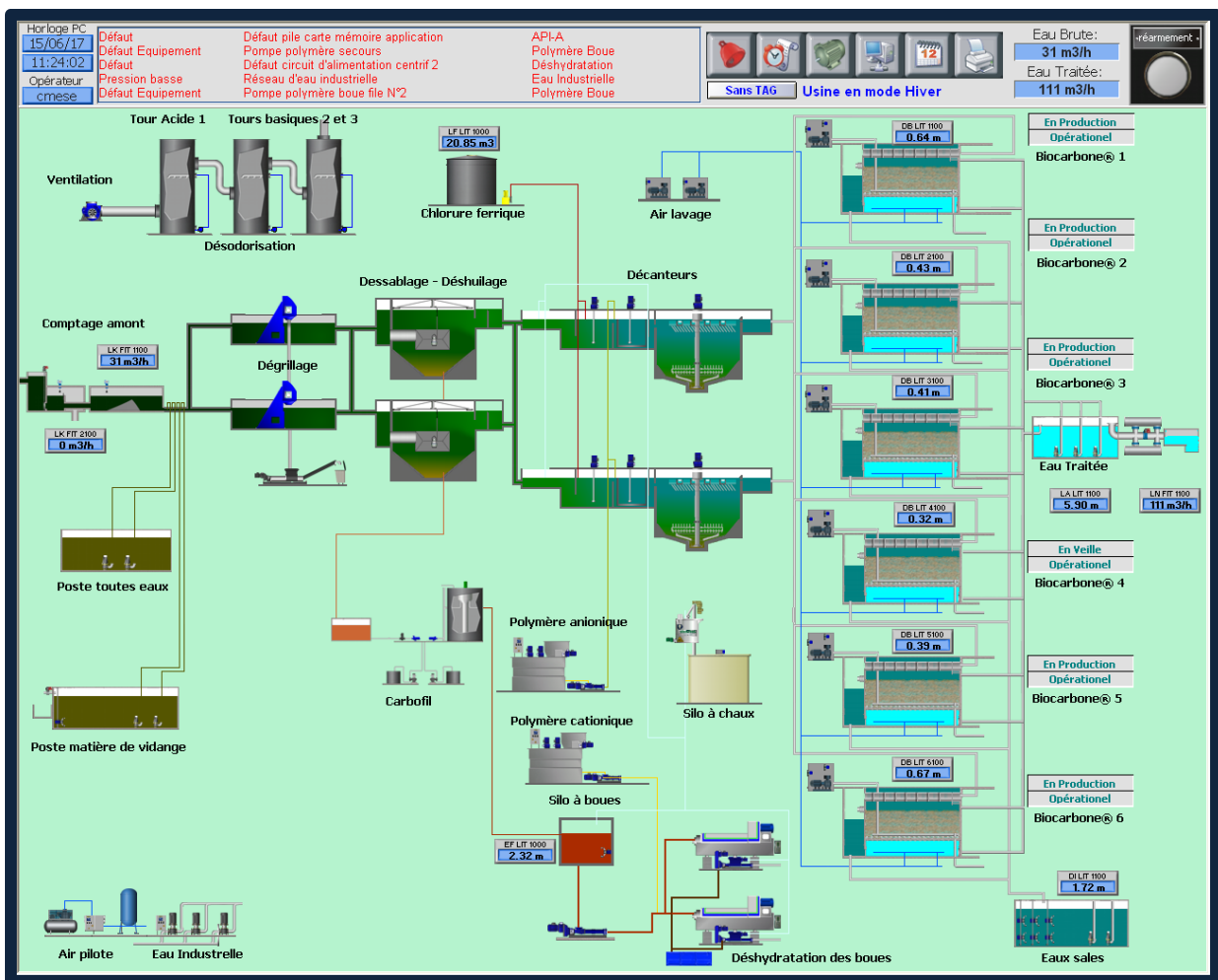
Le prétraitement et le traitement primaire sont d'importance capitale puisque les eaux usées peuvent contenir des métaux et des polluants généralement attachés aux particules solides. Ainsi, le traitement primaire peut réduire considérablement l'impact écotoxique du rejet (Abessa et al., 2005). À l'issue de ces procédés, des boues sont extraites des décanteurs afin de procéder à une opération de déshydratation pour faire passer la boue encore liquide à l'état pâteux. Le procédé de déshydratation est une décantation accélérée des MES des boues sous l'effet de la force centrifuge. Une partie de la phase liquide est séparée de la phase solide présente dans les boues, de manière à pouvoir en réduire le volume et ainsi pouvoir les valoriser. Les boues sont ensuite exportées à Corte (Corse) et récupérées par la société Lombricorse® pour une revalorisation par co-compostage avec des déchets verts.

- Le traitement secondaire ou traitement biologique a été mis en place depuis fin 2011 à la STEP de Calvi. Il repose sur une filtration biologique par le biais de six Biocarbone® (biofiltres) : l'effluent sortant du traitement primaire transite au travers d'un média (le Biodagène®) servant de support à une biomasse épuratrice (bactéries). La biomasse se développe sur le support en consommant le substrat carboné contenu dans l'eau à traiter. L'oxygène nécessaire à ce développement est fourni au moyen d'une centrale de production d'air surpressé et de rampes de diffusions situées en fond de filtre. Le fluide traverse le filtre de manière « descendante ». Au fond du filtre, un plancher filtrant constitué de dalles spéciales en béton équipées de crépines permet de retenir le matériau dans le filtre. Une couche de gravier est également mise en place pour assurer cette rétention. Au fur et à mesure du développement de la biomasse, le filtre « s'encrasse » et atteint un degré de colmatage synonyme d'une production de biomasse en excès à évacuer, nécessitant alors un lavage du filtre. Ce lavage consiste en une alternance de phases de nettoyage à l'eau et à l'air. Lors de ce procédé, qui peut avoir lieu plusieurs fois par jour, les rejets par l'émissaire en mer sont momentanément

stoppés ce qui explique que les diffuseurs de l'émissaire ne produisent pas de rejets en continu.

- Un traitement tertiaire existe dans certaines STEP comprenant une phase de désinfection (par chlore ou par UV), une phase d'élimination poussée des éléments traces métalliques et métalloïdes ou encore une phase permettant d'éliminer davantage encore les nutriments (azote et phosphore) afin de limiter l'eutrophisation du milieu récepteur des eaux traitées. Ce type de traitement n'est cependant pas présent sur la STEP de Calvi.

Du fait de la localisation de la STEP de Calvi, enterrée sous la citadelle de Calvi, les bruits et les odeurs issues du fonctionnement de la STEP doivent être particulièrement contrôlés. Pour ce faire, la STEP de Calvi dispose de trois tours de désodorisation permettant d'éliminer les composés azotés (ammoniac).

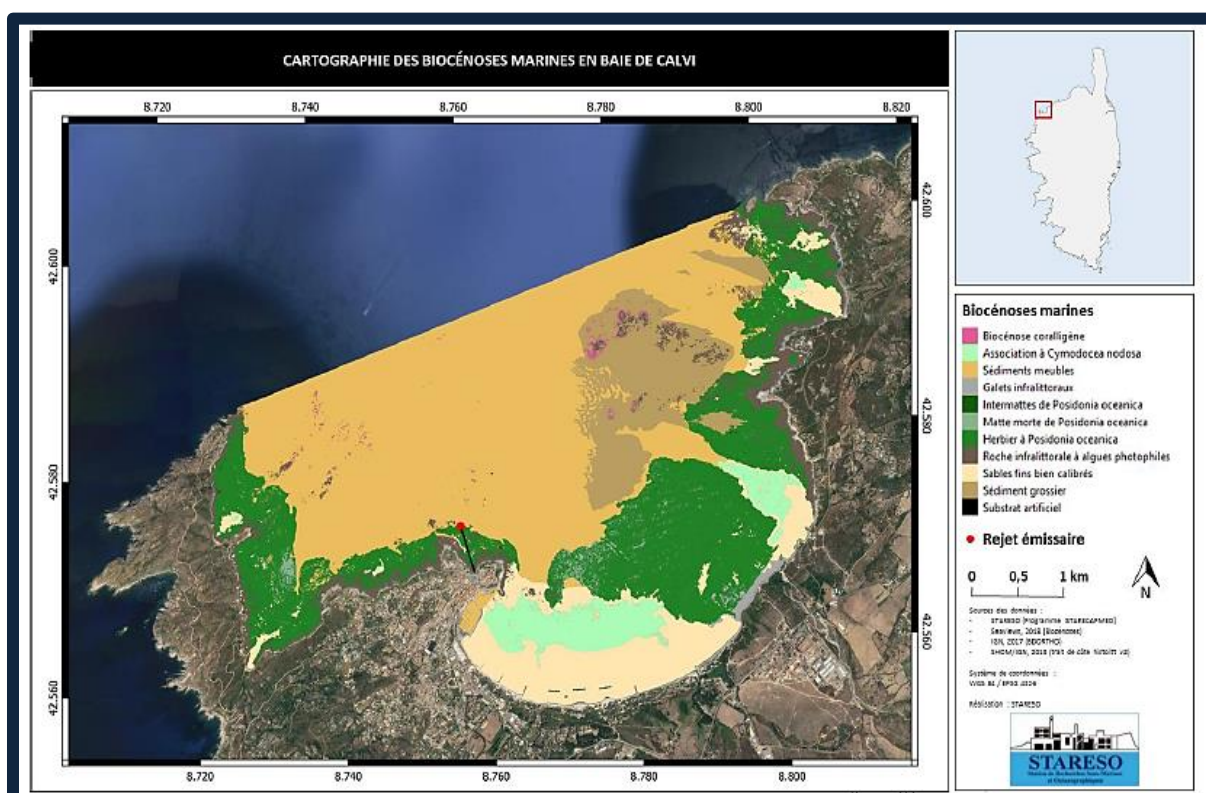


**Figure 7 :** Schéma du fonctionnement général de la station d'épuration de Calvi (d'après Veolia, 2022).

Suite aux différents processus de traitement des eaux usées, les eaux sont ensuite rejetées en mer par le biais d'un émissaire marin. L'émissaire marin (Figure 8) est un long pipeline de 507 m qui transporte les eaux traitées et les diffuse dans la zone côtière par un diffuseur équipé de trois ports. L'émissaire se situe en limite inférieure d'un herbier

de Posidonie (*Posidonia oceanica*) présentant une faible densité aux abords de l'émissaire, avec des tâches de sable.

La sortie de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi est localisée à environ 200 m de la côte, elle comporte trois diffuseurs (dont deux en activité au moment de l'étude) situés à une profondeur de 34 m et 33 m. La station d'épuration de Calvi est dimensionnée pour un traitement des eaux usées équivalent à 60 000 habitants tandis que 9 425 habitants sont des résidents à l'année sur les communes de Calvi, Calenzana et Lumio dont la STEP de Calvi reçoit les eaux usées (INSEE, 2022) et environ 60 000 habitants durant la saison estivale (Couture, 2013).



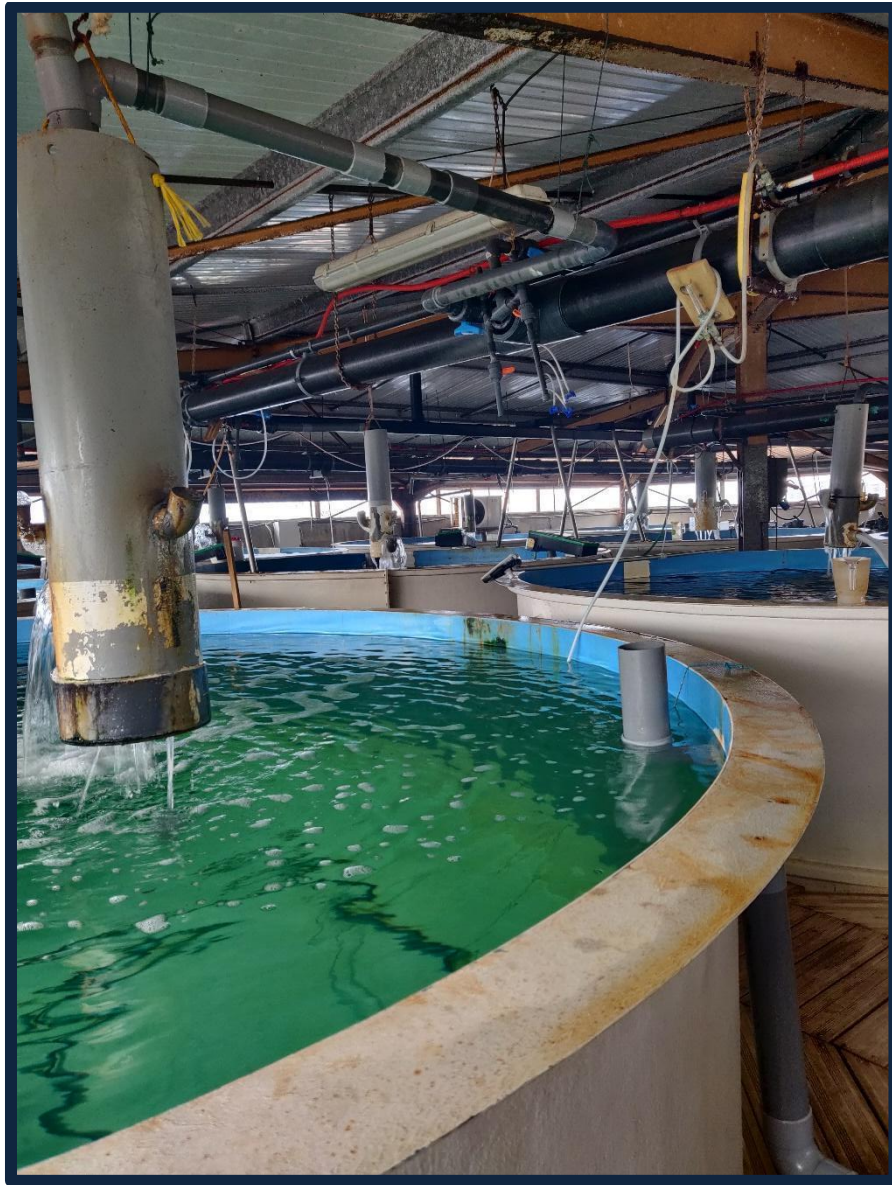
**Figure 8** : Cartographie illustrant la localisation de l'émissaire en mer de la STEP de Calvi et les biocénoses marines de la baie de Calvi (d'après Fontaine et al., 2022).

### 2.1.2. Présentation de la ferme aquacole de Spano

La ferme marine de Spano a été fondée en 1993 et est située à environ 2 km de la côte sur 22 m de profondeur. L'aquaculture comporte 12 cages représentant un volume total de 800 m<sup>3</sup> produisant environ 10 t.an<sup>-1</sup> de loup (*Dicentrarchus labrax*). Des daurades royales (*Sparus aurata*) sont également en phase de production mais n'ont pas encore été commercialisées.

En 1994, l'écloserie de la Ferme Aquacole Corse est reprise par les fondateurs de la ferme marine de Spano avec des infrastructures à terre (dans la baie de Calvi) et est intégrée dans la société ferme marine de Spano. L'écloserie permet de gérer tout le cycle de vie des poissons élevés, grâce à la ponte de géniteurs sélectionnés, la phase larvaire, le

prégrossissement et la production d'alevins. La température définit les différents cycles de production et est contrôlée et gérée tout au long du processus grâce à des infrastructures et des bassins, alimentés en eau de mer pompée dans la baie de Calvi (Figure 9). Lorsque les alevins atteignent une taille suffisante, ils sont alors déplacés dans les cages flottantes en baie de Calvi (Figure 10).



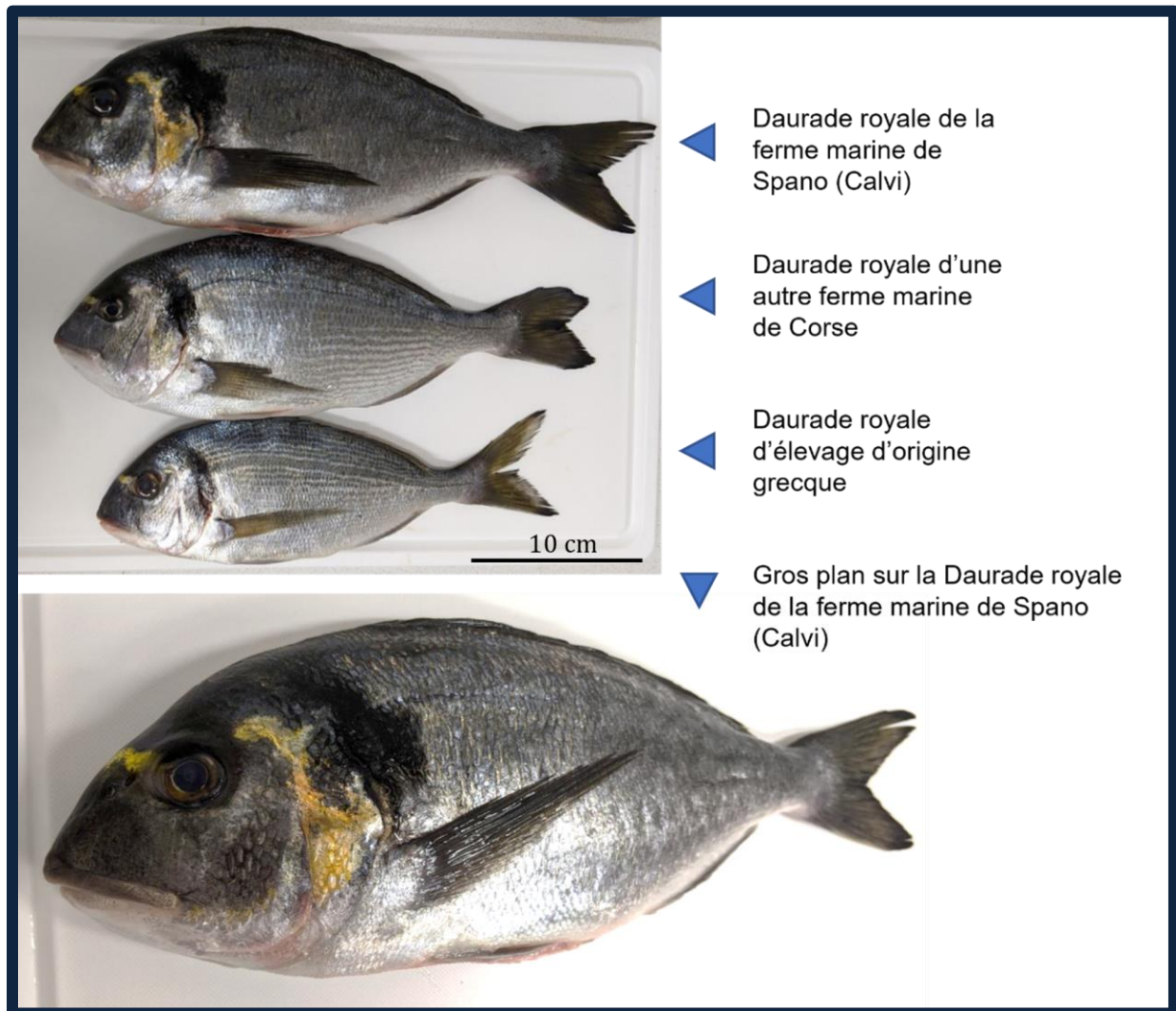
**Figure 9** : Les différents bassins de production de l'écloserie de la ferme marine de Spano. Crédit photo : Laura Iborra.



**Figure 10** : Les loups (*Dicentrarchus labrax*) dans les cages flottantes de la ferme marine de Spano en baie de Calvi (Corse). Crédit photo : Ludovic Antonini.

En 1996, le Syndicat des aquaculteurs corses (Mare & Stagni) est créé avec pour objectifs d'appuyer le développement durable de la filière à partir du savoir-faire des producteurs, de valoriser cette image, et de se démarquer de la concurrence en apportant une attention particulière à la qualité de la production, au respect du bien-être animal et à la préservation de l'environnement. Entre 1996 et 2003, les aquaculteurs corses ont eu à faire face à une importante chute des cours du marché des poissons en raison des prix particulièrement bas des poissons d'importation. En effet, le prix moyen d'origine grecque ou turque est passé de 9 à 3 €.kg<sup>-1</sup> pour le loup (*Dicentrarchus labrax*) et de 6 à 2,5 €.kg<sup>-1</sup> pour le prix de la daurade royale (*Sparus aurata*) (Mare & Stagni, 2021). À partir de 2004, le cours des poissons augmente à nouveau et se stabilise mais reste inférieur aux coûts de production des pisciculteurs corses (Mare & Stagni, 2021). En réponse à ces problématiques, le syndicat des aquaculteurs corses met alors en place une démarche qualité concertée entre tous les producteurs pour se démarquer de la concurrence. Cela se traduit par la création d'un poste pour un ingénieur qualité et une prise de contact avec l'Institut National de l'Origine et de la Qualité (INAO). L'INAO est un établissement public administratif, sous tutelle du ministère de l'Agriculture, chargé de la mise en œuvre de la politique française relative aux signes officiels d'identification de la qualité et de l'origine des produits agricoles et agroalimentaires. La rédaction du cahier des charges pour le label Label Rouge est alors initiée et le label est finalement homologué en 2011. Ce cahier des charges précise notamment une densité maximale des poissons de 20 kg.m<sup>-3</sup> à la ferme aquacole de Calvi, supprime toute utilisation d'antibiotiques ou de pesticides et définit le nourrissage (par aliment inerte) en fonction d'un barème qui varie en fonction de la taille des poissons et de la température de l'eau. De plus, la ferme marine de Spano bénéficie depuis 2018 du label Agriculture Biologique. En 2021, une demande de reconnaissance de l'Indication Géographique Protégée (IGP) a été déposée et est en cours d'instruction. Le Syndicat des Aquaculteurs Corses organise tous les deux ans des analyses

sensorielles à Corsic'Agropole sur les poissons d'élevage Label Rouge corses afin de tester l'apparence, la texture de la chair et le goût des poissons d'élevages corses comparativement à des poissons d'élevage d'origine grecque ou Turque (Figure 11).



**Figure 11** : Individus de daurade royale (*Sparus aurata*) d'élevage, de provenances différentes, testés lors de l'analyse sensorielle effectuée le 20 et 21 avril 2022 à Corsic'Agropole. Crédit photo : Laura Iborra.

## 2.2. Techniques d'échantillonnage

Pour l'ensemble des mesures physico-chimiques et biologiques étudiées ici, les stations ont été échantillonnées de manière hebdomadaire de mars à octobre et de manière bimensuelle de novembre à février. Les mesures sur le site de contrôle n'ayant débuté qu'en juin 2016, l'étude porte sur les données récoltées de juin 2016 à juin 2021 pour les variables température et oxygène. Pour les nutriments, les données s'étendent de janvier 2012 à février 2022.



### 2.2.1. Température et oxygène

À chaque station, des profils verticaux sont réalisés le long de la colonne d'eau grâce à une sonde "Conductivity-Temperature-Depth" (CTD) YSI EXO1 possédant un capteur d'oxygène dissous intégré, utilisée de 2016 à février 2020. Depuis février 2020, la sonde YSI EXO2 avec les mêmes types de capteurs a été utilisée pour les mesures. Les données sont acquises toutes les 0,5 secondes tout au long de la descente et de la remontée de la sonde, de la surface jusqu'au maximum de profondeur de chaque site.

### 2.2.2. Nutriments et chlorophylle *a*

Des échantillons d'eau ont également été prélevés en subsurface de chaque station à l'aide d'une bouteille Niskin de 2,5 L pour mesurer les concentrations de nutriments et les concentrations de chlorophylle *a*- indicateur de la biomasse du phytoplancton (Severin et al., 2014). En complément, des échantillons d'eau ont également été prélevés à 10 m et 20 m pour l'aquaculture et à 10 m, 20 m et 30 m pour la STEP.

Les échantillons pour les Nitrite, Nitrate, Ammonium, Phosphate et Silicates ont été conservés en duplicat dans des flacons en polyéthylène de 20 mL et ont été immédiatement congelés à -20°C jusqu'à analyse. Les échantillons ont ensuite été analysés par colorimétrie sur un Technicon AutoAnalyser II (SEAL Analytical, Inc.) selon Tréguer & Le Corre (1975) de 2012 à 2015 inclus et avec un SAN-Skalar (Grasshoff et al., 2009 ; Strickland & Parsons, 1977) de 2015 à 2021.

Pour la chlorophylle *a* (notée Chla ci-après), un litre d'échantillon a été immédiatement filtré sur un filtre en fibre de verre (Whatman GF/F 25 mm) à l'abri de la lumière et conservé à -20°C jusqu'à analyse. Les échantillons ont ensuite été analysés par HPLC après extraction dans du méthanol à 90 % (Zapata et al., 2000).

## 2.3. Analyse de données

Les analyses de données ont été conduites avec plusieurs packages du logiciel R (R Core Team, 2020).

Pour chaque paramètre, les différentes mesures ont été agrégées par mois. Dans les cas où cela était nécessaire, les variables (Y) ont été transformées selon la transformation de Box-Cox afin de valider les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité de la variance des résidus pour les modèles paramétriques (Box & Cox, 1964).

Pour chaque site, et chacune des variables, les différentes séries temporelles ont été décomposées selon la méthode STL en trois composantes (fonction `stl` du package R intitulé `ffp3`) (Hyndman, 2021) :

- la composante de tendance représente l'évolution lissée de la variable étudiée et traduit l'aspect général de la série temporelle ;
- la composante saisonnière représente les variations périodiques, ici la périodicité choisie est une périodicité annuelle, car les variations saisonnières sont liées au rythme imposé par les saisons météorologiques ;

- la composante résiduelle comprend le bruit/les résidus qui sont des variations de faible intensité et de courte durée, de nature aléatoire et pas complètement explicables.

Les variations des différents profils temporels entre les sites (site de référence DCE, AQUACULTURE, STEP) et entre les différentes profondeurs ont été étudiées grâce à des modèles additifs généralisés (GAM). Le GAM est une généralisation du modèle linéaire généralisé (GLM). Ce modèle utilise plusieurs techniques de régression pour explorer les relations entre les variables réponses (nutriments, Chl $a$ , température, oxygène) et les variables prédictives (sites, profondeur, temps). L'avantage du GAM réside dans le fait qu'il n'est pas nécessaire de faire une hypothèse préalable sur la forme fonctionnelle reliant les deux ensembles de variables car ces relations sont modélisées par des fonctions lissées (smooth). Le modèle GAM a été appliqué avec une distribution gaussienne avec une fonction de lien d'identité (Wood, 2017).

La formulation des modèles, pour chaque variable, a été effectuée grâce à l'analyse des résidus du modèle, soit en appliquant le modèle sur les données transformées (après transformation BoX-Cox) ou sur les valeurs non transformées en fonction des besoins. Lorsqu'un effet de la saisonnalité est identifié (test d'autocorrélation) alors le GAM a été appliqué sur la variable sans saisonnalité (effet de la saisonnalité supprimé, il reste alors la tendance et le bruit résiduel). Lorsqu'il n'y a pas de saisonnalité identifiée alors le GAM est appliqué sur la valeur transformée (BoxCox). Enfin, lorsque le GAM indique un effet du temps non significatif alors le modèle est simplifié et une régression linéaire est appliquée à la place du GAM. Enfin, si l'ensemble de ces procédés ne permet pas de valider les hypothèses de validité des modèles alors un test de Friedman a été utilisé à la place.

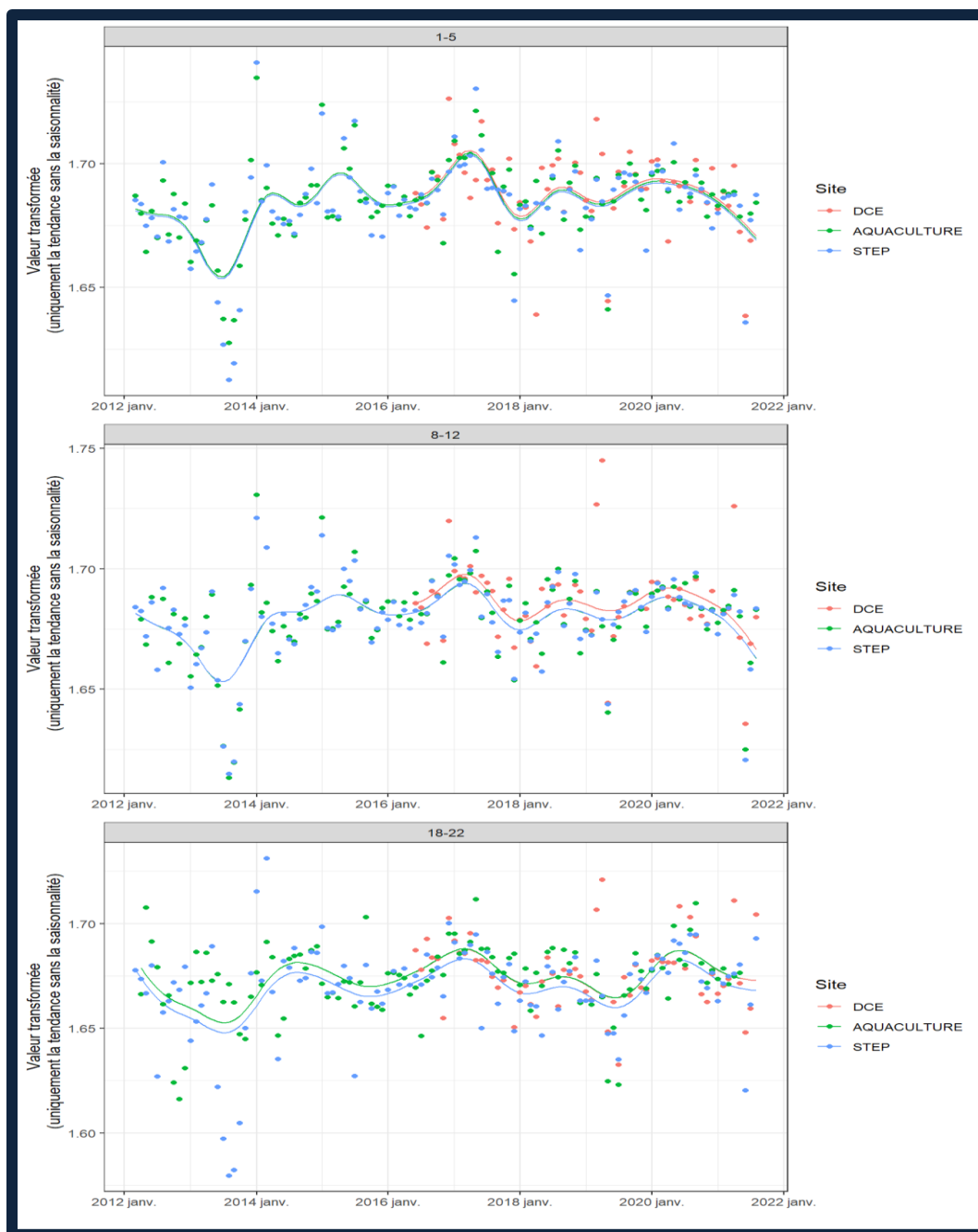
Une ANOVA a ensuite été réalisée pour tester la significativité des effets observés avec le GAM. Lorsque des effets significatifs ont été identifiés, des tests de contrastes ont été réalisés afin de visualiser les différences inter-sites grâce au package 'model based' et la fonction "estimate\_contrasts()" (Madowski et al., 2020).

Pour les variables mesurées par la sonde, les séries temporelles étant mesurées en continu au cours de la descente de la sonde, trois classes de profondeurs ont été choisies afin de pouvoir mieux visualiser les données. Elles ont été obtenues en moyennant les valeurs entre 1 et 5 m, 8 et 12 m et 18 et 22 m.

## **3. Résultats**

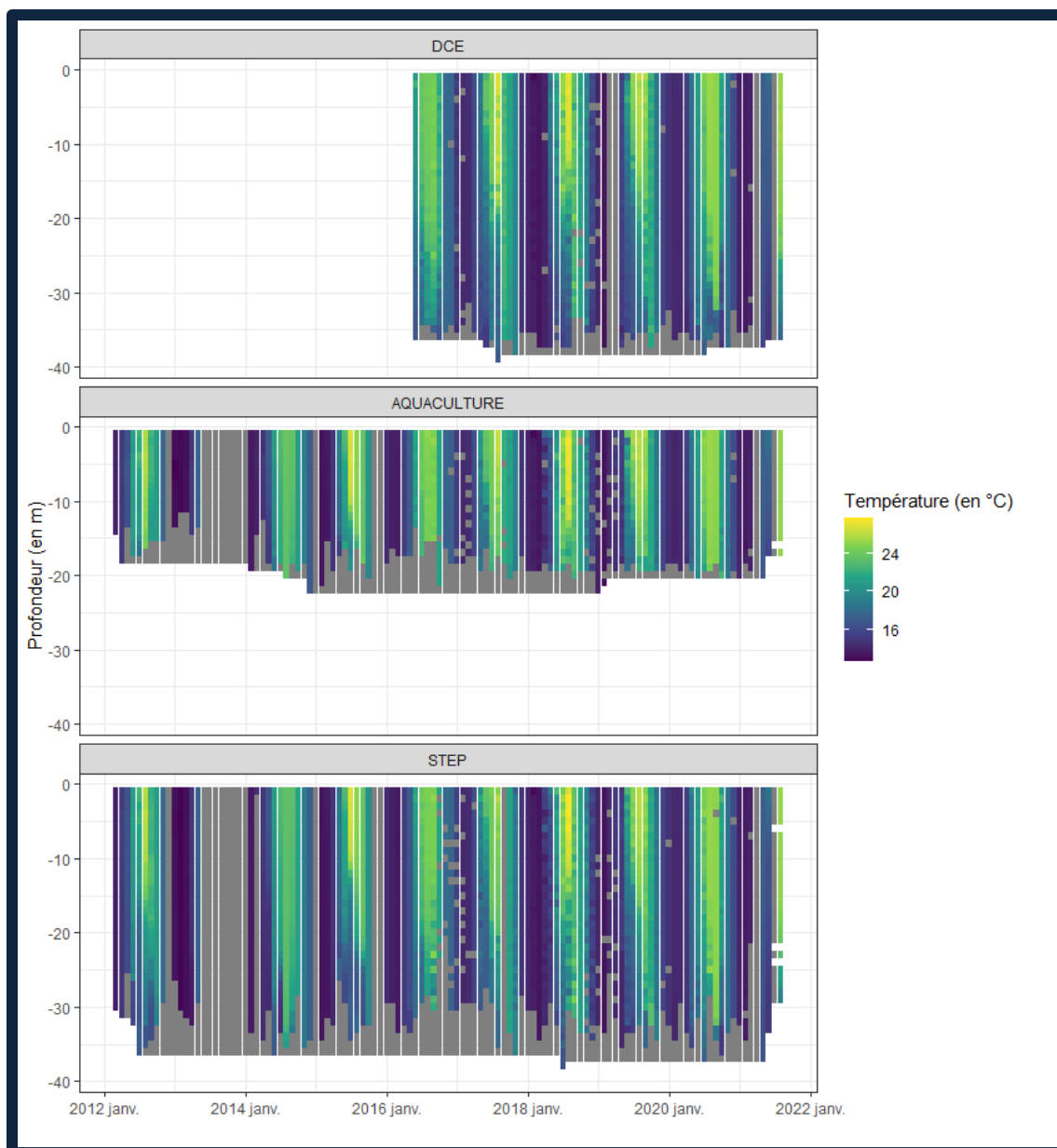
### **3.1. Température**

La température ne présente pas de différence significative entre les 3 sites, quelle que soit la profondeur considérée (Figure 12).



**Figure 12 :** Évolution temporelle des valeurs moyennes de température en fonction des 3 classes de profondeur considérées (de haut en bas : 1-5 m ; 8-12 m ; et 18-22 m) au niveau des 3 sites d'échantillonnage : DCE, le site de référence (en rouge) ; le site de l'aquaculture (en vert) ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi (en bleu).

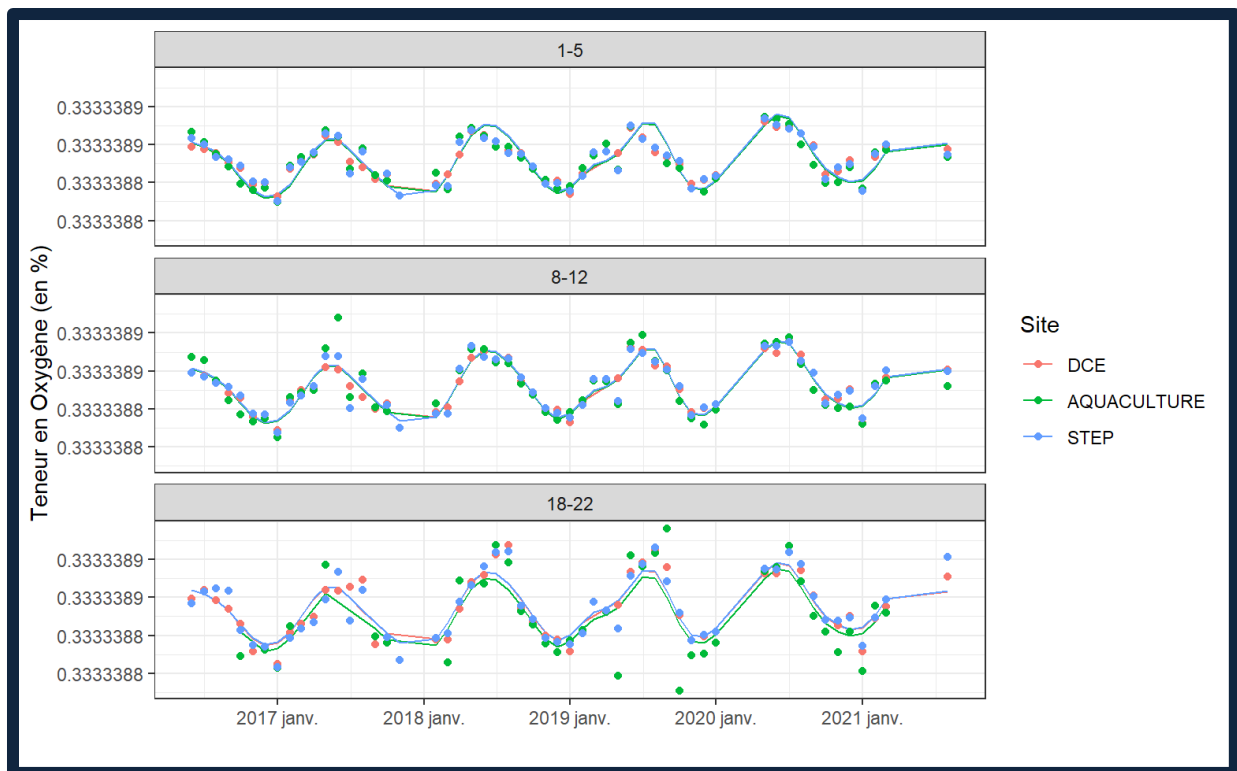
Pour l'ensemble des sites et quelle que soit la profondeur considérée, la température est minimale au mois de février et maximale en août (Figure 13).



**Figure 13** : Évolution temporelle des profils verticaux de température au niveau des 3 sites d'échantillonnage (de haut en bas : DCE, le site de référence ; le site de l'aquaculture ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi).

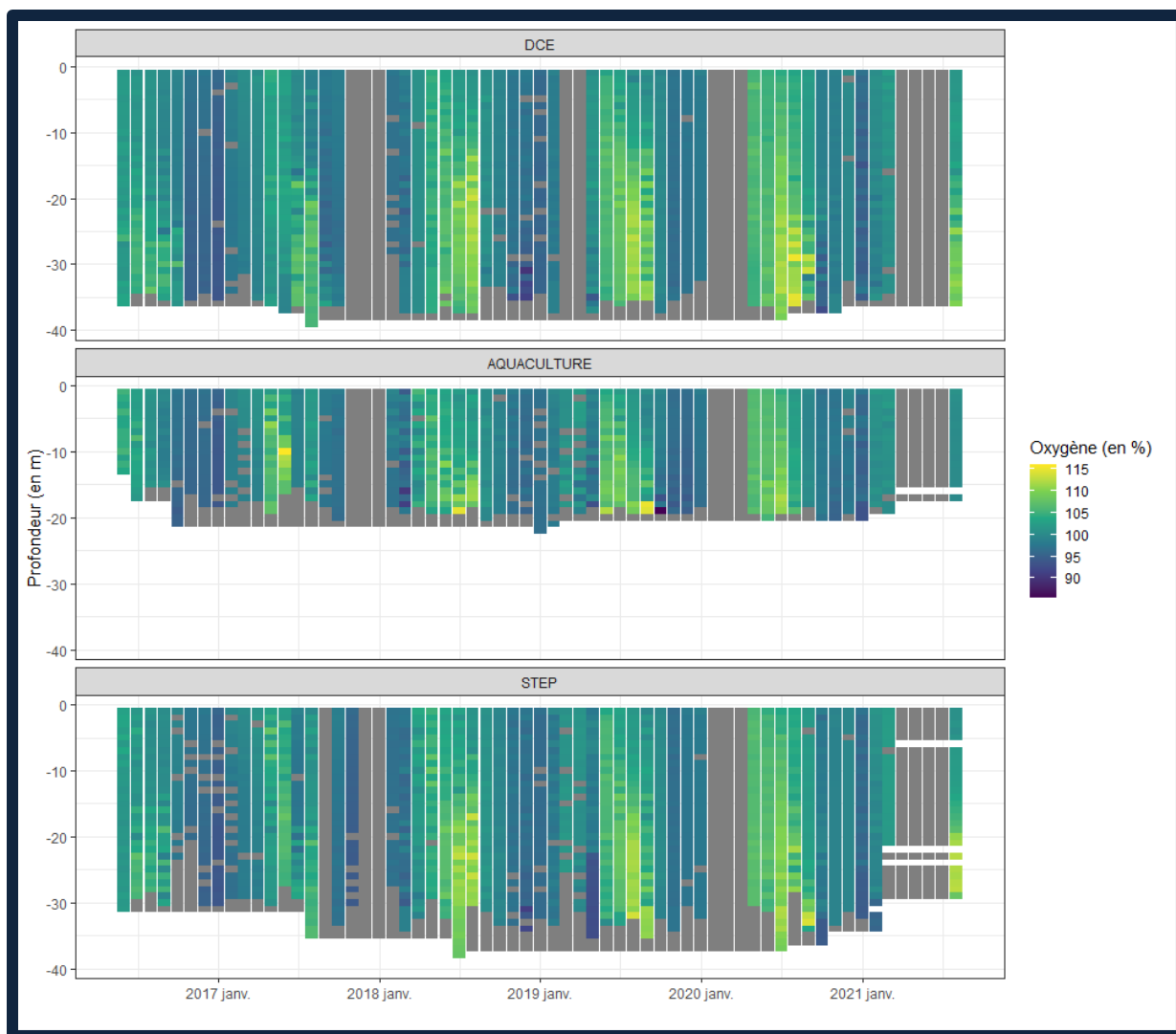
## 3.2. Oxygène

La saturation en oxygène ne présente pas de différence significative entre les sites, quelle que soit la profondeur considérée (Figure 14).



**Figure 14** : Évolution temporelle des valeurs moyennes d'oxygène en fonction des 3 classes de profondeur considérées (de haut en bas : 1-5 m ; 8-12 m et 18-22 m) au niveau des 3 sites d'échantillonnage : DCE, le site de référence (en rouge) ; le site de l'aquaculture (en vert) ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi (en bleu).

En revanche une saisonnalité marquée est observée, avec un pic en juin (teneurs saturantes voire sursaturation en  $O_2$ ) sur l'ensemble des sites (Figure 15).



**Figure 15** : Évolution temporelle des profils verticaux d'oxygène au niveau des 3 sites d'échantillonnage (de haut en bas : DCE, le site de référence ; le site de l'aquaculture ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi).

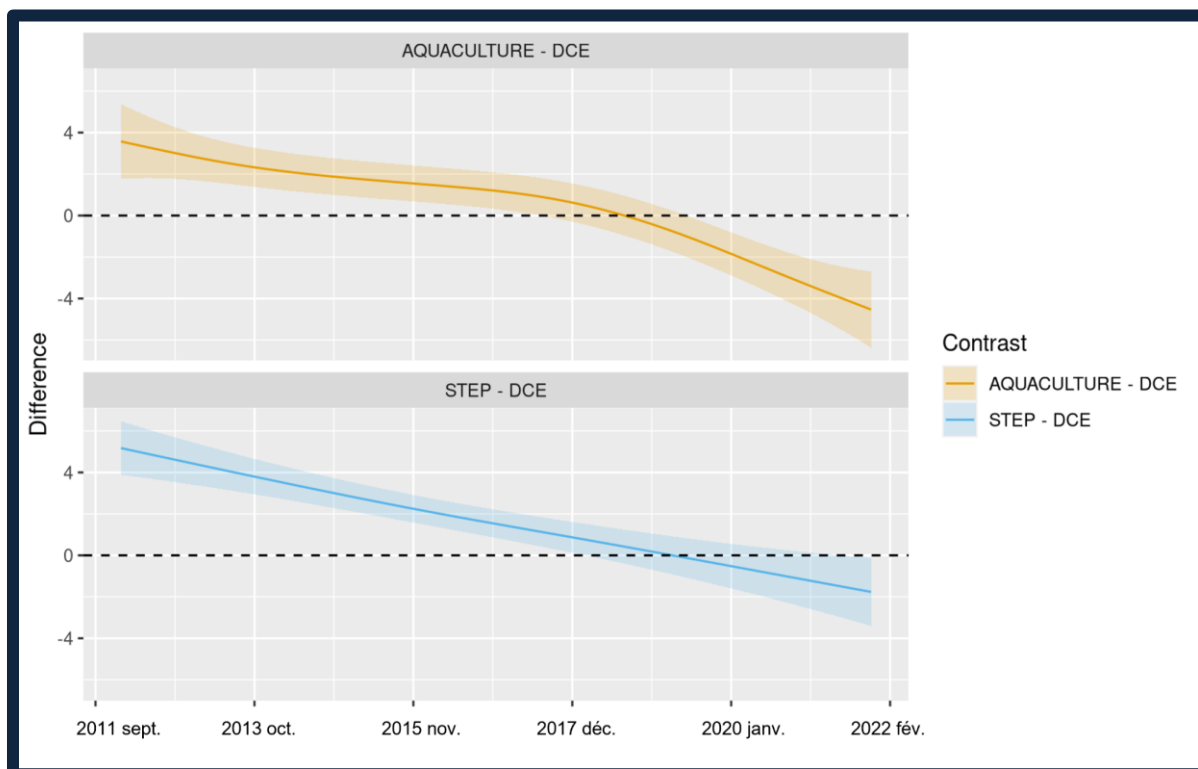
### 3.3. Nutriments

Les concentrations en ammonium et en phosphate ne présentant pas une saisonnalité significative, les GAM ont été appliqués sur les données transformées uniquement (et non sur des données où la saisonnalité est supprimée).

#### 3.3.1. Ammonium

Les concentrations moyennes en ammonium montrent des différences significatives entre le point de référence DCE et les deux autres sites, STEP et AQUACULTURE (Dunnett's test  $p$  value  $< 0,0001$  et  $p$  value =  $0,0073$ , respectivement) (Figure 16). Les concentrations d'ammonium étaient significativement plus élevées sur les sites de pression par rapport au site DCE avant 2018. Depuis 2018, on observe une tendance inverse qui est la résultante d'une baisse des concentrations d'ammonium sur le site de

pressions tandis que les concentrations moyennes sont restées stables sur le site de référence DCE.



**Figure 16** : Évolution temporelle de la différence des moyennes marginales de concentrations moyennes d'ammonium sur le site de l'aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE).

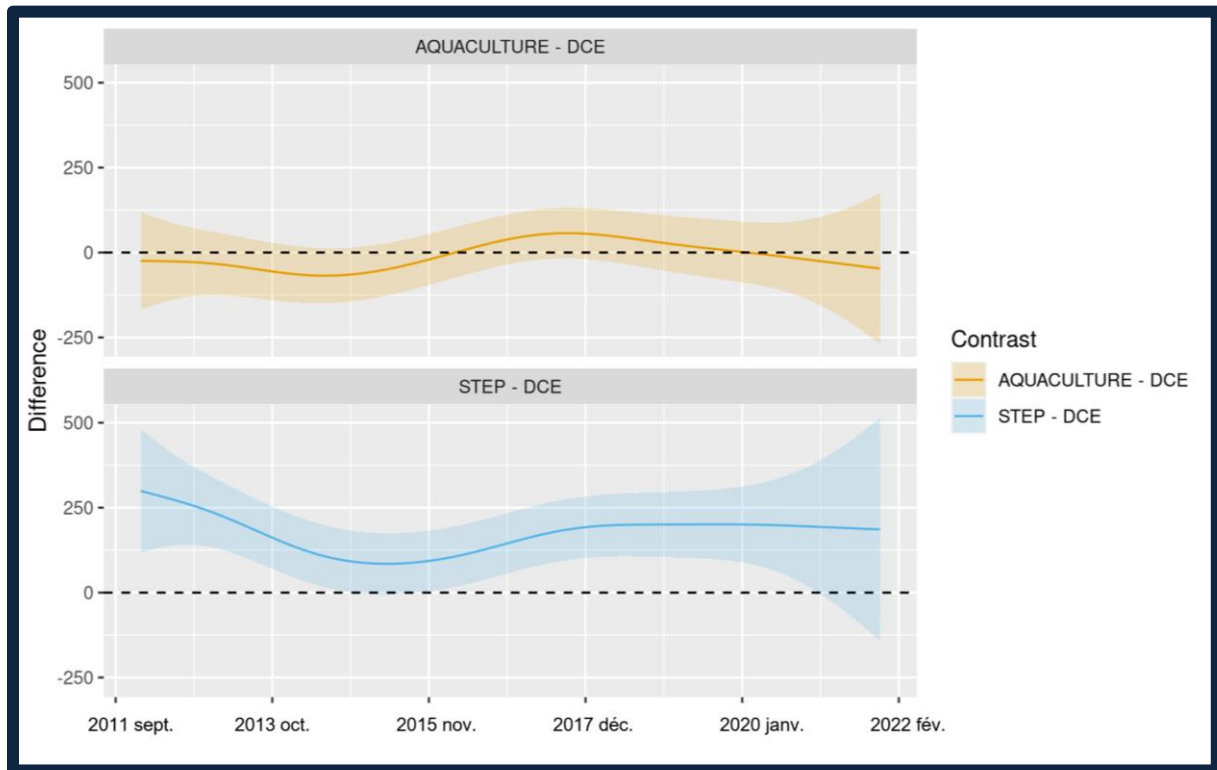
Au niveau de l'aquaculture, une différence significative de la concentration en ammonium est observée en fonction de la profondeur (test de Friedman, p value = 0.001985). En effet, la concentration en ammonium est significativement plus élevée à 10 m et à 20 m par rapport à la subsurface (test de comparaisons multiples de Conover avec correction de Holm, p value = 0,0209 et p value = 0,0051, respectivement).

Au niveau de l'émissaire de la STEP, il n'y a pas de différence significative de la concentration en ammonium entre les différentes profondeurs (Friedman test with holm correction p value = 0,4518).

### 3.3.2. *Phosphate*

Les concentrations moyennes de Phosphate montrent des différences significatives entre le point de contrôle DCE et le site de l'émissaire de la STEP, avec en moyenne une

concentration en phosphate deux fois plus élevée sur le site de la STEP (Dunnnett's test p value = 0,0033). En revanche, il n'y a pas de différence significative entre l'aquaculture et le point de contrôle DCE (Figure 17).



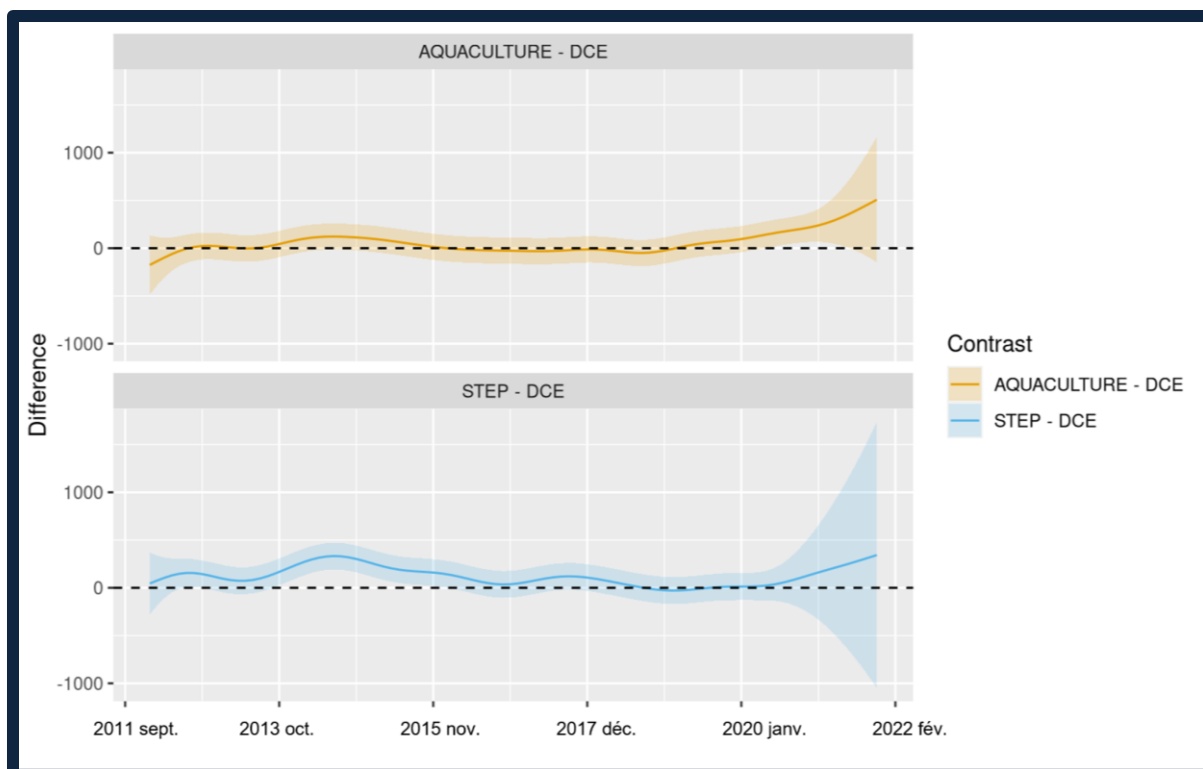
**Figure 17** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales en phosphate sur le site de l'aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 n'indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE).

Au niveau de l'aquaculture et de l'émissaire de la STEP, aucune différence significative de concentration en Phosphate n'est constatée entre les différentes profondeurs (test de Friedman avec correction de Holm, p value = 0,2466 et ANOVA sur GAM, respectivement).

### 3.3.3. Nitrite

Concernant les concentrations en Nitrite, aucune différence significative n'est constatée entre les 3 sites (Dunnnett's test p value = 0,8904 et p value = 0,6655 respectivement pour Aquaculture vs DCE et STEP vs DCE) (Figure 18).



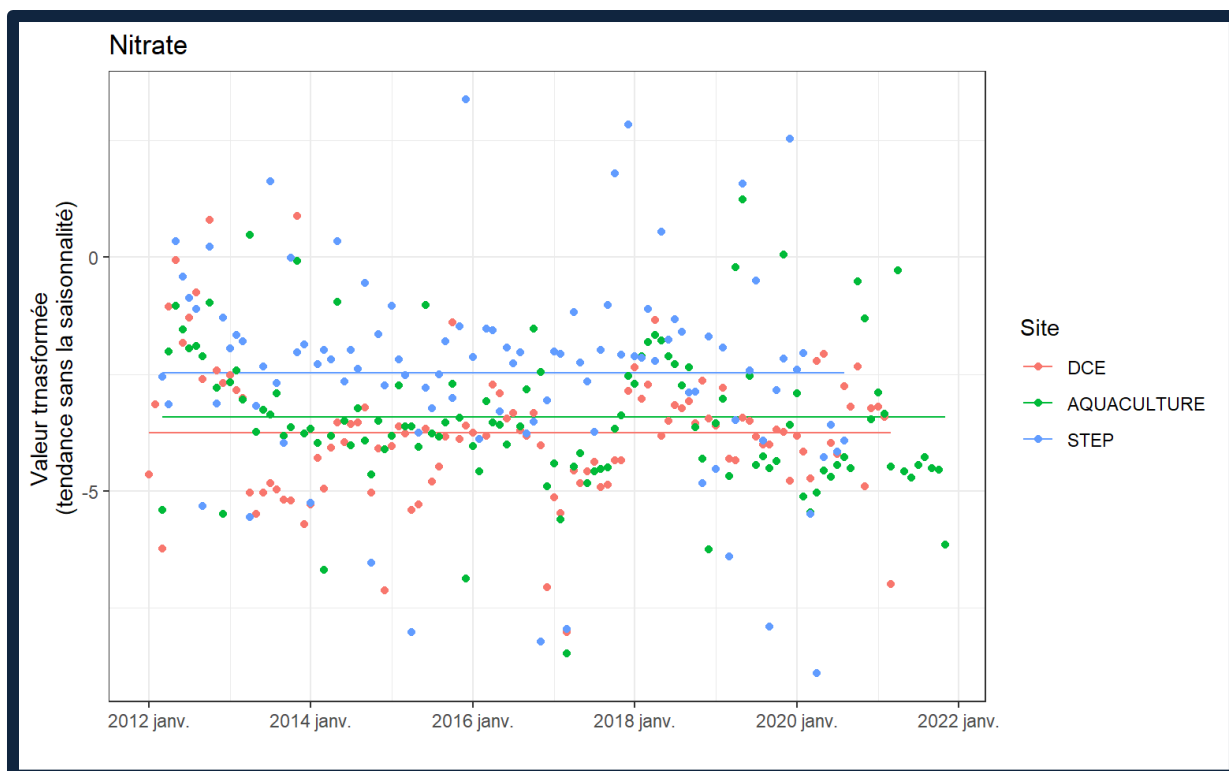


**Figure 18** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales en nitrite sur le site de l’aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE); au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE).

Concernant les variations en fonction de la profondeur, aucune différence significative de la concentration moyenne de Nitrite n’est constatée entre les différentes profondeurs, que ce soit pour le site de l’aquaculture ou le site de l’émissaire de la STEP.

### 3.3.4. Nitrate

Les concentrations moyennes en nitrate sont significativement plus élevées sur le site de la STEP par rapport au point de contrôle DCE (analyse des contrastes,  $p$  value < 0,0001). En revanche, il n’y a pas de différence significative entre l’aquaculture et le point de contrôle DCE (Figure 19).



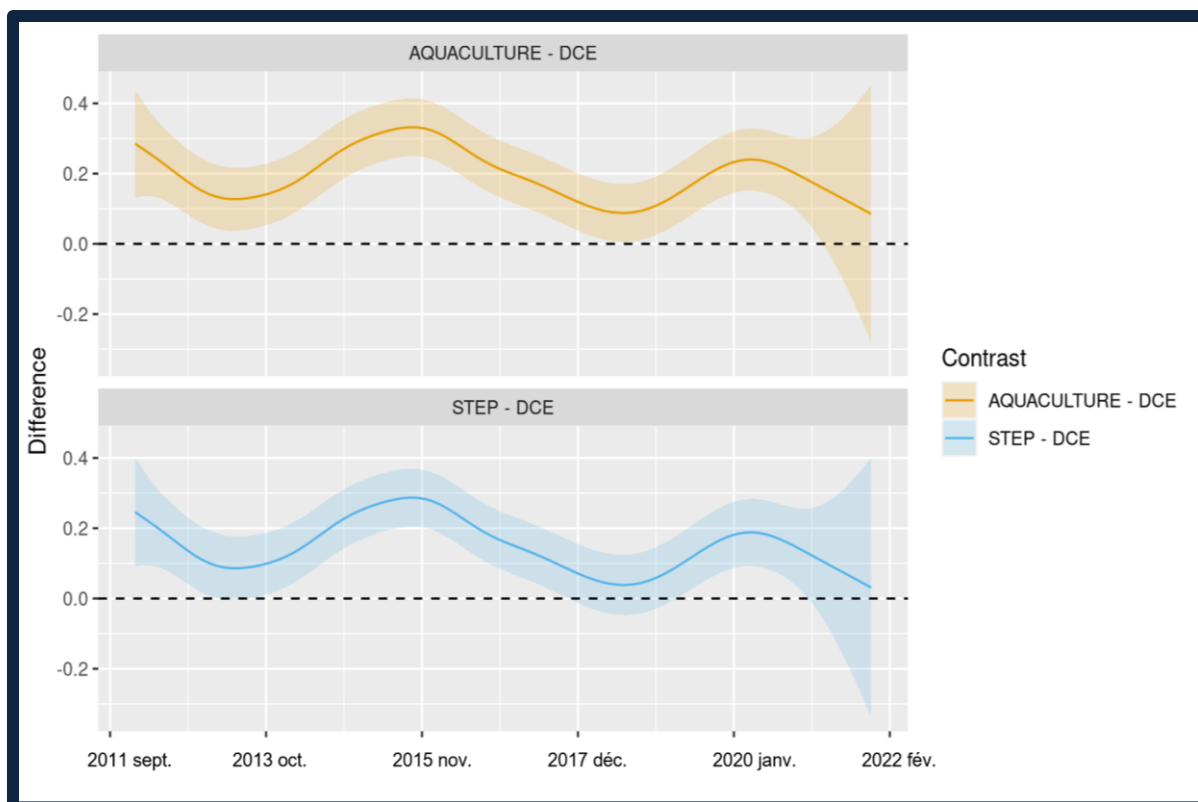
**Figure 19** : Évolution temporelle des concentrations moyennes en nitrate au niveau des 3 sites d'échantillonnage : DCE, le site de référence (en rouge) ; le site de l'aquaculture (en vert) ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi (en bleu).

Au niveau de l'aquaculture, une différence significative de la concentration en nitrate est observée en fonction de la profondeur (test de Friedman,  $p$  value < 0,0001). En effet, la concentration en nitrate est significativement plus élevée en subsurface et à 20 m par rapport à 10 m (test de comparaisons multiples de Conover avec correction de Holm,  $p$  value < 0,0001 et  $p$  value = 0,00034, respectivement).

Au niveau de l'émissaire de la STEP, il n'y a pas de différence significative de la concentration en nitrate entre les différentes profondeurs (ANOVA sur GAM,  $p$  value = 0,839).

### 3.3.5. *Silicates*

Les concentrations moyennes en Silicates sont significativement plus élevées sur le site de l'émissaire de la STEP et sur le site de l'aquaculture par rapport au point de contrôle DCE (Dunnett's test  $p$  value < 0,0001 et  $p$  value < 0,0001, respectivement) (Figure 20).



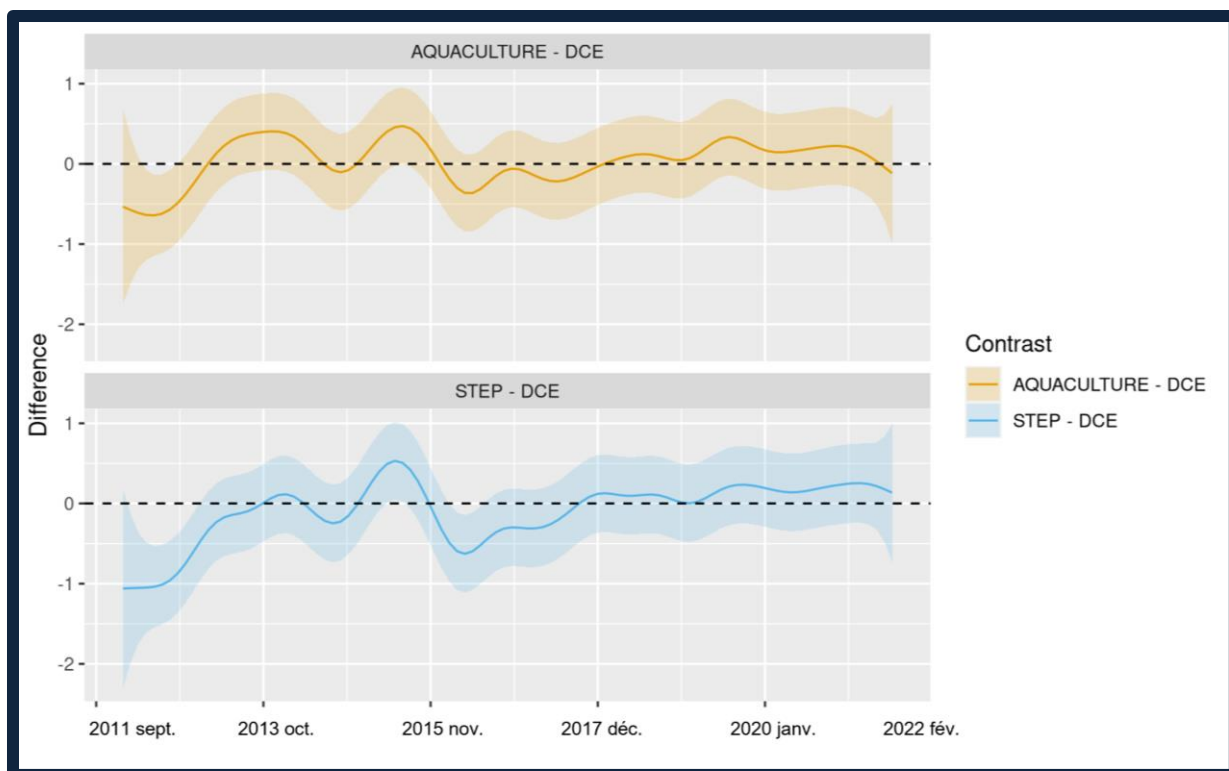
**Figure 20 :** Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales en silicates sur le site de l’aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE).

Concernant les variations en fonction de la profondeur, les concentrations moyennes en silicates sont significativement plus élevées en subsurface par rapport à la profondeur 10 m et à la profondeur 20 m (test de comparaisons de Tukey, p value = 0,0013 et p value = 0,0012, respectivement). En revanche, sur le site de l’émissaire de la STEP aucune variation de la concentration en silicates n’est constatée en fonction de la profondeur.

### 3.4. Chlorophylle *a*

#### 3.4.1. Comparaison entre site de contrôle et sites de pressions

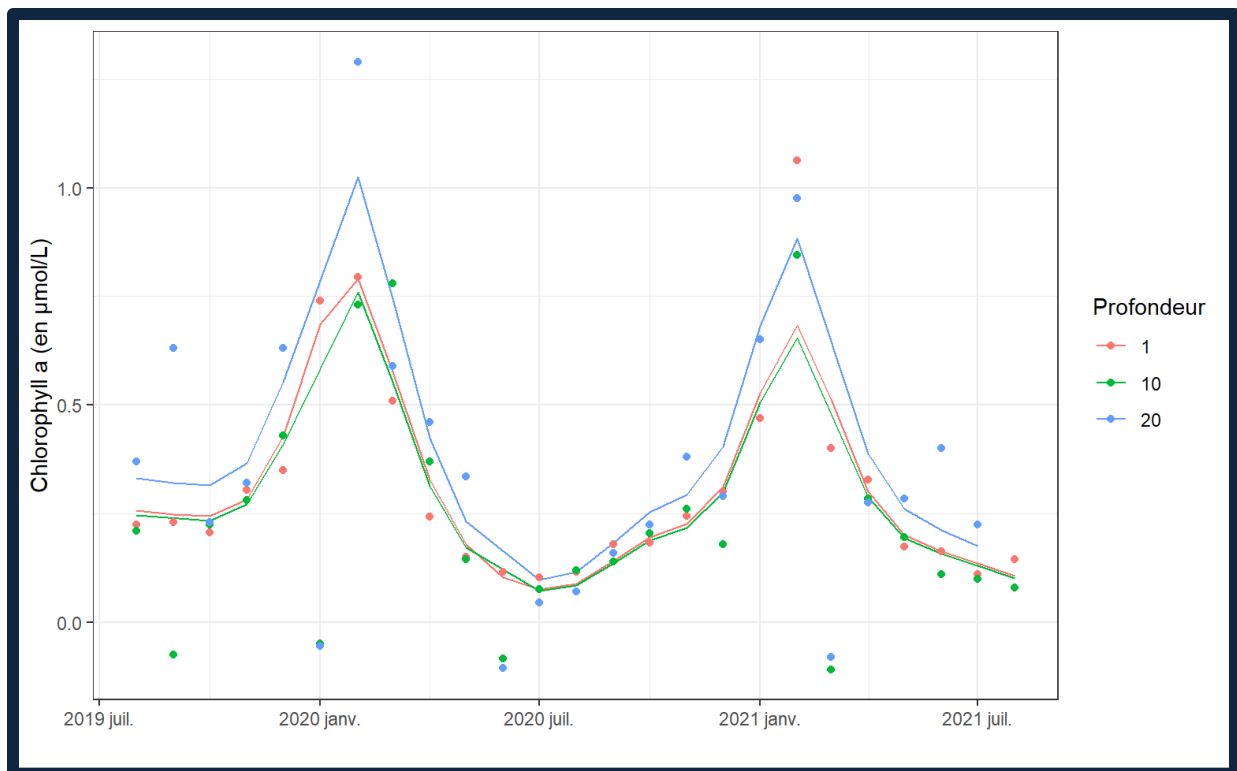
La concentration en chlorophylle *a* en subsurface ne varie pas significativement entre les 3 sites (Figure 21), avec respectivement en moyenne (toutes années confondues) une concentration de  $0,258 \pm 0,214 \mu\text{mol/L}$ ,  $0,293 \pm 0,244 \mu\text{mol/L}$  et  $0,297 \pm 0,266 \mu\text{mol/L}$  pour le site de référence DCE, la STEP et l’aquaculture.



**Figure 21** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales de chlorophylle *a* sur le site de l'aquaculture versus DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte à sur le site de référence DCE).

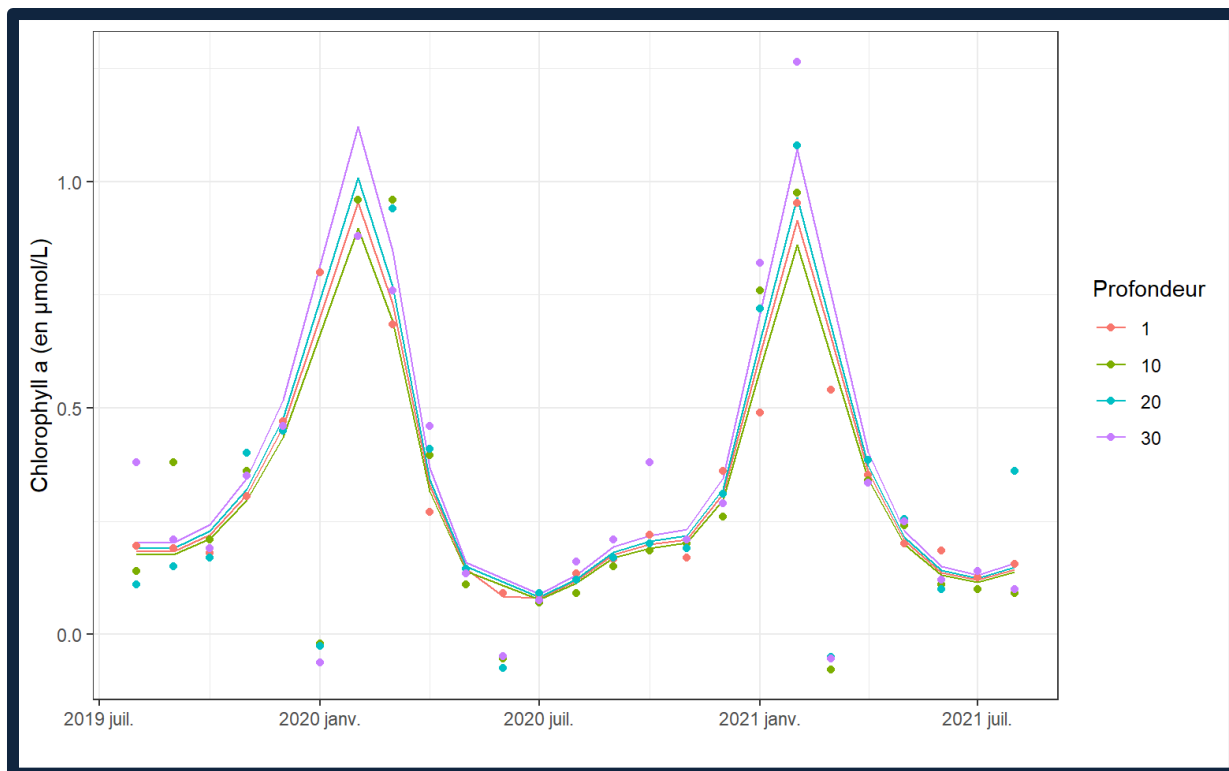
### 3.4.2. *Variation en fonction de la profondeur au niveau des sites de pressions*

Au niveau de l'aquaculture, la concentration de chlorophylle *a* est significativement plus élevée à 20 m par rapport aux concentrations mesurées en subsurface et à 10 m (Figure 22).



**Figure 22 :** Évolution temporelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* au niveau du site de l'aquaculture à 1 m (en rouge), 10 m (en vert) 20 m (en bleu).

Au niveau de l'émissaire de la station d'épuration, les concentrations de chlorophylle *a* ne montrent pas de différences significatives entre les différentes profondeurs échantillonnées (Figure 23). Les concentrations moyennes de chlorophylle *a* varient entre  $0,334 \pm 0,214 \mu\text{mol/L}$  en subsurface à  $0,372 \pm 0,304 \mu\text{mol/L}$  à 30 m.



**Figure 23 :** Évolution temporelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* au niveau du site de l'émissaire à 1 m (en rouge), 10 m (en vert) 20 m (en bleu) et à 30 m (en violet).

## 4. Discussion et Conclusion

D'après nos résultats, l'émissaire de la station d'épuration est caractérisé par des concentrations plus élevées en nitrates, ammonium et phosphate. Bien que ces changements ne modifient pas localement la biomasse phytoplanctonique (pas de différence significative de la chlorophylle *a* entre les sites), ils peuvent conduire à des déséquilibres des différents rapports stœchiométriques des nutriments dans la colonne d'eau. Les apports supplémentaires de nitrates et de phosphates sont connus pour accentuer les effets du changement climatique sur la structure de la communauté phytoplanctonique en favorisant la dominance des espèces phytoplanctoniques non siliceuses et pouvant conduire à des efflorescences d'algues toxiques de grande ampleur (Cabral et al., 2019 ; Glibert & Burkholder, 2018). Les composés toxiques libérés par ces efflorescences peuvent s'accumuler dans les poissons et les crustacés sauvages et d'élevage et avoir un effet toxique sur ces organismes mais aussi sur les consommateurs humains (Barbosa et al., 2019 ; Brown et al., 2020).

Concernant le site de l'aquaculture de la baie de Calvi, seules les concentrations en ammonium apparaissent significativement supérieures au site de référence. Dosdat (2001) a étudié l'excrétion des loups et a révélé qu'une part importante de l'azote ingéré était excrété sous forme d'ammonium (85-90%) et d'urée (10%). Dans leur étude en Méditerranée, Pitta et al. (1998) ont trouvé une différence significative dans l'ammonium

entre les cages et les sites de contrôle dans deux des trois fermes étudiées, ce qui confirme nos résultats. Aksu & Kocatas (2007) ont également détecté des augmentations significatives des concentrations d'ammonium entre les cages et les stations de contrôle dans deux des trois fermes piscicoles étudiées en Mer Egée. De même, Yucel-Gier et al. (2007), qui ont étudié les nutriments et la communauté benthique sur un site de pisciculture dans l'est de la mer Égée, ont constaté que les concentrations d'ammonium dans les stations aquacoles étaient plus élevées que celles des stations témoins au printemps, en été et en automne.

Enfin, les concentrations en silicate sont plus faibles à la station de référence qu'aux stations anthropisées, probablement du fait de l'absence de rivière à proximité du site de référence. Le silicate provient, en effet, principalement des rejets terrigènes (Sospedra et al., 2018). Par ailleurs, le site de référence se trouve dans une zone moins protégée du vent et reçoit sans doute plus d'apports atmosphériques de silice.

D'autres polluants non mesurés, comme les éléments traces métalliques pourraient également être rejetés dans la colonne d'eau par la rivière Fiume Seccu (à proximité de l'aquaculture) ou au niveau de la zone de mouillage située à côté de la zone de carénage de la ville. Cependant, une étude précédente a montré des concentrations en éléments traces métalliques inférieures aux valeurs toxicologiques de référence dans la baie de Calvi (Richir & Gobert, 2016). Des analyses plus approfondies portant sur d'autres substances chimiques (*e.g.*, produits pharmaceutiques, pesticides, microplastiques) permettraient une meilleure évaluation de la qualité de l'eau de la baie de Calvi.







# CHAPITRE III :

## La pression de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi

Image libre de droit.



# Chapitre III : La pression de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi

## Spatial and temporal variations of Mediterranean fish assemblage near a sewage treatment plant in northwestern Mediterranean Sea

Laura Iborra<sup>1,2,3\*</sup>, Michel Marengo<sup>1</sup>, Pierre Lejeune<sup>1</sup>, Sylvie Gobert<sup>1,2</sup> and Philippe Cuny<sup>3</sup>

<sup>1</sup> STARESO - Pointe de la Revellata - BP33 - 20260 Calvi - France; iborra.laura@gmail.com

<sup>2</sup> Laboratoire d'Océanologie - Centre MARE - UR-FOCUS-Université de Liège - Sart Tilman - B6c - 4000 Liège - Belgium

<sup>3</sup> MIO - Aix-Marseille University - OCEANOMED bât. Méditerranée - LUMINY - 163 Avenue de Luminy - Case 901 - 13009 Marseille - France

\* Contact: iborra.laura@gmail.com

### Abstract

The growing urban population of the Mediterranean coasts generates a lot of sewage treated, in the best case, by wastewater treatment plants (WWTPs) which then discharge effluents in the marine environment. The Ichthyological community was studied to assess whether fish abundance, species richness and species composition were affected by the sewage discharge. Fish assemblages were evaluated by Underwater Visual Census (UVC) at three distances: near the outfall (0-50 m from the outfall), at an intermediate distance from the outfall (50-100 m) and at a farther distance from the outfall (100-150 m). In this study, fish assemblages, more or less distant from the potential contamination source, did not show significant differences in total abundance, diversity indices and species composition, whatever fish size-classes or season considered. Fish assemblage structure varies according to season but in the same way for all the transects, whether they are close or far from the pressure point. These surprising results demonstrate that sewage outfall impacts on fish assemblages are very different from one WWTP to another. Many factors (*e.g.*, effluent treatment, outfall flow, area hydrology) may condition environmental impacts of this anthropogenic pressure and targeted studies need to be conducted to better understand local impacts on marine ecosystems.

**Key words:** Sewage impact, Fish assemblages, Visual census, Mediterranean Sea

# 1. Introduction

The increasing population and urbanization of the Mediterranean coasts generates a lot of sewage treated, in the best case, by wastewater treatment plants (WWTPs) which then discharge effluents into the marine environment. The discharged effluents often bring nutrients in excess (*e.g.*, nitrogen, phosphorus) that can reduce oxygen levels leading to eutrophication (Carey & Migliaccio, 2009; Karydis & Kitsiou, 2012). Growing urban populations combined with the increasing use of synthetic products make the impact of effluents on marine ecosystems a major concern (Bernhardt et al., 2017; Chambers et al., 1997; Sumpter, 2009). Indeed, sewage effluents may also be a major source of various pollutants such as metals, pesticides, detergents, plastic sub-products, pharmaceuticals, and cosmetics (Čelić et al., 2019; Desbiolles et al., 2018; Loos et al., 2013; Wear & Thurber, 2015). WWTPs are not specifically designed to degrade these contaminants, and many are incompletely removed during typical sewage treatment processes (Margot et al., 2015).

Wastewaters are generally treated in municipal WWTP to remove grease, settleable solids and floating matter (primary treatment), to degrade biological content of wastewater (secondary treatment) and finally to improve effluent quality before discharge into a receiving water column (tertiary treatment) (Stamou & Kamizoulis, 2009). Appropriate treatment and evacuation are needed to reduce impacts on marine environment and associated socio-economic activities (*e.g.*, tourism, fisheries, aquaculture).

The impacts of exposure to sewage effluents on aquatic organisms have mainly been observed at the physiological level. Released substances can cause endocrine disruption resulting in a high degree of intersex or reduced fertilization success (Bahamonde et al., 2015; Fuzzen et al., 2015). An increase in metabolic rate (Du et al., 2018, 2019; Mehdi et al., 2018) or behavioral changes have also been demonstrated such as irregular courtship or aggression behavior (McCallum, Bose, et al., 2017; McCallum, Krutzelmann, et al., 2017; McLean et al., 2019; Saaristo et al., 2014). At the community level, few studies have examined the impacts of exposure to sewage effluents and most have been conducted on marine hard-substrate assemblages or freshwater fishes (C. J. Brown et al., 2011; McCallum et al., 2019; Piola & Johnston, 2008; Ra et al., 2007; Tetreault et al., 2011; Yeom et al., 2007). Most of these studies show that sewage effluents can reduce species richness and favor the dominance of tolerant and/or invasive species (Azzurro et al., 2010; Smith et al., 1999).

However, in the Mediterranean Sea, few studies have specifically investigated wastewater pollution on coastal fish assemblages (Azzurro et al., 2010; Bell & Harmelin-Vivien, 1982; Guidetti et al., 2002, 2003). Furthermore, control sites used in these studies are several kilometers away from the effluent source. To determine the influence of this source of pollution on fish populations, it is necessary to understand the range of action of sewage effluents. Indeed, environmental impacts of effluents are generally located near

the source of discharge (Smith et al., 1999 and references therein) but the spatial scale may vary, depending on types of treatments, flows and depth of discharge (Stamou & Kamizoulis, 2009).

In this study, we investigated the effects of sewage contamination on Mediterranean fish along a pressure gradient near the outfall (0-150 m) of the WWTP located in the Gulf of Calvi (Corsica, France). The specific aims were (i) to identify the effects of sewage effluent on wild fish populations at the different seasons and (ii) to determine the radius of effect of the sewage effluent on wild populations.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Sampling site

The study was conducted in the Gulf of Calvi (Corsica, France), in the southern part of the Gulf where the sea outfall of the Calvi WWTP is located (N42°34.391', E8°45.437'). The Calvi WWTP was built in 1995 and manages treatment of wastewater from 3 municipalities (Calvi, Calenzana and Lumio) with a permanent population of about 10,000 inhabitants, which increases considerably during the tourist season (mainly in summer) to reach about 60,000 inhabitants. The WWTP collects domestic wastewater and a part of runoff water, which are then treated according to a primary treatment (by decantation) and a secondary treatment (by biological filtration). However, there is no tertiary treatment, and the effluent is not chemically disinfected before discharge. The WWTP can treat wastewater of 60,000 inhabitant equivalents and is equipped with an underwater pipeline with 3 diffusers (2 of which were operational at the time of the study) located approximately 200 m from the coast, on a bottom of 36 m depth. The daily flow from these outlets is approximately 1200 m<sup>3</sup>/day in winter and 4000 m<sup>3</sup>/day in summer. Diffusers are located at the lower limit of a *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 meadow. In the vicinity of the outfall, the *P. oceanica* meadow presents a low density with patches of sand (Fontaine et al., 2022). A clear increase in sedimentary organic matter was observed near the diffusers (Fontaine et al., 2022). Macro-waste (*e.g.*, wipes, periodical protection) is also regularly observed in quantity following by-passes carried out during maintenance operations on the water treatment system.

### 2.2. Fish data

Fish counts were carried out using Underwater Visual Census (UVC). Three transects of 50 m length and 2 m width were materialized, by ropes fixed in the substrate, near the outfall (0-50 m from the outfall), intermediate far from the outfall (50-100 m) and far from the outfall (100-150 m). In the following manuscript, these transects are noted as Close, Intermediate and Far, respectively. The transect counts made it possible to count all the 27 fish species characteristic of the area (Appendix A2), and to estimate their sizes

at  $\pm 2$  cm for sizes between 0 et 30 cm,  $\pm 5$  cm for sizes between 30 and 100 cm, and  $\pm 10$  cm for sizes above 100 cm (precision evaluated from training on fish shapes positioned underwater). The counts were carried out simultaneously by the same three trained and inter calibrated divers. All counts were carried out between 8:00 a.m. and 10:00 a.m. to limit bias due to temporal variability. Counts were conducted once a month between August 2019 and August 2021 (except for some months, for technical reasons). A total of 54 counts were conducted on each transect (162 in total).

## 2.3. Data analysis

Data treatments, plots and statistical analyses were done using R version 3.5.3 (R Core team, 2020). Plots were created with the ggplot2 package (Wickman, 2016). For all tests, p value  $< 0.05$  was considered a statistically significant difference.

Differences in total abundance (all species combined) between transects were analyzed by different factors. The study design incorporates three factors: impact of the outfall (close, intermediate, and far transect), season (spring, summer, autumn and winter) and size classes of fish (small, medium, large). The size is estimated along three classes whose limits vary based on the species (Bell & Harmelin-Vivien, 1982; Francour, 1984; Harmelin-Vivien et al., 1985). Francour (1990) defines these as being equal to 1/3 of the maximum size. Maximum length of each species was obtained from fishbase.org. Seasons are defined according to the months of the year: the spring season corresponds to April/May/June with a mean water temperature of  $15.74 \pm 1.94$  °C, the summer corresponds to July/August/September with a mean temperature of  $23.28 \pm 2.12$  °C, autumn corresponds to the months of October/November/December with a mean temperature of  $18.17 \pm 2.12$  °C and winter to the months of January/February/March with a mean water temperature of  $13.80 \pm 0.40$  °C. Water temperature was systematically recorded during UVC counts.

Differences in alpha diversity between transects were also studied. Specific richness, Shannon-Wiener and Pielou indices were calculated with the vegan package (Oksanen et al., 2020). The Shannon index was preferred to the Simpson index because it tends to be more sensitive to rare species in a community (Nagendra, 2002) therefore complementing the information on species richness.

Changes in total abundance and diversity indices between transects were compared with a Kruskal-Wallis test using the “kruskal\_test” function, with Bonferroni correction, on raw data since they all followed a non-normal distribution (Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ) even after transformation. The Kruskal-Wallis test, if significant (p value  $< 0.05$ ) was followed by post hoc Dunn's test to verify differences across transect.

Then, the fish assemblages were analyzed from the specific composition. For this purpose, relative abundance was calculated for each species and each count as follows:

$$\frac{\text{Total number of individual species}}{\text{Total number of species population}} \times 100 \%$$

Influence of outfall impact at 3 levels (close, intermediate, and far) was tested by permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) with Bray–Curtis dissimilarity index (Borcard et al., 2011) using the “adonis” function of the vegan package (with 999 permutations and the Bray method). Afterwards, contrast methods were applied to test the pairwise differences between different levels of the factor using the “pairwise.adonis” function.

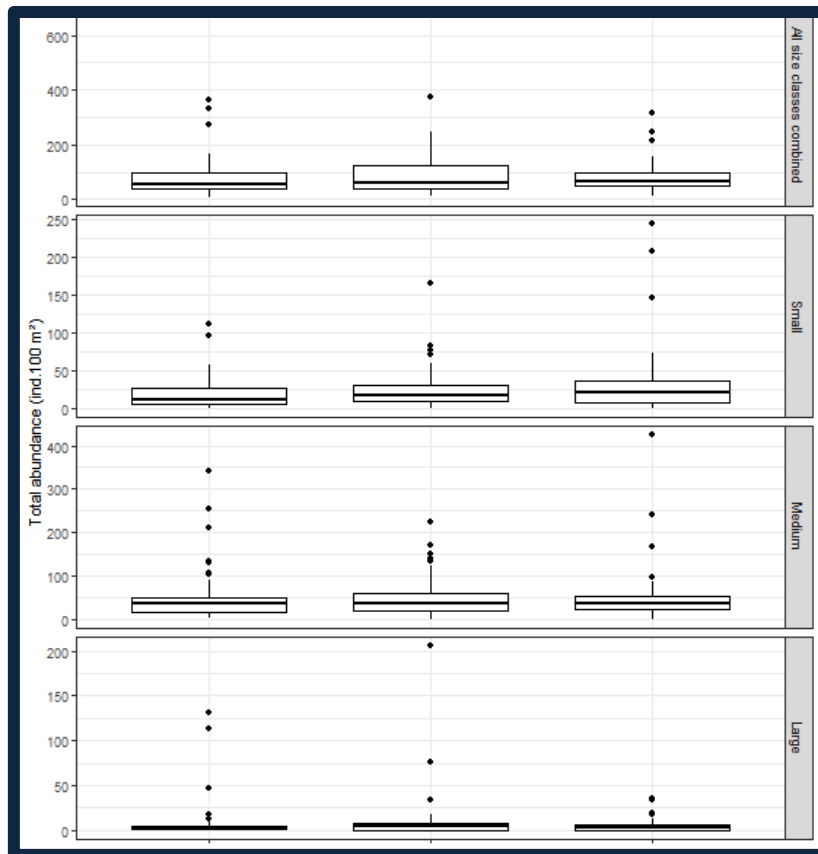
Finally, we performed an indicator species analysis to determine if some species are characteristic of specific sample groups (Dufrêne & Legendre, 1997). Indicator species are defined as "species that are used as ecological indicators of community or habitat types, environmental conditions, or environmental changes" (De Cáceres et al., 2010). The indicator value of a species (IndVal) for a given group is defined as the product of two quantities, A and B. For abundance data, quantity A is defined as the average abundance of the species in the target group divided by the sum of the average abundance values over all groups. Quantity B is defined as the relative frequency of occurrence of the species in the target group (Cáceres & Legendre, 2009; De Cáceres et al., 2010). The indicator values are then tested by 999 permutations to identify characteristic members of the group. Corrections for multiple testing were applied with Holm correction.

## 3. Results

### 3.1. Total abundance

#### 3.1.1. *All seasons*

Overall, 27 species were recorded belonging to 7 families. The most common families were Sparidae (11 species) and Labridae (10 species). Mean total abundance (all species combined) on the transect near the outfall is  $81.80 \pm 70.69$  individuals,  $91.87 \pm 68.91$  individuals on the intermediate transect and  $94.30 \pm 100.78$  individuals on the transect far from the outfall. Total abundance showed no significant variation (Kruskal Wallis test, p value > 0.05) between transects regardless of size class (Figure 24).

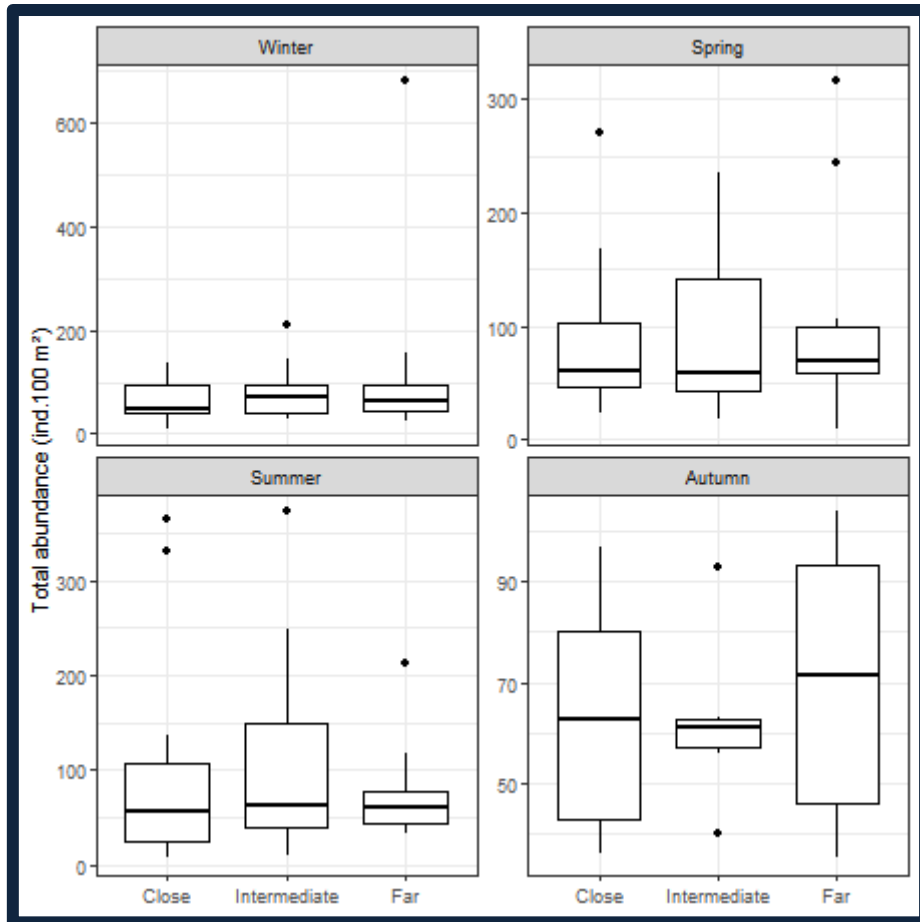


**Figure 24:** Total abundances, according to size classes, of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

### 3.1.2. Per season

Total abundance (all species) did not show significant differences between transects for any season (Figure 25). Although differences are not significant, mean total abundance is maximal in summer for the near and mid transects ( $106.91 \pm 125.34$  and  $111.45 \pm 112.37$ , respectively) and in spring for the far transect with a mean total abundance of  $106.39 \pm 84.86$ . Mean total abundances are minimal in Fall for all three transects (within a range of 62.33 individuals to 70.00 individuals, on average).



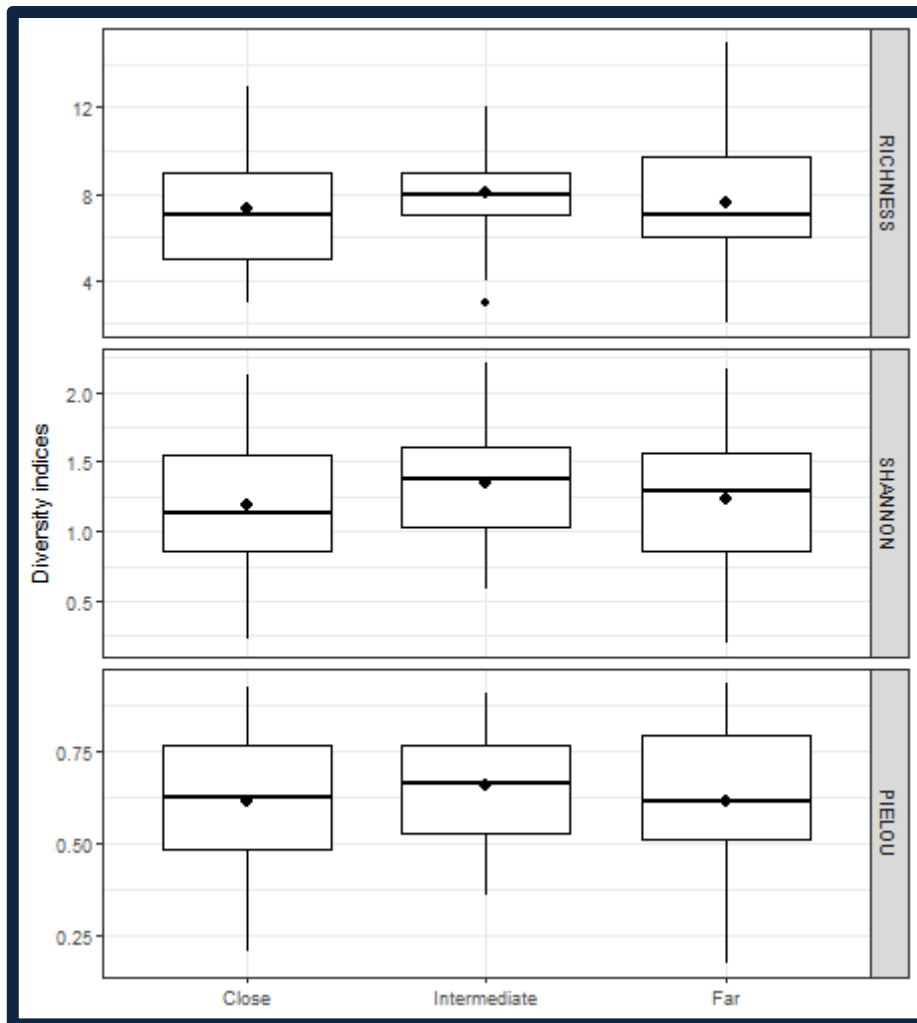


**Figure 25:** Total abundances, according to seasons, of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

## 3.2. Diversity indices

### 3.2.1. All seasons

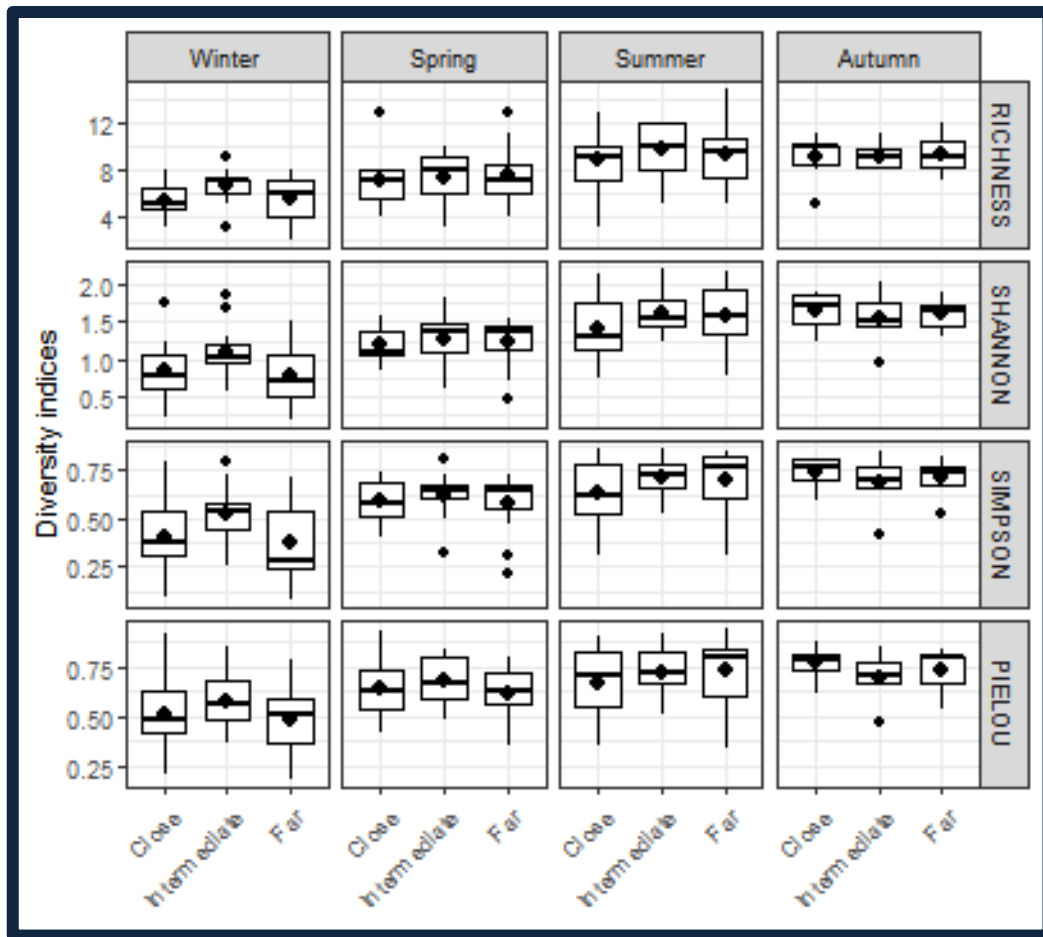
Diversity indices show no significant difference between transects (Kruskal Wallis test,  $p$  value  $> 0.05$ ) (Figure 26). Species richness ranged from 7.46 (close transect) to 8.20 (intermediate transect). The Shannon index ranged from 1.21 to 1.34 (close transect and intermediate transect, respectively). Pielou's evenness index ranges from 0.62 to 0.65 (close and intermediate transects, respectively).



**Figure 26:** Alpha diversity indices on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

### 3.2.2. Per season

Whatever the season considered, diversity indices were not significantly different between transects (Kruskal Wallis test,  $p$  value  $> 0.05$ ) (Figure 27). Species richness varied between  $5.47 \pm 1.61$  and  $9.22 \pm 2.71$  for the transect near the outfall, between  $6.68 \pm 1.53$  and  $10.06 \pm 2.34$  for the intermediate transect, and between  $5.47 \pm 2.01$  and  $9.72 \pm 2.49$  for the far transect, with the lowest values recorded in winter and the highest in summer. The Shannon and Pielou's evenness indices follow the same pattern as species richness, with the lowest values recorded in winter and the highest values in summer.



**Figure 27:** Alpha diversity indices, according to seasons, on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

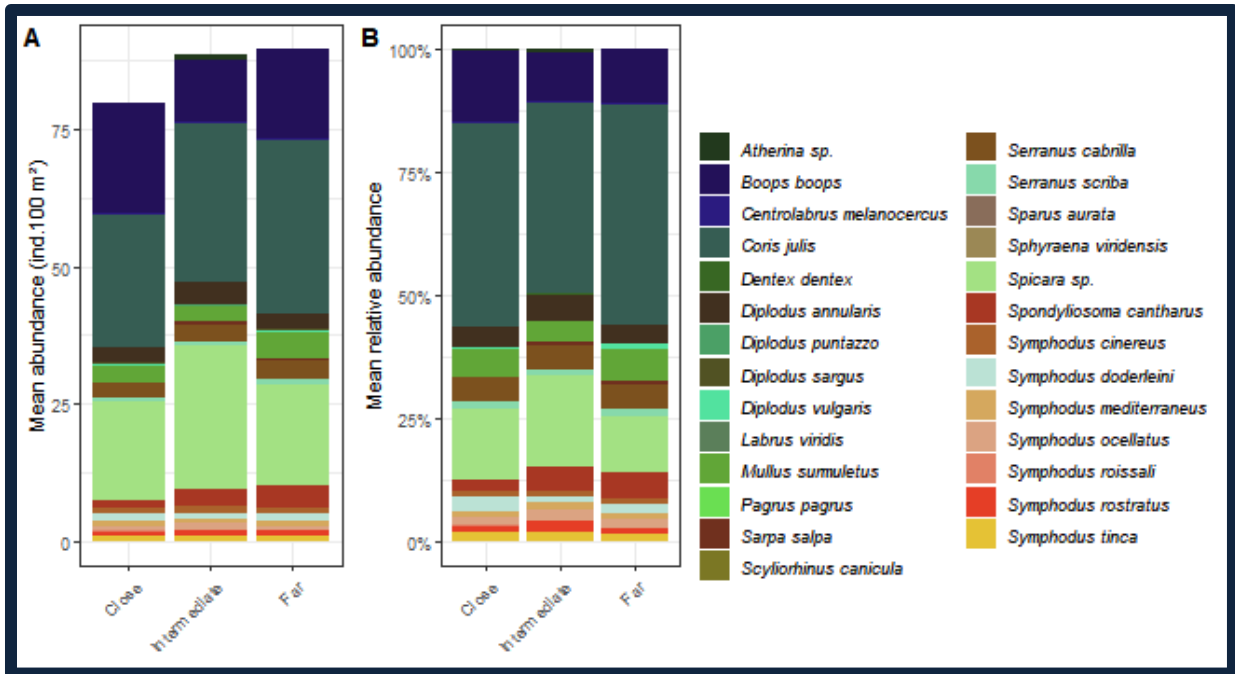
### 3.3. Fish species composition

#### 3.3.1. All seasons

The PERMANOVA shows no significant difference in species composition of fish assemblages between the different transects (PERMANOVA,  $p$  value  $> 0.05$ ). Three species represent more than 60 % of total species composition, whatever the transect considered. Indeed, *Coris julis* (Linnaeus, 1758) are predominant on the three transects with, on average,  $40.37 \pm 29.32$  % on the close transect,  $37.53 \pm 23.60$  % on the intermediate transect and  $43.83 \pm 29.26$  % on the far transect. *Spicara* spp. (*Spicara maena* (Linnaeus, 1758) and *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758)) were the next most abundant species (between 10.64 and 18.22 % of the total species composition) and finally *Boops boops* (Linnaeus, 1758) (between 9.29 and 14.10 % of the species composition) (Figure 28). In addition, all species from the transect near the outfall were observed on the other transects. Four species (*Dentex dentex*, *Labrus viridis*, *Scyliorhinus canicula*, and *Sphyræna*

*viridensis*) were observed only on the intermediate transect in a very punctual manner (one to two times over all counts), while species *Pagrus pagrus* and *Sparus aurata* were observed only on the far transect.

Indicator species analysis revealed no species significantly associated with any transect.

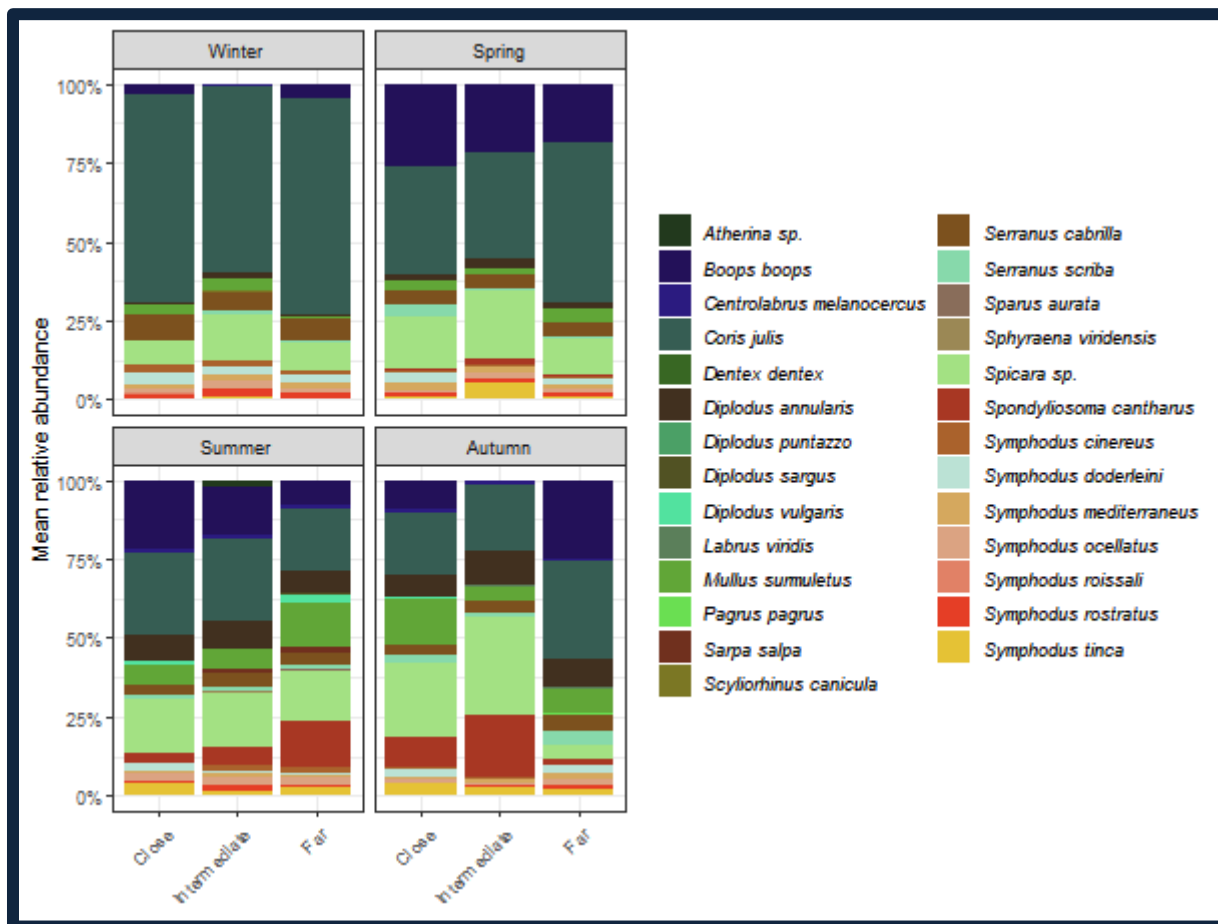


**Figure 28:** Mean abundance (A) and mean relative abundance (B) of species counted at each transect (close, intermediate, and far from outfalls).

### 3.3.2. Per seasons

The PERMANOVA does not show a significant difference in species composition between transects, whatever the season considered (PERMANOVA, p value > 0.05) (Figure 29). In Winter, fish assemblage is mostly composed of *Coris julis* (between 59.11 % and 68.33 %). In Spring, *Coris julis* is still predominant with relative abundances between 33.88 % and 49.38 % but *Boops boops* also has important relative abundances that range between 17.86 % and 26.04 % followed by *Spicara spp.* with relative abundances range between 10.96 % and 21.27 %. In Summer and Autumn, distribution of species is more evenly distributed with *Boops boops*, *Coris julis*, *Spicara spp.*, *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 and *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) representing more than 60 % of species composition.

Indicator species analysis did not reveal any species significantly associated with any of the transects, whatever the season considered.



**Figure 29:** Mean relative abundance of species, according to seasons, counted at each transect (close, intermediate, and far away from outfalls).

## 4. Discussion

In this study, the different transects, more or less distant from the potential contamination source, did not show significant differences in total abundance, diversity indices and specific composition of fish assemblages, whatever fish size-classes or the season considered. Fish assemblage structure varies according to season but in the same way for all the transects, whether they are close or far from the pressure point. Moreover, number of species (27 species) and specific composition, with the dominance of families Labridae and Sparidae, are similar to those obtained by previous authors on no-impacted *P. oceanica* meadows in the western Mediterranean (Bell & Harmelin-Vivien, 1982; Deudero et al., 2008; Guidetti, 2000; Guidetti et al., 1998; Moranta et al., 2006). Fish species are good indicators given their rapid response to environmental disturbances, their mobility allows them to react quickly to an environmental disturbance, by avoidance or attraction in a few days or a few hours (Guidetti et al., 2003), unlike benthic organisms which generally respond more slowly to changes in environmental quality (Guidetti et al., 2003; Pomfret, 1991). In addition, compared to benthic fauna, fish have a relatively simple taxonomy that allows a rapid and reliable identification, which is recognized as an advantage for bio-monitoring studies (Stephens et al., 1988; Warwick & Clarke, 1993).

Some studies have shown a decrease in species richness of more than 60 % near pollution sources (Gray et al., 1992; Smith et al., 1999). However, most of the time significant changes in abundance and trophic structure of fish assemblages are observed, while species richness is not or only slightly impacted (Guidetti et al., 2003; Khalaf & Kochzius, 2002; Ribeiro et al., 2008). For this reason, more complex diversity or community structure indices, such as Shannon-Wiener or Pielou's evenness, seem to be more suitable for characterizing community responses to pollutants (Costello et al., 2001; McKinley & Johnston, 2010; Washington, 1984). Even so, in this study, even these indices do not differ significantly between transects.

Few studies have investigated effluent impacts on fish communities in the Mediterranean Sea. In 1982, Bell and Harmelin-Vivien studied the influence of sewage outfalls on ichthyological populations associated with *Posidonia oceanica* meadows in Marseille (France). The authors observed a greater density of planktivorous fish (*e.g.*, *Boops boops* and *Spicara smaris*) in the vicinity of the outfall compared to a control site located about 2 kilometers away. Similarly in this study, across all transects planktonivorous fish had a high relative abundance in all seasons except winter. Guidetti et al. (2002) also observed that planktivorous fish and POM feeders were more abundant around the outfall, however species richness was about 27 % lower at the impacted site than at the control site while total abundance was 5 to 7 times higher at the outfall site. Moreover, Labridae, Sparids (*Diplodus* genus) and small Serranids appeared to be the most disturbed by the effluent with significantly lower abundances at the impacted site (Guidetti et al., 2002). In addition, Guidetti et al. (2003) showed that fish assemblage structures differed between the impacted and control sites throughout the year except in winter when these differences were reduced. In contrast, the authors find no significant differences in species richness between impacted and control sites. Similarly, in our study, species richness did not show significant differences between transects, regardless of the season considered. In a study to assess the impact of effluent on fish populations in Hawaii (Grigg, 1994), the author concluded that species richness was a poor indicator of the effect of sewage pollution and that changes in the relative abundance of fish were more relevant to define effluent impacts. Indeed, more pollution-tolerant fish such as PLA and POM feeders will tend to aggregate around outfalls due to the increase in nutrients and particulate organic matter introduced into the water column by the outfall effluent (Chabanet et al., 1995 and references therein; Scanes & Philip, 1995).

In view of our results, with the absence of significant difference between transects and the presence of planktonivorous fish on all the transects considered, one of the hypotheses retained to explain these results, is that the zone of influence of the outfall on fish could be wider than the 150 meters. This would explain why no differences are observed between transects, if they are all positioned within the zone of influence of the outfall. Thus, differences in fish assemblage might be more pronounced if the far transect was positioned at a greater distance from the pollution source.

In the scientific literature, effects of sewage outfall have been studied on various assemblages such as hard substrate sessile organisms (Terlizzi et al., 2002); plankton (Bianchi et al., 2003) or parasites (Mackenzie, 1999 and references therein). However,

marine communities most studied in relation to environmental impacts of wastewater are benthic assemblages and particularly soft bottom invertebrates. Assemblage structure is altered, with species tolerant to pollutants found predominantly in the vicinity of outfalls (mainly polychaetes), with a higher total abundance near the effluents related to the increase of tolerant species while diversity and specific richness decrease (Alve, 1995; Barras et al., 2014; Borja et al., 2000, 2003; Del-Pilar-Ruso et al., 2009; Ruso et al., 2007). Sessile invertebrate communities also appear to be more responsive to pollution than fish assemblages, with the diversity response of sessile coral species greater in magnitude than associated fish assemblages (Fabricius et al., 2005; Reopanichkul et al., 2009). These different responses could be explained by the fact that immobility of sessile invertebrates increases their exposure time to pollutants. In addition, many of these organisms are filter feeders with relatively simple diets and easily accumulate contaminants in their tissues and shells (Linton & Warner, 2003; McKinley & Johnston, 2010). Conversely, fish communities, although they may bioaccumulate high concentrations of contaminants due to their high trophic position, have a comparatively more varied diet and may have a greater capacity for physiological resistance and tolerance (Van der Oost et al., 2003; Wirgin & Waldman, 2004). It would be interesting to repeat this study by considering cryptic species (*e.g.*, gobids and blennids) that are site-specific and less mobile, which could allow a more reliable visualization of the differences in abundance attributable to different levels of pollution (Azzurro et al., 2010; Guidetti et al., 2003).

Nevertheless, in this study we believe that the absence of effects identified in relation to sewage outfall is not due to the choice of species monitored. Indeed, several studies have been carried out on the macrofauna of soft bottom substrate and foraminifera along a gradient of sewage outfall in the Bay of Calvi without showing any major disturbance. Water status qualification indices calculated from benthic communities did not show any disturbance with good or high Ecological Quality Status (EQS) values (based on AZTI Marine Biotic Index (AMBI) or Multivariate-AMBI (M'AMBI)), for all stations, including those near the outfall (Donnay et al., 2016). In addition, diversity indices (Shannon, Pielou's evenness, and Rarefaction indices) showed stable trends along the entire gradient transect suggesting that the WWTP had no visible impact on foraminiferal diversity (Gerin et al., 2014). These studies show, on species other than fish and over a wider gradient than considered in this study, an absence of impact of the outfall on benthic fauna, at the community level. So, it is possible that the lack of difference between transects in our study is simply because wastewater does not impact fish communities in the Gulf of Calvi.

Studies that have demonstrated impacts on fish, considered outfalls discharge effluents generated by large cities (Marseille, 1 million inhabitants in 1982) or in areas with more inhabitants per year than in our study area (30,000 and significantly more in summer for Guidetti et al., 2002, 2003) with furthermore recurrent technical problems often preventing complete treatment (Guidetti et al., 2002, 2003). Each sewage outfall is a special case depending on its location on the coast, its depth, the flow rate of the effluent, the date of installation and improvements made, the type of treatment and the frequency of untreated discharges during heavy rainfall or maintenance procedures. Although

highly concentrated discharges (black effluent with macro-waste and organic particles) were observed on two occasions during our study, these events remain rare. Nutrient measurements at the outfall site compared to a reference site located 2 km away in the Bay of Calvi, showed significantly higher values (about 2 fold) of ammonium, phosphate, nitrate, and silicate at the outfall site compared to the control site (Iborra et al., unpublished data). However, these characteristics do not appear to degrade the environment in a prolonged manner, as evidenced by our results and the previously cited studies on benthic macrofauna conducted at the same sites. The Bay of Calvi is widely open to the north with a submarine canyon dropping to more than 100 m at the exit of the bay. It is recognized that submarine canyons facilitate exchanges between coastal environment and open ocean thanks to upwelling of deep water and downwelling of surface water, which at the same time carries contaminants, nutrients, and sediments (Frankignoulle & Bouqueneau, 1990; Skliris et al., 2002). Moreover, local hydrology of the bay is marked by some specific wind regimes, by a currentology composed of two opposing gyres present in the Gulf of Calvi as well as a relatively large bathymetry due to the absence of a continental shelf around Corsica (Norro, 1995; Skliris et al., 2001). Water renewal of the bay is then ensured by all these processes which could promote the elimination of contaminants and thus a reduced impact of sewage effluents on marine environment. Thus, the absence of significant differences in the different ichthyological metrics between the transects studied in this study could simply be related to a very weak influence of this outfall.

Through the bibliography conducted for this study, we were surprised to find that few studies (four to our knowledge) have been conducted on sewage effluents impacts on ichthyological communities in western Mediterranean. Furthermore, ecological impacts of marine pollution may be overestimated due to the tendency of journals to publish studies that find significant ecological impacts (Johnston & Roberts, 2009).

## 5. Conclusion

Finally, this study has highlighted that sewage outfall impacts on fish assemblage structure are very different from one WWTP to another. Many factors (*e.g.*, effluent treatment, outfall flow, area hydrology) may condition environmental impacts of this anthropogenic pressure and targeted studies need to be conducted to better understand local impacts on marine ecosystems. Although no effects on fish assemblages were noted at community level in this study, it appears that the *P. oceanica* meadow located near the outfall is still damaged by discharged wastewaters (*pers. com.*). The vitality of the *P. oceanica* meadow is essential for this endemic species, which is already subject to numerous anthropic pressures (*e.g.*, climate change, boat anchoring, invasive species), and for all ecosystem services related to meadows (*e.g.*, habitat, fish nursery, coast protection against erosion, carbon sink). In addition, seagrass beds have been shown to reduce up to 50% relative abundance of bacterial pathogens capable of causing disease in humans, invertebrates, and fish (Lamb et al., 2017). There is thus a need for continued monitoring of effluent impacts whether on habitat or associated faunal communities.



Indeed, ever-increasing development of coastal areas as well as increasing temperature will affect quantity, toxicity, and bioavailability of some contaminants (Sokolova & Lannig, 2008). Ecosystems subject to pollution must therefore be considered more vulnerable and efforts must be made to reduce or further improve the impacts of contaminants on all ecosystem compartments that are essential to each other.

**Author Contributions:** Laura Iborra: Funding acquisition, Conceptualization, Methodology, Data curation, Formal analysis, Investigation, Visualization, Writing - original draft preparation. Michel Marengo: Data curation, Writing - review & editing. Pierre Lejeune: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Sylvie Gobert: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Philippe Cuny: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing.

**Acknowledgments:** This work was supported by the Territorial Collectivity of Corsica and the Rhône-Mediterranean and Corsica Water Agency, as part of the STARECAPMED project research (STation of Reference and REsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystem Drifts). This study was carried out as part of Laura Iborra's PhD thesis (in progress), funded by the National Association for Research and Technology (ANRT), by the CIFRE subvention, in co-supervision between Aix-Marseille University, Liège University and STARESO. We thank the STARESO team for counting fish in 2019, 2020 and 2021. This paper has the MARE number MARExxx.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.





# CHAPITRE IV :

## La pression de l'aquaculture de la baie de Calvi



# Chapitre IV : La pression de l'aquaculture de la baie de Calvi

**Does small-scale marine fish farming production significantly affect wild fish?**

**A case study in the NW Mediterranean Sea**

**Laura Iborra<sup>1,2,3\*</sup>, Michel Marengo<sup>1</sup>, Pierre Lejeune<sup>1</sup>, (Eric Durieux?), Philippe Cuny<sup>3</sup> and Sylvie Gobert<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup> STARESO - Pointe de la Revellata - BP33 - 20260 Calvi - France; iborra.laura@gmail.com

<sup>2</sup> Laboratoire d'Océanologie - Centre MARE - UR FOCUS- Université de Liège - Sart Tilman - B6c - 4000 Liège - Belgium

<sup>3</sup> Aix Marseille Univ., Université de Toulon, CNRS, IRD, MIO, - OCEANOMED bât. Méditerranée - LUMINY - 163 Avenue de Luminy - Case 901 - 13009 Marseille - France

\* Contact: iborra.laura@gmail.com

## **Abstract**

To compensate for the decline of world fish stocks, marine aquaculture has widely developed in recent decades. It is therefore necessary to know the impact of these infrastructures on the environment and on wild fish populations. Although large-scale aquaculture operations have been extensively studied (e.g., salmon farms in Norway), few studies have focused on the production of small-scale aquaculture units. In this research, the objective is to study ichthyological populations along a small-scale marine fish farming production pressure gradient in order to determine the impacts on wild fish in the vicinity of this small aquaculture farm, which produces only 8-10 t per year of sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). Thus, the aims of this study are (i) to identify the effect of cages on wild fish populations, (ii) to determine the effect of the radius of the cages on wild populations (iii) to determine if the effect is similar during every season. To do this, wild fish counts were carried out using Underwater Visual Census (UVC). Three transects of 50 m length and 2 m width were drawn close to the aquaculture (0-50 m from the cages), at intermediate distance from the cages (50-100 m) and at a farther distance from the cages (100-150 m) every season for two years. Our results clearly demonstrate the ability of a small marine farm to attract wild fish populations to the vicinity of the

cages. Total abundance and specific richness are significantly higher close to the cages compared to those at intermediate and farther distances. Total abundance around the cages is about 5 times higher than the abundance observed at intermediate or far distance from the cages. However, this attraction was very localized (< 50 m) with a sudden decline rather than a gradient. In our study species richness remained higher around the cages throughout the seasons. Seasonal variation did not significantly affect total abundance, indicating presence of resident species around the cages. The dominant species around the cages vary according to the ecological preferences of the species concerned. However, *B. boops*, *O. melanura* and *D. sargus* are the most strongly associated with the close farm transect. Finally, the low number of cages and the low density of fish per cage surely contributes to reducing the impact on wild fish populations. Small-scale aquaculture operations, with high quality requirements, could therefore be a good compromise for the development of a more sustainable aquaculture.

**Key words:** Aquaculture, Marine fish farming; Small scale production; Wild fish populations; Anthropogenic pressures; Mediterranean Sea

## 1. Introduction

It is estimated that the world population will reach 9 billion by 2040 (UN, 2019). World population growth is one of the main causes of the global changes we are facing (Ripple et al., 2019). Indeed, the concomitant increase in human activities is altering terrestrial and marine ecosystems in a major and lasting way (Halpern et al., 2019, 2008). Growth in the world population has also led to an increased demand for food, both for human and animal consumption. Food consumption of fish has increased from 9.0 kg in 1961 to 20.5 kg in 2018 (FAO, 2020). This development has led to an overexploitation of fish stocks in the world and particularly in the Mediterranean Sea, with 75% of fish stocks being exploited unsustainably (FAO, 2020). In this context, aquaculture, farming of aquatic organisms (*e.g.* fish, molluscs, crustaceans, aquatic plants), has great potential to provide sustainable sources of fish food, thus playing a key role in food security, nutrition, employment and economic development (Béné et al., 2015; Massa et al., 2017; Mohanty et al., 2019).

However, farming finfish may also have adverse effects on marine ecosystems. Negative impacts of aquaculture are multiple and particularly affect benthic ecosystems, such as *Posidonia oceanica* meadows, both directly (*e.g.* shading, organic and inorganic enrichment of the environment) and indirectly (*e.g.* overgrazing) (Boudouresque et al., 2020). Indeed, marine aquacultures cause discharges of nutrients (*e.g.* nitrogen, phosphorus) (Dosdat, 2001; Holmer et al., 2007; Holmer and Kristensen, 1992; Nickell et al., 2003), particulate carbon (*e.g.* faecal pellets and uneaten feed) (Fernandes et al., 2001; Holmer et al., 2007; Kutti et al., 2007; Valdemarsen et al., 2009; Wu, 1995) and chemicals

(*e.g.* copper in antifouling treatments and drug disease treatment) (Kalantzi et al., 2021; Rigos et al., 2010; Sapkota et al., 2008). Nutrient discharges can be detrimental to species richness and biodiversity of oligotrophic environments, particularly those that support endemic species (Tičina et al., 2020). However, the release of uneaten feed, combined with the physical structure of the cages, also attracts wild fish species in their immediate vicinity, thus altering natural distribution patterns (Dempster et al., 2010a; Holmer, 2010). Food supply provides wild fish with a direct trophic supplement (Arechavala-Lopez et al., 2010; Bagdonas et al., 2012; Ballester-Moltó et al., 2015; Callier et al., 2018; Fernandez-Jover et al., 2007b, 2008, 2011; Uglem et al., 2009, 2014) while the cage structures provide habitat for organisms which in turn attract other species (Bacher et al., 2012; Boyra et al., 2004; Dempster et al., 2009, 2010a; Fernandez-Jover et al., 2008; Oakes and Pondella, 2009; Sanchez-Jerez et al., 2011, 2011; Sudirman et al., 2009; Tuya et al., 2006; Valle et al., 2007).

The impact of fish farms varies from one concession to another depending on the production system, site characteristics, hydrodynamics, species farmed, feed used and receiving ecosystem sensitivity (Holmer et al., 2008; Marino et al., 2011; Massa et al., 2017; Sarà et al., 2006). Most studies compared fish assemblages under the cages to a much more distant control site, and only a few studies considered the distance factor when examining the effect of the cages (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2010a). In addition, most studies focused on large mariculture, with a significant annual production (> 100 t/year). Moreover, species composition and abundance of wild farm aggregated fish can differ significantly among farms, depending on the farm characteristics and season (Bacher et al., 2012; Fernandez-Jover et al., 2008).

Consequently, for a sustainable development of the aquaculture industry and for efficient management of marine areas, specific knowledge of interactions between aquaculture and environment is essential. To this end, further studies in different regions are particularly needed to better understand the interactions between fish farming and wild fish populations.

In 2016, 4,920 tons of farmed marine fish were produced in the French Mediterranean Sea, mainly sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), gilthead sea bream *Sparus aurata* Linnaeus, 1758 and meagre *Argyrosomus regius* (Asso, 1801) (Mariojouis and Girard, 2020). Corsica, located in the north-western basin of the Mediterranean Sea, is regarded as the French region with the greatest growth potential in marine fish farming. The good natural conditions (*e.g.* long coastline and good water quality) allow production of about 1,000 tons of fish per year, of which 90 % are exported nationally or internationally (Préfecture de Corse, 2015; Mariojouis and Girard, 2020). In the bay of Calvi, the Spano marine farm has been raising sea bass (*Dicentrarchus labrax*) since the 90s on a small area of sea (about 0.5 hectare). The Spano marine farm is also a member of the Syndicat des Aquaculteurs Corses (Corsican Fish Farmers' Union), which is part of a recognized quality approach (*e.g.*, environmental monitoring of the farms, parasite monitoring of the fish, obtaining the Label Rouge) (Préfecture de Corse, 2015).

In this research, the objective is to study ichthyological populations along a **small-scale marine fish farming production** pressure gradient in order to determine the impacts on wild fish in the vicinity of a small aquaculture farm, that produces only 8-10 t per year of sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). This study aims (i) to identify the effect of cages on wild fish populations, (ii) to determine the effect of the radius of the cages on the wild populations and (iii) to determine if the effect is similar in all seasons.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Sampling site

The study was conducted in the Gulf of Calvi (Corsica, France), in the southeastern part of the gulf where the marine farm is located (42.565890 N, 8.780701 E). This aquaculture has been installed since 1993, about 2 km away from the coast, on a 22 m deep bottom. The substrate consists of a *Posidonia oceanica* meadow, except under the cages where the substrate is mostly sandy. The aquaculture farm is composed of 8 cages (of 10 m in diameter) of 800 m<sup>3</sup> in total, producing up to 10 tons of seabass (*Dicentrarchus labrax*) per year. The fish farm has the Label Rouge (since 2014) and organic (since 2018) labels which define maximum density per cage at 20 kg of fish/m<sup>3</sup>. Fish are generally fed once a day, preferably in the morning, but feeding frequency can vary greatly depending on the weather (conditioning access to the site) and can sometimes take place only once a week (pers. comm.).

### 2.2. Fish data

Wild fish counts were carried out using Underwater Visual Census (UVC). Three transects of 50 m length and 2 m width were drawn near the aquaculture (0-50 m from the cages), at intermediate distance from the cages (50-100 m) and far from the cages (100-150 m). These transects are referred to as 'Close', 'Intermediate' and 'Far' in the study. The transect counts made it possible to count 37 fish species classically found in the bay of Calvi (Marengo et al., 2021) belonging to 12 families (see the list in Appendix A3) and to estimate their size (at  $\pm 2$  cm for size between 0 et 30 cm,  $\pm 5$  cm for size between 30 and 100 cm, and  $\pm 10$  cm for size above 100 cm, precision evaluated from training on fish shapes positioned underwater). The counts were carried out simultaneously by the same three trained and intercalibrated divers. All counts were carried out between 8:00 a.m. and 10:00 a.m. to limit bias due to daytime disturbance. Counts were conducted once a month (except in March 2020 due to technical reasons) between June 2019 and July 2021. A total of 73 counts were conducted on each transect (219 in total).



## 2.3. Data analysis

Data treatment, plots and statistical analyses were conducted using R version 3.5.3. Plots were created with the ggplot2 package. For all tests, p value < 0.05 was considered as a statistically significant difference.

Differences in total abundance (all species combined) between transects were analyzed by different factors. The study design incorporates three factors: the impact of the fish farm (close, intermediate, and far transect), the season (spring, summer, autumn and winter) and fish size classes (small, medium, large). The size is estimated along three classes whose delimitation varies based on the species (Bell and Harmelin-Vivien, 1983; Francour, 1984; Harmelin-Vivien et al., 1985). Francour (1990) defines these limits as being equal to 1/3 of the maximum size. Maximum length of each species was obtained from fishbase.org. Seasons are defined according to the months of the year: the spring season corresponds to April/May/June with a mean water temperature of  $15.74 \pm 1.94$  °C, the summer corresponds to July/August/September with a mean temperature of  $23.28 \pm 2.12$  °C, autumn corresponds to the months of October/November/December with a mean temperature of  $18.17 \pm 2.12$  °C and winter to the months of January/February/March with a mean water temperature of  $13.80 \pm 0.40$  °C). Water temperature was systematically recorded during the counts performed.

Differences in alpha diversity between transects were also studied. To do this, the specific richness, the Shannon-Wiener index and the Pielou evenness index were calculated with the vegan package (Oksanen et al., 2013). The Shannon index was preferred to the Simpson index because it tends to be more sensitive to rare species in a community (Nagendra, 2002) therefore complementing the information on species richness.

Changes in total abundance and diversity indices between transects were compared with a Kruskal-Wallis test using the Kruskal test function, with Bonferroni correction, on raw data since they all followed a non-normal distribution (Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ) even after transformations. The Kruskal-Wallis test, if significant ( $p$  value < 0.05) was followed by post hoc Dunn's test to verify differences across transects.

Then, the relative specific compositions of the fish assemblages were analysed. The relative abundance was calculated for each species and for each count as follows:

$$\frac{\text{Total number of individual species}}{\text{Total number of species population}} \times 100 \%$$

Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) was used to have a graphic ordination representation of differences in fish community composition according to the distance from the pressure point. NMDS was performed on the community relative abundance matrices using the "metaMDS" function of the "vegan" package with Bray-Curtis dissimilarity index (Borcard et al., 2011). Then, permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) using « adonis » function of « vegan » package (with 999 permutations and the Bray method) was computed to test the influence of the impact factor at the 3 levels of proximity (close, intermediate, and far). Afterwards, contrast

methods were applied to test the pairwise differences between different levels of the factor using the “pairwise.adonis” function.

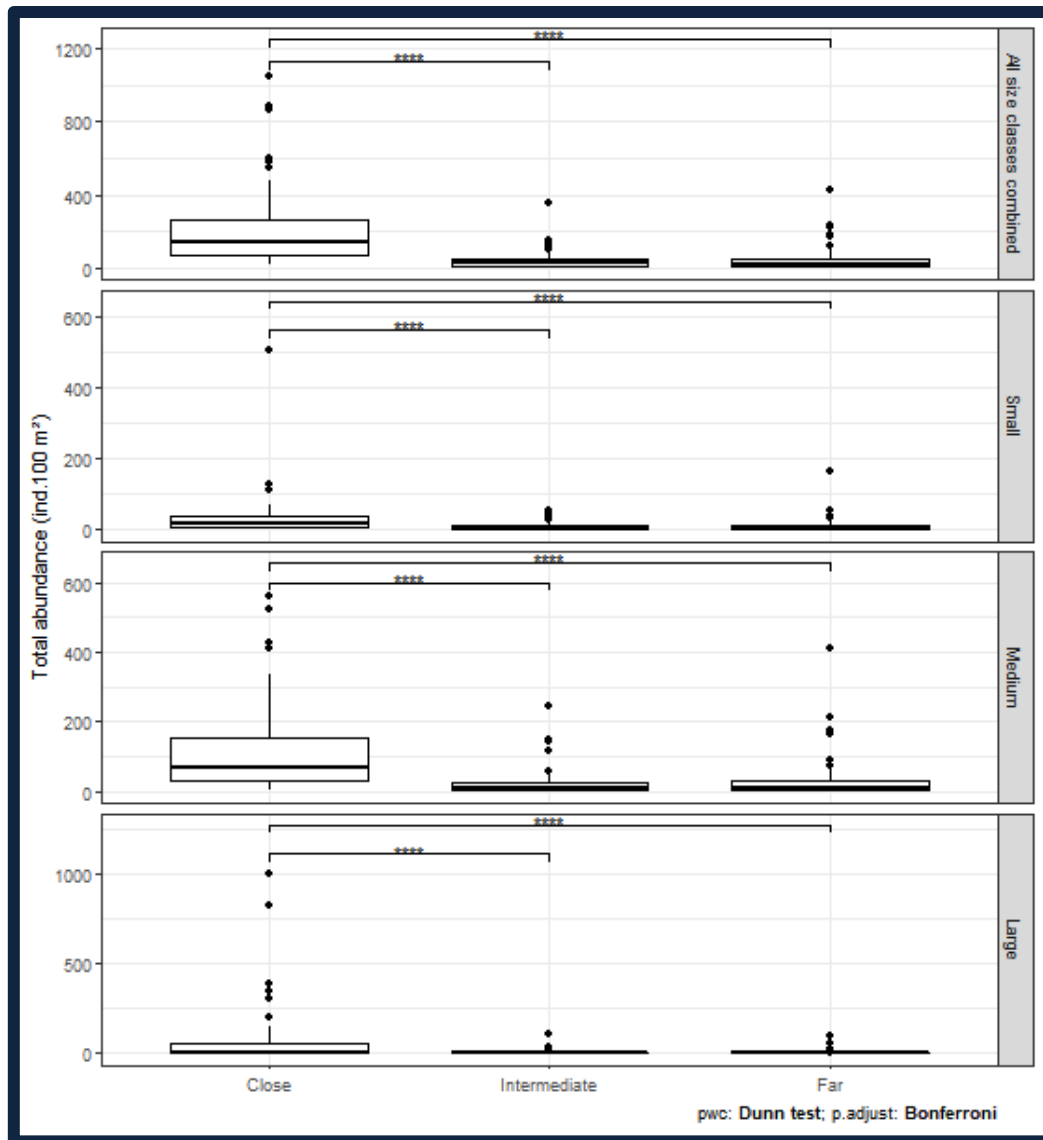
Finally, we performed an indicator species analysis to determine if some species are characteristic of specific sample groups (Dufrière and Legendre, 1997). Indicator species are defined as "species that are used as ecological indicators of community or habitat types, environmental conditions, or environmental changes" (De Cáceres et al., 2010). The indicator value of a species (IndVal) for a given group is defined as the product of two quantities, A and B. For abundance data, quantity A is defined as the mean abundance of the species in the target group divided by the sum of the mean abundance values over all groups. Quantity B is defined as the relative frequency of occurrence of the species in the target group (Cáceres and Legendre, 2009; De Cáceres et al., 2010). The indicator values are then tested by 999 permutations to identify characteristic members of the group. Corrections for multiple testing were applied with Holm correction.

## 3. Results

### 3.1. Total abundance

#### 3.1.1. Full year comparison

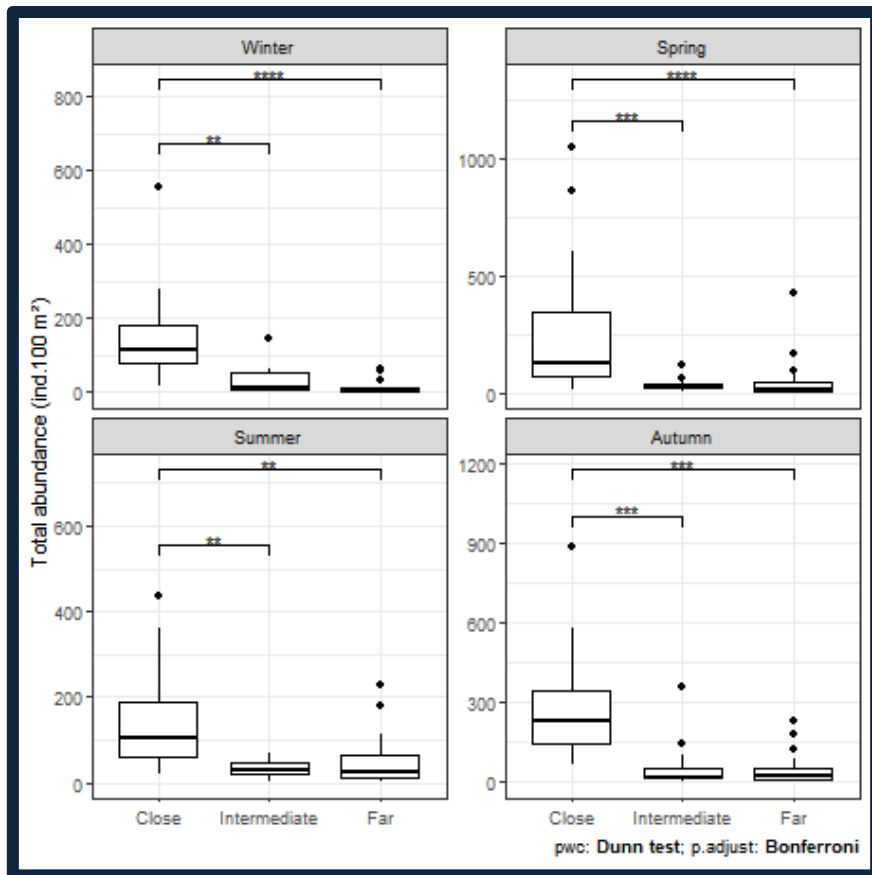
The most common families were Sparidae (13 species) and Labridae (12 species). All species were identified around the fish farm, except for 4 species that were only observed at intermediate or far transects: *Pomadasys incisus* (Bowdich, 1825), *Ctenolabrus rupestris* (Linnaeus, 1758), *Labrus viridis* Linnaeus, 1758 and *Scyliorhinus canicular* (Linnaeus, 1758). The transect closest to the fish farm clearly presented a higher number of fish than the intermediate and far transects. Indeed, total abundance (all species combined) of the close transect was significantly higher than the intermediate (Dunn's test, p value < 0.00001) and far transects (Dunn's test, p value < 0.00001), with a mean of 209.74/100 m<sup>2</sup> ( $\pm$  204.57) individuals/100 m<sup>2</sup> compared to 38.33/100 m<sup>2</sup> ( $\pm$  49.00) individuals for the intermediate transect and 44.81/100 m<sup>2</sup> ( $\pm$  68.44) individuals for the far transect. Total abundance of intermediate and far transects did not differ significantly (Dunn's test, p value = 0.602). Total abundance of small, medium, and large individuals showed the same pattern, with significantly more individuals on close transects, and no significant difference between intermediate and far transects (Figure 30). In addition, the close farm transect is characterized mainly by medium and large individuals, while intermediate and far transects are characterized by small- and medium-sized individuals.



**Figure 30:** Total abundances, according to size categories, of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol indicates significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

### 3.1.2. Season comparison

Total abundance (all species combined) is always significantly higher on close farm transects than on other transects, regardless of the season considered (Figure 31). The total abundance does not show a significant difference between the four seasons, regardless of the transect and size classes (Dunn's test,  $p$  value  $> 0.05$ ). Maximum mean abundance was found in autumn for close and intermediate transects (276.44/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 201.16$  and 54.00/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 85.96$ , respectively) and in spring for far transects (55.95/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 98.14$ ). Mean abundance is minimal in winter for the middle and far transects and in summer for the close transect.

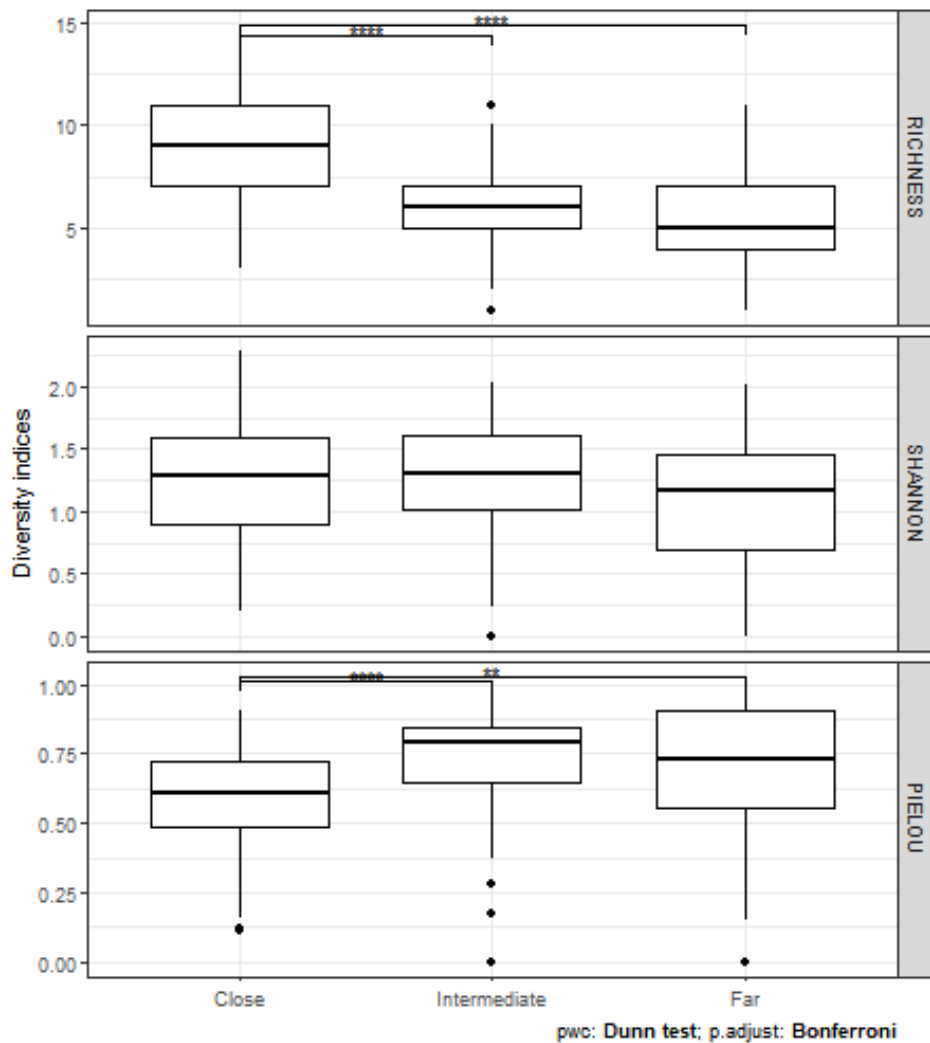


**Figure 31:** Total abundance of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes) according to the season. The asterisk symbol indicates significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

## 3.2. Diversity indices

### 3.2.1. Full year comparison

Species richness was significantly higher (Dunn's test,  $p < 0.0001$ ) on the close farm transect (9.11/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 2.77$  species in mean) compared to the intermediate (5.89/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 2.15$  species in mean) and far transects (5.11/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 2.15$  species in mean). Concerning the Shannon index, there is no significant difference between transects. The Pielou index was significantly higher for the intermediate (0.71/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 0.23$ ) and far (0.67/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 0.29$ ) transects compared to the close farm (0.58/100 m<sup>2</sup> SD:  $\pm 0.19$ ) transect (Dunn's test,  $p$  value  $< 0.0001$  and  $p$  value = 0.001, respectively), indicating that species abundance in intermediate and far transects are more evenly distributed than those in the close farm transect (Figure 32).

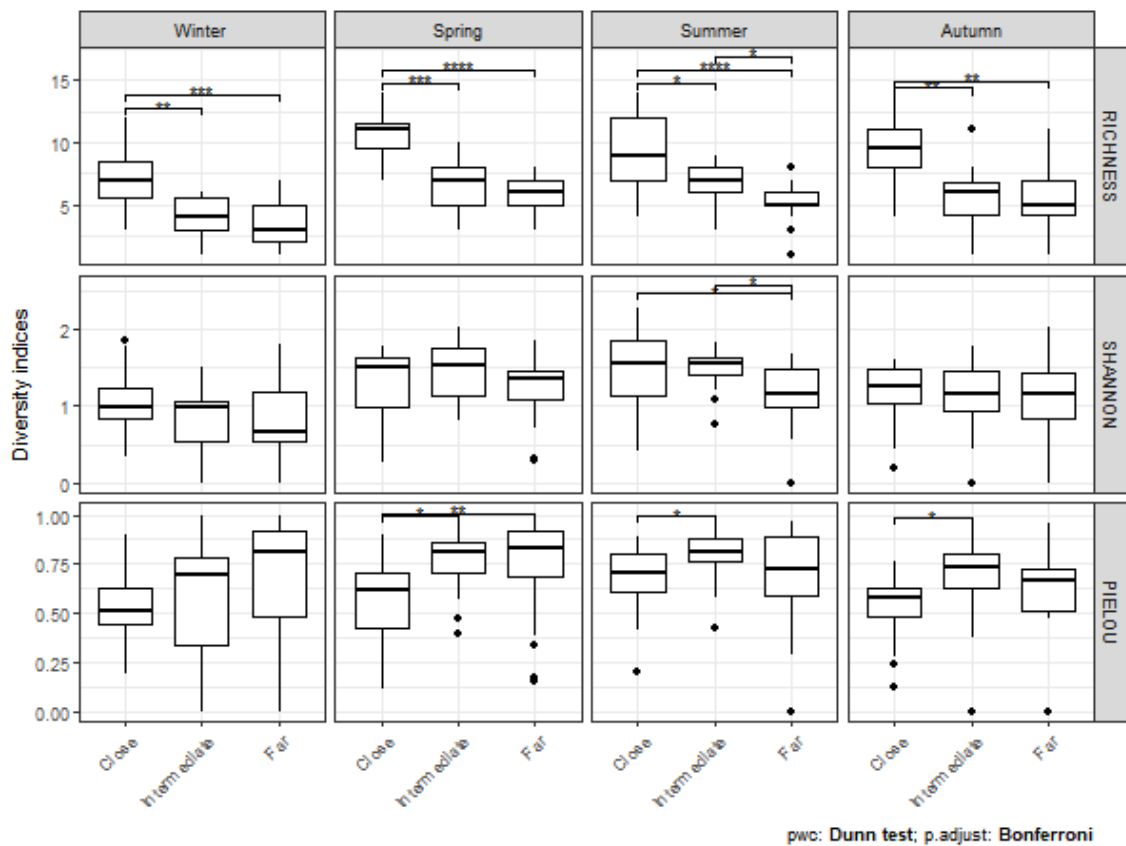


**Figure 32:** Alpha diversity indices on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol indicates significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

### 3.2.2. Season comparison

Regardless of the season, species richness is always significantly higher on the close farm transect than on the intermediate and far transects (Dunn's test,  $p$  value  $< 0.05$ ) (Figure 33). The intermediate and far transects did not show any significant difference, except in summer when species richness was higher on the intermediate transect than on the far transect (Dunn's test,  $p$  value = 0.042). Mean number of species observed per season varied between 7.27/100 m<sup>2</sup> and 10.53/100 m<sup>2</sup> for the close farm transect, 3.93/100 m<sup>2</sup> and 6.89/100 m<sup>2</sup> for the intermediate transect and 3.33/100 m<sup>2</sup> and 5.95/100 m<sup>2</sup> for the far transect, with the lowest values being recorded in winter. Regarding the Shannon index, no significant difference was observed, except in summer where Shannon indices of close and intermediate transects are significantly higher than for the far transect (Dunn's test,  $p$  value = 0.016 and  $p$  value = 0.018, respectively).

Concerning the Pielou index, in spring, Pielou indices of the close cage transect are significantly lower than the intermediate and far transects (Dunn's test, p value = 0.010 and p value = 0.009, respectively). In summer and autumn, Pielou indices of the close farm transect are significantly lower than those of the intermediate transect (Dunn's test, p value = 0.036 and p value = 0.025, respectively) (Figure 33).



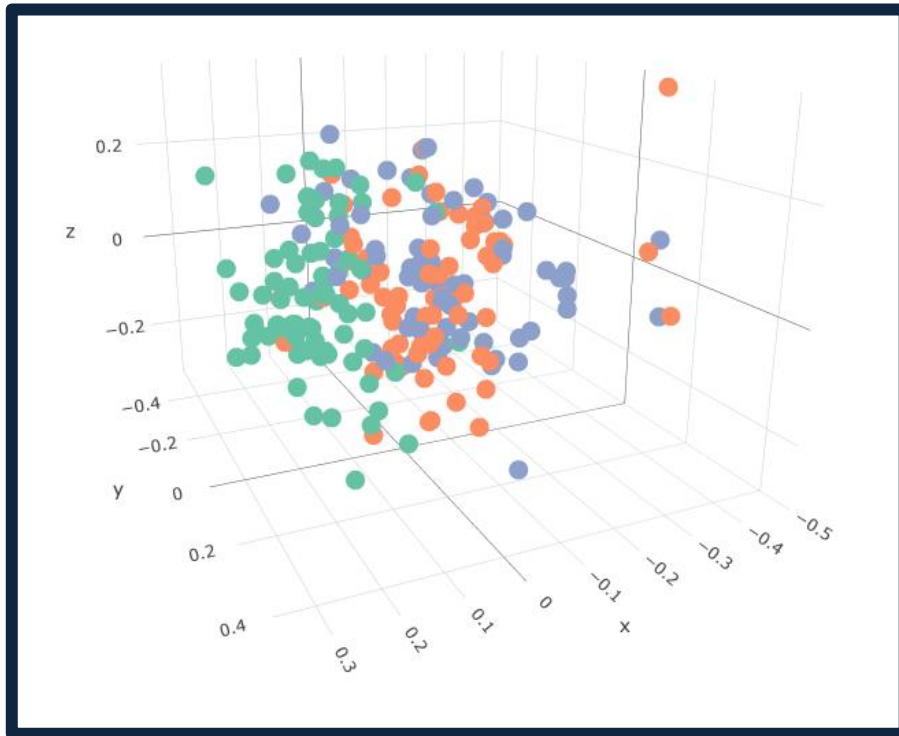
**Figure 33:** Alpha diversity indices, according to seasons, on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol indicates significant transect differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

### 3.3. Fish species composition

#### 3.3.1. Full year comparison

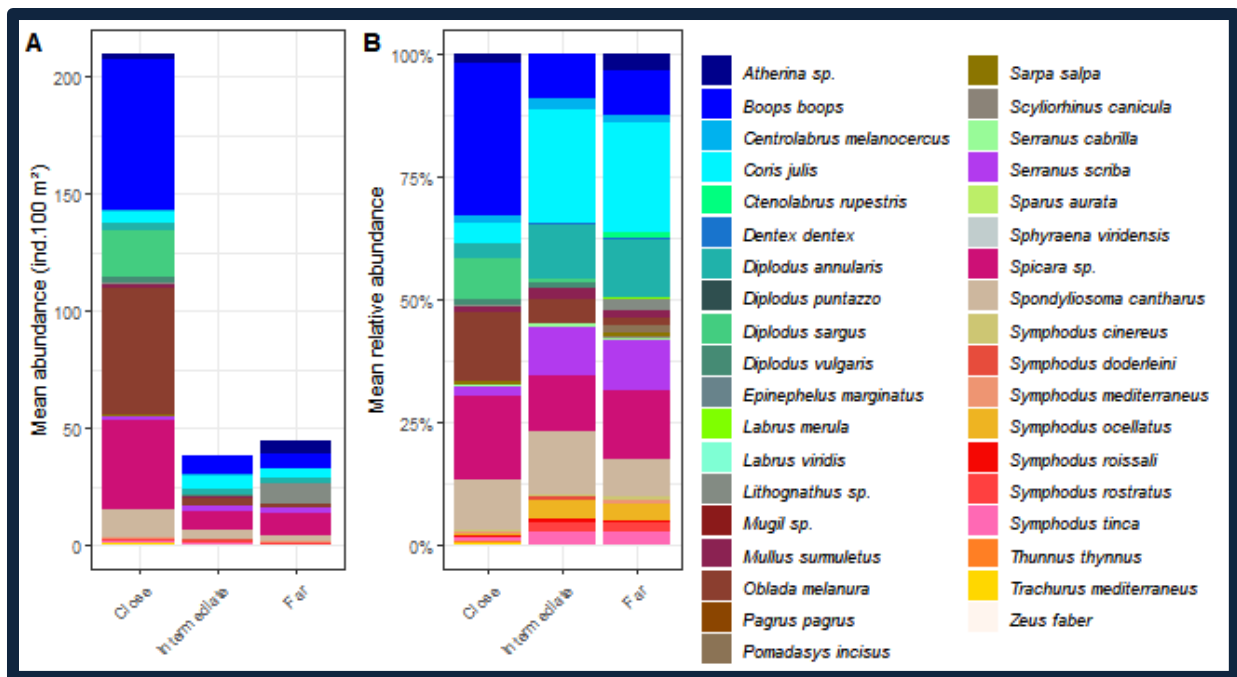
Non-Metric Multi-Dimensional Scaling (nMDS) plot shows a distinction between the closest transect on one hand and the intermediate and far transects on the other hand (Figure 34). This is confirmed by the PERMANOVA, which reveals that specific composition of fish assemblage differs significantly between transects (PERMANOVA,  $p = 0.001$ ). The pairwise comparison test shows that fish assemblage is significantly different between the close farm and intermediate transects (pwc, p value = 0.003) as well as between the close farm and far transects (pwc, p value = 0.003). In contrast, there was no significant difference in species composition between intermediate and far transects

(pwc, p value = 0.750). Similar inter-transect differences are observed for the small, medium and large size categories.



**Figure 34:** nMDS plot showing fish assemblage differences between close farm transect (in green), intermediate transect (in orange) and far transect (in purple). 3d stress: 0.15

According to an indicator value analysis performed on relative abundances, among the 37 species recorded, 6 showed a significant association with a transect or a combination of transects. Species significantly associated with the close farm transect were *Boops boops* ( $31.29 \pm 28.59$  %), *Oblada melanura* ( $14.09 \pm 22.56$  %) and *Diplodus sargus* ( $8.46 \pm 20.57$  %). Although *Spicara spp.* represents a high proportion of species composition in the close farm transect, their abundance on intermediate and far transects does not allow them to be significantly associated with any particular transect. Species significantly associated with intermediate and far transects were *Coris julis* ( $23.13 \pm 21.37$  % and  $22.53 \pm 26.90$ , respectively), *Diplodus annularis* ( $11.11 \pm 19.65$  % and  $11.82 \pm 19.77$ , respectively) and *Serranus scriba* ( $10.10 \pm 11.96$  % and  $10.37 \pm 17.08$ , respectively) (Figure 35).

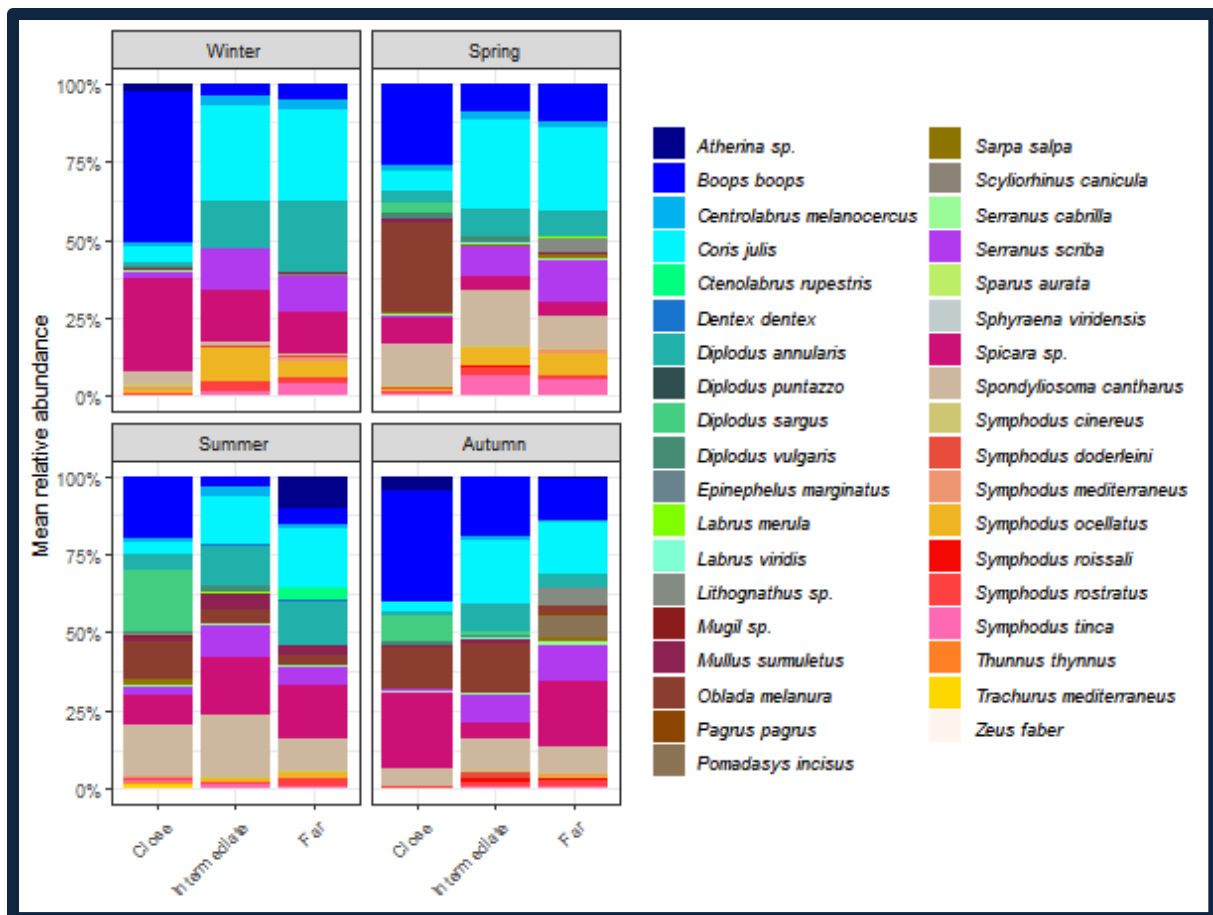


**Figure 35:** Mean abundance (A) and mean relative abundance (B) of species counted within each transect (close, intermediate and far from cages).

### 3.3.2. Season comparison

Indicator value analysis reveals that intermediate and far transects are characterized by the species *Coris julis*, *Serranus scriba* and *Diplodus annularis*, regardless of the season considered. For the close farm transect, 3 species are significantly associated but vary based on the season. In winter, *Boops boops* is indicative of the close farm transect while *Oblada melanura* is indicative in spring and *Diplodus sargus* in summer. In autumn, no species is significantly associated with the close farm transect (Figure 36).





**Figure 36:** Mean relative abundance of species counted for each transect (close, intermediate and far away from cages), based on the season.

## 4. Discussion

### 4.1. Aggregation around the cages

The aggregation of wild fish around fish farm cages has been the subject of several studies (*e.g.*, Callier et al., 2018; Dempster et al., 2004, 2002; Tuya et al., 2006). However, the farms studied are generally industrial-scale aquaculture facilities, producing hundreds of tons of fish, fed with large quantities of commercial feed. In contrast, the aquaculture studied here is a small-scale family farm producing less than 10 tons per year of fish.

Our results clearly demonstrate the ability of a small marine farm to attract wild fish populations to the vicinity of the cages. Total abundance and number of species is significantly higher near the cages compared to an intermediate and far distance from the cages. This observation echoes other studies that have demonstrated marine farms attract various organisms (fish, invertebrates, marine mammals and birds) (Boyra et al., 2004; Machias et al., 2004; Dempster et al., 2010b, 2009; Holmer, 2010; Bonizzoni et al., 2014; Díaz López, 2017). The attraction of wild fish to marine farms can be associated with a variety of mechanisms. First, aquaculture provides wild fish with a considerable quantity

of food through food waste and fecal pellets from farmed fish (Ballester-Moltó et al., 2015; Dempster et al., 2010b; Fernandez-Jover et al., 2011, 2008, 2007b, 2007a). In addition, the effect of the physical structure of cages in the water column, combined with the fouling community, act as a Fish Concentration Device (FAD) (Dempster et al., 2004; Machias et al., 2004; Sanchez-Jerez et al., 2011). Lastly, wild fish, particularly high trophic level fish, may also be attracted by the presence of fish in cages and/or the aggregation of forage fish around the cages (Arechavala-Lopez et al., 2015; Bayle-Sempere et al., 2013).

In this study, a total of 33 species from 10 different families were spotted around the marine farm cages, which is similar or even higher than the number of species aggregated around cages in other studies conducted in the western Mediterranean (27 species for Dempster et al., 2002; 23 species for Ballester-Moltó et al., 2015; 33 species for Fernandez-Jover et al., 2008). In contrast, aggregation is significantly lower than that observed in other studies. Indeed, here the total abundance around the cages is about 5 times higher than the abundance observed at an intermediate or far distance from cages. However, other studies carried out on larger aquaculture farms show abundances that are tens or hundreds of times higher than the control sites (52 to 2,837 times higher, Dempster et al., 2004; 301 to 505 times, Valle et al., 2007). As discussed above, the combination of persistent artificial food supply, possible chemical attraction of farmed fish, and physical cage structure strongly influences the attraction effect around the cages. The aquaculture farm studied here is a small structure with only 8 cages. In addition, the marine farm studied complies with the Label Rouge label which stipulates that the cages should not contain more than 20 kg/m<sup>3</sup> of fish, which further reduces the number of fish in the cages and thus the quantity of food distributed. The lower aggregation observed around the cages compared to larger marine farms could therefore be explained by these factors. This hypothesis is supported by Dempster et al., 2002, who showed that counts around farms with the greatest number of cages, and thus more fish in cages and uneaten food, tend to present higher abundance and biomass.

However, this attraction was very localised (< 50 m) with a sudden decline rather than a gradient. Indeed, intermediate and far positions do not show significant differences between them either in diversity or species composition or even in abundance. These observations are similar to previous studies with bigger fish farms (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2010b, 2009).

Aggregations of wild fish around aquaculture farms is a well-known phenomenon that would mitigate potentially negative impacts of aquaculture activities (Bayle-Sempere et al., 2013; Vita et al., 2004). Indeed, a recent study showed that aggregated wild fish can remove up to 25% of particulate waste from the marine farm, depending on the biomass and assemblage of wild fish around the cages (Ballester-Moltó et al., 2017). Thus, the consumption of food scraps by wild fish would reduce the negative impact of organic discharges that can be detrimental to the seabed biocenosis. However, wild fish also increase nitrogen and carbon loads to the water column through fecal leaching, which affects the pelagic system and waste dispersal (Fernandez-Jover et al., 2007b). Aggregation of wild fish around cages also promotes interactions between farmed and wild fish. These interactions can lead to different environmental risks. One of the main

risks are genetic interactions between escaped farmed organisms and wild fish communities (Grigorakis, 2010). Spontaneous reproduction of farmed fish can also lead to genetic contamination in the marine farm environment through the release of gametes (Dimitriou et al., 2007). Mediterranean marine aquaculture is dominated by open cage systems and, therefore, the possible flow of pathogens from farmed to wild organisms, and vice versa, is inevitable (Grigorakis and Rigos, 2011). Finally, chemicals from feed, structural maintenance and farmed fish health are frequently found in the water column and sediments in the vicinity of aquaculture cages (*e.g.*, heavy metals, antibacterial drugs, organochlorine compounds) (Basaran et al., 2010; Belias et al., 2003; Costello et al., 2001; Rigos & Troisi, 2005; Sapkota et al., 2008).

In addition, since fishers (professional and recreational) cannot fish below and in the immediate vicinity of fish farms, these serve as small marine protected areas. However, aggregation of wild fish, like the protection, is very localised (a few dozen meters). High trophic level species (*e.g.*, *Thunnus thynnus*, *Seriola dumerili*, *Coryphaena hippurus*), with high commercial value, are present occasionally and back-and-forth movements are therefore frequent. The attraction effect of cages is well known to local fishermen who regularly fish around the concession (Iborra et al., unpublished data) which could increase the vulnerability of the aggregated fish to fishing activities. Several studies have demonstrated inward-outward movements of some species (Arechavala-Lopez et al., 2010; Uglem et al., 2009). These movements do not occur in high densities or in a synchronised manner, which would not allow for an effect on catchability of the fishery even though fishing effort is greater in the vicinity of the marine farm (Bacher and Gordo, 2016). Nevertheless, the influence of farms on wild fish can vary significantly from one concession to another, which could also be the case regarding the interaction between aggregated wild fish and local fisheries (Bacher and Gordo, 2016). Studying this phenomenon would be interesting.

## **4.2. Composition of the aggregated wild fish assemblage around cages**

In general, wild fish assemblages aggregated around marine farms are mainly dominated by a few species (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2009, 2004; Fernandez-Jover et al., 2008; Valle et al., 2007) which can alleviate the positive effect of the artificial habitat created by the cage structure and ultimately reduce the biodiversity (Riera et al., 2014). However, in our study species richness remained higher around the cages regardless of the season. On the other hand, the Pielou index is lower near the cages compared to intermediate and far distances, which shows that abundances are not equally distributed among species. Indeed, in terms of species composition, *B. boops*, *O. melanura* and *D. sargus* are the most strongly associated with the close farm transect. *B. boops*, *O. melanura* and *T. mediterraneus* are usually the most frequently observed species around aquaculture cages and appear to be the most common members of wild fish assemblages on many Mediterranean aquaculture farms (Dempster et al., 2004, 2002; Valle et al.,

2007). *D. sargus* is also often associated with cages although it is less frequently cited (Bacher and Gordo, 2016; Šegvić Bubić et al., 2011). Species observed and their prevalence around the cages throughout the year indicate that these species are resident and non-migratory. The variation in the composition of fish assemblages and dominant species in aggregations is significant across farms. Indeed, Fernandez-Jover et al., 2008, demonstrated that species dominance between the 3 farms studied (separated by tens of kilometers) was significantly different between farms. This variation in fish assemblages around the farms could be attributed to the site topography (*e.g.*, coastal morphology, depth), environmental conditions (*e.g.*, current, temperature), composition of fish assemblage in surrounding waters, or farm characteristics and farming dynamics (*e.g.*, farmed species, number of fish per cage, type of food, quantity of food lost) (Ballester-Moltó et al., 2015; Dempster et al., 2002; Fernandez-Jover et al., 2008; Otterå and Skilbrei, 2014).

One of the major factors driving the fish assemblage composition is the seasonality (Dempster et al., 2005; Fernandez-Jover et al., 2008; Valle et al., 2007). Seasonal variation is obviously related to environmental variables such as photoperiod and temperature that directly affect fish which are poikilothermic species. Interestingly, in our study total abundance around the marine farm does not vary significantly between seasons. Indeed, attraction of wild fish around the cages is constant throughout the year, with resident species, similar to what has been shown in previous studies (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2009; Valle et al., 2007). Nevertheless, tendency shows that total abundance is minimal in winter and summer across all transects. Despite maximum water temperatures, increased amount of food pellets fed to cultured species, and thus high availability of food pellets to wild fish during summer, this season is not associated with the highest abundance of aggregated fish. Therefore, beyond the availability of food that attracts wild fish (Tuya et al., 2006), other factors play a role to determine the composition and size of assemblages around fish farms. These factors may include reproductive behavior or seasonal migrations of wild fish between offshore and inshore areas. The species composition of intermediate and far areas did not vary significantly between seasons with *C. julis*, *S. scribea* and *D. annularis* dominating the fish assemblage. All around the fish farm, substrate being mainly composed of a *P. oceanica* meadow, these species are strongly present in this biotope. However, dominant species around cages vary according to the season considered. In winter, *B. boops* is the dominant species in the assemblage, while *O. melanura* is dominant in spring and *D. sargus* in summer. In autumn, no species is significantly associated with close farm area despite the presence in numbers of *B. boops* and *Spicara spp.* which are also abundantly present in the intermediate and far distances. In the Mediterranean Sea, *B. boops* is a significant component of wild fish assemblages around off-shore cages (Fernandez-Jover et al., 2008), especially during winter (January-April) (Valle et al., 2007). *Oblada melanura* is also among the dominant species in fish assemblages around Mediterranean fish farms (Dempster et al., 2002; Valle et al., 2007). Although present throughout the year (except in winter in our study), their abundance is highest during spring which corresponds to their reproductive stage (Ballester-Moltó et al., 2015). White seabream *D. sargus* were only counted during the

warmest periods of the year (summer and autumn) because they prefer other habitats during their winter and spring breeding period. Indeed, white seabream *D. sargus* temporarily migrate to deeper waters (> 40-50 m) during the spawning season (Divanach, 1985; Giacalone et al., 2022; Harmelin-Vivien et al., 1995; Pastor, 2008). In addition, the migratory behavior of some large predatory fish such as bluefin tuna *Thunnus thynnus*, a species observed on three occasions in our study farm, may also be altered due to the attraction of some fish farms in the Mediterranean (Arechavala-Lopez et al., 2015).

## 5. Conclusion

In conclusion, even a small-scale marine fish farm has an aggregative effect on wild fish populations but of minor magnitude without affecting diversity around the cages, unlike what was observed in larger farms. Seasonal variation did not significantly affect the total abundance, indicating mainly the presence of resident species around the cages. The dominant species around the cages vary according to the ecological preferences of the species. As for the other fish farms, aggregation of wild fish near the cages is very limited in space (< 50 m). The low number of cages and the low density of fish per cage surely contributes to reducing the influence on wild fish populations. One of the risks of marine farming is the escape of some individuals into the environment, which may generate genetic interactions or introduce pathogens into wild populations (Dempster et al., 2004; Grigorakis and Rigos, 2011). However, low density of cages limits the emergence of diseases among farmed fish and the Label Rouge label imposes strict specifications prohibiting use of drugs in farmed fish. In addition, studies conducted on trace element concentrations in Corsican farmed fish have shown generally lower concentrations in farmed fish than in wild fish (Marengo et al., 2018). Similarly, farmed fish have also shown very good nutritional qualities for human health (Amoussou et al., 2022). Small-scale aquaculture operations, with high quality requirements, could therefore be a good compromise for the development of a more sustainable aquaculture. Nevertheless, the development of aquaculture must be done in a reasoned manner to avoid repeating the same mistakes as land-based agriculture. As species farmed are mainly carnivorous, most of the feed used for fish consists of fish meal and fish oil (Kousoulaki et al., 2015). It is unfortunate that small pelagic fishes, that are perfectly suited for human food consumption and are also fundamental for the trophic web, are processed into animal feed. Indeed, their nutritional value is then lost for humans, their use contributes to the depletion of fish stocks and thus removes resources needed for southern countries (Goldburg and Naylor, 2005; Grigorakis and Rigos, 2011; Jacquet and Pauly, 2008; Pauly et al., 2005). New marine farms are further innovating in multi-trophic aquaculture, a practice of raising various species whose development depends on each other (Israel et al., 2019; Troell et al., 2003). The species are then complementary and grow together to provide both food while cleaning and improving the culture environment (*e.g.*, filtering water with algae, slowing oxygen depletion) and helping to combat climate change.

**Author Contributions:** Laura Iborra: Funding acquisition, Conceptualization, Methodology, Data curation, Formal analysis, Investigation, Visualization, Writing - original draft preparation. Michel Marengo: Data curation, Writing - review & editing. Pierre Lejeune: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Sylvie Gobert: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Philippe Cuny: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing.

**Acknowledgments:** This work was supported by the Territorial Collectivity of Corsica and the Rhône-Mediterranean and Corsica Water Agency, as part of the STARECAPMED project research (Station of Reference and Research on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystem Drifts). This study was carried out as part of Laura Iborra's PhD thesis (in progress), funded by the National Association for Research and Technology (ANRT), by the CIFRE subvention, in co-supervision between Aix-Marseille University, Liège University and STARESO. We thank the STARESO team for counting fish in 2019, 2020 and 2021. This paper has the MARE number MARExxx.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.



# CHAPITRE V :

## La pression de pêche récréative en Balagne

Embarquement à l'aube en Baie de Calvi, Corse.

© Laura Iborra.





# Chapitre V : La pression de la pêche recreative en Balagne

## A multi-methods approach to characterise marine recreational fishing activity in a Mediterranean area (Corsica, France)

Laura Iborra<sup>1,2,3\*</sup>, Michel Marengo<sup>1</sup>, Claire Valleteau<sup>1</sup>, Michela Patrissi<sup>1</sup>, Pierre Lejeune<sup>1</sup>, Sylvie Gobert<sup>1,2</sup> and Philippe Cuny<sup>3</sup>

<sup>1</sup> STARESO - Pointe de la Revellata - BP33 - 20260 Calvi – France; [iborra.laura@gmail.com](mailto:iborra.laura@gmail.com)

<sup>2</sup> Laboratoire d’Océanologie - Centre MARE - Université de Liège - Sart Tilman - B6c - 4000 Liège – Belgium

<sup>3</sup> MIO - Aix-Marseille University - OCEANOMED bât. Méditerranée - LUMINY - 163 Avenue de Luminy - Case 901 – 13009 Marseille – France

\* Contact: [iborra.laura@gmail.com](mailto:iborra.laura@gmail.com)

### Abstract

Recreational fishing is a growing concern in the management of fishery resources given its economic impact, the number of people involved and the magnitude of catches. Even though recreational fishing has a real impact on marine resources and ecosystems, this activity has been much less studied than commercial fishing. This study on marine recreational fishing in Balagne (Corsica, France, north-western Mediterranean) has enabled the collection, for the first time in this region, of data on population size of recreational fishermen, their sociological profiles, their fishing habits, and more specifically, catch data related to boat fishing. A large telephone survey (i.e. 387 households called) estimated the proportion of recreational fishermen in the population to 5.68 %, the vast majority of whom are men (92.86 %). Average age varied significantly according to the type of fishing practiced: 38.4 years for spearfishing, 50.2 years for shore fishing and 56.4 years for boat fishing. Shore fishers practice no-kill more than boat fishers (90.00 % and 56.67 %, respectively). Photographic protocol, fishing logbooks and boarding provided robust data on catch composition and fishing characteristics. Concerning boat fishers, catches per unit of effort (CPUE), estimated from boarding data, are 1.03 ( $\pm$  1.51) number of individuals/hour/fisher and 222.32 ( $\pm$  318.94) g/hour/fisher. Despite the great diversity among the species caught (49 species), *Serranus cabrilla*, *Pagellus bogaraveo*, *Spondylisoma cantharus* and *Serranus scriba* are overly represented in number among species of marine fish caught by boat fisher, and *Dentex dentex*, *Seriola dumerili*, *Coryphaena hippurus* and *Thunnus thynnus* are overly represented in weight. Among all individuals caught and measured, about one out of two individuals (48.97 % of

catches) does not reach the authorized regulatory mesh size. This study reveals the need to establish monitoring, surveillance, and control programmes to ensure sustainability of fish stocks and fisheries, including recreational fishery.

**Key word:** recreational fishing; boat fisher ; social profiles; CPUE; Mediterranean Sea

## 1. Introduction

Exploitation of fishery resources has become a major issue relating to conservation at the global scale. Although commercial fishing is considered one of the main causes of fish stock decline (Botsford et al., 1997; Christensen et al., 2003; Hilborn et al., 2003; Pauly et al., 2003; Smith, 2002), recreational fishing is recognized as one of the most widely practiced leisure activities (Arlinghaus et al., 2015, 2002; Ihde et al., 2011; Venturini et al., 2017). Recreational fishing is defined as the harvest of aquatic animals (principally fish), for sport or recreation, that are not the primary food resource and are not sold (FAO, 2012; Pitcher and Hollingworth, 2002). Several studies have demonstrated the importance of its biological impact on fish stocks (Coleman et al., 2004; Cooke and Cowx, 2006, 2004; Ihde et al., 2011; Lewin et al., 2006; McPhee et al., 2002; Post et al., 2002; van der Hammen et al., 2016; Veiga et al., 2010) and its socio-economic impact (Armstrong et al., 2013; Borch et al., 2011; Herfaut et al., 2013; Hyder et al., 2018).

Commercial fisheries catches by country are documented since 1950 by the Food and Agriculture Organization (FAO), which is not the case for catches from recreational fisheries (Freire et al., 2020). Recent estimates suggest that recreational catches amount to 900,000 tonnes per year, with significant regional variability (Freire et al., 2020). Yet, in Europe, recreational fishing has been excluded from fish stock assessment for many years due to the lack of reliable catch estimates (Hyder et al., 2017; Pawson et al., 2008). Depending on the regulations of each country, this activity is not always subject to declaration, and practitioners are difficult to count and monitor. Unlike commercial fishing, the absence of a monitoring programme for recreational fisheries has led to a lack of time series on evolution and catches of recreational fisheries (Lewin et al., 2006; Unal et al., 2010). Moreover, the sparse dimension of the activity, the multitude of techniques used, and the heterogeneity of practitioners involve important human and temporal costs for monitoring purposes.

Nevertheless, several studies argue that recreational fishing may have similar or greater effects on fish populations than commercial fishing (Coleman et al., 2004; Font and Lloret, 2014; Lewin et al., 2006; McPhee et al., 2002; Rangel and Erzini, 2007). Indeed, in recent years, recreational fishing has become widely democratized, especially with the technological progress of pleasure boats, associated equipment and fishing gear. Indeed, in addition to the improvement of boat engines now enabling to navigate on longer distances, faster and in a safer way, technologies also enable users to locate fishes more easily, in particular with the help of GPS and depth finder technologies but also to fish in deeper areas with the help of electric reels or hoist (Cooke et al., 2021; Cooke and Cowx,

2006; Thurstan et al., 2018). Synthetic fibers used for fishing lines, replacing monofilament, have also increased the strength of lines allowing a higher rate of fish capture. Realism of lures has also been greatly improved, integrating lights or even smells (Cooke et al., 2021; Thurstan et al., 2018). All of these equipment developments provide recreational anglers with more tools to fish in more distant or deeper areas, and to land more and larger fish (Cooke and Cowx, 2006).

In the Mediterranean Sea, recreational fishing is particularly important as it represents more than 10 % of the total production of all fisheries (EU, 2004), where commercial fishing is mainly artisanal, at a small scale and limited to coastal areas (Morales-Nin et al., 2005). Yet, in many regions, recreational fishing is a bias in stock assessment and an obstacle to fishery management (Lloret et al., 2008; Pauly and Zeller, 2016), first because the exact total biomass taken by recreational fishery is unknown, and second, because the activity represents a major component of illegal, unreported and little or unregulated catches (Ben Lamine et al., 2018; Moutopoulos et al., 2013). Socio-economic surveys of recreational fishers also make it possible to identify factors that determine the type of fishing practiced, the species targeted or the fishing locations, and are therefore valuable tools for recreational fishery management (Jiménez-Alvarado et al., 2019; Martin et al., 2016; Young et al., 2016).

In France, marine recreational fishing is not subject to any declaration (except in some Marine Protected Areas) or fishing permit, therefore, data on this activity is particularly sparse. Recreational fishing is subject to regulations of the Rural and Maritime Fishing Code (Articles R921-83 to R921-93) and several species are regulated either by a prohibition of fishing or certain fishing techniques, or by minimum catch sizes.

Due to the fluctuating nature of recreational fishing characteristics from region to region (*e.g.*, species, regulations, gear, cultural context), specific local studies are needed to take this activity into account in the overall management of fish stocks. This study on recreational fishing in Balagne (Corsica, France, north-western Mediterranean) collected, for the first time in this region, data on the number of recreational fishers, their sociological profiles, their fishing habits and more specifically catch data concerning boat fisher. Surveys on recreational fishing are essential to provide data on the status of fish populations and the actual exploitation of fishery resources in order to improve coastal zone management.

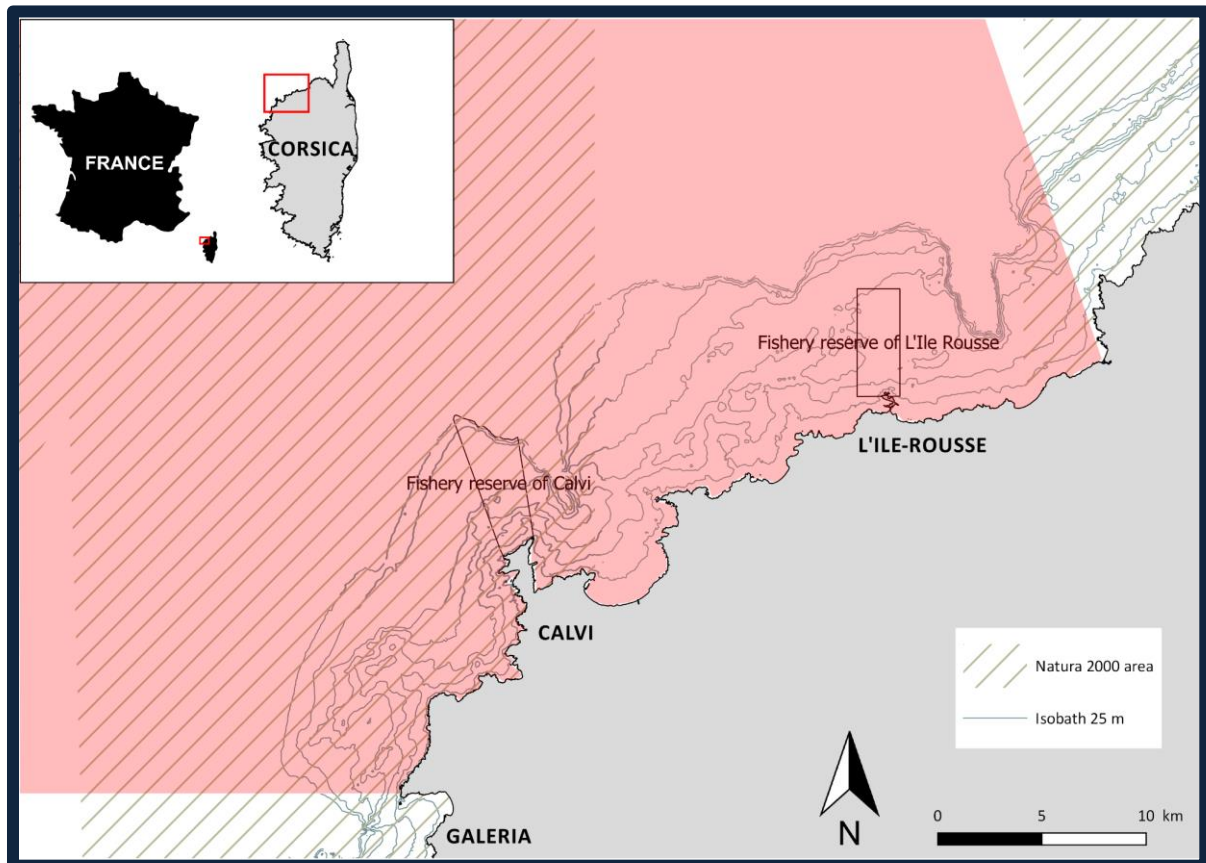
## **2. Material and methods**

### **2.1. Study site**

The study was conducted in Balagne, a region located on the northwest coast of Corsica (France) (Figure 37). This region connects Pietralba to Galeria and includes 36 communes, gathered in two communities of communes: Calvi - Balagne (12,572 inhabitants in 2019) and L'Ile Rousse - Balagne (10,653 inhabitants in 2019), with a total of 23,225 inhabitants (INSEE, 2022). The Balagne coastline is about 90 km long and is

mostly composed of granite cliffs interspersed with large beaches spread along the coast. The continental shelf is very narrow in this region (unlike the east of the island) and does not exceed 2 to 3 kilometers of width on average (Pelaprat, 2000).

Two fishing reserves are present on the study site: the fishing reserve of Calvi and the fishing reserve of L'Ile-Rousse, where scuba diving, recreational and professional fishing are prohibited. A terrestrial and marine Natura 2000 area (protected area belonging to an European network) was created in 2016 and partially includes 3 communes of Balagne (Calenzana, Calvi and Galéria) (Figure 37).



**Figure 37:** Map of Balagne study area (Corsica, France). In red, the area where recreational fishers were sampled, the stripes represent Natura 2000 areas.

## 2.2. Field counts

In order to take into account the spatial distribution of recreational fishing activity across the Balagne region, counts of fishers along the entire Balagne coastline were carried out from the land using binoculars. In June and July 2020, counts were carried out twice a week: once during the work week (Monday to Friday) and once during the weekend, in a randomly selected area of the Balagne region. In total, 17 surveys were conducted with at least 4 separate counts per area. The start counting time was randomly chosen between 8:00 am and 8:00 pm.

In addition, special attention was paid to the bay of Calvi thanks to opportunistic counts conducted during boat trips by the STARESO oceanographic research station during various scientific activities. This monitoring took place from February 2019 to July 2020 with a total of 90 counts at various times of the day. Fixed time counts were also carried out from the Revellata lighthouse (viewpoint located high in the Bay of Calvi) to estimate, more precisely, the spatial distribution of the activity in the Bay of Calvi. Counts were carried out 3 times per day (at 8 am, 12 pm and 5 pm). In total, 185 counts were carried out between January 2020 and July 2020.

Each fisher observation was recorded with associated geographic coordinates and mapped using Quantum (GIS) 2.18.25 software. All maps in this study were composed, edited and exported using this software. The reference system used for these elaborations is WGS84.

### 2.3. Telephone surveys

In order to have an initial estimate of the number of local recreational fishers, we conducted a large telephone survey throughout the Balagne region. To ensure that the population sample was representative of the Balagne population, a minimum sample size was calculated using the formula established by Ardilly and Tillé, (2006):

$$\text{Sample size required} = \frac{\frac{z^2 * p(1 - p)}{e^2}}{1 + \left( \frac{z^2 * p(1 - p)}{e^2 N} \right)}$$

With:

$z$  = z-score (= number of standard deviations of a given proportion from the mean), it is set at 1.96 when the desired confidence level is 95% (normal distribution)

$e$  = margin of sampling error, here set at 5% (0.05)

$p$  = estimated prevalence, when the prevalence is unknown as is the case here, the prevalence is set at 0.5

$N$  = size of the population of Balagne estimated at 23,225 inhabitants, according to INSEE (2022).

Thus, estimated sample size, with a 95% confidence level and a 5% margin of error, was set at 378 respondents minimum. Sampling was then carried out by random selection from the 2017 Corsica telephone directory, taking into account the number of households per commune to ensure that the number of households selected was proportional to the commune's size.

387 survey respondents were obtained. To reach this number, 2,569 calls were made between March 23 and April 06, 2020. When a recreational fisher is identified in a household, a questionnaire is conducted by phone to describe his/her fishing habits (Ap.

A person is considered as a recreational fisher if he/she is older than 16 and has fished at least once in the past 12 months.

## **2.4. In situ surveys**

In addition to telephone surveys, *in situ* surveys were also carried out with local fisher associations or during the counts carried out in the field. These surveys enabled us to complete the sociological data of fishers collected over the phone. The minimum age has been set at 16, as spearfishing is not permitted under this age in France.

## **2.5. Monitoring of boat fishers**

### *2.5.1. By fishing logbooks*

Fishing logbooks were distributed to volunteer recreational fishers between January 2019 and March 2020. Logbooks consisted of two parts. The first part was about the fishing trip profile (date, start time, end time, duration of fishing, type of fishing, number of gears, number of anglers, fishing area, depth of fishing, and bait type). The second part was a record of daily catches (species, size, and possible discard). Logbook data were used to estimate the daily catch but not the fishing frequency, as many anglers forget to fill it out on each trip. A total of 196 fishing trips were recorded via logbooks.

### *2.5.2. By photographs*

A photographic protocol was also proposed to recreational fishers on a voluntary basis, allowing them to send us photographs of their catches of the day. When fishers sent photographs, we took the opportunity to ask them about their fishing trip characteristics (date, time of departure, time of arrival, duration of fishing, type of fishing, number of gears, number of fishers on board, fishing area, depth of fishing and type of bait). Then, for each image, we identified the species, number of individuals caught and total length of each fish. To estimate the fish size, we created and distributed "measuring sticks", with a reference size of 20 cm (Figure 38). Using this object as a measuring reference, positioned next to the fish, enabled us to estimate the fish size using the free image analysis software IMAGEJ (Abràmoff et al., 2004). A total of 102 photographs were used.



**Figure 38:** Photograph sent by a boat fisher showing his catch of the day (*Dentex dentex*) and the measuring stick positioned next to it, allowing to estimate the fish size (in this case 64 cm).

### *2.5.3. By boarding*

In addition, scientific boardings were conducted with volunteer recreational boat fishers to observe the fishing trip characteristics, record all the catches made, and measure and weigh all the individuals caught (Figure 39). Between July 2018 and March 2020, 191 hours of boarding were conducted.

The same logbooks and photographic protocols were also offered to spearfishers and shore fishers. However, the quantity of data collected was not sufficient for this data to be taken into consideration for this study.



**Figure 39:** Measuring of a denti (*Dentex dentex*) during a boarding with a recreational fisher.

## 2.6. Statistical analysis

Data was integrated into an Excel database. Data treatment, plots and statistical analyses were done using R version 3.5.3. Plots were created with the ggplot2 package. For all tests,  $p$  value  $< 0.05$  was considered a statistically significant difference.

As the dataset was not large enough to conduct robust multivariate analyses, we chose to conduct univariate analyses. Differences in quantitative variables such as fishers' age (in years), fishing experience (in years), annual budget allocated to fishing (in Euros), average number of fishing trips carried out per week as well as average duration of fishing trips, between different types of fishing (boat fishing, shore fishing and underwater fishing) were tested with a Kruskal-Wallis test using the `kruskal_test` function, with Bonferroni correction, on raw data since it followed a non-normal distribution (Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ) even after transformations. The Kruskal-Wallis test, if significant ( $p$  value  $< 0.05$ ) was followed by a post hoc Dunn's test to verify differences across the fishing types.

Differences, among fishing types, of qualitative declarative variables such as: No-kill practice (2 factor modalities: Yes or No), Preferred time of year for fishing (9 modalities factor: Annual, Spring, Summer, Fall, Winter, Spring-Summer, Except Winter, Except Summer, Except Summer and Winter), Preferred time of week (3 modalities factor: Weekday, Weekend, or Indifferent), Preferred time of day (6 modalities factor: Morning, Afternoon, Evening, Morning-Evening, Day, Indifferent), Relationship with other users (3 modalities factor: Good, Indifferent, Conflicting) and Knowledge of regulations (3 modalities factor: Good, Medium, Poor) were tested with a Fisher-Freeman-Halton test



(Freeman and Halton, 1951). When the result was significant, pairwise post hoc tests were conducted.

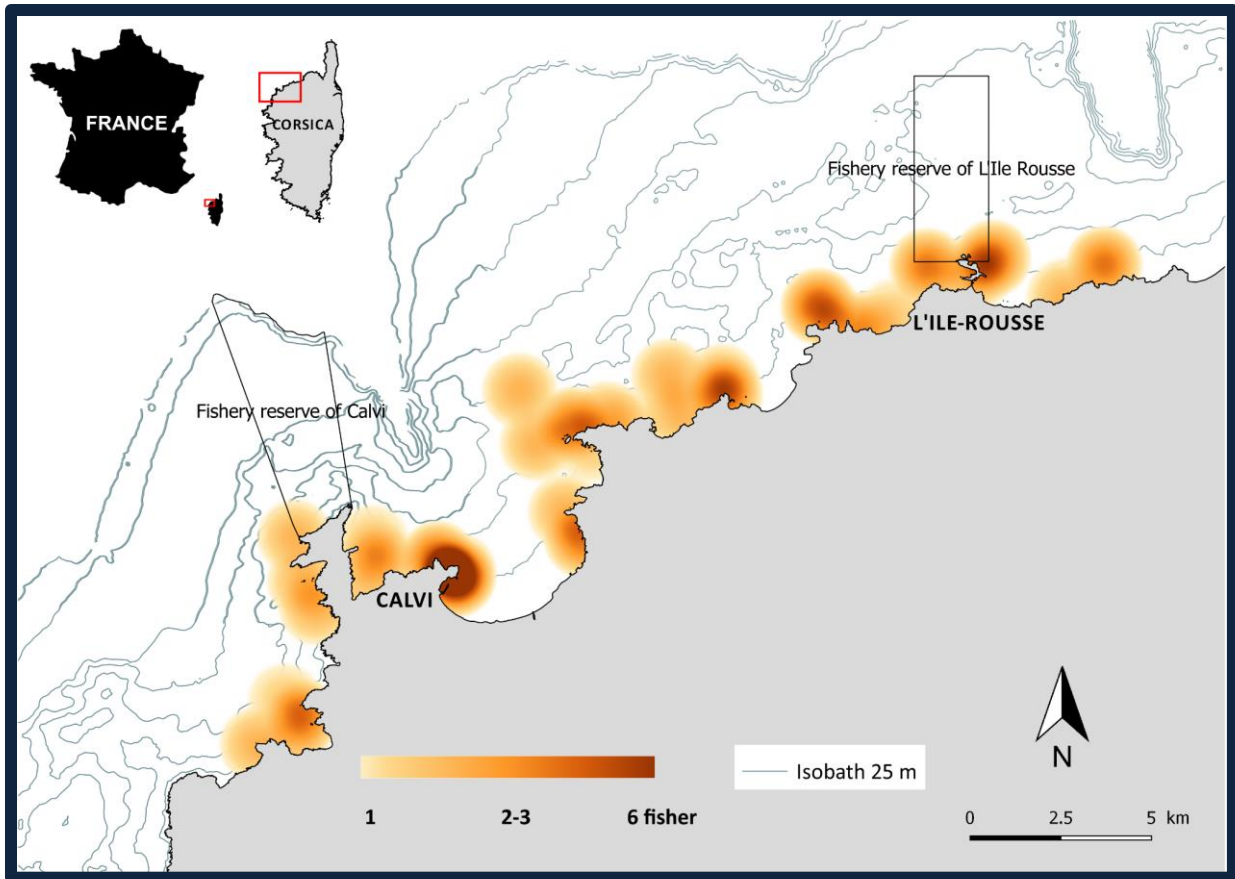
Species' richness of catches was estimated as the total number of species caught per hour per fisher. Species' richness was estimated for each fishing trip based on logbook, photographic and trip data.

The total catch weight was calculated using size-weight relationships of species from the literature and <http://www.fishbase.org/>. The mean CPUE, expressed in weight (grams) of fish per hour per fisher, was calculated from the estimated CPUEs for each fishing trip. These CPUEs were calculated from the total catches, total number of hours fished by each vessel and number of fishers on board. Boat fishers that were monitored during this study were all private fishers with their own boats. Changes in CPUE and specific richness of catches throughout the seasons were compared with a Kruskal-Wallis test using the `kruskal_test` function, with Bonferroni correction. The Kruskal-Wallis test, if significant ( $p$  value  $< 0.05$ ) was followed by post hoc Dunn's test to verify differences across transect.

## **3. Results**

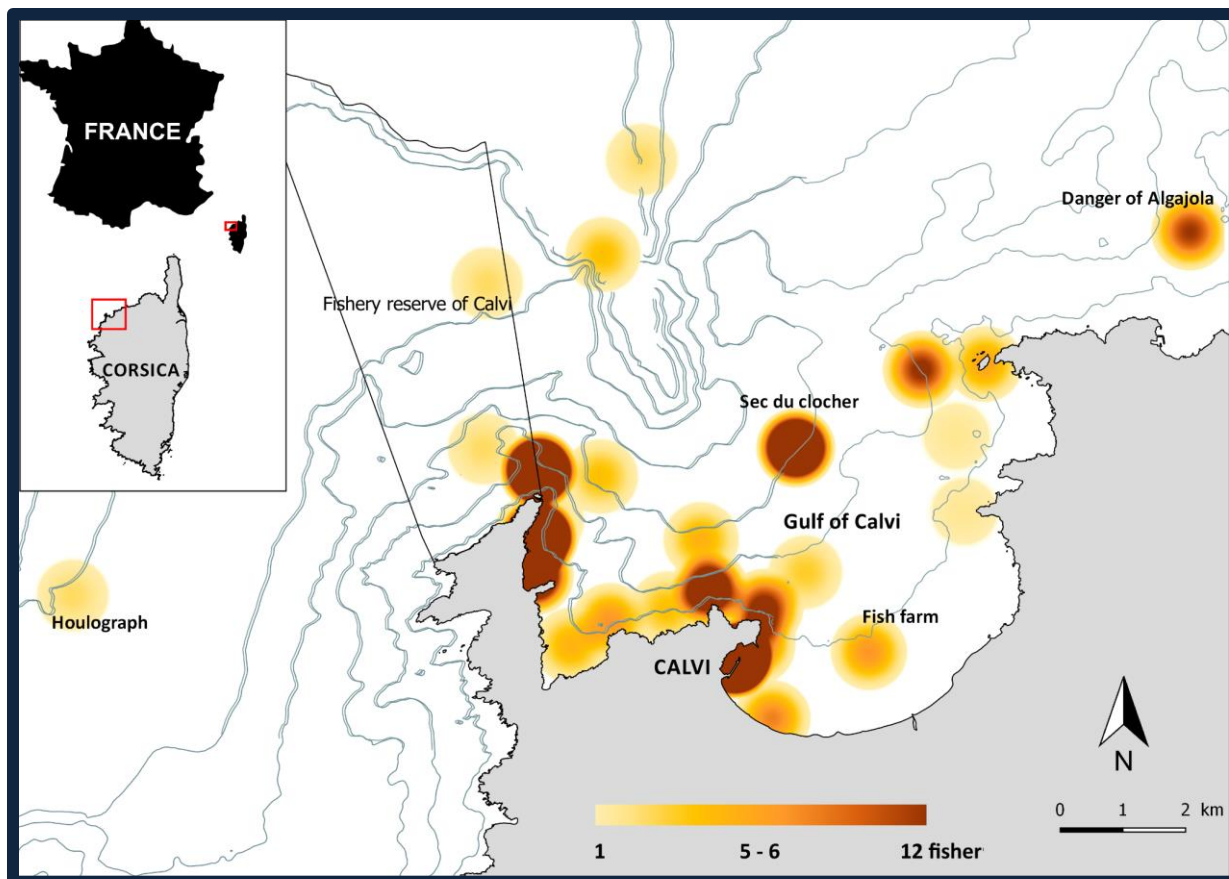
### **3.1. Spatial distribution of marine recreational fishing activity in the Balagne region**

The spatial distribution of the activity shows a spread-out distribution along the whole coastal line with higher frequentation rates around the ports of Calvi and L'Île-Rousse. The most frequented places are accessible by car or with small footpaths in the vicinity without any drop or cliffs (Figure 40).



**Figure 40:** Mean spatial distribution of recreational fishers on Balagne coastline, estimated from the surveys across the whole Balagne region. Software used for the interpolation is Quantum (GIS) 2.18.

Spatial distribution of recreational fishermen in the Bay of Calvi is particularly correlated with the bathymetry and presence of artificial structures at sea. Indeed, the hot spots of frequentation are located near the port of Calvi, near shoals/reefs (Danger d'Algajola, Sec du clocher), on the border of the fishing reserve of Calvi and in the vicinity of aquaculture or houlograph (Figure 41).

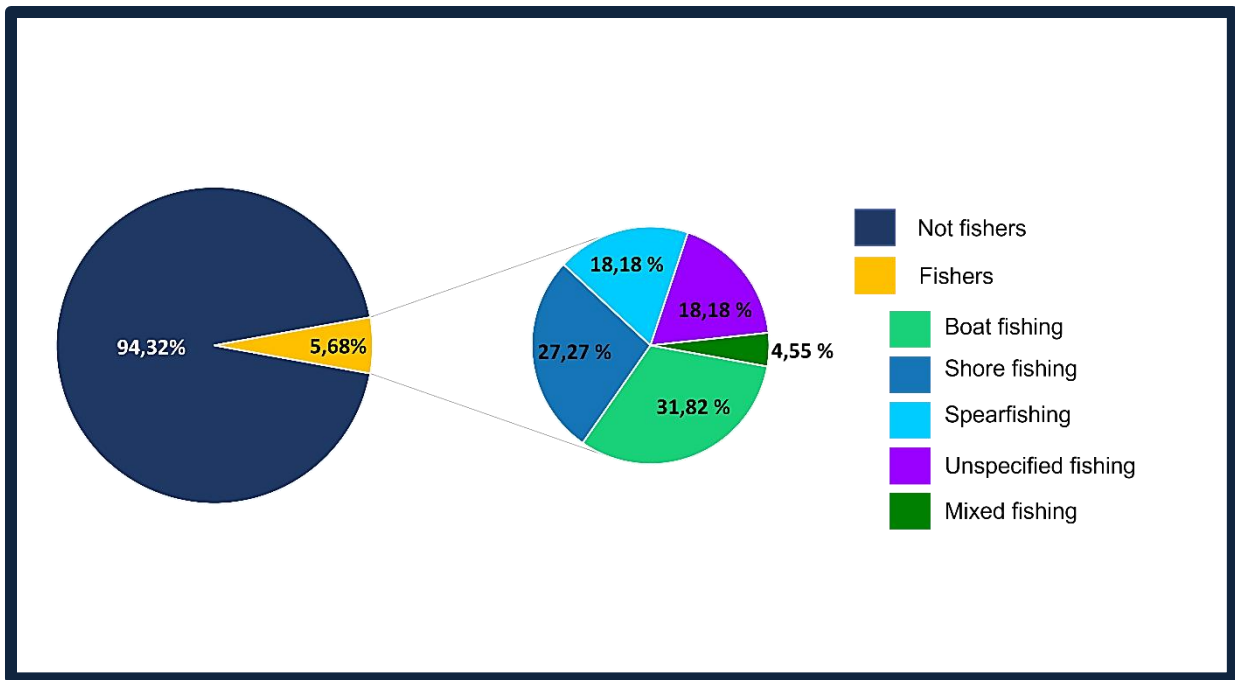


**Figure 41:** Mean spatial distribution of marine recreational fishers near and in the bay of Calvi (Corsica), estimated from opportunistic surveys in the bay of Calvi combined to fixed time counts carried out from the Revellata lighthouse. Software used for the interpolation is Quantum (GIS) 2.18.

### 3.2. Estimated number of local recreational fishers

Out of the 387 households surveyed over telephone, 22 people reported practicing marine recreational fishing, representing 5.68 % of the sample. With a population of 23,225 in Balagne in 2019 (INSEE, 2022), based on this rate, the number of local recreational fishers is estimated at 1,319.

Among fishers, boat fishing is the most practiced with 31.82%, followed by shore fishing with 27.27% and spearfishing with 18.18% (Figure 42). In addition, 18.18% of the people declared practicing recreational fishing but did not wish to respond to the survey.

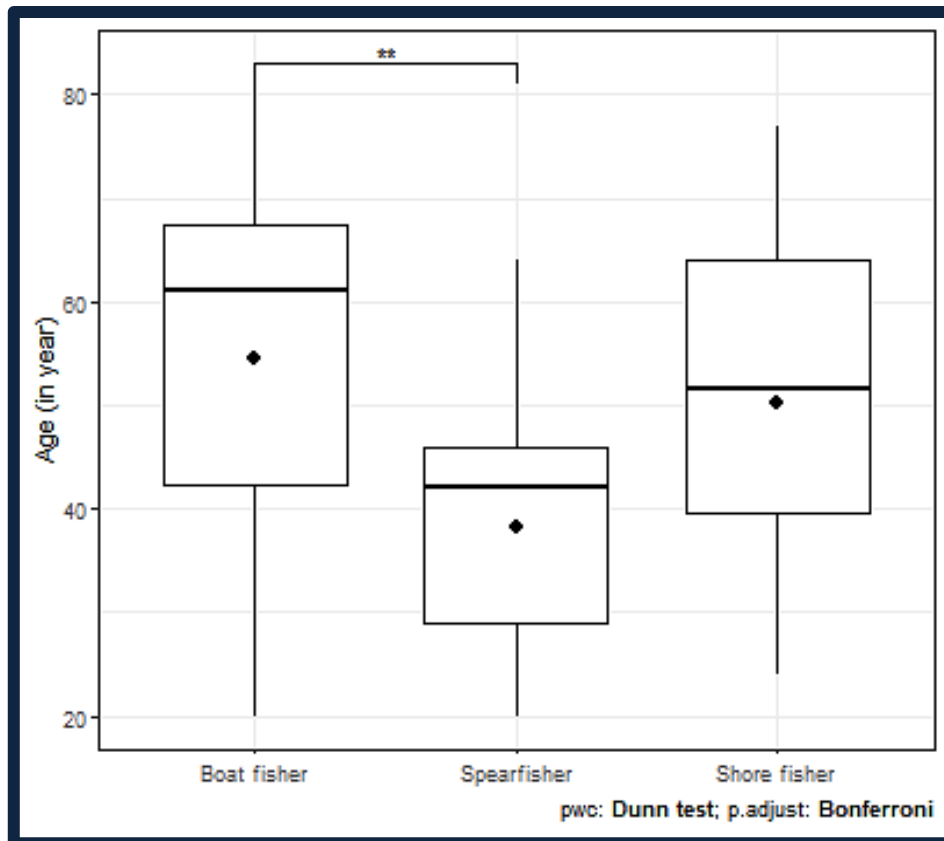


**Figure 42:** Proportion of recreational fishermen in Balagne and proportion of the different types of fishing practiced among fishers.

### 3.3. Social characteristics

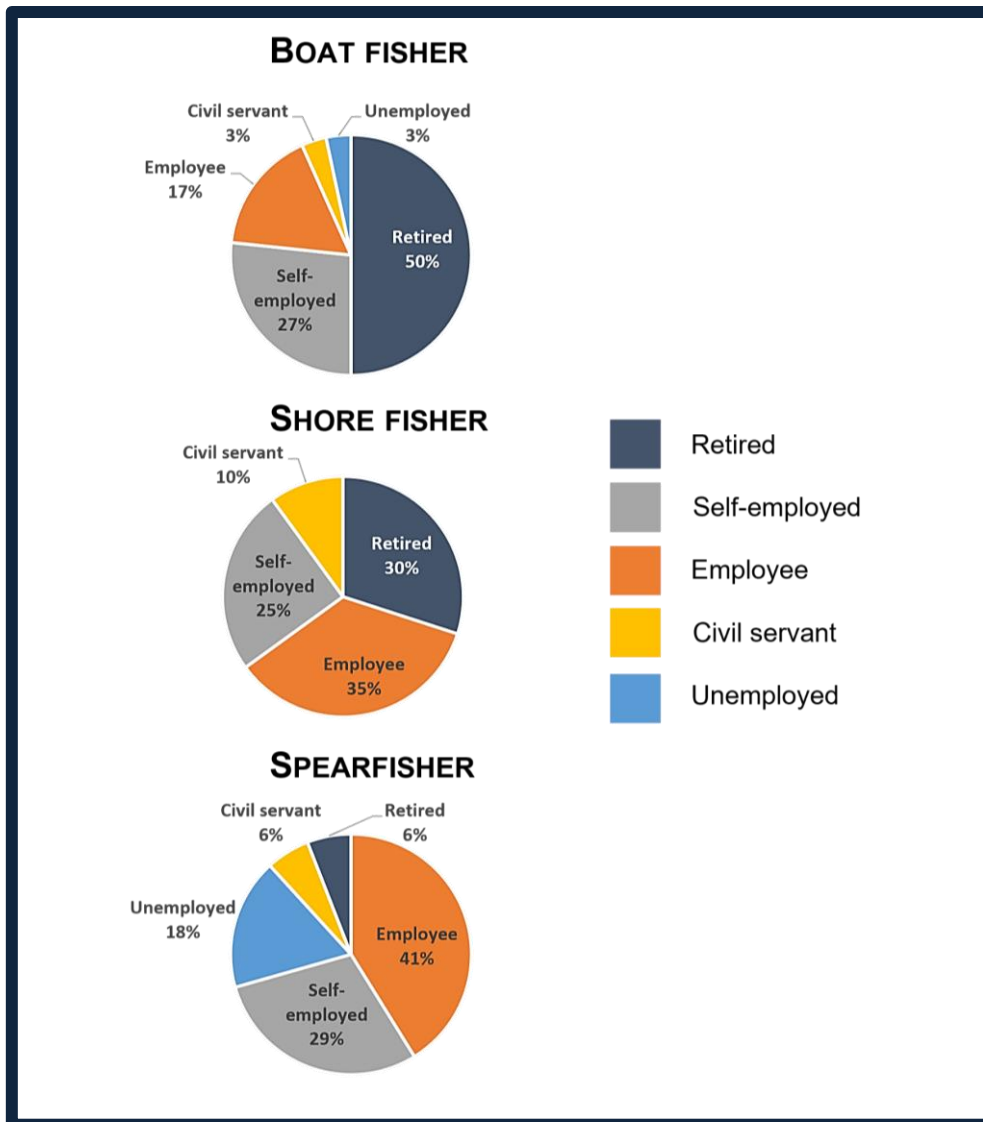
Males represent 92.86% of recreational fishers compared to 7.14% of female recreational fishers.

Boat fishers are significantly older than spearfishers (post hoc Dunn test, p value = 0.00794), with an average age of  $54.6 \pm 17.4$  years and  $38.4 \pm 11.5$  years, respectively. The mean age of shore fishers ( $50.2 \pm 16.3$  years) is not significantly different from the age of boat or spearfishers (Figure 43).



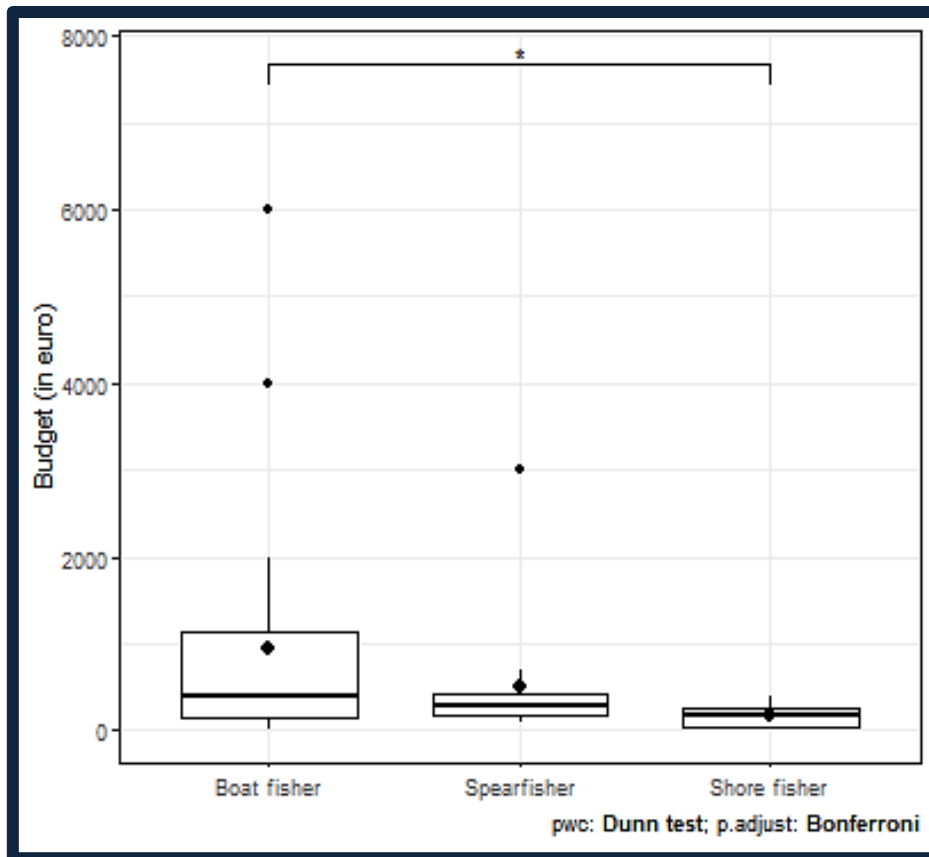
**Figure 43:** Age of fishers according to their type of fishing, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant fishing modality differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

A majority of boat fishers are retired (50 %) or business owners (27 %). The population of shore fishers is more diversified, with 30 % being retired and 35 % being employed. The category of spearfishers is mainly composed of a working population (41 % employees and 29 % self-employed) (Figure 44).



**Figure 44:** Employment status for each fishing modality.

The annual budget allocated for fishing is significantly higher for boat fishers than for shore fishers, with an average budget of  $958.78 \pm 1,438.73$  and  $163.21 \pm 1,424.46$  €, respectively. The budget of spearfishers ( $510.83 \pm 804.39$  €) does not differ significantly from that of shore fishers (Figure 45).



**Figure 45:** Annual budget of fishers according to their type of fishing, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant fishing modality differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

### 3.4. Fishing characteristics

The variables Number of trips per week, Duration of trips and Experience of fishermen do not show significant differences between the three types of fishing (Table 2).

Shore fishers declare that they practice no-kill more than boat fishers (Fisher test,  $p$  value = 0.01699) with 90 % for shore fishers against 56.67 % for boat fishers (Table 2).

There is no apparent trend for the preferred time of the year across the types of fishing considered. Most fishers, regardless of the type of fishing, declare that they fish all year round and do not have a preferred day of the week. On the other hand, boat fishers shows a clear preference for fishing in the morning (53.33 %) and have a significantly different behavior than shore fishers (Fisher's test,  $p$  value = 0.01049), who prefer fishing in the morning and evening (30.0 % for each) (Table 2). The time preference of spearfishers does not differ significantly from those of boat or shore fishers, although the majority (52.94 %) declared fishing in the morning (Table 2). Their relationship with other users of the sea (*e.g.* professional fishers, divers) does not differ according to the type of fishing and seems to be predominantly good for all fishers (64% to 85% of fishers declare having good relations, for spearfishers and boat fishers respectively) (Table 2). Fishers reported

a good level of knowledge about regulations (from 60 % to 70.6 % reported a good knowledge of regulations governing recreational fishing). Finally, shore and boat fishers lost significantly more material at sea (*e.g.*, lead, line, hook) during their fishing trip than spearfishers (Fisher test, p value = 0.0330 and p value = 0.0119, respectively) (Table 2).

**Tableau 2:** Declarative fishing characteristics for each type of fishing.

		Shore Fishers	Boat fishers	Spearfishers
Mean number ( $\pm$ standard deviation) of trips per week	-	1.16 $\pm$ 1.02	1.20 $\pm$ 2.11	1.11 $\pm$ 1.07
Mean duration of fishing trip (in hour)	-	4.28 $\pm$ 1.98	4.90 $\pm$ 1.70	3.71 $\pm$ 0.94
Mean fishing experience (in year)	-	21.50 $\pm$ 14.60	22.0 $\pm$ 16.10	21.70 $\pm$ 13.30
No kill practice (in %)	Yes	90.00	56.67	Not concerned
	No	10.00	43.33	Not concerned
Preferred fishing season (in %)	Annual	55.00	63.33	41.18
	Summer	0.00	6.67	0.00
	Winter	10.00	6.67	0.00
	Spring	0.00	0.00	11.76
	Autumn	5.00	0.00	0.00
	Spring-Summer	0.00	6.67	17.65
	Except Summer	25.00	10.00	23.53
	Except Winter	0.00	3.33	5.88
Preferred Day (in %)	Indifferent	65.00	73.33	76.47
	Week	10.00	0.00	0.00
	Weekend	25.00	26.67	23.53
Preferred Hours (in %)	Indifferent	30.00	36.67	17.65
	Morning	30.00	53.33	52.94
	Afternoon	5.00	0.00	0.00
	Day	0.00	3.33	17.65
	Evening	30.00	0.00	5.88
	Morning - Evening	5.00	6.67	5.88
Relationship with other users of the sea (in %)	Good	85.00	83.33	64.71



	Medium	0.00	0.00	0.00
	Conflicting	15.00	16.67	35.29
Awareness of regulation for recreational fishing (in %)	Good	60.00	70.00	70.59
	Medium	25.00	20.00	29.41
	Bad	15.00	10.00	0.00
Loss of equipment at sea (in %)	Yes	75.00	80.00	35.29
	No	25.00	20.00	64.71

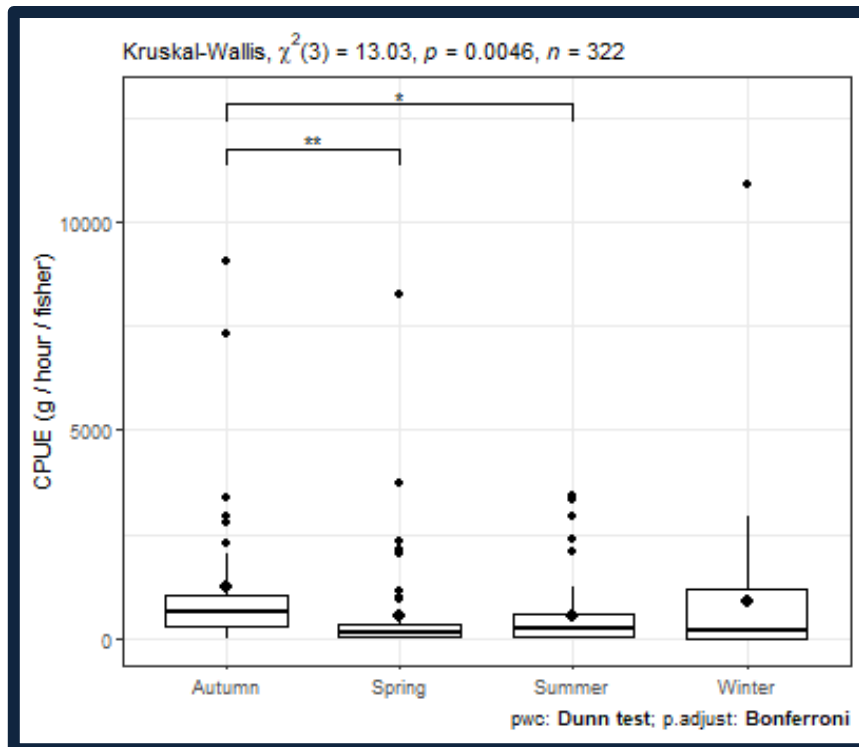
### 3.5. Fishing characteristics of boat fisher

#### 3.5.1. Fishing effort

A total of 326 fishing trips by boat, logbook or photograph were recorded (55 in winter, 90 in spring, 108 in summer and 73 in autumn) among 13 boat fishers. The mean duration of fishing trips by boat was  $4.81 \pm 2.04$  hours.

#### 3.5.2. Catch per unit effort (CPUE)

On average, CPUE (all species and all protocols combined) of boat fisher, expressed in grams of fish caught per hour per fisher, is  $740.14 \pm 1471.18$  g/hour/fisher. CPUE is significantly higher in Autumn than in Spring and Summer (Dunn test, p value = 0.00416, p value = 0.0284, respectively) (Figure 46).



**Figure 46:** Catch weight per unit effort of boat fisher (in g/day/fisher) according to seasons, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant differences between seasons (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

The CPUE calculated from logbooks only is  $773.11 \pm 1637.88$  g/hour/fisherman (196 trips recorded),  $789.58 \pm 1058.70$  g/hour/fisherman from photographs only (95 trips recorded) and  $222.32 \pm 318.97$  g/hour/fisherman from boardings only (35 fishing trips monitored).

On average, the CPUE (all species and all protocols combined) of boat fishers, expressed in the number of fish caught per hour per fisherman, is  $1.49 \pm 3.11$  fish/hour/fisherman. The CPUE is significantly higher in spring than in summer (Dunn test,  $p$  value = 0.0483) (Figure 47).

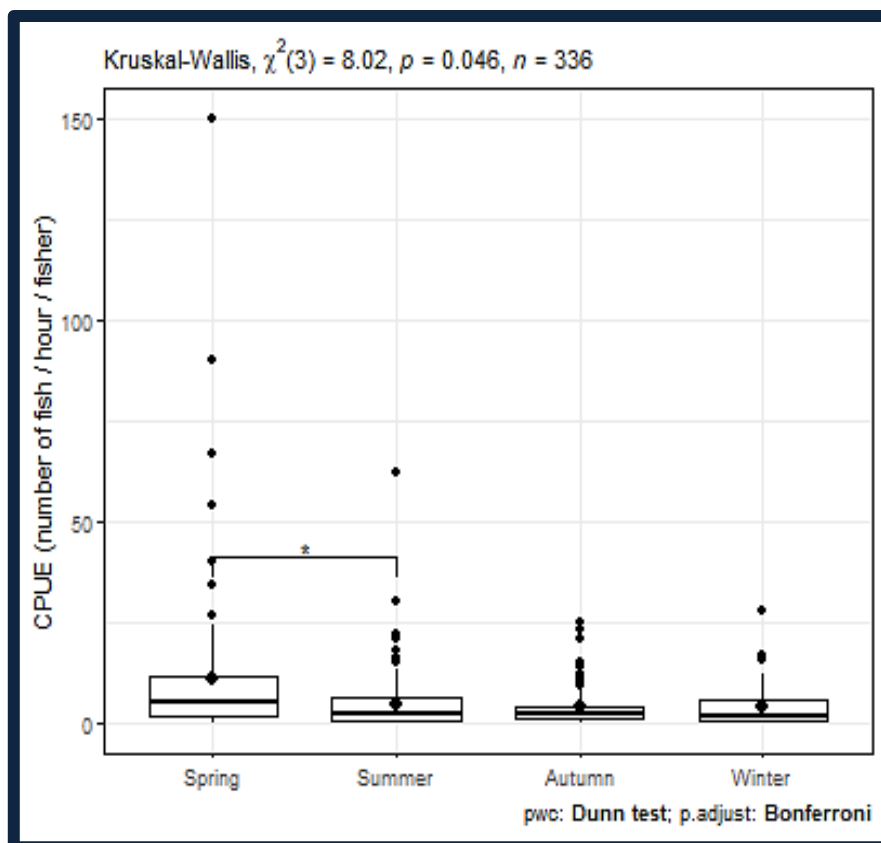
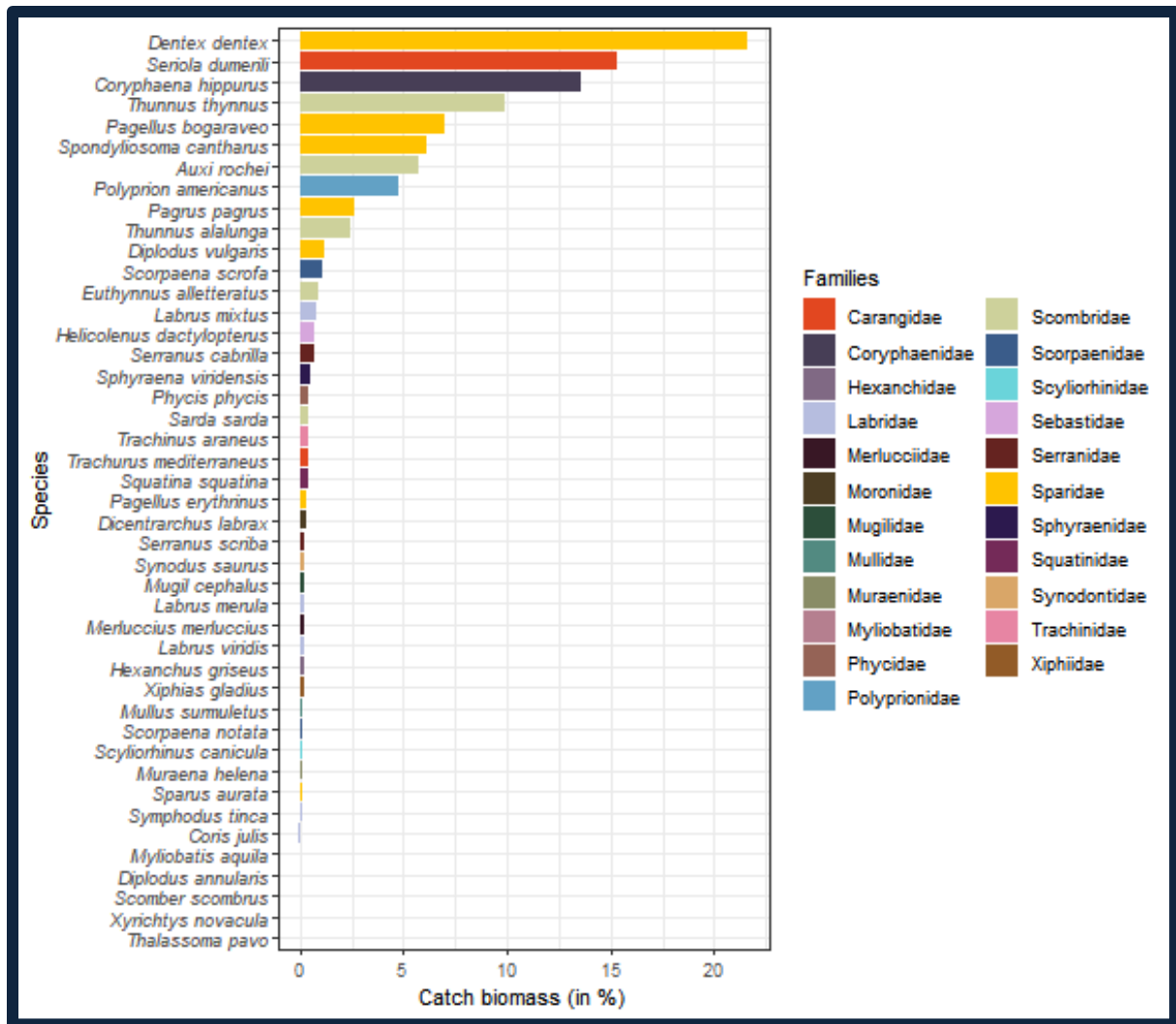


Figure 47: Catch per unit effort of boat fisher (in number of fish/day/fisher) according to seasons, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant differences between seasons (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

CPUE calculated from logbooks only is  $1.80 \pm 3.78$  fish/hour/fisherman (196 trips recorded),  $0.99 \pm 1.36$  fish/hour/fisherman from photographs only (95 trips recorded) and  $1.03 \pm 1.51$  fish/hour/fisherman from embarkations only (35 fishing trips monitored).

### 3.5.3. Catch composition and abundance

Based on the records of catches (all protocols combined), 49 species belonging to 26 families were identified, which reflects the exploitation of a very diverse fauna. The average species richness of catches per fishing trip is  $1.81 \pm 1.44$  species caught. Families Sparidae, Labridae and Scombrinae are the most represented in catches, accounting for 22 species caught alone. Despite species diversity encountered, 8 species alone represent 80 % of the total biomass caught: *Dentex dentex* (21.60 %), *Seriola dumerili* (15.30 %), *Coryphaena hippurus* (13.58 %), *Thunnus thynnus* (9.85 %), *Pagellus bogaraveo* (7.01 %), *Spondylisoma cantharus* (6.15 %) and *Auxis rochei* (5.76 %) (Figure 48).



**Figure 48:** Percentage of total biomass caught per species.

In terms of abundance, 8 species represent 80 % of the total number of individuals caught: *Serranus cabrilla* (35.12%, 886 individuals), *Pagellus bogaraveo* (12.13%, 306 individuals), *Spondyliosoma cantharus* (10.58 %, 267 individuals), *Serranus scriba* (8.52 %, 215 individuals), *Coryphaena hippurus* (4.30 %, 111 individuals), *Auxis rochei* (3.92 %, 99 individuals), *Trachurus mediterraneus* (3.49 %, 88 individuals) and *Dentex dentex* (2.81 %, 71 individuals) (Figure 49).

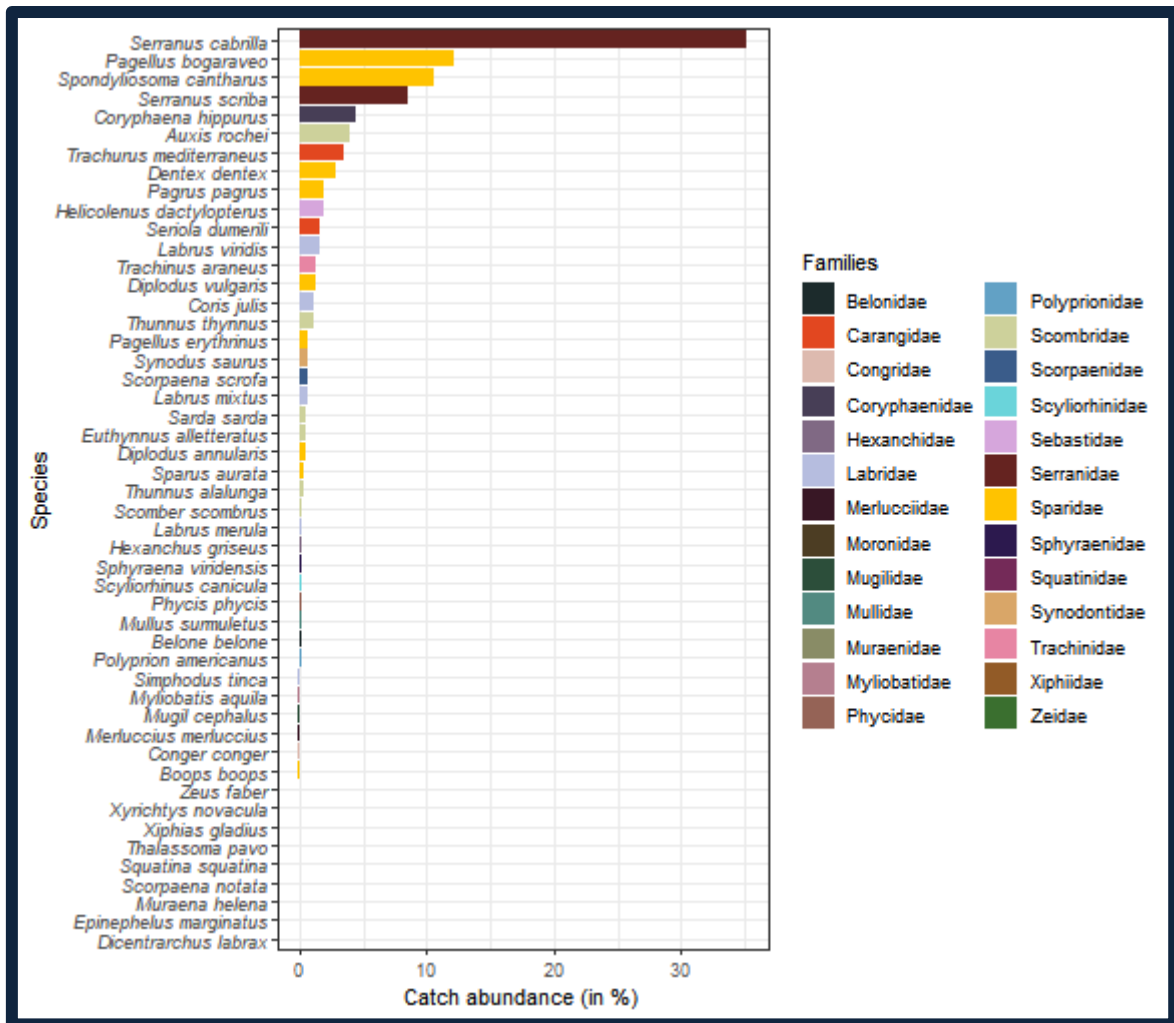


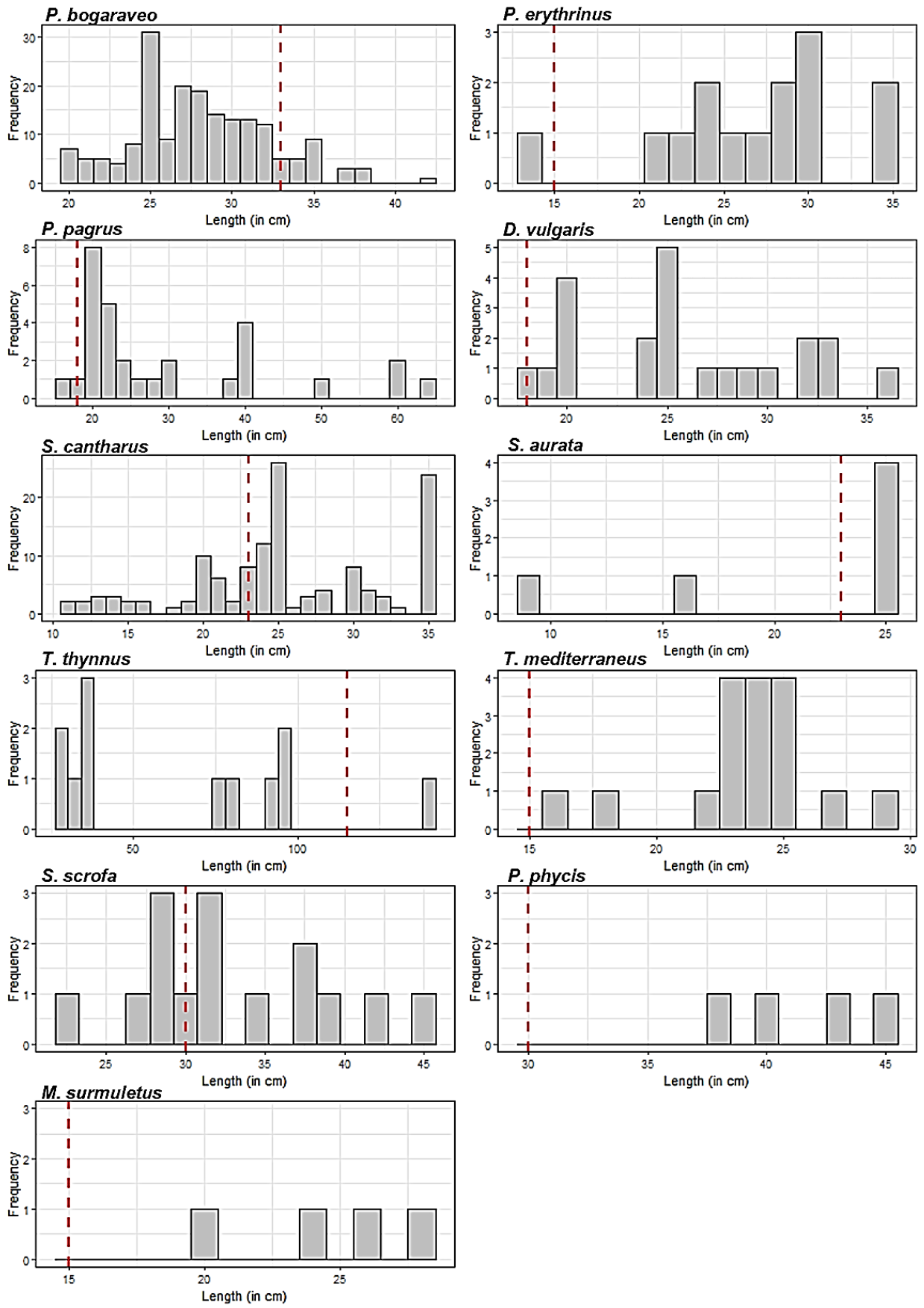
Figure 49: Percentage of total number of individuals caught per species.

### 3.5.4. Compliance with regulatory mesh sizes of Mediterranean species

Among all individuals caught and measured, about one individual out of two (48.97 % of catches) does not respect the authorized regulatory mesh size.

The regulatory mesh size per species, set for recreational fisher, is only respected in the case of four species: *Phycis phycis* (n=4), *Mullus surmuletus* (n=4), *Trachurus mediterraneus* (n=17) and *Diplodus vulgaris* (n=22). For species *Pagellus erythrinus* (n=14), *Pagrus pagrus* (n=30) and *Sparus aurata* (n=6), only one or two individuals per species measured below the authorised mesh size (Figure 50).

*Thunnus thynnus* (n=12), *Pagellus bogaraveo* (n=186), *SpondylIOSoma cantharus* (n=129), and *Scorpaena scrofa* (n=15) are the species the most concerned by non-compliance with the regulations in place, with respectively 91.67 %, 86.02 %, 27.13 % and 33.33 % of the individuals caught and measured, not corresponding to the minimum size authorized (Figure 50).



**Figure 50:** Catch size distribution of Mediterranean regulated species sampled between 2018 and 2020 (n=439). Minimum catch sizes are indicated by the red dotted line.

## **4. Discussion**

### **4.1. Overview of social characteristics and fishing practices of recreational fisher in the Balagne region**

The estimated proportion of recreational fishers globally ranges from 3 % (Kelleher et al., 2012) to 11.5 % (Cooke and Cowx, 2004). However, this rate varies across the regions (Cooke and Cowx, 2006; Hyder et al., 2018). This study constitutes a preliminary phase aiming at acquiring knowledge about recreational fishing activity in Balagne, the northwestern region of Corsica (France). Telephone surveys estimated the population of resident recreational fishers in Balagne to count for 5.68% of the total population for the 2020 reference year. This estimate is similar to the proportion of recreational anglers assessed in France at the national level, which is 5.10 % (Herfaut et al., 2013). However, other studies in Corsica have estimated the proportion of practicing fishers to be 7.49 % among the population of Cap Corse (northeastern Corsica region) in 2012 (Girard, 2012) and 12 % in the Bouches de Bonifacio Nature Reserve (Tomasi, 2011). Data collected in the Bouches de Bonifacio Nature Reserve shows higher rates than other studies. However, the proximity of the Reserve to Sardinia (Italy) makes it a particularly frequented area by Corsican and/or Italian fishers. Moreover, within the reserve, recreational fishers are required to declare their activity to obtain the authorisation to fish in the area. Furthermore, several controls are carried out at sea by sworn agents. These factors could explain in part why the estimated number of recreational fishers is higher than those observed in other Corsican regions. These tools, used to manage the reserve, allow to better track recreational fishing practices in this area. A system delivering fishing licenses is another efficient tool for an effective monitoring of the number of recreational fishers. Moreover, it would help address the target population directly for future surveys about recreational fishing and obtain a more representative sample of the recreational fishing population (Ashford et al., 2009).

Therefore, the results obtained in Balagne are consistent with other studies, both at the national and local levels. The data collected allowed us to first quantify the recreational population and then to describe their profiles and practices. Some characteristics of recreational sea fishing are specific to Mediterranean countries, as demonstrated in different studies (Font and Lloret, 2011; Gordoia et al., 2019; Herfaut et al., 2013; Lloret et al., 2008; Morales-Nin et al., 2005; Unal et al., 2010) and are consistent with the results presented here. Indeed, the characterization of recreational fishers showed that they were most often middle-aged men (between 40 and 50 years old). Nevertheless, the average age of the individuals varies based on their fishing practice. Spearfishers are on average younger, which can be explained by the fact that this activity requires a good

physical condition (e.g. resistance to cold, swimming, apnea). Boat fishers are on average older and mostly retired. These social profiles have been referenced in numerous studies (Gordoa et al., 2019; Herfaut et al., 2013; Lloret et al., 2008; Morales-Nin et al., 2005).

## 4.2. Fishing characteristics

According to our results, fishing from a boat is the most practiced type of fishing (31.82%), followed closely by shore fishing (27.27%). Similar observations have been made in other Mediterranean areas where boat fishing is the most common practice, followed by shore fishing and spearfishing (Gordoa et al., 2019; Morales-Nin et al., 2005; Unal et al., 2010). Another characteristic often shared by recreational fishers is the duration of fishing trips: the duration varies slightly among fisheries, but the overall average trip duration (between 3.71 hours per day and 4.8 hours per day) correlates with the range previously estimated in the Mediterranean (Font and Lloret, 2011; Gordoa et al., 2019; Lloret et al., 2008; Morales-Nin et al., 2005; Unal et al., 2010; Veiga et al., 2010). Spearfishing trips are slightly shorter, as previously observed by Gordoa et al., 2019. Shore fishers reported practicing no-kill more than boat fishers. There are two main categories of no-kill: regulatory no-kill as a response to management regulations, and voluntary no-kill where fish that legally could be kept are released consciously (Arlinghaus et al. 2007). According to the interviews we had with fishers, shore fishers release fish voluntarily mainly when the species caught does not interest them for consumption (often rock fish). On the other hand, boat fishers practice no-kill more because of the regulations. Indeed, the catches of boat fishers are generally species with a high commercial value, and they do not particularly wish to release them. Boat fishers are also confronted with problems related to barotrauma of the fish, as they fish at greater depths than shore fisher, and do not know how to release fish effectively (pers. comm.).

Lastly, boat fishers, followed by shore-based fishers, are the fishers who have lost the most material at sea. A majority of both shore and boat fishers declared losing equipment regularly during their fishing trips (*e.g.*, lead, hooks, line and, more rarely, fishing rods, floating anchors). Further to the issues related to mercury poisoning (Goddard et al., 2008; Lloret et al., 2014; Pokras et al., 2009; Watson et al., 2009), various devices that are frequently lost while fishing, such as floats or lines (nylon), are made of various types of plastic that are highly resistant to degradation and therefore can remain for decades (Ryan et al., 2009; Serra-Gonçalves et al., 2019). Pieces of nylon have been found in fish stomachs (Boerger et al., 2010; Possatto et al., 2011). Lastly, fishing lines can also impact sessile organisms (*e.g.* gorgonians, sponges, corals) by causing abrasions, strangulation or a reduction of sunlight, leading to a consequent weakening of organisms (Asoh et al., 2004; Chiappone et al., 2002). In view of our results, and according to Lloret et al., 2014, specific studies are needed to quantify and to determine the real impact of the loss of recreational fishing gear at sea.

In the Balagne region as a whole, the spatial distribution of the activity is heterogeneously distributed and shows hot spots of frequentation mainly around the ports of Calvi and L'île-Rousse but also along the coast, in places without vertical drop,



easily accessible by foot or car (particularly for shore and spearfishers). It has been shown that the choice of a fishing site depends on various attributes of the site, namely proximity, fishing quality, environmental quality, facilities, encounter levels and fishing regulations (Hunt, 2005). The fact that fishers choose fishing sites for reasons, other than simply fishing quality, could allow managers to influence distribution of fishers, for example by closing car access to certain locations. In addition, coastal zone managers could establish zoning plans according to the identified hot spots.

### 4.3. Boat-fishing

Regarding seasonal variability of the CPUE, only one year (2019) could be sampled across all seasons, which did not allow us to draw solid conclusions. Our results bring therefore a first rough estimate that will have to be confirmed by further studies. Nevertheless, seasonal variability seems to mainly result from an abundance of targeted species and variations in the fishing techniques used based on the weather conditions.

Differences observed between the CPUEs calculated from logbooks, photographs and boarding can be explained by the method of data acquisition and rigor of fishers in systematically filling out or sending information about their fishing activity. Indeed, we noted throughout the study that although fishers tended to note in their logbooks or to send us photos of their catches regularly, they were forgetting to report on their fishing trips when they did not catch anything. Thus, the CPUE calculated from logbooks and photographs may be overestimated. Nonetheless, CPUE values between 222 and 789 g/hour/fisher obtained in this study are within the ranges of those observed elsewhere in the Mediterranean. Indeed, the highest value of CPUE for boat fishing was estimated to be of 2770 g/hour/fisherman in Turkey (Unal et al., 2010), while other CPUEs for boat fishing vary between 200 and 1000 g/hour/fisherman depending on the study considered (Font and Lloret, 2014 references therein). Research has demonstrated that boat fishing has the greatest extractive potential compared to spearfishing or shore fishing (Font and Lloret, 2014; Lloret and Font, 2013; Charbonnel et al., 2011; Luna- Perez, 2010).

Despite the high diversity of the species caught, the main marine fish species caught by boat fishers are: *Serranus cabrilla*, *Pagellus bogaraveo*, *Spondyllosoma cantharus*, and *Serranus scriba* by number, and, *Dentex dentex*, *Seriola dumerili*, *Coryphaena hippurus*, and *Thunnus thynnus* by weight. Effects of boat recreational fishery on pelagic species appear to be important since several pelagic species are targeted by fisher and are among the most frequently caught (*Seriola dumerili*, *Coryphaena hippurus* and *Thunnus thynnus*). Moreover, these species are highly migratory and *Thunnus thynnus* is classified as endangered in the Mediterranean (Di Natale et al., 2011). As has been shown in many studies, catchability of species depends greatly on the fishing technique used and fishing depth (Font and Lloret, 2014; Gordo, 2009; Lloret et al., 2008; Morales-Nin et al., 2005; Vega and Licandeo, 2009). Although in this study we did not specifically study the relationship between fishing technique used and species caught, during the boardings carried out we were able to observe that pelagic species (*Coryphaena hippurus*, *Seriola dumerili*, *Thunnus thynnus*) were caught by trolling, species *Serranus cabrilla*,

*Spondylisoma cantharus* and *Serranus scriba* were caught with fishing rods on shallow bottoms (< 50 m), while *Pagellus bogaraveo* is mainly caught by deep fishing (> 50 m) at the beginning of Calvi canyon. Species targeted by boat fishers also explain the spatial distribution of the activity around and in Calvi Bay. Indeed, hot spots for recreational fishers are located around Calvi aquaculture farm, around Algajola hazard (beacon) and along the Revellata cap where several marker buoys are present. This is explained by the fact that the species sought, such as *Coryphaena hippurus*, *Seriola dumerili*, *Auxis rochei* or *Thunnus thynnus*, are caught mainly by trolling near the surface (pers. obs.) and near artificial structures or floating objects. Indeed, these species are known for their aggregative behavior around fish aggregating devices or marine aquaculture farms (Andaloro et al., 2007; Arechavala-Lopez et al., 2015; Relini et al., 1994, 1994; Šegvić Bubić et al., 2011; Taquet, 2004; Taquet et al., 2007a, 2007b; Iborra et al., submitted).

The absence of data from spearfishing and shore fishing, the constraints of the survey method to reliably estimate fishing effort and the lack of a registry or license listing all recreational fishers in Balagne, are several limitations of this study. Despite this, our results clearly indicate that the biological effects of recreational boat fishing on fauna are relatively large compared to commercial fishing. As a matter of fact, for Corsica as a whole, commercial landings were estimated to be about 378 t in 2019 (all species) and 50.5 t for the Balagne region (DACOR Project, 2019). However, these estimates are certainly underestimated since only net fishing is considered and not longline and pot fishing, which are also widely practiced in Corsica. If 420 boat recreational fishers are considered (31.82 % boat fisher \* 1319 fishers in Balagne) then the total annual production of boat fishers would be 28 t. This value is estimated from calculated values of CPUE per trip (expressed as total catch per hour of fishing and per fisher) and annual fishing effort (average duration of trips \* average number of trips per year). Proportion of harvest attributed to boat recreational fishery in Balagne would therefore be about 7 % of the total production of professional fishery in Corsica or 55 % of the total production of professional fishery (but only net fishing) in the Balagne region. These results appear to be consistent with those obtained by Lloret et al., 2008, who estimated total annual production of boat fishers in a smaller area in Spain (355 ha, MPA of Cap Creus) of about 20 t per year, i.e., about 40% of the total production of professional fishery. In other Mediterranean marine areas, the contribution of recreational fishery in total catch ranges from 10% to 50% of total commercial catches (Hussein et al., 2011; Lloret et al., 2008; Lloret and Font, 2013; Morales-Nin et al., 2005; Unal et al., 2010b; Colella et al., 2010). However, on a global scale, Cooke and Cowx (2004) estimate that recreational fishery is responsible for approximately 14% of total commercial fishery production.

As previously stated, the results of this study are preliminary and will require a more detailed study of recreational fishing at the scale of Corsica. Indeed, the pool of boat fishers sampled is not very large (13 fishers, i.e., 3% of the estimated boat fishers in Balagne). In addition, boat fishers, who voluntarily participated in the study, are among the most active fishers in the area, which might further increase the total estimated production. As boardings are financially costly and time consuming, logbooks can be a good way to collect additional information, if fishers are closely and regularly monitored

and are very aware of how to complete logbooks. Lastly, fishers with whom we embarked regularly practice trolling, which in fact increases mean CPUE because this technique is known to be the most extractive in terms of biomass (Font and Lloret, 2014; Lloret et al., 2008). Therefore, the calculated total annual production of boat fisher in Balagne may be overestimated.

#### **4.4. Compliance with regulatory mesh sizes of Mediterranean species**

In our study, about 50% of catches (all species) do not respect minimum catch sizes. Species most affected are *Thunnus thynnus*, *Pagellus bogareaveo*, *Scorpaena scrofa* and *Spondyllosoma cantharus*. In the Mediterranean, several studies have already shown that for some species (mainly *D. sargus*, *D. vulgaris*, or *P. pagrus*) the size of individuals caught is smaller than the minimum catch size, which means that some recreational fishers land immature fishes. This is of real concern since age and size at sexual maturity are fundamental variables that deeply influence the reproductive potential of a fish stock (Marteinsdottir and Begg, 2002; Trippel et al., 1997). If reproductive potential is impaired, then the ability of a fish stock to produce viable offspring that can be recruited to adult population or fishery will also be impaired (Trippel, 1999). In addition, in France, bluefin tuna is subject to specific regulations with an obligation to tag and declare catches, however, in the great majority of cases, this is not done by recreational fishers (pers. obs.).

### **5. Conclusion**

Finally, despite its limitations, this study highlights that socio-economic and biological implications of recreational fishing are important and should therefore be considered in fish stock assessments and in overall management strategies of Mediterranean coastal areas. In addition, a more sustained enforcement of regulatory measures is recommended as our results emphasize that many recreational fishers are not in compliance with regulation of the activity, either in terms of species caught or minimum catch sizes that are not respected for some species. Furthermore, additional regulations should introduce the obligation of a fishing license in France so that monitoring of this activity can be done in a regular and more efficient way. Studies on recreational fishing must continue to refine results, to totalise catches of all recreational fishing modalities, to identify catches related to tourist fishers and finally to allow a fair and equitable treatment of the recreational fishing sector. In addition, it is expected that climate change will induce changes in distribution and abundance of species, which could increase competition for marine resources and lead to tensions between recreational and commercial fisheries. Measures could then be taken to encourage catches of some species over others, use more selective gear, or promote times or locations more conducive to the development of vulnerable species. Some management measures can be very unpopular, so it is important to build trust with the recreational fishing community to encourage voluntary cooperation and

minimize non-compliance. Recreational fishers are also sentinels of the sea who have years of knowledge about species observed, changes in distribution and behavior of fish in their local area. This local knowledge can be very valuable (Azzurro et al., 2019) and could even help scientists to monitor and understand climate change effects and how to best address this issue.

**Author Contributions:** Laura Iborra: Funding acquisition, Conceptualization, Methodology, Data curation, Formal analysis, Investigation, Visualization, Writing - original draft preparation. Michel Marengo: Data curation, Writing - review & editing. Claire Valleteau: Investigation, Data curation. Michela Patrissi: Investigation, Conceptualization. Pierre Lejeune: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Sylvie Gobert: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Philippe Cuny: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing.

**Acknowledgments:** This work was supported by the Territorial Collectivity of Corsica and the Rhône-Mediterranean and Corsica Water Agency, as part of the STARECAPMED project research (STATION of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystem Drifts). This study was carried out as part of Laura Iborra's thesis PhD (in progress), funded by the National Association for Research and Technology (ANRT), by the CIFRE subvention, in co-supervision between Aix-Marseille University, Liège University and STARESO. We thank all recreational fishers who agreed to participate in the study and the associations I Battelli and APPIR. This paper has the MARE number MARExxx.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

# CHAPITRE VI :

Caractérisation de la pression de plongée  
sous-marine &  
Étude comportementale des plongeurs

M. Leduc face à une oblade (*Oblada melanura*)

© Laura Iborra.



# Chapitre VI : Caractérisation de la pression de plongée sous-marine et étude comportementale des plongeurs

Laura Iborra <sup>1,2,3\*</sup>, Michèle Leduc <sup>1</sup>, Sylvain Roblet<sup>4</sup>, Michel Marengo<sup>1</sup>, Pierre Lejeune<sup>1</sup>, Philippe Cuny<sup>3</sup> et Sylvie Gobert<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> STARESO - Pointe de la Revellata - BP33 - 20260 Calvi – France

<sup>2</sup> Laboratoire d’Océanologie - Centre MARE - Université de Liège - Sart Tilman - B6c - 4000 Liège - Belgium

<sup>3</sup> MIO - Aix-Marseille University - OCEANOMED bât. Méditerranée - LUMINY - 163 Avenue de Luminy - Case 901 - 13009 Marseille – France

<sup>4</sup> ECOSEAS (UMR 7035) - CNRS, Université Côte d’Azur - 28 Avenue Valrose, 06000 Nice – France

\* Contact : [iborra.laura@gmail.com](mailto:iborra.laura@gmail.com)

## Résumé

La plongée sous-marine est l’une des activités du tourisme maritime qui s’est le plus développée ces dernières décennies et les impacts qui en découlent sur les écosystèmes marins sont multiples. Les objectifs de cette étude sont (i) de quantifier, pour la première fois, la fréquentation des sites de plongée de la baie de Calvi (Corse), (ii) d’évaluer l’impact des plongeurs par la fréquence de leurs contacts avec le milieu et de (iii) comprendre quels sont les facteurs qui peuvent influencer le comportement des plongeurs et donc leur impact sur la biocénose de substrat rocheux. Nos résultats montrent que 25445 personnes ont pratiqué la plongée sous-marine en baie de Calvi durant la saison 2019 (mai à septembre). Parmi les plongeurs échantillonnés, 84,00 % des plongeurs ont eu au moins un contact avec le milieu durant les 10 minutes d’observation avec, en moyenne,  $10,56 \pm 9,34$  contacts par période d’observation de 10 minutes. Les contacts involontaires constituaient 67,28 % de tous les contacts enregistrés. La majorité des contacts involontaires sont provoqués par des coups de palmes (67,65 %), tandis que les contacts volontaires sont majoritairement causés par les mains (52,02 %). Les plongeurs débutants sont ceux ayant le plus de contacts involontaires en raison d’un manque d’expérience et de technicité (*e.g.*, contrôle de la flottabilité, de la nage avec palme). En revanche, les plongeurs expérimentés sont ceux ayant le plus de contacts volontaires et particulièrement ceux pratiquant la photographie sous-marine. Les contacts involontaires nécessitent généralement une amélioration des techniques de plongée tandis que les contacts volontaires ont le potentiel d’être consciemment évités par le plongeur, sans compétence supplémentaire, mais avec un changement d’attitude et de mentalité. Nos résultats montrent qu’un briefing avant plongée, incluant des recommandations comportementales et de la sensibilisation environnementale, permet

de réduire significativement à la fois la proportion de plongeurs ayant des contacts mais également le nombre de contacts. La sensibilisation des plongeurs et, a fortiori, la formation à l'éducation environnementale des guides de plongée, sont nécessaires pour une pratique durable de l'activité de plongée sous-marine, en la rendant compatible avec les enjeux de conservation du milieu.

**Mots clés :** comportement plongeur, plongée subaquatique, sensibilisation environnementale, pression anthropique, mer Méditerranée

## 1. Introduction

Il existe désormais des preuves irréfutables d'un dérèglement climatique à l'échelle globale induit par l'Homme susceptible d'entraîner une augmentation des taux d'extinction ou une modification profonde des écosystèmes (Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010 ; Bland et al., 2018;). Dans ce contexte, une gestion locale efficace des écosystèmes pourrait permettre de maintenir des conditions environnementales optimales afin que les écosystèmes restent résilients face au changement climatique global (Green et al., 2017 ; Halpern et al., 2008 ; Norström et al., 2016 ; Ramírez et al., 2017 ; Scheffer et al., 2015). En raison des difficultés à gérer efficacement les facteurs de stress mondiaux (e.g., changement climatique, urbanisation des côtes), une recommandation émergente est de concentrer la gestion des impacts anthropiques à une échelle locale (Gissi et al., 2021 ; Green et al., 2017 ; Scheffer et al., 2015).

Le tourisme maritime, qui implique des activités récréatives et une interaction forte avec les écosystèmes marins, s'est largement développé à l'échelle mondiale au cours des dernières décennies (Cisneros-Montemayor et al., 2013 ; Drius et al., 2019 ; Giglio et al., 2020 ; Mulazzani & Malorgio, 2017 ; O'Malley et al., 2013). La plongée sous-marine est l'une des activités du tourisme maritime s'étant le plus développée, avec des centaines de nouveaux pratiquants chaque année (Dimmock & Musa, 2015 ; Garrod & Gössling, 2008 ; Spalding et al., 2017). Bien que le tourisme de la plongée génère d'importants bénéfices socio-économiques pour les communautés côtières (Asafu-Adjaye & Tapsuwan, 2008; Davis & Tisdell, 1996; De Brauwer & Burton, 2018; Oh et al., 2008), qu'il contribue à la sensibilisation du grand public et permette d'obtenir des données pour de nombreux programmes de sciences participatives (e.g., Doris, BioObs, Polaris, Réseau Alien) (Changeux et al., 2020; Ghilardi-Lopes, 2015; Rouanet et al., 2017), il peut également impacter directement ou indirectement les écosystèmes marins.

En effet, de nombreuses études ont démontré que la pratique de la plongée sous-marine peut affecter les écosystèmes marins, que ce soit par la destruction et/ou l'abrasion des tissus de divers organismes benthiques (e.g. coraux, gorgones, éponges ou bryozoaires) (N. H. L. Barker & Roberts, 2004; Chung et al., 2013; de la Nuez-Hernández et al., 2014), la remise en suspension des sédiments (Di Franco et al., 2010; Luna et al., 2009), les bulles d'air piégées dans les grottes (Guarnieri et al., 2012; Milazzo et al., 2002), le bruit généré par l'activité (Lindfield et al., 2014; Lobel, 2001; Lobel & Hole, 2005;



Parrish & Pyle, 2002; Radford et al., 2005; Sieber & Pyle, 2010), la pollution de l'eau (e.g., urine et crèmes solaires) (Agawin et al., 2022; Dearden et al., 2007; Gil et al., 2015; Lamb et al., 2017; Reopanichkul et al., 2009; Sánchez-Quiles & Tovar-Sánchez, 2015) ou encore les modifications comportementales des poissons liées au dérangement (Di Franco et al., 2013; Kulbicki, 1998; Milazzo et al., 2002, 2006, Iborra et al., submitted).

Afin de pouvoir gérer localement cette pression, des études sont nécessaires pour définir une gestion durable des activités de plongée sous-marine, en les rendant compatibles avec les enjeux de conservation du milieu marin. Une étude récente sur l'état des connaissances des activités de plongée subaquatique sur la façade méditerranéenne française (Rouanet et al., 2017) a mis en avant la baie de Calvi comme étant une des zones à enjeux majeurs, d'une part en raison de l'absence de données précises sur l'activité de plongée subaquatique dans cette région et, d'autre part, en raison d'une forte pratique présumée de l'activité. Cette zone a en effet, une attractivité accrue par rapport à d'autres lieux de plongée en Méditerranée en raison de sa proximité avec un centre urbain très touristique (Calvi), un climat favorable, la clarté des eaux et la qualité écologique, biologique et paysagère des sites de plongée (Marengo et al., 2021 ; Rouanet et al., 2017 ; Iborra et al., soumis). De plus, identifier les différents facteurs responsables du comportement des plongeurs et des effets qui en découlent sur l'environnement, peut aider les responsables à développer des procédures de formation, de sensibilisation ou des réglementations afin de prévenir ou de réduire l'incidence des comportements préjudiciables (Ong & Musa, 2012a, 2012b ; Roupheal & Inglis, 2001).

Les objectifs de cette étude sont donc (i) de quantifier précisément la fréquentation des sites de plongée de la baie de Calvi, (ii) d'évaluer l'impact des plongeurs par la fréquence de leur contact avec le milieu, afin de (iii) déterminer les facteurs pouvant influencer le comportement des plongeurs. Nous avons également suggéré des mesures de management afin de réduire les dommages liés à l'activité.

## **2. Matériels et méthodes**

### **2.1. Estimation de la fréquentation**

Un suivi quantitatif de la fréquentation des plongeurs en baie de Calvi a été réalisé grâce à l'analyse des feuilles de sécurité des clubs de plongée de Calvi (6 au total) sur la saison 2019 (entre mai et septembre). En France, les structures de plongée ont l'obligation de remplir une feuille de sécurité lors de chaque plongée, indiquant le nom du site de plongée, l'identité des plongeurs, leurs qualifications de plongée ainsi que les paramètres de la plongée effectuée (profondeur et durée). Au total, 1785 feuilles de sécurité ont été acquises et analysées. Ces données ont permis d'évaluer le nombre de plongées effectuées chaque jour et d'établir les sites les plus fréquentés de la baie.

En complément, une attention particulière a été portée sur le site de la Revellata, le plus réputé des sites de plongée en baie de Calvi (pers. obs.). Ce suivi quantitatif spécifique sur le site de la Revellata a été réalisé par acquisition photographique et a permis de

compléter les données des feuilles de palanquées en quantifiant le nombre de plongeurs supplémentaires sur le site (*e.g.*, clubs de plongée extérieurs à Calvi, plongeurs autonomes). Pour ce faire, un dispositif expérimental photographique muni d'une caméra terrestre (Reference AHT-AMZTRAIL 16MP) fixée à flanc de falaise sur la pointe de la Revellata a photographié le site toutes les 10 minutes, nuit et jour entre le 5 avril 2019 et le 24 septembre 2019 (Figure 51). Au total, 24638 photographies ont été analysées.



**Figure 51** : Photographie issue du dispositif photographique installé sur la pointe de la Revellata pour un suivi précis de la fréquentation du site.

L'ensemble des données a permis d'établir une cartographie de la fréquentation des plongeurs à l'échelle de la baie de Calvi. La cartographie réalisée dans cette étude a été composée, éditée et exportée à l'aide du logiciel Quantum (GIS) 2.18.25. Le système de référence utilisé pour ces élaborations est le Lambert 93.

## **2.2. Etude du comportement des plongeurs**

Afin d'étudier le comportement des plongeurs, 81 plongeurs ont été observés durant leur plongée dans les différentes structures de plongée de Calvi (avec leur accord). Les plongeurs observés n'étaient pas informés de la raison de notre présence (nous étions anonymes parmi les clients). Les données ont été collectées durant les mois de juillet et août 2019 et 2020. Les plongeurs ont été choisis au hasard parmi les personnes de passage. Chaque participant a été surveillé une fois sous l'eau pendant une période de 10

minutes. Les périodes d'observation ont débuté après les 10 premières minutes de la plongée car plusieurs études ont démontré que les plongeurs avaient davantage de contacts dans les premières minutes de la plongée, le temps d'optimiser leurs réglages de flottabilité (Camp & Fraser, 2012 ; Di Franco et al., 2009 ; Giglio et al., 2016 ; Krieger & Chadwick, 2013). L'observateur était placé à l'arrière de la palanquée, à 2-3 m de distance, afin d'avoir une vue d'ensemble sur les plongeurs, sans que ceux-ci ne s'aperçoivent de l'observation. Durant cette étude, les contacts volontaires et involontaires ont été évalués. Les contacts volontaires sont le résultat d'une action délibérée tandis que les contacts involontaires sont accidentels. Pour chaque contact, la partie du corps ou l'instrument (*e.g.*, octopus, manomètre) impliqué a également été noté. Après la plongée, les participants ont rempli un questionnaire écrit qui comprenait des questions sur leur expérience, leur formation et leurs perceptions sur la plongée qu'ils venaient d'effectuer.

Le niveau des plongeurs a été déterminé grâce aux renseignements acquis sur les questionnaires. Le nombre de plongées total à leur actif nous a permis de déterminer leur expérience (appelée Niveau dans la suite de l'étude). En effet, l'expérience des plongeurs n'est pas forcément représentative de leur niveau de qualification. En France, aucun nombre minimal de plongée n'est requis (en dehors de la formation) pour pouvoir passer le niveau supérieur. Ainsi, un plongeur qui a passé successivement ses niveaux de plongée peut avoir un niveau de plongée élevé avec peu de plongées à son actif. Nous avons donc choisi de classer le niveau des plongeurs en fonction du nombre de plongées, tel que :

- 1 – 50 plongées : plongeur débutant
- 50 – 100 plongées : plongeur intermédiaire
- 100 – 200 plongées : plongeur confirmé
- > 200 plongées : plongeur expert.

Sur l'ensemble des plongeurs échantillonnés, tous avaient plongés au moins une fois durant la dernière année. De plus, ils étaient tous en plongée dite d'exploration et non de formation (pas d'exercice).

En complément, nous avons étudié si un briefing avant la plongée, incluant des informations de sensibilisation sur l'environnement et des consignes comportementales claires (*e.g.*, « vous ne devez rien toucher ou ramasser durant votre plongée », « faites attention à votre flottabilité et votre palmage », « accrochez bien vos instruments »), modifiait le nombre de contacts durant la plongée suivante. Nous avons donc observé 18 plongeurs, une première fois normalement, sans sensibilisation préalable et sans qu'ils ne connaissent la raison de notre présence. Puis, nous avons renouvelé l'observation des mêmes plongeurs, lors d'une deuxième plongée, sur le même site (souvent durant la même semaine, avec des conditions météorologiques similaires). Durant cette deuxième plongée, les plongeurs ont, d'une part, eu le briefing avant leur plongée, et d'autre part, connaissaient la raison de notre présence.

## **2.3. Analyses statistiques**

Les traitements de données, les graphiques et les analyses statistiques ont été réalisés à l'aide de R version 3.5.3 (R Core Team, 2020). Les graphiques ont été créés avec le package ggplot2 (Wickham, 2016).

Une analyse factorielle des données mixtes (AFDM) a été utilisée dans ce travail afin d'obtenir une représentation graphique d'ordination des données contenant à la fois des variables quantitatives (nombre de contact volontaire, nombre de contact involontaire, nombre de contacts total) et des variables qualitatives (Courant, Flottabilité, Niveau, Photographe, Visibilité, Association). Ensuite, des tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés afin de déterminer les différences du nombre total de contact, volontaire et involontaire, en fonction des différentes variables factorielles (Courant, deux facteurs : Oui/Non ; Flottabilité, 3 facteurs : Bonne/Moyenne/Mauvaise ; Visibilité, deux niveaux de facteurs : Bonne (si > 10 m)/Mauvaise (si < 10 m); Photographe, deux niveaux : Oui/Non ; Niveau, quatre niveaux de facteurs : Débutant/Intermédiaire/Confirmé/Expert ; Appartenance à une association, deux niveaux de facteur : Oui/Non). L'AFDM a été réalisée à l'aide du package FactoMineR avec la fonction FAMD (Le et al., 2008)

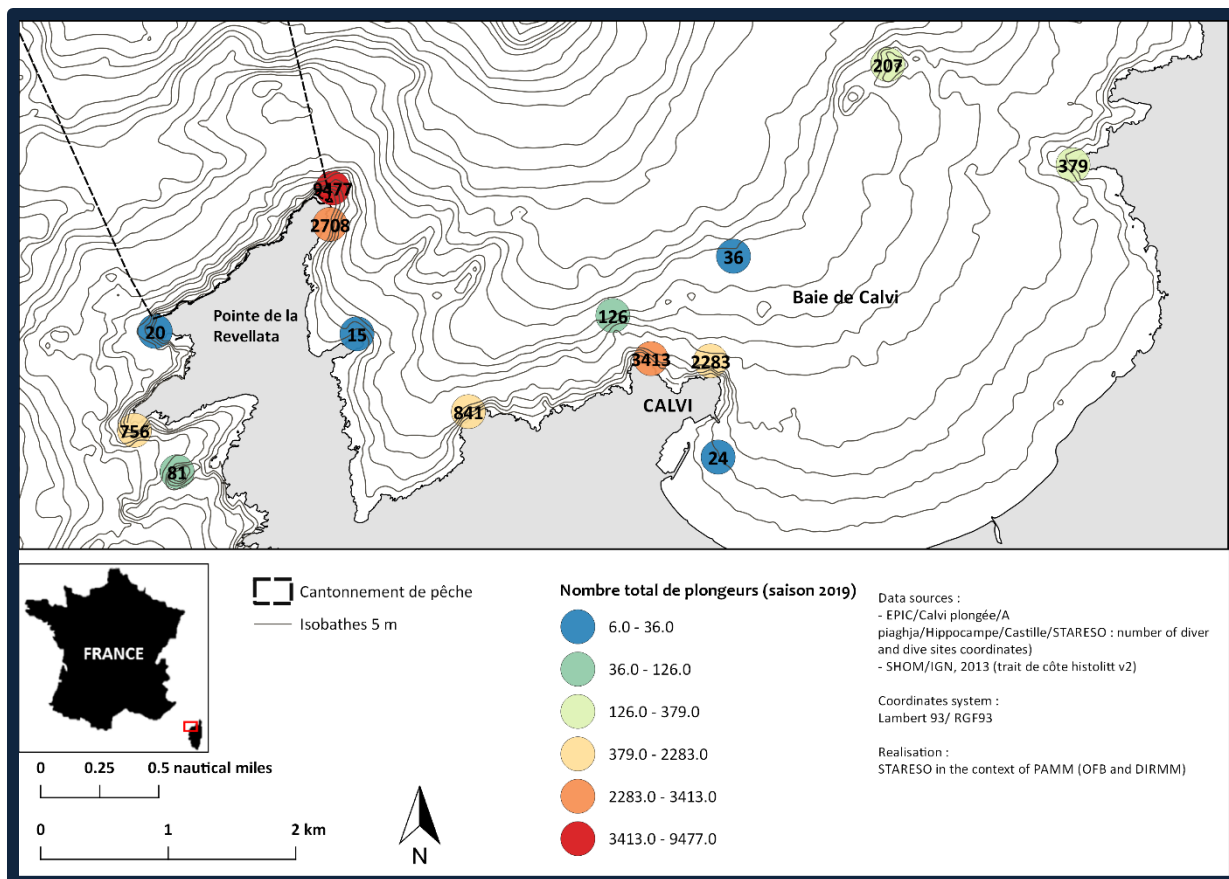
Enfin, les différences dans le nombre total de contacts entre les plongées avec et sans briefing ont été comparées à l'aide d'un test signé des rangs de Wilcoxon pour données appariées utilisant la fonction `wilcox_test` (avec une correction de Bonferroni), sur les données brutes car elles suivaient toutes une distribution non normale (Shapiro-Wilk,  $p > 0,05$ ) même après transformations.

## **3. Résultats**

### **3.1. Fréquentation de la baie**

Au total, sur la saison 2019 (de mai à fin septembre), 25 455 plongeurs ont plongé en baie de Calvi sur 17 sites différents. Parmi l'ensemble des plongeurs recensés, 5023 plongeurs n'avaient pas de site de plongée attribué en raison de l'absence du nom du site renseigné sur la feuille de sécurité des structures de plongée (soit environ 20 % des plongeurs).

Les sites les plus fréquentés sont : la Revellata (9477 plongeurs), Saint-François (3413 plongeurs), le sec des Belges (2708 plongeurs) et le B17 (2283 plongeurs) (Figure 52).



**Figure 52 :** Cartographie de la fréquentation des plongeurs sur les différents sites de plongée dans la baie de Calvi et dans son voisinage proche sur la base des 25455 plongeurs dont le site de plongée avait été renseigné sur la feuille de sécurité des structures de plongée.

### 3.2. Comportement des plongeurs

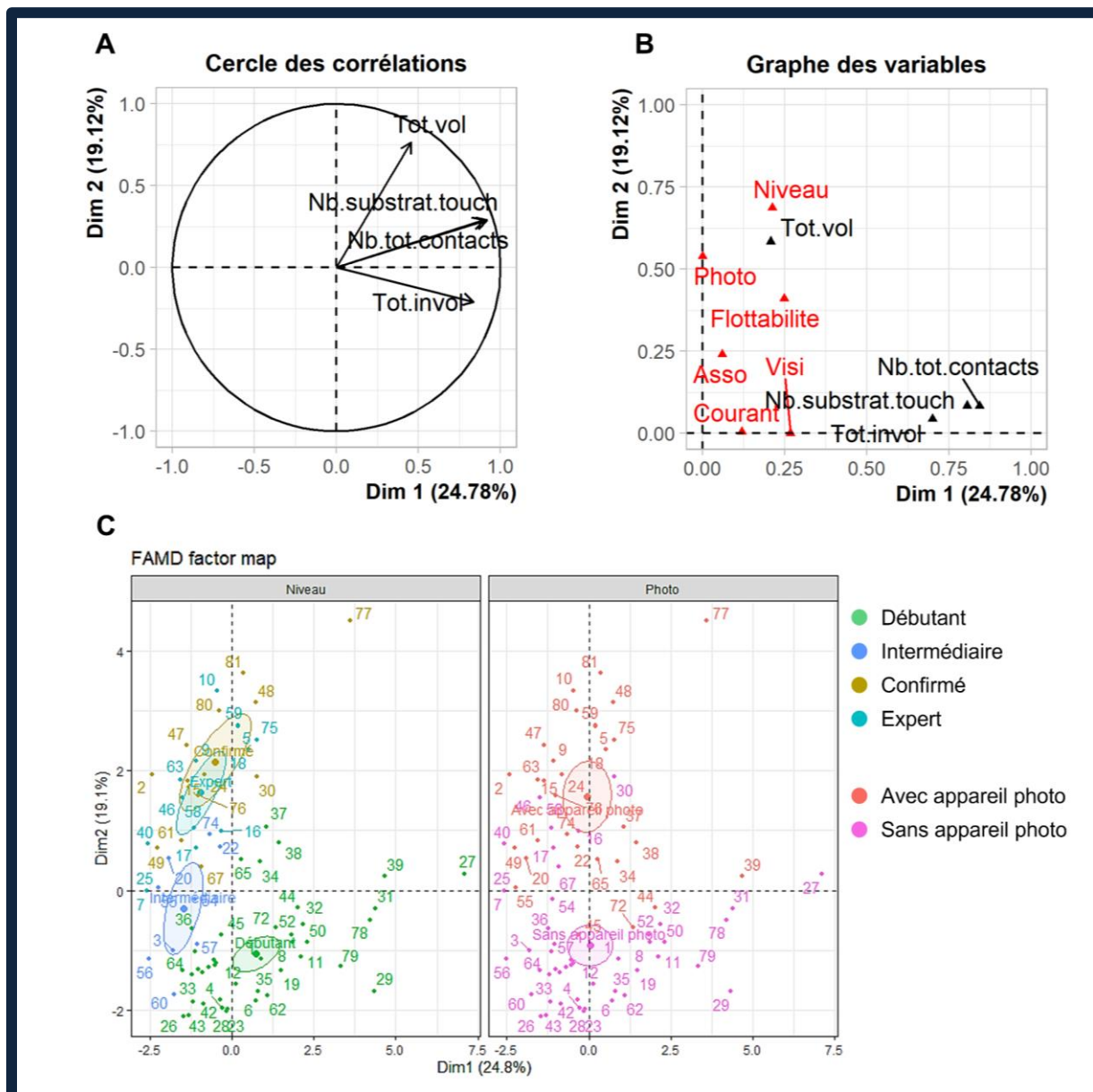
Sur les 81 plongeurs observés, 84,00 % des plongeurs ont eu au moins un contact avec le milieu durant les 10 minutes d’observation. Au total, 758 contacts ont eu lieu, avec en moyenne  $10,56 \pm 9,34$  contacts par période d’observation de 10 minutes soit en moyenne environ 1 contact par minute. Les contacts involontaires constituaient 67,28 % de tous les contacts enregistrés.

L’AFDM nous permet d’identifier les variables favorisant le nombre et le type de contacts.

Les variables qui contribuent le plus à la dimension 1 sont : le nombre total de contacts, le nombre total de contacts avec le substrat et le nombre total de contacts involontaires.

Les variables qui contribuent le plus à la dimension 2 sont : le niveau du plongeur, le nombre total de contacts volontaires, la pratique de photographie (Photo) et la Flottabilité.

Ainsi les plongeurs qui sont débutants et qui gèrent mal leur flottabilité vont avoir le plus de contacts involontaires. En revanche, les plongeurs qui ont un bon niveau et qui pratiquent la photographie sont ceux qui ont le plus de contacts volontaires (Figure 53).



**Figure 53** : Résultats de l'AFDM avec A : le cercle des corrélations, B : le graphe des variables et C : le graphe des individus en fonction des modalités (Niveau et Photographe).

Les plongeurs ont significativement plus de contacts involontaires (test de Kruskal-Wallis, p value = 0.046) lorsque la visibilité est mauvaise avec  $9,72 \pm 10,50$  contacts contre  $4,39 \pm 4,37$  contacts lorsque la visibilité est bonne. Une flottabilité mauvaise ou moyenne engendre également significativement plus de contacts involontaires ( $10,5 \pm 7,71$  et  $10,10 \pm 10,40$  contacts/10 min, respectivement) par rapport aux plongeurs ayant une très bonne flottabilité ( $2,08 \pm 2,18$  contacts/10 min). En revanche, il n'y a pas de différence significative entre le nombre de contacts lors de plongée avec ou sans courant.

Les plongeurs ayant un appareil photo ont significativement plus de contacts volontaires avec le milieu (test de Kruskal-Wallis, p value < 0.001) avec en moyenne 7,87

$\pm 6,44$  contacts/10 min contre  $2,39 \pm 3,63$  contacts/10 min pour les plongeurs sans appareil photo (Figure 53C).

Le nombre de contact/10 min et le type de contact varient également en fonction de l'expérience du plongeur. En effet, les plongeurs débutants vont avoir significativement plus de contacts involontaires par rapport aux plongeurs confirmés et experts (test de comparaisons multiples, p value = 0,00423 and p value = 0,0342, respectivement), avec  $8,71 \pm 8,45$  contacts/10 min contre respectivement  $1,85 \pm 2,38$  et  $2,50 \pm 2,07$  pour les plongeurs Confirmés et Experts (Figure 54).

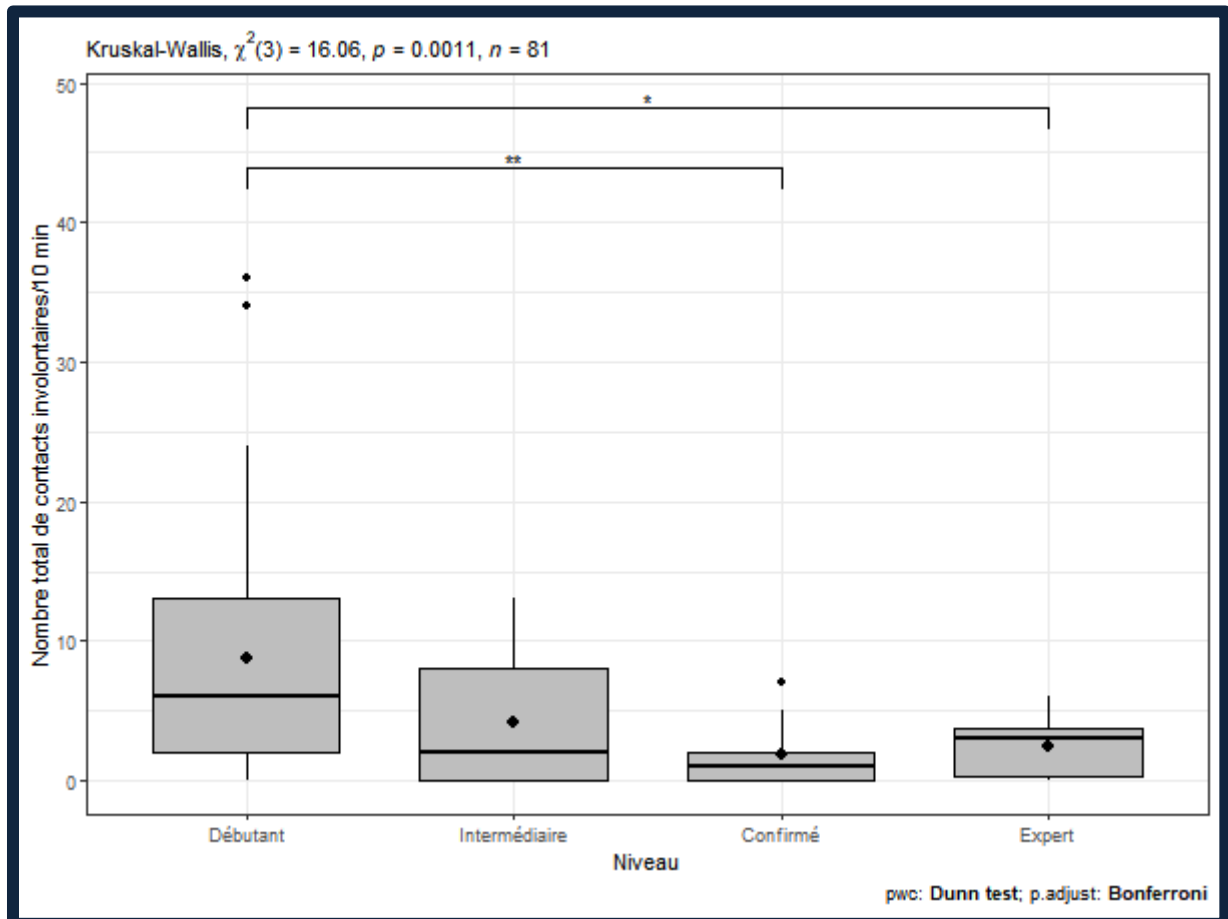
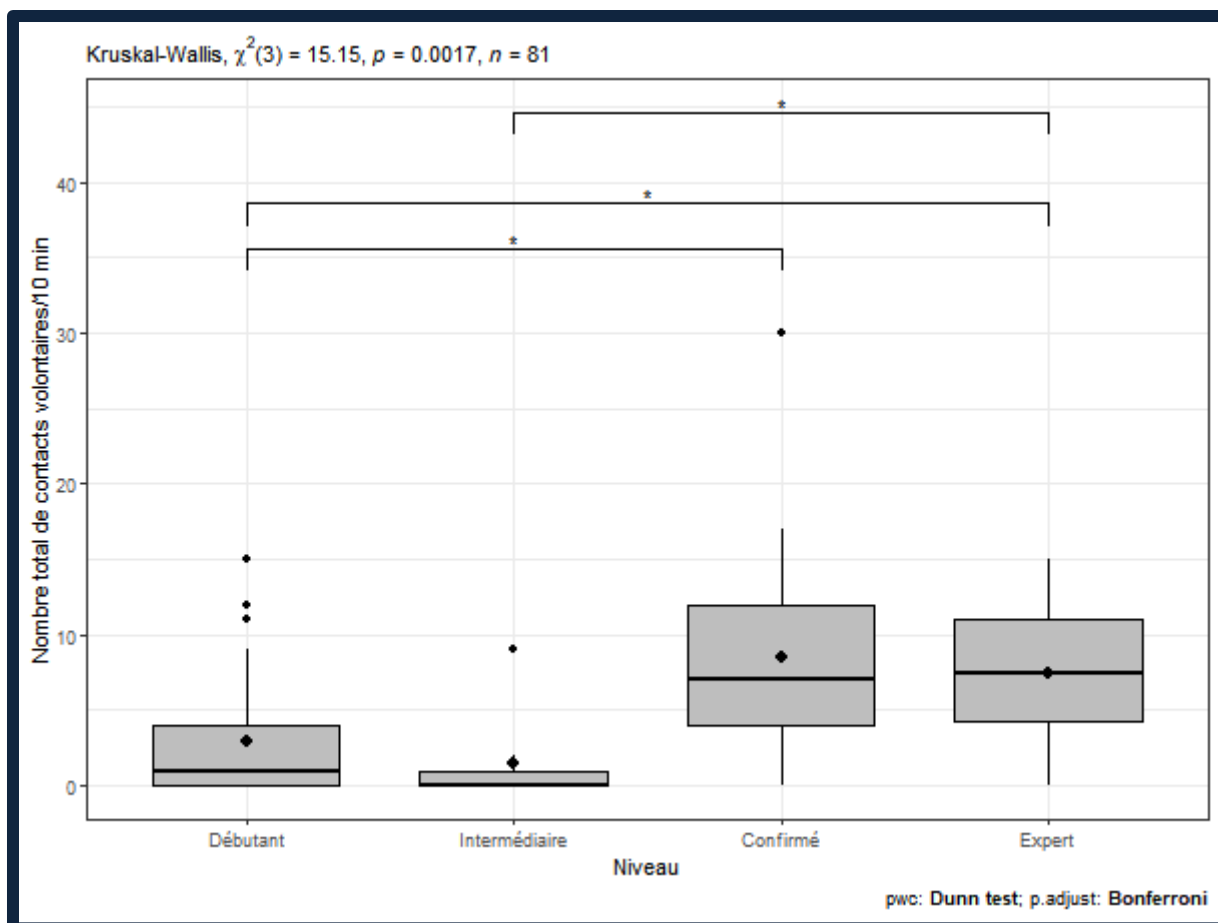


Figure 54 : Nombre total de contacts involontaires par période d'observation de 10 minutes, en fonction du niveau des plongeurs (Débutant, Intermédiaire, Confirmé, Expert). Les astérisques représentent les différences significatives entre les niveaux des plongeurs (\*:  $p < 0,05$ ), \*\*:  $p < 0,01$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*\*\*:  $p < 0,0001$ ).

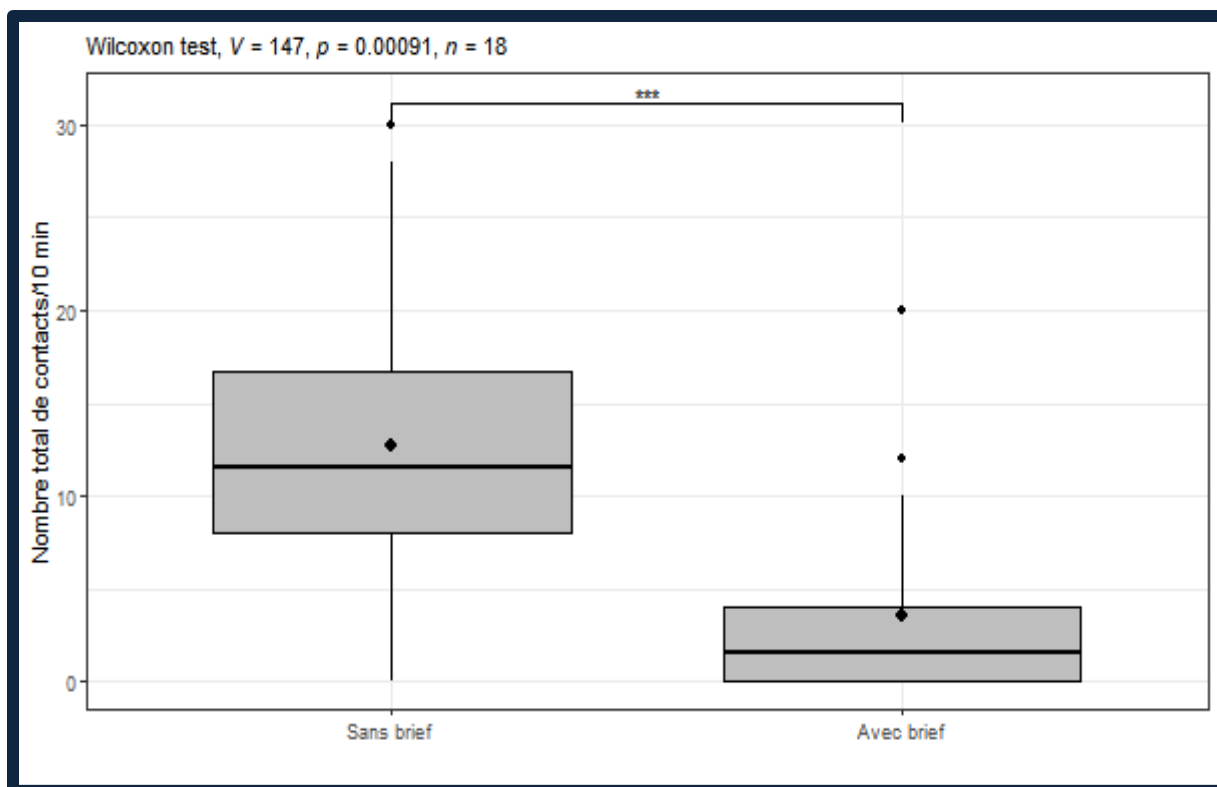
En revanche, les plongeurs confirmés et experts vont avoir significativement plus de contacts volontaires (test de comparaisons multiples, p value = 0,0490, p value = 0,0316 et p value = 0,0389) que les plongeurs débutants ou intermédiaires (Figure 55).



**Figure 55 :** Nombre total de contacts volontaires par période d’observation de 10 minutes, en fonction du niveau des plongeurs (Débutant, Intermédiaire, Confirmé, Expert). Les astérisques représentent les différences significatives entre les niveaux des plongeurs (\*:  $p < 0,05$ ), \*\*:  $p < 0,01$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*\*\*:  $p < 0,0001$ ).

Enfin, le nombre de plongeurs ayant au moins un contact durant la plongée a diminué d’environ 30 % entre la plongée sans briefing (94,40 %) et la plongée avec briefing (66,08 %). En effet, lors de la plongée où les plongeurs ont eu un briefing et avaient connaissance de la raison de notre présence, le nombre de contacts (volontaires et involontaires) avec le milieu (test de Wilcoxon pour échantillons appariés,  $p$  value = 0.0009) était significativement moindre, avec en moyenne  $3,56 \pm 5,66$  contacts/10 min contre  $12,7 \pm 8,36$  contacts/10 min durant les plongées sans briefing (Figure 56).



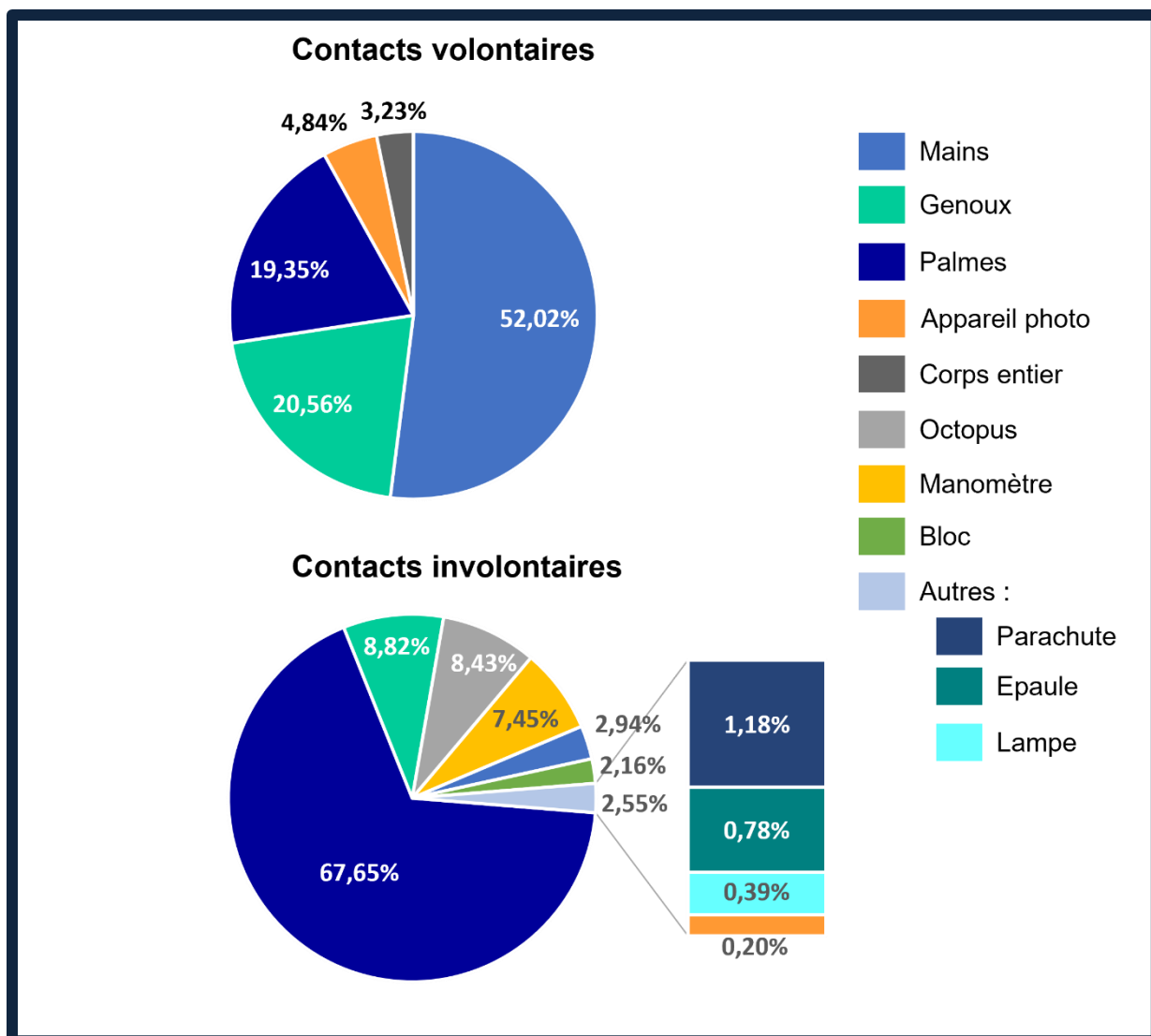


**Figure 56 :** Nombre total de contacts involontaires par période d'observation de 10 minutes, en fonction du niveau des plongeurs (Débutant, Intermédiaire, Confirmé, Expert). Les astérisques représentent les différences significatives entre les niveaux des plongeurs (\*:  $p < 0,05$ ), \*\*:  $p < 0,01$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*\*\*:  $p < 0,0001$ ).

### 3.3. Origine des contacts

Les contacts volontaires sont dans la majorité des cas provoqués par des contacts avec les mains (52,02 %), soit parce que les plongeurs prennent appui, repoussent une paroi ou parce qu'ils déplacent des pierres à la recherche d'organismes à observer. Les contacts avec les genoux représentent 20,56 % des contacts volontaires du fait de la tendance des plongeurs à se poser sur les genoux lorsqu'ils veulent observer un organisme dans un trou ou lorsqu'ils veulent réaliser un geste technique (*e.g.*, vidage de masque). Enfin, les palmes sont impliquées dans le troisième type de contacts volontaires (19,35 %) lorsque les plongeurs prennent appui sur le fond ou une paroi pour se propulser (Figure 56).

Les contacts involontaires sont en grande majorité représentés par les contacts avec les palmes (67,65 %), suivis par les genoux (8,82 %) qui viennent régulièrement au contact de l'habitat sans que les plongeurs, protégés par leur combinaison, s'en rendent compte lorsqu'ils passent trop près du fond. Les instruments mal accrochés, qui raclent la surface au-dessus de laquelle se trouve le plongeur, sont la troisième cause des contacts involontaires (octopus à 8,43 % et manomètre à 7,45 %) (Figure 57).



**Figure 57** : Parties du corps ou des instruments impliqués dans les contacts pour chaque modalité (volontaire ou involontaire).

## 4. Discussion et conclusion

### 4.1. Fréquentation en baie de Calvi

La baie de Calvi est un *hot spot* de fréquentation pour la plongée sous-marine (25 455 plongeurs), notamment grâce à la présence de sites de plongées variés et accessibles à tous les niveaux. Les sites les plus fréquentés de la baie sont le site de la Revellata, le Sec des Belges, Saint-François et le B17. Sans surprise, les sites de la Revellata et du Sec des Belges (situés à proximité l'un de l'autre) sont réputés auprès des plongeurs notamment parce qu'ils sont situés dans une zone Natura 2000 (FR9400574 ; FR9402018) et à proximité du cantonnement de pêche de Calvi (où la pêche et la plongée sont interdites). De plus, les paysages sous-marins variés (e.g., roches infralittorales avec algues

photophiles, patch d'herbier de Posidonie, roches coralligène) combinés à une complexité paysagère importante (e.g., canyons, tombants, grottes), en font des sites d'intérêt pour les plongeurs. Ces sites sont également réputés pour leur beauté et leur biodiversité étant donné la présence de nombreuses espèces érigées, telles que *Eunicella cavolini*, *Paramuricea clavata* ou encore *Corallium rubrum* (Iborra et al., 2022), très recherchées par les plongeurs, mais également par les poissons d'intérêt patrimonial tels que le corb *Sciaena umbra* ou le mérrou brun *Epinephelus marginatus* (Marengo et al., 2021 ; Iborra et al., submitted). Il est connu que les plongeurs ont une préférence pour les sites où la diversité des poissons est élevée et où les grandes espèces emblématiques sont présentes (Barker et al., 2010 ; Williams & Polunin, 2000). Le site de Saint-François présente également une biodiversité importante bien que moindre par rapport aux deux sites précédemment cités (Marengo et al., 2021). Sa proximité avec le port de Calvi, dans une zone plutôt abritée, permettant de plonger sur ce site même lorsque la mer est agitée dans la baie, lui confère néanmoins une attractivité importante. Enfin, ces 3 sites sont accessibles à tous les plongeurs, avec des parcours et possibilités de plongée adaptés à tous les niveaux. Cet ensemble de facteurs explique que ces sites soient les plus fréquentés en baie de Calvi. Enfin, le site du B17 est également très fréquenté en raison de la présence d'une épave d'avion bombardier B17, à seulement 28 m de fond, au pied de la citadelle de Calvi et donc à proximité directe du port.

La capacité de charge désigne le nombre maximal de visiteurs qu'un écosystème peut supporter durablement sans compromettre sa productivité, sa capacité d'adaptation et de régénération (Davis & Tisdell, 1995 ; Hawkins & Roberts, 1994 ; Zakai & Chadwick-Furman, 2002). En ce qui concerne la plongée sous-marine, la capacité de charge est donc relative au nombre de personnes par jour qu'un site spécifique peut supporter sans être dégradé (Ríos-Jara et al., 2013 ; Sumanapala et al., 2022). La capacité de charge prend en compte une multitude de facteurs incluant la taille et la topographie du site de plongée, la structure des assemblages structurants l'habitat (Chadwick-Furman, 1995), la vulnérabilité des espèces rencontrées, le niveau de sensibilisation du plongeur face à la préservation de l'environnement ou encore la présence d'autres pressions anthropiques (Abidin & Mohamed, 2014; N. H. L. Barker & Roberts, 2004; Hawkins et al., 1999; Naranjo-Arriola, 2021; Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Par ailleurs, la perception des usagers peut aussi permettre de définir le seuil de la capacité de charge en déterminant le nombre de personnes acceptable pour que l'activité soit toujours agréable et sécuritaire pour l'ensemble des usagers (Zhang & Chung, 2015 ; Zhang et al., 2016). Malgré les capacités de charge seuil proposées sur les différents sites à travers le monde, ces nombres varient donc grandement d'un endroit à l'autre. Il s'agit pourtant d'enjeux majeurs pour la gestion et la conservation (Davis & Tisdell, 1995). De et al., (2020) ont noté que l'estimation de la capacité de charge est primordiale, en particulier pour les activités touristiques dans les zones de récifs. Cela peut alors aider à minimiser et à gérer la pression de la plongée sur les récifs coralliens et à améliorer la santé et la diversité des récifs (De et al., 2020 ; Jameson et al., 1999). À ce jour, la capacité de charge des sites de plongée de Calvi n'a pas été déterminée.

Les chiffres de fréquentation des sites de plongée sont souvent difficiles à obtenir et la plupart du temps les estimations sont réalisées grâce à des enquêtes auprès des différentes structures de plongée ou lors de comptage de terrain. Cependant, les coûts associés aux comptages de terrain sont importants. Dans cette étude, la relation de confiance établie avec les structures de plongée a permis d'avoir accès à des données habituellement peu accessibles (Rouanet et al., 2017). Au total, plus de 25 000 plongeurs plongent sur l'ensemble de la baie, avec plus de 9000 plongeurs sur le site de la Revellata répartis sur 6 mois dans l'année. Il serait donc judicieux, dans un avenir proche, d'établir la capacité de charge des sites les plus fréquentés de la baie de Calvi et particulièrement celui de la Revellata. En effet, l'importante fréquentation, la présence de nombreuses espèces érigées, d'ores et déjà impactées par le changement climatique (Iborra et al., 2022), et l'abondance d'espèces vulnérables et emblématiques (Marengo et al., 2021), constituent autant de facteurs suggérant qu'il est fort probable que l'activité ne puisse pas continuer de manière aussi soutenue sans que cela ne dégrade le site et l'écosystème associé.

## **4.2. Comportement des plongeurs**

Les résultats de notre étude montrent que 84 % des plongeurs ont des contacts durant leur plongée. Cette proportion semble cohérente avec les autres études sur le sujet qui montrent que la plupart des plongeurs (Giglio et al., 2016 avec 96,7 %, Luna et al., 2009 avec 90 %, Roche et al., 2016 avec 70 %, Rouphael & Inglis, 2001 avec 75 %, Toyoshima & Nadaoka, 2015 avec 88% et Uyarra & Côté, 2007 avec 91 %, respectivement) ont au moins un contact avec le substrat rocheux durant leur plongée. Avec une moyenne de  $10,56 \pm 9,34$  contacts par période d'observation de 10 minutes, nos résultats se situent dans les valeurs hautes des estimations précédemment effectuées (entre 41,0/10 min pour Luna et al., 2009 à 3,6/10 minutes pour Di Franco et al., 2009). De plus, les contacts involontaires sont majoritairement (67,5 %) réalisés avec les palmes. Ce résultat confirme ceux de nombreuses études que ce soit en Méditerranée (Luna et al., 2009), en mer Rouge (Prior et al., 1995 ; Zakai & Chadwick-Furman, 2002), en Australie (Rouphael & Inglis, 2001) ou dans les caraïbes (N. H. L. Barker & Roberts, 2004 ; Uyarra & Côté, 2007) qui identifient la plupart des dommages liés à des coups de palmes involontaires. Les contacts volontaires se font principalement avec les mains (52,02 %) (e.g., toucher, s'accrocher, se hisser), comme cela a également été observé dans plusieurs études (Barker and Roberts, 2004 ; Luna et al., 2009 ; Uyarra and Côté, 2007 ; Zakai and Chadwick-Furman, 2002). Les genoux sont la deuxième zone du plongeur impliquée dans les contacts volontaires (20,56 %) qui se produisent lorsqu'il veut se poser afin d'observer un organisme, photographier un sujet ou ajuster un équipement.

### 4.3. Facteurs influençant le comportement des plongeurs

En parallèle de la démocratisation de la plongée, la photographie sous-marine s'est elle aussi popularisée grâce aux avancées technologiques, à la miniaturisation des appareils et à l'accessibilité des appareils et des caissons désormais disponibles à tous les budgets (Giglio et al., 2018 ; Roche et al., 2016). Dans notre étude, nous avons également constaté que les plongeurs avec un appareil photo sont ceux qui avaient le plus de contacts avec l'habitat rocheux ou sédimentaire (et donc potentiellement avec la faune et la flore fixées). Les photographes sont souvent distraits ou obnubilés par le sujet qu'ils souhaitent photographier et, de ce fait, ils sont moins attentifs à leur flottaison ou à leurs mouvements (Roche et al., 2016 ; Rouphael & Inglis, 2001). De plus, nous avons constaté qu'ils se servent également du substrat (que ce soit le fond ou les roches environnantes) comme appui pour se stabiliser ou pour caler leur appareil photo. Ces résultats sont cohérents avec ceux de plusieurs études (Giglio et al., 2016 ; Hammerton, 2017a; Luna et al., 2009; Worachananant et al., 2008). Leurs contacts seraient également responsables de plus de dommages que les plongeurs non-photographes (N. H. L. Barker & Roberts, 2004 ; Krieger & Chadwick, 2013 ; Rouphael & Inglis, 2001).

D'après les résultats de notre étude, le facteur "courant" n'est pas ressorti comme une variable impactant la fréquence des impacts. Cependant, lors de la période d'échantillonnage (juillet-août), les conditions étaient souvent optimales, le courant était rare et, s'il y en avait, peu important (obs. pers.). En revanche, une visibilité réduite et une mauvaise gestion de la flottabilité des plongeurs sont deux facteurs qui favorisent les contacts. Une faible visibilité (< 10 m) semble favoriser les contacts du plongeur probablement car les plongeurs se déplacent alors plus près des récifs à la fois pour se repérer mais également pour mieux observer les organismes d'intérêt potentiels (Hammerton, 2017a). Enfin, la flottabilité est en général reliée à l'expérience du plongeur (Dearden et al., 2007 ; Giglio et al., 2016, 2018 ; Harriott et al., 1997 ; Zakai & Chadwick-Furman, 2002). En effet, les plongeurs débutants ont significativement plus de contacts de manière involontaire, principalement en raison de la mauvaise gestion de leur flottabilité et de leur technique de nage avec palme, compétences acquises principalement avec l'expérience (Chung et al., 2013 ; Ong & Musa, 2012b). Les contacts involontaires peuvent être plus dommageables pour le milieu étant donné le caractère incontrôlé de ces impacts. En effet, les plongeurs ayant des contacts volontaires peuvent choisir les endroits les plus adéquats pour s'appuyer (e.g. roche nue) mais également contrôler l'intensité de leur contact. Les sites de plongée avec des passages étroits et/ou de nombreuses espèces érigées devraient être réservés aux plongeurs ayant une expérience suffisante pour gérer correctement leur flottabilité. De plus, comme c'est le cas dans d'autres pays (comme en Belgique, par exemple), un nombre minimum de plongée devrait être requis avant de pouvoir passer le niveau supérieur afin d'augmenter la sécurité du plongeur et pour lui laisser le temps d'acquérir l'expérience nécessaire avant de pouvoir être autonome en plongée.

À l'inverse, les résultats de notre étude soulignent également que les plongeurs expérimentés ont davantage de contacts volontaires. Cela peut s'expliquer de plusieurs manières. D'une part, les plongeurs expérimentés sont, dans la plupart des cas, ceux qui vont pratiquer la photographie sous-marine, ce qui peut influencer significativement sur la fréquence des contacts, comme nous l'avons vu précédemment. D'autre part, certains auteurs (Giglio et al., 2016 ; Hammerton, 2017a; Roupael & Inglis, 2001) ont également mis en avant le fait que les plongeurs expérimentés sont probablement plus confiants qu'à leur début et n'hésitent plus à se rapprocher du fond, des parois ou à toucher des organismes ou des structures des parois rocheuses , contrairement aux plongeurs débutants qui ne savent pas encore ce qui est dangereux ou non. Enfin, les encadrants (e.g., moniteurs, guides de palanquée), des plongeurs donc très expérimentés, contribuent énormément au nombre élevé de contacts volontaires, comme nous avons pu l'observer tout au long de cette étude et comme cela a déjà été observé précédemment (Hammerton & Bucher, 2015). En effet, les moniteurs ont tendance, de manière consciente et volontaire, à déplacer, soulever des pierres, s'appuyer contre les parois à la recherche d'organismes afin de les montrer aux clients plongeurs pour rentabiliser la plongée et que les clients soient satisfaits. De plus, nous avons régulièrement observé des moniteurs qui encourageaient les plongeurs à toucher différents organismes (e.g., oursins, étoiles de mer, anémones, éponges). Ces comportements sont particulièrement problématiques, puisqu'en plus des contacts volontaires qu'ils infligent aux organismes ou à l'habitat, les encadrants sont le vecteur de transmission des bons et des mauvais gestes auprès des plongeurs qui les accompagnent. En effet, il est bien établi que les plongeurs ont tendance à imiter le comportement de leurs guides de plongée (Barker & Roberts, 2004; Hammerton, 2017a, 2017b; Hammerton & Bucher, 2015), les plongeurs risquent donc d'intégrer qu'il est normal et acceptable d'avoir des contacts volontaires durant la plongée et risquent donc de perpétuer ces comportements tout au long de leur pratique de la plongée.

#### **4.4. Réflexions sur l'amélioration de la sensibilisation**

Les contacts volontaires ont le potentiel d'être consciemment évités par le plongeur, sans compétence supplémentaire, mais peut-être du fait d'un changement d'attitude et de conscience de sa pratique, tandis que les contacts involontaires nécessitent généralement une amélioration des techniques de plongée. Un des moyens d'atténuer les contacts volontaires des plongeurs consiste alors à effectuer un briefing aux plongeurs juste avant la plongée afin de les sensibiliser à la problématique afin d'éviter au maximum les contacts. Des études ont montré que les plongeurs qui avaient eu des vidéos-briefing avant leur plongée avaient significativement moins de contacts que les plongeurs qui n'avaient pas eu de briefing, y compris chez les plongeurs photographes (Giglio et al., 2018). Cependant, ce genre de dispositif nécessite d'avoir du temps avant la plongée ainsi qu'un accès à des appareils numériques et donc à une logistique alourdie. Or, en saison,

les structures commerciales de Calvi ont très peu de temps entre les différentes plongées et sont obligées de gérer l'arrivée des clients, leurs équipements, leurs questionnements, etc. Notre étude montre que, seulement en ajoutant quelques phrases de sensibilisation environnementale au briefing habituel de sécurité avant la plongée, des résultats positifs sur le comportement des plongeurs étaient obtenus. En effet, les plongeurs qui avaient bénéficié d'un briefing incluant des recommandations vis-à-vis des contacts (volontaires : ne pas toucher, ne rien prélever et involontaires : être attentif à sa flottabilité, au palmage et à bien accrocher ses instruments) avant leur plongée, avaient induit 4 fois moins de contacts que lors des plongées où ils n'avaient pas eu au préalable de briefing. Ici, l'utilité du briefing a été double : d'une part, rappeler les bons gestes à avoir ou ne pas avoir en plongée, les bons comportements à adopter et les règles pour une plongée responsable et, d'autre part, montrer également aux plongeurs que le moniteur/guide de palanquée va veiller au bon comportement sous l'eau du fait de sa prise de parole sur l'importance du respect de l'environnement. À cet effet, Hammerton & Bucher (2015) ont testé plusieurs niveaux d'intervention. Avec simplement un briefing avant plongée, 37 % des plongeurs avaient encore des contacts. En revanche, avec un niveau d'intervention supérieur où le plongeur est rappelé à l'ordre sous l'eau par son encadrant, seuls 7 % des plongeurs continuent à entrer en contact avec le benthos. Cette amélioration peut être due à la fois au fait que certains plongeurs ignorent simplement le briefing initial, oublient le briefing initial (trop long, trop d'informations, trop de distraction, désintérêt pour la problématique) ou alors parce que certains plongeurs ne sont pas conscients de leurs contacts avant qu'ils en soient informés. Il est donc primordial que le moniteur/encadrant de plongée soit exemplaire à la fois pour que les plongeurs imitent de bons comportements mais également pour garantir la crédibilité du briefing de sensibilisation. Il est intéressant de noter que tout au long de notre étude, nous n'avons observé que vraiment très rarement un briefing de sensibilisation avant la plongée et encore plus rarement une intervention sous l'eau.

La formation à l'éducation environnementale des guides de plongée est nécessaire pour conserver les sites de plongée en baie de Calvi. Bien que ces dernières années des modules de sensibilisation environnementale aient été ajoutés aux formations des moniteurs issus de la Fédération Française d'Etude et de Sports Sous-Marins (FFESSM), ces modules ne sont pas évalués lors du passage des niveaux d'encadrement contrairement aux modules de sécurité, de pédagogie ou d'organisation. Une initiative intéressante qui pourrait être une inspiration pour des actions similaires est le programme Blue Star de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) en Floride, qui forme et incite les responsables de plongée à inclure de la sensibilisation à l'environnement dans leur briefing de plongée dans le but de réduire l'impact des plongeurs sur les récifs (Camp & Fraser, 2012). Les structures de plongée bénéficient également de cette initiative car les résultats positifs (Camp & Fraser, 2012 ; Krieger & Chadwick, 2013) peuvent servir d'outil marketing pour attirer les plongeurs soucieux de l'environnement. Étant donné que l'expérience des clients/touristes plongeurs détermine la fidélité des clients, les structures de plongée peuvent avoir tendance à penser que restreindre ce qu'un plongeur peut faire sous l'eau pourrait mener à une expérience

moins réussie ou semblerait trop intrusif. Cependant, des sites de plongée en mauvais état auront le même effet négatif sur l'activité (Leujak & Ormond, 2007 ; Uyarra et al., 2009). Barker & Roberts (2004) ont même démontré qu'un meilleur contrôle du comportement de certains plongeurs peut améliorer l'expérience de plongée pour les autres plongeurs du groupe. Enfin, les plongeurs sont de plus en plus concernés par le fait de pratiquer cette activité de manière responsable et démontrent un intérêt certain pour les bonnes pratiques à avoir en plongée, la biologie des espèces ou l'écologie du milieu (Iborra et al, unpublished data).



An underwater photograph showing a diver on the left, a fish on the right, and a coral reef at the bottom. The water is clear and blue. The diver is in silhouette, and the fish is a dark, patterned species. The coral reef is diverse, with various colors and textures.

# CHAPITRE VII :

## Influence des plongeurs sur la communauté ichthyologique

L. Iborra lors d'un comptage poisson à la Revellata © Sea(e)scape/Arnaud Abadie.



# Chapitre VII : Influence des plongeurs sur la communauté ichthyologique

## Impacts of recreational diving on Mediterranean fish populations behaviours

Laura Iborra<sup>1,2,3\*</sup>, Michèle Leduc<sup>1</sup>, Michel Marengo<sup>1</sup>, Pierre Lejeune<sup>1</sup>, Sylvie Gobert<sup>1,2</sup> and Philippe Cuny<sup>3</sup>

<sup>1</sup> STARESO - Pointe de la Revellata - BP33 - 20260 Calvi – France;  
iborra.laura@gmail.com

<sup>2</sup> Laboratoire d'Océanologie - Centre MARE - Université de Liège - Sart Tilman - B6c - 4000 Liège - Belgium

<sup>3</sup> MIO - Aix-Marseille University - OCEANOMED bât. Méditerranée - LUMINY - 163 Avenue de Luminy - Case 901 - 13009 Marseille – France

\* Contact: [iborra.laura@gmail.com](mailto:iborra.laura@gmail.com)

### Abstract

Despite rapid growth in the marine tourism sector, the impacts of recreational activities on the marine environment are generally misunderstood, especially on fish populations. The Mediterranean sea is extremely attractive for underwater diving activities given its diversity and favorable operating conditions, particularly in areas with shallow seabed (between 0 and 40m) which are also areas with the strongest ecological challenges. A better understanding of the effects of diving is essential to better manage this expanding activity. In this study, we examined the mediterranean fish assemblage (*i.e.* specific richness, abundance, demographic structure) using Underwater Visual Census (UVC) at 30 and 15 m depths. This was carried out twice: once before and again during/after the passage of several groups of divers on the site. In addition, specific observations of notably vulnerable species (like the dusky grouper *Epinephelus marginatus*) were made by noting the size and reaction of the individuals when confronted with divers. Our results suggest that fish populations respond differently depending on the species concerned. Indeed, abundances of common two-banded seabream (*Diplodus vulgaris*), common dentex (*Dentex dentex*) and dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) are significantly lower during/after the passage of divers, particularly for medium and large-size individuals. Furthermore, we also found that the bigger the groupers, the further away they fled. On the contrary, smaller individuals approached divers. By highlighting behavioural changes among fish populations, this study provides insight on potential consequences (e.g. foraging pattern or reproduction disruption, increased energy expenditure and stress, space and resource competition). Finally, understanding how fish react to human

presence can provide valuable information to improve the management of human coastal activities and protect fish populations.

**Keywords:** Scuba diving; anthropogenic pressure; Mediterranean fish; Fish behaviour; Mediterranean Sea

---

## 1. Introduction

Coastal ecosystems are among the most productive marine ecosystems in the world, yet they are under increasing threat. Coastal areas host key habitats for the life cycle of many marine populations but are subject to strong anthropogenic pressures (Coll et al., 2012; He & Silliman, 2019; Lu et al., 2018; Rao et al., 2015). The multiple uses of coastal areas (*e.g.* tourism, recreational activities, exploitation) often cause conflicts of interest between users (Claudet & Pelletier, 2004). In addition to an increase of coastal human populations, technological advances allow humans to access and modify previously remote environments (Pertierra et al., 2017; Ramirez-Llodra et al., 2011). Moreover, participation in outdoor recreation has increased significantly in recent decades, expanding the anthropogenic pressure in natural areas including protected and pristine areas (Gonson et al., 2016; Le Corre et al., 2021; Watson et al., 2016). SCUBA diving is one of the most popular recreational activities in the marine environment. Since the 1950s, SCUBA diving has developed considerably and become a common marine activity, increasing the number of practitioners (Dimmock & Cummins, 2013). Two main reasons can explain this success: the increase in commercial or associative structures and the development of more sophisticated, affordable, and safer diving equipment (Rouanet et al., 2017). SCUBA diving is an important source of income for locals and has great potential to raise awareness about ocean conservation issues (Dearden et al., 2007; Spalding et al., 2017).

Nevertheless, SCUBA diving can also generate additional stress on coastal ecosystems. Indeed, most studies on the impacts of SCUBA diving on marine ecosystems show damage associated with sedentary benthic communities (Di Franco et al., 2009; Skoufas et al., 2018; Terrón-Sigler et al., 2016). These include contacts on the substrate with divers themselves or their equipments (Luna et al., 2009; Roche et al., 2016). However, few studies have focused on the immediate impact of divers on ichthyological communities (Di Franco et al., 2013).

While the impact of destructive human activities is more obvious, the mere presence of a human can induce behavioural changes in species but also environmental modifications (*e.g.*, habitat fragmentation, noise pollution) (Sih et al., 2011; M. W. Wilson et al., 2020). To study animal behaviour, direct and passive human observation is often required. There are several ways in which animals can alter their behaviour in response to human presence. First, some fish species become accustomed to intentional feeding by divers, to attract fishes (Milazzo et al., 2002). Others species may be attracted to divers, associating the sound of bubbles with the presence of food, as divers often lift sediment that disturbs

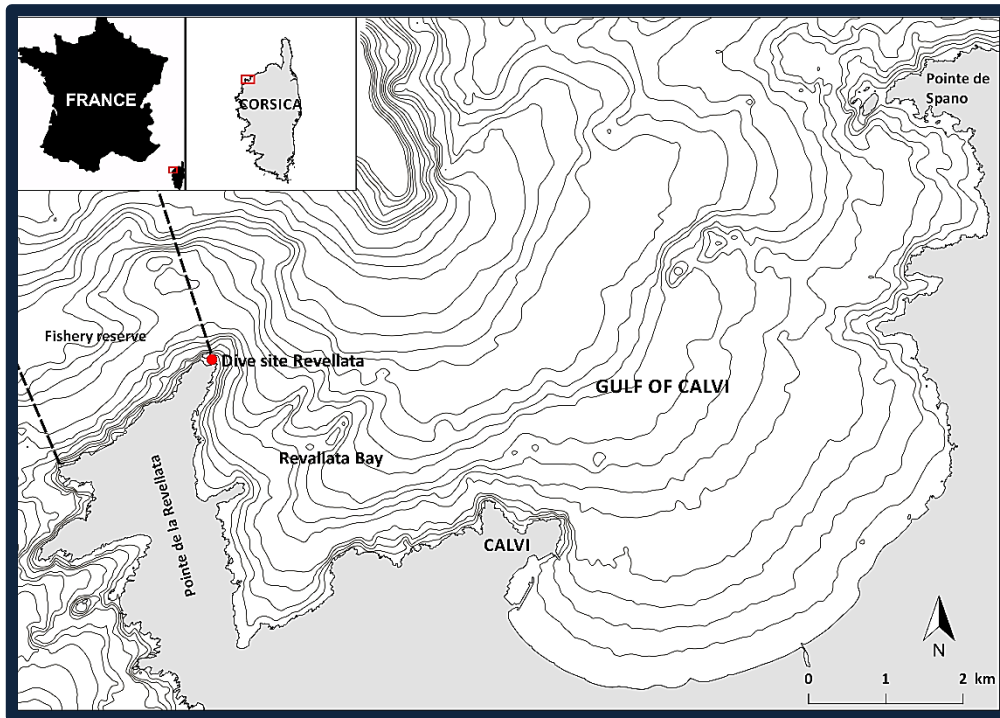
benthic organisms (Chapman et al., 1974) and thus unintentionally feeding the fish fauna (Di Franco et al., 2013). Second, predator avoidance may involve camouflage or other physiological mechanisms (*e.g.*, toxicity), but in the SCUBA diving context this is usually accomplished through escape (Langridge et al., 2007) which represents an energetic and temporal cost to the animal and may interrupt ongoing activity (*e.g.*, hunting, breeding) (Blanchard et al., 1990; Ydenberg & Dill, 1986). Third, some species seemingly grow accustomed to human presence, but this habituation may only be partial. Indeed, Titus et al. (Titus et al., 2015) examined cleaner shrimp-client fish interactions in Honduras. In reef areas heavily frequented by divers, their presence resulted in a smaller reduction in natural cleaning activities and a faster recovery of cleaning activities than in non-diving reef areas, indicating client fish habituation to the presence of divers. Nevertheless, a decrease of more than 50% in cleaning interactions was observed in the presence of divers, suggesting only partial habituation (Titus et al., 2015). The decrease in responsiveness can also be due to motor fatigue and sensory adaptation (Bejder et al., 2009; Rankin et al., 2009).

The Mediterranean Sea is particularly attractive for SCUBA diving activities due to its diversity (*e.g.*, underwater landscapes, biodiversity) and favorable practice conditions (*e.g.*, visibility, weather conditions) especially between 0 and 40 m, in areas exhibiting the strongest ecological challenges. In this context, a better understanding of the effects of SCUBA diving on the structure (diversity and abundance) and behaviour of marine fish populations is of great ecological interest. Coastal marine ecosystems that are already under global pressure (*e.g.* climate change) accumulate stress associated with local anthropogenic pressure. It is therefore necessary to understand the effects of SCUBA diving on fish communities to move towards a responsible and sustainable practice of the activity, perhaps facilitating the resilience of ichthyological communities to global changes. In addition, understanding how fish react to human presence can provide valuable information to both practitioners and managers to better protect fish populations. The objective of this study, conducted in the Gulf of Calvi (Corsica, France), is to refine our knowledge on the impact of divers on Mediterranean coastal fish communities, which represent a mosaic of individuals that may vary in their levels of habituation and tolerance to divers. More specifically, the objectives are (i) to determine which species are most sensitive to this type of disturbance, (ii) to assess whether the number of divers influences fishes' response, and (iii) to identify whether the fish size has an influence on the response of fish to divers. For this purpose, Underwater Visual Census (UVCs) were conducted during the summer season (peak diving activity) of two successive years (2019 and 2020).

## **2. Materials and Methods**

### **2.1. Sampling site**

The study was conducted in the Gulf of Calvi (Corsica, France) in the northwestern part of the gulf: the Revellata Bay (Figure 58).



**Figure 58:** Location of the study area, the dive site Revellata (Red dot), in the Gulf of Calvi (Corsica, France). Grey lines represent the 5 m isobaths, dotted lines represent the delimitation of the fishery reserve of Calvi.

This is an oligotrophic area (Gazeau et al., 2017; Gobert et al., 2002) that is considered an unpolluted reference site for the northwestern Mediterranean Sea (Gobert & Richir, 2019). The Gulf of Calvi opens to the Ligurian Sea, with a width of about 6 km, in an area of about 22 km<sup>2</sup> and connects to the deep sea through a submarine canyon in the northern extension of the bay.

The UVCs were conducted at the Revellata dive site (42.585046 N, 8.7273076 E), a famous diving site that is particularly frequented by local and tourist divers (Figure 1). From July to August, the visitor rate frequentation is maximal with an average of 60 divers every morning and up to 120 divers per morning (Iborra et al., unpublished data). Its attractiveness can be explained by its location, inside a Natura 2000 area (FR9400574; FR9402018) and its proximity to the fishery reserve of Calvi. Moreover, this rocky site is famous among divers for its diversified underwater landscapes (*e.g.*, coralligenous rocks, infralittoral rocks with photophilic algae), its landscape complexity (*e.g.*, canyons, drop-offs, caves) and erect species that are very attractive for divers, such as *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) or *Eunicella cavolini* (Koch, 1887). This site is also known for its incredible biodiversity with remarkable and patrimonial species frequently encountered like the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) or the brown meagre *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Marengo et al., 2021).

## 2.2. Fish data

Fish counts were carried out using UVCs techniques according to two distinct methodologies depending on the species considered: transects and Stationary Point Counts (SPCs).

The transect counts made it possible to count all the 33 fish species presented in Appendix A4, and to estimate their sizes at  $\pm 2$  cm (precision evaluated from training on fish shapes positioned underwater). Two transects of 25 m long and 4 m wide were materialized by ropes fixed in the substrate at 15 m and 30 m of depth.

Stationary Point Counts of pelagic species were carried out (in blue in Appendix A4) within a radius of 10 m. Four SPCs were sampled, distributed in the same bathymetric zone (between 20 and 30 m depth).

The counts were carried out simultaneously by the same three trained and inter-calibrated divers. These various counts were carried out the same day, before the arrival and passage of diving clubs on the site (1<sup>st</sup> count from 8:00 a.m. to 8:45 a.m.) and a second time after the arrival and passage of diving clubs on the site (2<sup>nd</sup> count from 9:00 a.m. to 9:45 a.m.). During the second survey (9:00 a.m. survey), groups of divers are still present at the site but have generally already passed through the areas where we conducted the counts. Throughout this study, the first survey was noted "before" and the second survey "during/after".

In this study, no control site (site not frequented by divers) was sampled for two principal reasons. First, a control site must be comparable to the impacted site, but in the Gulf of Calvi, no non-diving site is comparable to the Revellata site. Indeed, the Revellata site is located at the end of the Revellata cape and therefore offers a particular currentology with input of deep nutrient-rich water from the canyon near the Revellata cape (Skiris et al., 2001; Vermeulen et al., 2011), but also an important landscape complexity (Gobert et al., 2014) and a highly specific richness with the presence of many vulnerable species (*e.g.* *Epinephelus marginatus*, *Sciaena umbra*, *Palinurus elephas*) (Di Iorio et al., 2021; Marengo et al., 2021). Second, the sampling conditions of a control site and an impacted site should be similar. However, from one day to the next, meteorological conditions (*e.g.* wind, insolation) may influence the water column. Variations in the hydrological structure of the water column can have strong effects on the distribution of the fish assemblage. In addition, it has been shown that diel (*i.e.* 24-hours based) and intra-diel (*i.e.* 12-hours based) rhythmic variations in fish densities can change considerably from day to day (Azzurro et al., 2013). Thus, no control site was chosen here because it would have been impossible to carry out the same experimental design with the same observers, on the same day and at the same time at a different site. Counts carried out on the same day and at close times allow to limit the potential bias due to diurnal disturbances. Furthermore, to our knowledge, no study has shown significant variation in fish assemblages from one hour to the next, outside the dawn or dusk periods.

The counts were carried out during the summer season in 2019 and 2020 between July and September (13 dates). Transect counts were performed 78 times (13 dates x 3 divers x 2 transects) before the passage of divers, and likewise during/after the passage of divers. The SPC (4 distinct points) were carried out 156 times (13 dates x 3 divers x 4 fixed points) before the passage of divers, and likewise after the passage of the divers.

Specific observations were made of the dusky grouper *E. marginatus*, a vulnerable and protected species, listed as Endangered on the IUCN Red List of Threatened Species (Pollard et al., 2018) and emblematic of the Mediterranean sea, to assess its behaviour towards divers. Therefore, each individual's size was estimated, and its reaction was recorded following one of the 5 following types of behaviour (Pelaprat, 2000):

A: distant flight, the individual moves more than 10 m away from divers;

B: close flight, the individual escapes but remains close (<10 m);

C: attraction, the individual approaches the diver(s);

D: the individual remains indifferent to the passage of the diver(s) and does not change its behaviour;

E: the individual changes position to be able to observe the diver(s) without significant movement.

## 2.3. Data analysis

Data treatments, plots and statistical analyses were done using R version 3.5.3 (R Core Team, 2018). Plots were created with the ggplot2 package (Wickham, 2009). Species abundance data were square root transformed to reduce the influence of a few abundant species. Statistical analyses were carried out separately using the data from the transect 15 m, the transect 30 m and the SPCs.

First, alpha diversity was studied before and during/after divers' passage. To do this, the specific richness, the Shannon-Wiener index and the Pielou index were calculated with the vegan package (Oksanen et al., 2013). The Shannon index was preferred to the Simpson index because it tends to be more sensitive to rare species in a community (Nagendra, 2002) therefore complementing the information on species richness. Changes in alpha diversity between before and during/after divers' passage were compared with a two-sample Paired Signed-rank test using the wilcox\_test function for paired data, with Bonferroni correction, on raw data since they all followed a non-normal distribution (Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ) even after transformations.

Second, to study beta diversity before and during/after divers's passage on the site, the temporal beta-diversity index (TBI) (Legendre, 2019) was calculated based on Bray-Curtis dissimilarity. Temporal Beta-diversity Index was computed for each census by measuring the change in species composition between the first count (before divers's passage) and second count (during/after divers's passage). TBI was decomposed into the species loss (B) and gain (C) components of these dissimilarities (Legendre, 2019). B is



the sum of abundances that are higher before divers' passage compared to during/after for all species, while C is the sum of abundances that are higher during/after divers' passage compared to before, for all species. Then, B and C are scaled by dividing them by " $(2A + B + C)$ ", where A is the sum of the abundances of species that are common to both periods. The null hypothesis (H<sub>0</sub>) stated here that species assemblage was not different between before and during/after divers' passage. A bootstrap method was applied to randomly recompute TBI 999 times, and a p-value was calculated for the TBI difference between before and during/after divers' passage on the diving site. Analyses were performed using the TBI.R function available in the R package *adespatial* (Dray et al., 2018). B-C plots were used to visually display the relative importance of the species and abundance per- species losses and gains between before and during/after divers' passage. To create B-C plots, the B and C statistics were used, with B (losses per site) in the abscissa and C (gains per site) in the ordinate (Legendre, 2019). The function *plot.TBI* was applied to produce B-C plots. The mean of the differences between the B and C statistics is computed using a paired t-test implemented in the TBI and *plot.TBI* functions, available in the R package *adespatial* (Dray et al., 2018). To assess changes in abundances, for each species, observed before and during/after divers' passage, permutational paired t-tests were used with the function *tpaired.krandtest.R*. Holm (Holm, 1979) correction for multiple testing was applied to the computed p-values.

Third, fish assemblages were analyzed based on species composition. Species composition was calculated as relative abundance (*i.e.*, proportion of total catch) of various species. Permutational analysis of variance (PERMANOVA) of 999 permutations (Anderson, 2014) was used to compare fish assemblages before and during/after divers' passage. This analysis was performed on a Bray-Curtis similarity matrix, computed with square-root transformed data. The *vegan* package was used for PERMANOVA, using the *adonis* function with *Date* as strata (Anderson, 2014). For each species, differences in abundance, according to the size, were assessed by a two-sample Paired Signed-rank test using the *wilcox\_test* function for paired data, with Bonferroni correction. The size is estimated along three classes: small, medium and large whose limits vary based on the species (Bell & Harmelin-Vivien, 1982; Francour, 1984; Harmelin-Vivien et al., 1985). Francour (Francour, 1990) defines these as being equal to 1/3 of the maximum size. Maximum length of each species was obtained from *fishbase.org*.

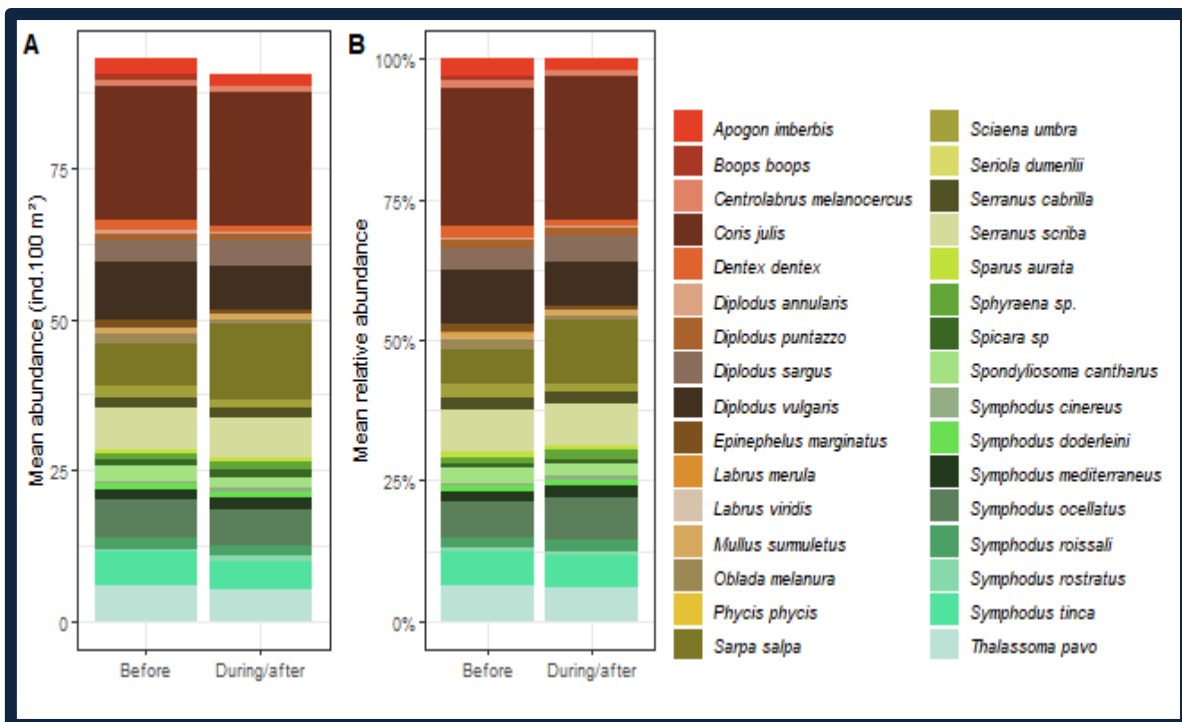
Lastly, the best analysis to evaluate the influence of size on the dusky grouper's (*E. marginatus*) behaviour was multinomial logistic regression due to the nature of its outcome variable (five nominal categories) (Koster & McElreath, 2017). Multinomial logistic regression was performed with the *nnet* package (function *multinom*) (Ripley et al., 2016).

For all tests, p value < 0.05 was considered a statistically significant difference.

### 3. Results

#### 3.1. Fish assemblage before and during/after the recreational dive

Thirty-two species were counted on all the UVCs carried out (transects + SPCs). Two species were only recorded during the counts made before divers arrived on the site (*Boops boops* (Linnaeus, 1758) and *Phycis phycis* (Linnaeus, 1766)), on an occasional basis since they were each observed at most twice in the counts. Two species were only observed during the counts realized during/after divers' passage on the site (*Labrus viridis* Linnaeus, 1758 and *Seriola dumerilii* (Risso, 1810)), with only two observations each in the counts achieved. Among the counts, the most abundant species in average are *Coris julis* (Linnaeus, 1758) with 22.18 (Standard deviation (SD): ± 14.89) individuals and 22.41 (SD: ± 13.83) individuals, *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) with 6.92 (SD: ± 20.04) individuals and 12.73 (SD: ± 32.39) individuals and *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) with 9.42 (SD: ± 14.76) individuals and 7.15 (SD: ± 12.89) individuals, respectively before and during/after divers' passage (Figure 59). For total abundance (all species combined), there is no significant difference (Paired Wilcoxon test, p value > 0.05) before and during/after the passage of divers, both on the transects and on the SPCs.

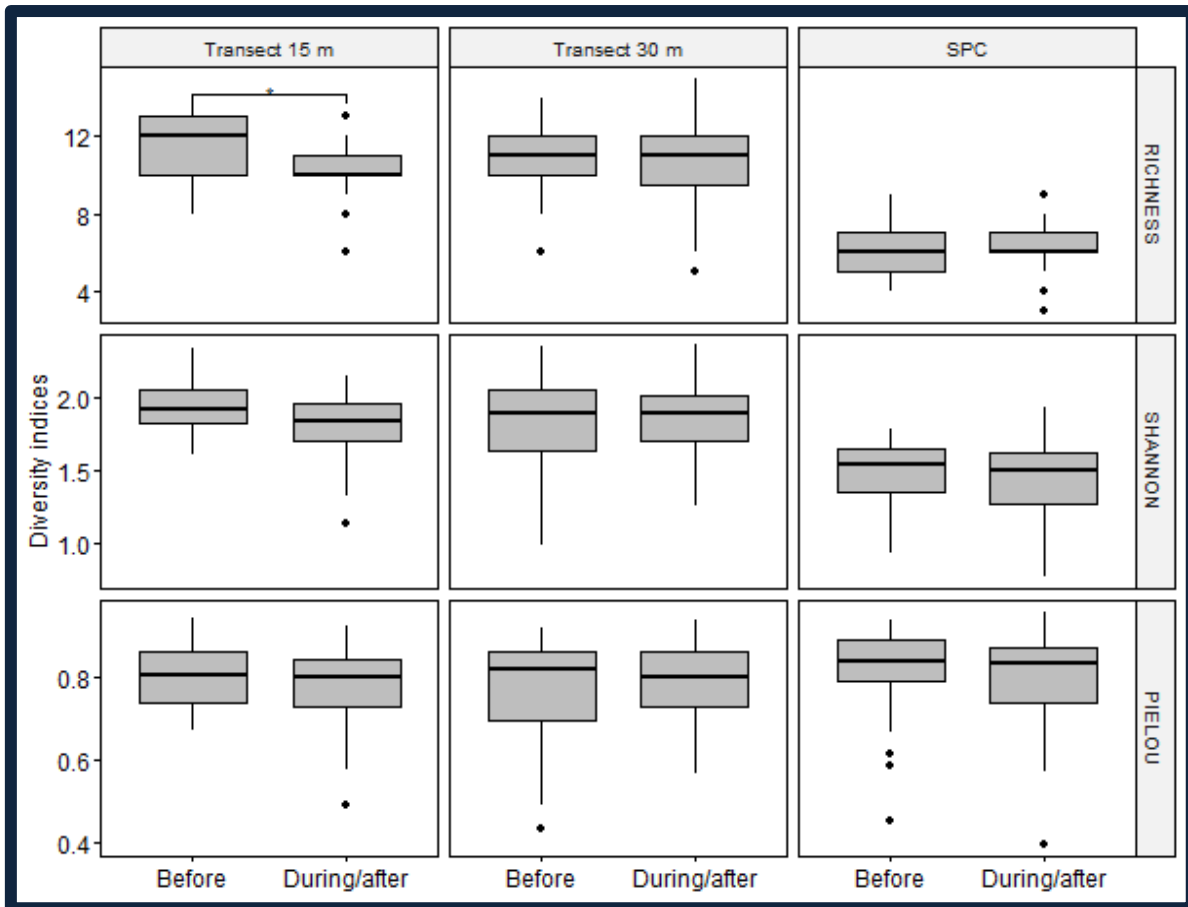


**Figure 59:** Mean abundance (A) and mean relative abundance (B) of species counted on all the counts combined, before and during/after the divers' passage.

## 3.2. Alpha diversity

On the transect at 15 m, specific richness was significantly lower (Paired Wilcoxon test with Bonferroni correction,  $p$  value = 0.03060) during/after divers' passage compared to before divers' passage. Shannon and Pielou index show no significant difference (Figure 59).

On the transect 30 m as on SPCs, no significant difference between the different alpha diversity indices was observed (Figure 60).



**Figure 60:** Alpha diversity indices on the transect 15 m, the transect 30 m and SPCs, before and during/after divers' passage, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant pre/post divers' differences (\*:  $p < 0.05$ ), \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$ ).

## 3.3. Beta diversity

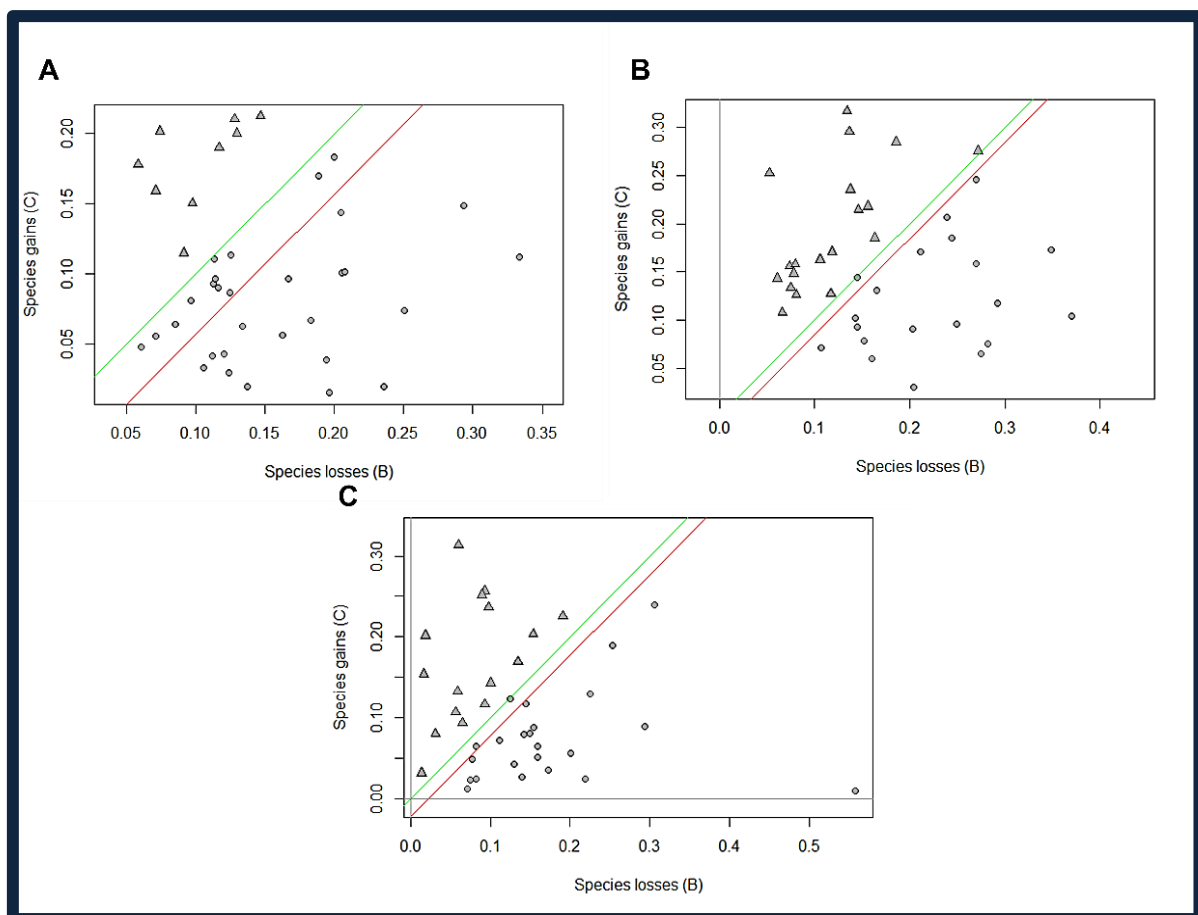
The mean values of B and C for counts at 15 m showed that losses (B) represented 59 % of the dissimilarities. The permutational paired t-test showed a significant difference ( $p$  value = 0.026) between losses and gains before and during/after divers' passage (Figure 61A).

The species *D. vulgaris* shows a significantly higher abundance before the passage of the divers (permutational paired t-test, p value = 0.000721).

On the transect 30 m, the mean values of B and C for counts showed that losses (B) represented 52 % of the dissimilarities. The permutational paired t-test showed no significant difference ( $p > 0.05$ ), so the gains compensated for the losses of species between before and during/after divers' passage (Figure 61B).

For SPCs, the mean values of B and C for SPCs showed that losses (B) represented 56 % of the dissimilarities. The permutational paired t-test showed a significant difference ( $p = 0.031$ ) between losses and gains before and during/after divers' passage (Figure 61C).

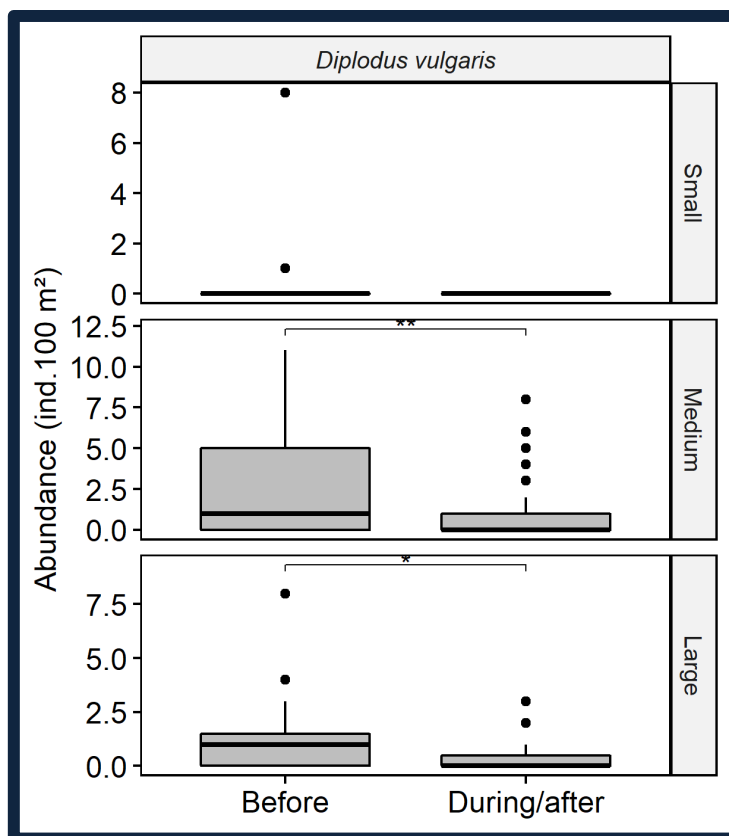
The species *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758) and *Epinephelus marginatus* showed significantly higher abundances before divers' passage (permutational paired t-test, p value = 0.004581 and p value = 0.007430).



**Figure 61:** B–C plots comparing fish composition before and during/after divers' passage showing the losses (B) and gains (C) computed from the abundance data, for counts at the transect 15 m (plot A), counts at the transect 30 m (plot B) and counts at SPCs (plot C). The green line indicating slope of 1 corresponds to the line where gain equal loss. The red line was drawn parallel to the green line and passing through the centroid of the points. Its position below the green line indicates that, on average, species loss dominated gain between before and during/after divers' passage. Circles indicate the dominance of loss, while triangles indicate the dominance of gain contribution.

### 3.4. Species composition and abundance per species according to size-classes

At 15 m depth, species composition is significantly different before and during/after divers' passage (PERMANOVA, p value = 0.033). Indeed, the median abundance of *D. vulgaris* is significantly lower after the passage of the divers particularly for medium [16-31 cm] (Paired Wilcoxon test, V = 69.5, p = 0.0068, n = 39) and large [31-45 cm] individuals (Paired Wilcoxon test, V = 62, p = 0.0170, n = 39), with respectively a median of 1 (Interquartile Range (IQR), 0 to 5) and 1 (IQR, 0 to 1.5) individual before and 0 (IQR, 0 to 1) and 0 (IQR, 0 to 0.5) individual during/after (Figure 62).

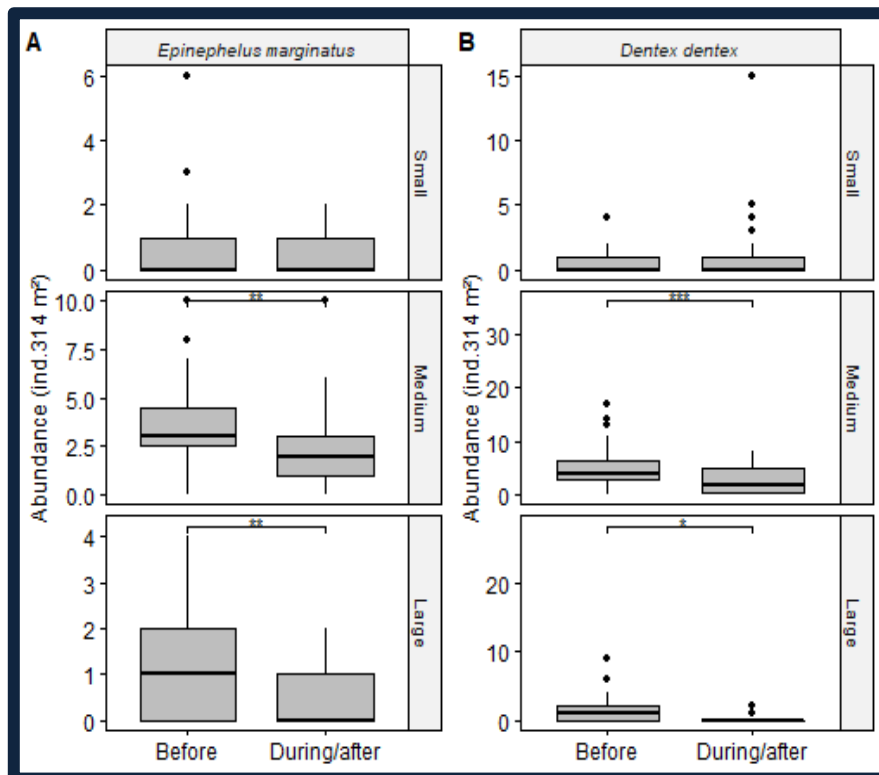


**Figure 62:** Abundances, according to size classes, of *Diplodus vulgaris* observed at the 15 m depth transect, before and during/after the divers' passage, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant pre/post divers' differences (\*: p < 0.05), \*\*: p < 0.01, \*\*\*: p < 0.001, \*\*\*\*: p < 0.0001).

At 30 m, no significant differences were detected in the transect regarding the species composition (PERMANOVA, p value > 0.05), regardless of species considered (any size

combined). The analyzes were repeated by selecting the small, medium and large size for each species, but again no significant difference due to divers.

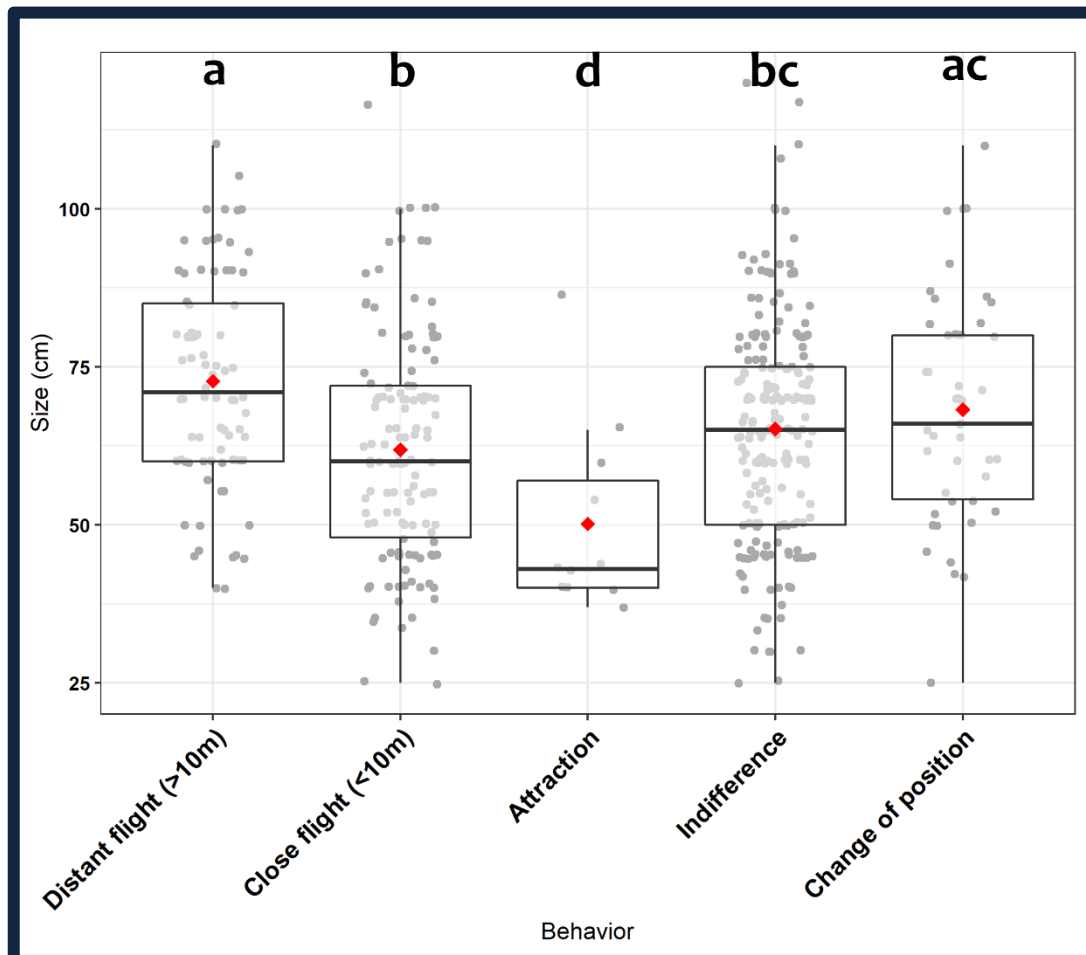
On SPCs, species composition is significantly different before and during/after divers' passage (PERMANOVA,  $p$  value = 0.0401). Indeed, the median abundances of medium-size individuals of *D. dentex* and *E. marginatus* are significantly lower during/after the passage of divers (Paired Wilcoxon test,  $p$  = 0.0007 and  $p$  = 0.0035) with respectively a median of 4 (IQR, 3 to 6.5) and 3 (IQR, 2.5 to 4.5) individuals before and 2 (IQR, 0.5 to 5) and 2 (IQR, 1 to 3) individuals during/after (Figure 63). The median abundances of large-size individuals of *D. dentex* and *E. marginatus* are also significantly lower after the passage of divers (Paired Wilcoxon test,  $p$  = 0.0193 and  $p$  = 0.0026) with respectively a median of 1 (IQR, 0 to 2) and 1 (IQR, 0 to 2) individual before and 0 (IQR, 0) and 0 (IQR, 0 to 1) individual during/after (Figure 63).



**Figure 63:** SPCs abundances, according to size classes, of (A) *Epinephelus marginatus* and (B) *Dentex dentex*, before and during/after the divers' passage, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant pre/post divers' differences (\*: $p$  < 0.05), \*\*:  $p$  < 0.01, \*\*\*:  $p$  < 0.001, \*\*\*\*:  $p$  < 0.0001).

### 3.5. Behaviour of dusky groupers (*Epinephelus marginatus*)

According to the multinomial logistic regression applied to the different types of behaviour of groupers observed significant differences are observed based on their size ( $p$  value  $<0.05$ , Appendix A5). Indeed, the bigger the groupers, the more likely they are to flee. On the contrary, small individuals ( $\leq 60$  cm) are curious and more likely to show attraction to the diver. There is no significant difference between the size of groupers adopting a "Distant flight" and those adopting a "Change of position" behaviour, which shows that groupers with a size greater than 70 cm seem to be more wary of the diver, change their position in order to observe him, preparing themselves to flee if the diver comes too close and can flee at more than 10 m. On the contrary, groupers behaving with "Indifference" or "Close flight" do not have significantly different sizes, on average (65.16 cm and 61.87 cm, respectively), which shows that groupers with a size between 60-70 cm are less fearful and wary of the diver (Figure 64).



**Figure 64:** Behaviours of *Epinephelus marginatus* with respect to divers according to their sizes, with median, first and third quartiles (boxes) and mean size (red diamond). Groups with a letter in common are not significantly different from each other.

## 4. Discussion

To determine the causal mechanisms between anthropogenic disturbances and the status of fish populations, it is necessary to have concrete *in situ* data highlighting the effects of human activities on the populations concerned. Previous studies have identified diver-associated biases in fish counts, with altered fish behaviour resulting in, for example, escape or hiding (Dearden et al., 2010; Dickens et al., 2011; Kulbicki, 1998). In addition to the observer's own presence in the environment, the open-circuit diving breathing equipment that is still predominantly used by divers (including in this study), generates a steady string of bubbles. Unfortunately, the sound of open circuit SCUBA bubbles is in the frequency range in which fish hearing is most sensitive (Lobel & Hole, 2005; Radford et al., 2005). In addition, sound propagates over long distances in water, and can be heard at distances greater than 200 m based on the fish species (Radford et al., 2005). Some species may then detect and avoid the divers before they come within visual range of the fish, so the abundances of these species will be underestimated (Lindfield et al., 2014). In addition, bubbles also create a visual disturbance barrier (Sharpe & Dill, 1997) that can impede the counting of individuals.

Thus, the counts conducted prior to the divers' passage could already be biased and lead to a misrepresentation of our results regarding the real disturbance caused for these species. In this case, the extent of the disturbance may be underestimated. Both the sound and the physical presence of divers probably contribute to the negative response observed in the studies previously stated, but we do not have the capacity to assess their relative importance here. To verify this hypothesis, it would be interesting to carry out a similar study with divers in a closed circuit (Lindfield et al., 2014) or without the presence of divers to assess fish population, for example by environmental DNA (Boulanger et al., 2021; Miya, 2021; Thomsen et al., 2012), acoustic (Desiderà et al., 2019; Lobel, 2001) or camera (Andradi-Brown et al., 2018; Dearden et al., 2010). However, in this study, because the bias related to scientific divers is consistent during pre- and post-diving counts, therefore, any differences in the fish assemblage can be attributed to anthropogenic disturbances.

The impact of humans on fish behaviour can be direct, with the presence of human in the natural environment or indirect, with the physical or chemical alteration of the habitat. These disturbances can affect animal populations through changes in population densities, top-down, or bottom-up effects (M. W. Wilson et al., 2020). In this study, diversity indices tend to show a decrease in biodiversity on the 15 m depth transect due to the presence of diving groups. However, this presence does not cause a major shift in the species composition of the population since the difference between before and during/after recreational diving is attributable to the species observed very occasionally during the counts carried out before divers' passage (*Spondyllosoma cantharus*, *Spicara sp.*, *Mullus surmuletus* and *Boops boops*) and that were not observed during/after. Moreover, analyses carried out on the abundance of each species show that only the



abundance of *Diplodus vulgaris* significantly decreased during/after divers' passage, on the 15 m depth transect. Our observations made while diving revealed that *D. vulgaris* presented on the 15 m depth transect were mostly solitary individuals of medium or large size, in contrast to the 30 m depth transect where *D. vulgaris* were mainly present in schools, including all size classes. Several studies have shown that fishes in homogeneous groups are more rarely attacked by predators (Demšar et al., 2016; Gil et al., 2017; Ioannou et al., 2012). The difference in aggregation of *D. vulgaris* between the 30 m depth transect, with schooling individuals, and the 15 m depth transect with solitary individuals could therefore explain why solitary individuals at 15 m depth are more vigilant towards divers, considering them as a potential danger. Moreover, the 15 m bathymetric area is open to all levels of divers, while experienced divers are less abundant in the 30 m bathymetric area. Species in the upper bathymetric range could be therefore more disturbed by the higher traffic.

Our study also showed a decrease in abundances of *D. dentex* and *E. marginatus* as the number of divers increased, mainly among medium-sized individuals, which is the size class most frequently observed for these species in our counts. These two species are known to be particularly targeted by professional and/or recreational fishing (Marengo et al., 2015; Reñones et al., 2007). The common dentex is listed as Vulnerable and the dusky grouper is listed as Endangered on the IUCN Red List of Threatened Species (Carpenter & Russell, 2009; Pollard et al., 2018). Indeed, the dusky grouper is characterized by a slow growth rate and a monandrous protogynous hermaphroditic reproductive mode (Condini et al., 2018). The sexual inversion (female-to-male) occurs over a range of 52-77 cm of total length (Buchholz-Sørensen & Vella, 2016) but it is not an obligatory process (Ben Miled et al., 2010; Reñones et al., 2010). The dusky grouper and the common dentex, are long-lived species (over 20 years for common dentex and up to 50 years for dusky grouper) and exhibit spawning aggregation behaviour, making them more vulnerable to fishing activities (Condini et al., 2018; Marengo et al., 2014). Despite the moratorium prohibiting recreational fishing (including spearfishing) established since 1993 for the dusky grouper, this species is still frequently fished in corsican waters (pers. comm.). Various studies have demonstrated impacts of fishing on the behaviour of target species (Alós et al., 2012; Alós, Palmer, et al., 2015; Alós, Puiggrós, et al., 2015; Januchowski-Hartley et al., 2015). More recently, Goetze et al. (Goetze et al., 2017), found that fish wariness is the most sensitive indicator of fishing pressure. Given their status as target species, this could explain why these two species appear to be the most sensitive to the presence of divers. Several studies corroborate our results, suggesting that the genus *Diplodus* and *Epinephelus* could be good indicators of diving pressure. Indeed, the results of Francour (Francour, 1994) at Port-Cros National Park (France) show that the fish population of the *Posidonia* meadow on sites visited by divers is much lower than other sites not visited. The author noted an adaptation of the behaviour of Sparidae, particularly the genus *Diplodus*, which leaves superficial meadow areas prematurely to reach deeper areas, although they usually reach these areas later in winter. Furthermore, the author showed that in the more frequented sites, the escape distance of *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) is greater. This result cannot be attributed to a ban on

spearfishing in the park, which considerably alters the behaviour of fish (Guidetti et al., 2008), since it is totally prohibited in the Port-Cros National Park, therefore on both frequented and unfrequented sites. Furthermore, several studies (Dames et al., 2020; Floros et al., 2013) seem to confirm the sensitivity of the genus *Epinephelus* to divers. Indeed, the results of this study show that the density of the largest local predatory fish in South Africa, the grouper *Epinephelus tukula* Morgans, 1959, is significantly lower in the most dived areas and that this density seems to have been decreasing for several decades, which coincides with the increase of diving pressure. The authors attribute this finding to a negative effect of SCUBA diving activity.

The other species studied in our study did not show significant variations (neither positive nor negative) in their abundances between counts made before and during/after divers' passage. This trend could show a capacity of fish to tolerate human presence and to maintain natural behaviours despite the presence of divers, even in important numbers. In this case, species accustomed to divers would be more likely to acclimatize in an environment where human activities are recurrent. This habituation would be a form of adaptation and a potential evolutionary advantage if diving activity were to continue or increase in future years. Indeed, non-habituated fishes would be forced to leave their preferred area to go to less frequented areas, but perhaps less favorable for them from an ecological point of view. On the other hand, habituation of some fish species to divers could also lead to a top-down effect with a biased perception of risk if fishes become less fearful of humans (M. W. Wilson et al., 2020). Indeed, the mere presence of humans can influence animals' behaviour by modifying their perception of risk towards their natural predators, increasing or decreasing the risk of predation. Furthermore, because inter- and intra-species transmission of chemical cues and sounds is facilitated in liquid environments, top-down effects may be particularly pronounced within marine ecosystems (Mitchell & Harborne, 2020; Preisser et al., 2005).

In addition to the disturbance caused by human presence in the environment, the noise generated by dive boats may also play a prominent role in anti-predator behaviour, potentially leading to decreased survival probability. Indeed, studies conducted on european eels (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)) or ambon damselfish (*Pomacentrus amboinensis* Bleeker, 1868) when facing their natural predators have shown less adapted responses and higher capture rates when fishes were subjected to boat engine noise (Simpson et al., 2015, 2016). In addition, dive boat noise may also be a disruptive element for intra-species communication, foraging, or behaviour of some species (Whitfield & Becker, 2014). It may also have a stronger effect at shallow depths than deeper depths.

Our results suggest that grouper size influences their behavioural response to divers. Indeed, the larger the groupers are, the more they tend to prepare to an escape and to flee further away (>10 m). We could expect the opposite phenomenon, *i.e.* that larger individuals have a lower predation risk and would be less suspicious than small individuals. However, several hypotheses have been put forward to explain why the larger the fish are, the further away they tend to flee (Domenici, 2010). This could be related to the fact that as an individual grows, its reproductive capabilities increase, especially for

females with better quality and more eggs (Barneche et al., 2018), therefore the individual will take less risk in order to survive (Cooper Jr & Frederick, 2007). Some prey species have developed more effective anti-predator defense mechanisms (*e.g.*, spines, stingers) over evolutionary history, instead of direct flight, allowing for riskier foraging techniques (Hodge et al., 2018). Additionally, for small fish that must be bolder to find food, energetic cost associated with escape would therefore be relatively higher to leave, especially if their foraging is prolific (Polverino et al., 2016). Finally, several studies (Benevides et al., 2016; Sbragaglia et al., 2018; Stankowich & Blumstein, 2005) have shown that the size of an individual is a major factor in fish response to predators and is positively correlated with wariness. Indeed, as discussed above, larger fish are more likely to be targeted by fishers. Large individuals are therefore more wary of potential threats (F. D. Johnston et al., 2013; Tsikliras & Polymeros, 2014). Conversely, in our study, smaller groupers appear to be the least wary individuals and are even the ones that show attractive behaviour towards the diver. Smaller individuals are generally the youngest and therefore the least experienced. The hypothesis of a learning mechanism developed during their growth and allowing them to become more cautious in the face of potential threats, most often a predator (Fernö et al., 2020; Manassa & McCormick, 2012), could therefore explain the observed results.

Our study showed that at least for three species (*D. vulgaris*, *D. dentex* and *E. marginatus*), individuals do not quickly become accustomed to the presence of divers. Indeed, they show an increased level of distrust towards divers when their number increases significantly. This results in a significant decrease of their local abundance, characterized by a more or less distant flight depending on the size considered. In addition to the temporal and energetic costs caused by this forced displacement for the species considered, the stress generated can also induce harmful physiological responses for the animals. This can result in increased levels of glucocorticoid stress hormones (cortisol or corticosterone), which can lead to disturbances in growth, reproduction, immunodeficiency, or decreased survival (Baker et al., 2013; Faught & Vijayan, 2018; Pankhurst, 2016). Indeed, numerous studies on different fish species have shown a significant increase in stress hormone levels in fish sampled in tourist areas compared to those sampled in a reference area (Baker et al., 2013; Geffroy et al., 2017, 2018; Semeniuk et al., 2009).

In view of our results, it appears necessary to continue the investigations and to complete the knowledge concerning the impact of diving on fish behaviour. In this study, the monitoring could only be carried out on one diving site and always at the same time of the day. The Revellata diving site is the most frequented site in the Gulf of Calvi (Iborra et al., 2020). During the summer season, all the diving clubs of Calvi make a dive on this site in the morning, thus the pressure gradient before vs. during/after the divers' passage was therefore more important than on other dive sites in the Gulf of Calvi. Nevertheless, in order to confirm our observations, it would be interesting and relevant that future studies be repeated on different dive sites, at different times of the day with different numbers of divers, while keeping a significant sampling effort.

## 5. Conclusions

In conclusion, the SCUBA diving activity does not seem to fundamentally disturb the ichthyological community, except for three species of fish (*D. vulgaris*, *D. dentex* and *E. marginatus*), including two predatory species and key species (*D. dentex* and *E. marginatus*) of coastal ecosystem (Condini et al., 2018; Marengo et al., 2014). However, if the activity is limited in time (only part of the year) and space (at specific sites), fish can resume their natural activities and behaviours during undisturbed periods, without major consequences on broader ecosystem processes. SCUBA diving is primarily a daytime activity (although night dives are increasingly offered by commercial structures), during summer season and at localized sites, which often allows animals to shift their activities to less disturbed times or locations (Bateman & Fleming, 2017; Gaynor et al., 2018). Fish habituation or activity-induced shifts may allow fishes to coexist with SCUBA diving (Sih et al., 2011). However, a shift in behaviour to nighttime (unlikely for a diurnal species) or non-diving season may place the fish under increased physiological stress or predatory pressure. In addition to the stress, energetic costs, behaviour modification and disruption of activities that may result from fish displacements in response to disturbance from SCUBA diving activity, these displacements may also generate intra- and inter-specific competition for space and resources while leading to changes in fish community structure. In addition, some behaviours may be more sensitive to spatial and temporal displacement. Indeed, disturbances at critical times or locations (*e.g.* during breeding events, along migration routes, or on key resource sites) could result in high impacts on the species or ecosystem despite an equal level of disturbance but occurring at less opportune times for the species. The dusky grouper breeding season is from July to September, which coincides with the summer peak in diving activity. This can therefore strongly disturb their reproduction, as Pelaprat (Pelaprat, 2000) has already shown that sexual activity was interrupted in the presence of divers. The quotas on divers' use already implemented in some MPAs are not always sufficient to contain the impacts of the activity on marine ecosystems (Calò et al., 2021), it would be interesting to complement these measures with an approach based on functional traits of the species considered. Fisheries management and conservation, for example, already integrate this type of issue by limiting fishing in areas or during periods known to be of primary importance for the species concerned. This approach should be extended to the management of coastal human activities based on ecologically important behaviours that may be sensitive to the timing or location of human disturbance.

**Author Contributions:** Laura Iborra: Funding acquisition, Conceptualization, Methodology, Data curation, Formal analysis, Investigation, Visualization, Writing - original draft preparation. Michèle Leduc: Funding acquisition, Conceptualization, Methodology, Writing - review & editing. Michel Marengo: Data curation, Writing - review & editing. Pierre Lejeune: Funding acquisition, Resources, Supervision, Writing - review

& editing. Sylvie Gobert: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing. Philippe Cuny: Funding acquisition, Conceptualization, Resources, Supervision, Writing - review & editing.

**Acknowledgments:** This work was supported by the Territorial Collectivity of Corsica and the Rhône-Mediterranean and Corsica Water Agency, as part of the STARECAPMED project research (STATION of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystem Drifts). Fish data for 2019 come from the DIVE IMPACT project funded by the Office Français de la Biodiversité (OFB) and the Direction Inter Régionale de la Mer Méditerranée (DIRM). This study was carried out as part of Laura Iborra's thesis (in progress), funded by the National Association for Research and Technology (ANRT), by the CIFRE subvention, in co-supervision between Aix-Marseille University, Liège University and STARESO. We thank the STARESO team for counting fish in 2019 and 2020. This paper has the MARE number MARExxx.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.



# SYNTHESE, DISCUSSION ET PERSPECTIVES



Denti (*Dentex dentex*) à la Revellata © Laura Iborra.





# Synthèse, discussion et perspectives : la gestion des activités anthropiques locales eu égard des populations ichthyologiques, dans le contexte du changement climatique

*Ce chapitre synthétise les principaux résultats obtenus pour chaque type de pression étudiée et les questionne dans le contexte du changement global et, plus particulièrement, du changement climatique. Il présente plusieurs pistes de recherche, de suivi des populations de téléostéens et de l'écosystème dans lequel elles évoluent qu'il serait important de poursuivre, ou de mettre en place, afin d'en améliorer la gestion dans ce contexte écosystémique particulier.*

## 1. Emissaire

### 1.1. Récapitulatif des résultats

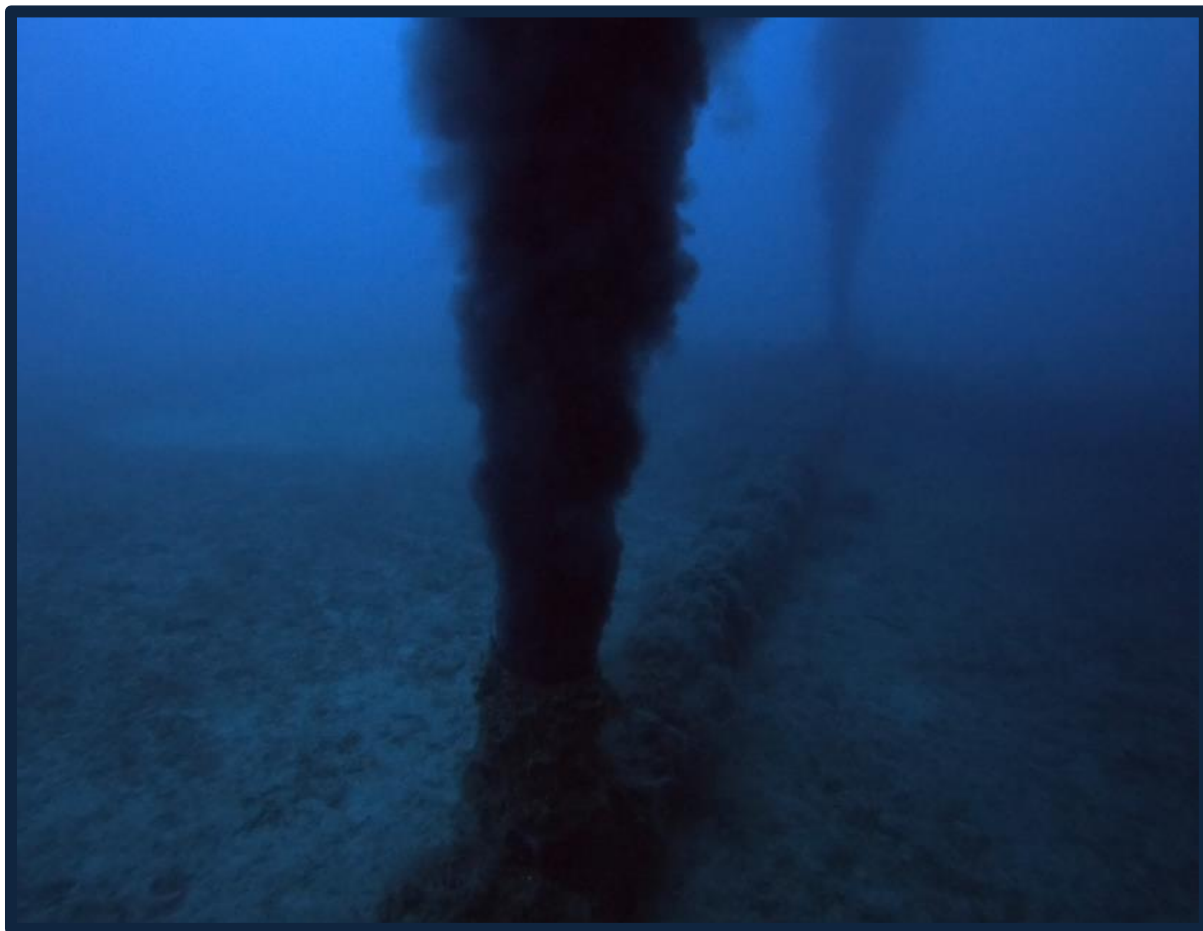
Au niveau de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi, l'analyse des paramètres abiotiques (température, oxygène et nutriments) et biotiques (chlorophylle *a*) ont permis de démontrer une faible influence de l'émissaire sur la colonne d'eau.

En effet, la température, l'oxygène et la concentration en chlorophylle *a* (proxy de la biomasse phytoplanctonique) ne sont pas affectés par l'émissaire (pas de différence significative avec le point de référence). Les paramètres étudiés ne présentent pas non plus de différence significative en fonction de la profondeur. En revanche, les concentrations de nutriments sont significativement plus élevées au niveau de l'émissaire que sur le point de référence, principalement en ce qui concerne l'ammonium, le phosphate, le nitrate et le silicate.

Pour ce qui est de la communauté ichthyologique, aucune modification de la structure de l'assemblage ichthyologique ou de la diversité n'a été observée le long du gradient effectué sur l'émissaire. D'une manière similaire, les études réalisées sur la communauté benthique sur le même émissaire n'ont pas montré de variations significatives, même avec des points de contrôle plus éloignés que le transect de référence utilisé dans ce travail. Tout indique par conséquent que l'émissaire n'a pas d'impact marqué au niveau de la structure populationnelle ichthyologique. Il serait toutefois intéressant d'étudier l'impact potentiel des rejets de l'émissaire sur ces populations au niveau physiologique ou toxicologique.

Nous avons en revanche constaté à plusieurs reprises lors de la réalisation des suivis que l'herbier de Posidonie était jonché de macrodéchets (*e.g.*, protection hygiénique, lingettes) qui n'ont manifestement pas été retenus par les grilles lors du traitement des eaux. Cela se produit principalement lorsqu'une opération de maintenance est effectuée sur le réseau d'épuration, des rejets sont alors effectués sans que les eaux usées ne soient traitées (*by-pass*). Des *by-pass* sont également effectués lorsque des pluies violentes ont lieu menant à une saturation du réseau d'eaux usées et de la station d'épuration. De plus,

nous avons constaté à plusieurs reprises durant cette étude que l'émissaire rejetait des effluents turbides de couleur noire, ce qui laisse penser à un mauvais traitement des eaux usées, (Figure 65) pouvant altérer la clarté des eaux et donc potentiellement avoir un effet sur l'herbier de Posidonie. De plus, au vu des dernières inspections réalisées sur l'émissaire (Fontaine et al., 2022), il apparaît que seul un des 3 diffuseurs fonctionne désormais ce qui altère nécessairement la dilution des effluents dans la colonne d'eau. Le nombre et le positionnement des exutoires ont, en effet, été initialement dimensionnés pour garantir une bonne dilution dans les eaux réceptrices.



**Figure 65** : Photographie réalisée lors d'un comptage sur l'émissaire le 13 août 2020. Crédit photographique : Laura Iborra.

## 1.2. La pression de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi dans le contexte du changement climatique

La croissance démographique, l'élévation du niveau de vie et le développement économique sont corrélés à l'augmentation de la production des eaux usées. Il est donc attendu que les stations d'épurations soient davantage sollicitées dans les années à venir. Il est par ailleurs attendu que le changement climatique affecte les infrastructures et les réseaux de transport des eaux usées (Hummel et al., 2018 ; Kettle et al., 2014), l'efficacité du traitement des eaux usées (Langeveld et al., 2013 ; Plósz et al., 2009 ; Pocock & Joubert, 2018 ; Zouboulis & Tolkou, 2015) et la capacité d'absorption des eaux réceptrices (Arnell, 1998 ; Chapra, 2008 ; Chapra et al., 2021 ; Whitehead et al., 2009 ; Ziogas et al., 2021), tout en exposant davantage les infrastructures aux dommages et aux inondations liées au changement climatique (Chapra et al., 2021 ; Hughes et al., 2021 ; Langeveld et al., 2013 ; Zouboulis & Tolkou, 2015). L'ensemble de ces facteurs et perturbations pourrait donc modifier l'impact de l'émissaire de la ville de Calvi sur les populations ichtyologiques que ce soit de manière directe (*e.g.*, contaminants) ou indirecte (*e.g.*, dégradation de l'habitat).

La pression de l'émissaire se traduit par des rejets d'eaux usées, préalablement traitées, dans le milieu marin. Bien que le traitement des eaux usées soit encadré, il ne permet pas d'éliminer complètement la charge organique et inorganique introduite dans le milieu. La composition des effluents (*e.g.*, matière organique, nutriment, polluants) peut donc avoir des impacts sur la physico-chimie de la colonne d'eau ce qui peut impacter l'habitat et potentiellement affecter l'ensemble du réseau trophique surtout dans un contexte d'élévation de la température moyenne et d'épisodes de vagues de chaleurs sous-marines.

La combinaison de l'apport en nutriments et des effets inhérents au changement climatique pourrait donc conduire à des phénomènes de prolifération d'algues toxiques (*Harmful Algal Blooms*, en anglais) (Hallegraeff, 2010 ; Moore et al., 2008). Une augmentation de ces efflorescences en zone côtière à travers le monde est constatée depuis plusieurs années du fait notamment de l'eutrophisation des eaux (*e.g.*, eaux usées, aquaculture côtière, apports atmosphériques) (Davidson et al., 2014 ; Glibert & Burkholder, 2018 ; Harrison et al., 2010 ; Heisler et al., 2008). L'augmentation des températures et la stratification prononcée de la colonne d'eau associées sont également des facteurs qui favorisent l'apparition de ces efflorescences toxiques (Dale et al. 2006 ; Hinder et al. 2012). Cependant, le rôle des nutriments anthropiques dans l'induction des efflorescences pourrait être spécifique au site en fonction des processus hydrodynamiques locaux (Davidson et al., 2014).

Les eaux usées introduisent également de nombreux contaminants qui peuvent avoir des actions altérageuses (polluants) sur les écosystèmes marins. Certaines études suggèrent que les effets liés au changement climatique, tels que le réchauffement de l'eau,

l'acidification et la désoxygénation des eaux, amplifieront les impacts de ces contaminants en augmentant les taux d'exposition et de bioaccumulation au sein du réseau trophique marin (Alava et al., 2017 ; Geisz et al., 2008 ; Hooper et al., 2013 ; McKinney et al., 2015).

De plus, le changement climatique affectera également l'efficacité du traitement des eaux usées. En période de sécheresse, la combinaison de la diminution du volume d'eau qui transite dans la station et de l'élévation des températures des eaux usées peut avoir des effets négatifs sur les infrastructures et l'efficacité du traitement des eaux (Campos & Darch, 2015 ; Marleni et al., 2012 ; ONeil, 2010). En effet, la baisse des débits provoquée par la concomitance de l'absence de précipitations, d'une baisse des infiltrations d'eaux claires parasites et d'une restriction probable de la consommation d'eau potable, induira alors des risques de blocages des infrastructures (Pocock & Joubert, 2018). Il en résulte également des eaux usées avec des concentrations de polluants plus élevées (Zouboulis & Tolkou, 2015). Ces phénomènes impacteront d'une part les infrastructures avec des phénomènes accélérés de corrosion (Hughes et al., 2021 ; Marleni et al., 2012) mais induiront également une diminution de l'efficacité du traitement (Pocock & Joubert, 2018 ; Yuan, 2010). Finalement, les rejets générés dans les écosystèmes seront plus impactant en raison d'une charge organique plus élevée associée à des concentrations plus importantes de polluants.

Comme nous l'avons vu précédemment, le changement climatique induira aussi une augmentation de la fréquence des événements climatiques extrêmes (Christensen et al., 2007 ; Solomon et al., 2007 ; Thakali et al., 2016). Or, dans la plupart des cas, les STEP et les programmes de contrôle des débordements d'égouts ont été conçus sur la base de relevés hydrologiques historiques, sans tenir compte des changements potentiels des conditions d'écoulement dus au changement climatique (Zouboulis & Tolkou, 2015). L'augmentation des précipitations se traduira pourtant par des volumes d'eaux plus importants et des pics d'afflux dans les stations d'épuration. Bien que le débit augmente, la charge des solides en suspension restera la même, ce qui entraînera une dilution de l'affluent de la station d'épuration qui peut affecter les processus de traitement biologique (Hughes et al., 2021). De plus, la saturation des réseaux d'eaux usées et des stations d'épuration pourra induire une dérivation du système (*by-pass*), se traduisant par un rejet des eaux usées sans traitement (Dong et al., 2017 ; Kirshen et al., 2018 ; Langeveld et al., 2013 ; Thakali et al., 2016 ; Zouboulis & Tolkou, 2015). Enfin, les débits élevés peuvent également charrier des débris associés aux événements pluvieux intenses, ce qui peut provoquer des blocages ou endommager les grilles de rétention et donc à nouveau des *by-pass* (Hughes et al., 2021).

Enfin, les STEP sont généralement situées sur des terres côtières de faible altitude afin de minimiser le coût de la collecte des eaux usées et du rejet des effluents traités, ce qui les rend particulièrement exposées aux inondations côtières liées à l'élévation du niveau de la mer (Hummel et al., 2018). Ces inondations pourraient affecter les installations de traitement des eaux usées ce qui conduira *in fine* à rejeter des déchets non traités dans l'écosystème. Une planification préalable minutieuse pour se préparer aux conséquences

de l'élévation du niveau de la mer et des inondations est essentielle (Blumenau et al. 2011).

### 1.3. Adaptations et perspectives

D'après nos résultats, à l'heure actuelle, l'émissaire n'influe pas directement sur l'abondance, la composition ou la structure des populations ichtyologiques. En revanche, l'impact de la pression sur la communauté ichtyologique pourrait se traduire de manière indirecte par la dégradation de l'habitat et/ou par une modification de l'ensemble du réseau trophique. Les adaptations doivent donc se concentrer sur l'amélioration et l'adaptation des *process* face au changement climatique. Comme nous l'avons vu précédemment, le secteur de l'eau et de l'assainissement sera très fortement impacté par le changement climatique. L'adaptation pour les services d'assainissement doit concerner la gouvernance des services (mieux intégrer les enjeux climatiques), la protection des ressources en eau (analyse et gestion de la demande, connaissance et protection de la ressource) et la performance du service (suivi de la qualité, adaptation des infrastructures aux événements extrêmes, gestion du risque d'urgence) (Campos & Darch, 2015 ; Juan-Garcia et al., 2017 ; Kirchhoff & Watson, 2019 ; Zouboulis & Tolkou, 2015). Les mesures proposées sont les suivantes :

- **Intégration des risques associés au changement climatique.** En dépit de la prévalence des défaillances des systèmes d'assainissement et de la perspective d'en voir davantage à l'avenir, très peu de choses sont connues sur les dimensions humaines des systèmes d'assainissement, en particulier ce que les gestionnaires des eaux usées mettent en place pour combattre les défis actuels et pour s'adapter au changement climatique futur. Les études réalisées sur le sujet montrent que les gestionnaires des eaux usées qui s'adaptent au changement climatique sont principalement motivés par les exigences politiques et réglementaires liées au financement des améliorations des systèmes d'assainissement (Jordaan, 2018 ; Rudberg et al., 2012). L'adaptation des services d'eau et d'assainissement face aux problématiques climatiques et environnementales doit donc être intégrée dans les décisions politiques. La réglementation, la formation professionnelle et la communication auprès des acteurs du secteur doivent également tenir compte des aléas climatiques.
- **Amélioration de l'infrastructure de la station d'épuration.** À l'heure actuelle, le réseau séparatif dont la station d'épuration de Calvi est équipée, présente des avantages certains. En effet, le réseau séparatif permet de minimiser les rejets directs d'eaux usées dans le milieu naturel lors de violentes précipitations. Cependant, dans la pratique et comme cela nous a été précisé par notre interlocuteur à la station d'épuration de Calvi, les eaux de pluies s'infiltrent et le réseau séparatif n'est pas, pour l'instant, suffisamment efficace. La détection des origines de ces infiltrations s'avère particulièrement difficile mais nécessaire pour

garantir l'efficacité du système et particulièrement avec l'augmentation future des événements climatiques extrêmes (Panasiuk et al., 2015). De plus, il serait bénéfique que des inspections plus régulières de l'émissaire sous-marin soient commanditées et effectuées. Lors de notre étude, nous avons remarqué que seul deux des trois diffuseurs fonctionnaient. L'état concrétionné du diffuseur à l'arrêt suggère que cela soit le cas depuis un certain moment. Début 2022, STARESO a également mis en exergue l'arrêt d'un second autre diffuseur. Il n'y a donc plus qu'un seul diffuseur en état fonctionnel actuellement. Afin de permettre une bonne dilution des effluents dans les eaux réceptrices, il est nécessaire que les deux diffuseurs à l'arrêt soient rapidement réparés.

- **Adaptation en fonction des ressources hydriques.** Comme nous l'avons vu précédemment, l'efficacité du traitement des eaux est fortement corrélée au débit d'eau dans la station d'épuration. Une gestion adaptée des ressources hydriques est donc nécessaire. La planification face aux aléas du changement climatique et de la croissance démographique devra être réalisée en fonction de la demande et des besoins en tenant compte des ressources en eau mobilisables et de l'analyse des risques (*e.g.*, inondations, sécheresse, pollutions, épuisement des ressources hydriques).
- **Continuité des suivis physico-chimiques et biologiques.** Par ailleurs, la qualité de l'eau doit continuer à être monitorée à haute fréquence afin de détecter d'éventuelles anomalies liées aux processus de traitement. L'évaluation de la qualité de l'eau pourrait également être renforcée par l'analyse des polluants organiques persistants, des produits pharmaceutiques (*e.g.*, antibiotiques, hormones) ou encore des microplastiques. Les populations de poissons pourraient également faire l'objet d'analyses écotoxicologiques afin de détecter d'éventuelles traces de contaminants. Il serait intéressant de suivre les espèces cryptiques (par exemple, les gobidés et les blennidés) qui sont spécifiques au site et moins mobiles, ce qui pourrait permettre une visualisation plus fiable des différences d'abondance attribuables à différents niveaux de pollution (Azzurro et al., 2010 ; Guidetti et al., 2003).

## 2. Aquaculture

### 2.1. Récapitulatif des résultats

La température, l'oxygène et la concentration en chlorophylle *a* (proxy de la biomasse phytoplanctonique) ne sont pas affectés par l'aquaculture (pas de différence significative avec le point de référence). En revanche, la concentration en chlorophylle *a* apparaît plus élevée à 20 m par rapport à la subsurface ou à 10 m. Concernant les nutriments, seul l'ammonium présente des concentrations plus élevées par rapport au point de référence.

Au niveau ichtyologique, l'aquaculture influence la communauté ichtyologique avec une agrégation des espèces omnivores (planctonophages, petits invertébrés ou crustacés) ou carnivores comme *Diplodus vulgaris* (coquillage ou invertébrés benthiques) qui se traduit par une augmentation de l'abondance totale à proximité des cages. Une richesse spécifique plus élevée est également observée à proximité des cages. Bien que l'effet agrégatif des cages soit avéré, le rayon d'impact est très limité spatialement et l'agrégation observée reste minimale en comparaison à d'autres études sur le sujet qui portaient souvent sur des infrastructures aquacoles plus importantes.

## **2.2. La pression de l'aquaculture dans le contexte du changement climatique**

Le climat, l'augmentation des températures de l'eau, la désoxygénation et l'acidification des eaux sont des facteurs reconnus pour impacter l'aquaculture marine avec des taux de mortalités plus élevés et une production réduite, et ce principalement pour les espèces de haut niveau trophique (Cattano et al., 2018 ; Klinger et al., 2017 ; Limburg et al., 2020 ; Rosa et al., 2014). L'aquaculture de Calvi est particulièrement concernée par cette problématique étant donné que le cheptel d'élevage est constitué actuellement de loup (*Dicentrarchus Labrax*) et de daurade royale (*Sparus aurata*) dont la production est en phase de développement (les daurades royales ne sont pas encore commercialisées). Selon une étude récente (Cubillo et al., 2021), la daurade royale apparaît comme étant l'espèce la plus affectée par les changements de température à venir d'ici la fin du siècle. Les modélisations effectuées dans l'étude prévoient que cette espèce aura besoin de significativement plus de temps pour atteindre la taille minimale de commercialisation et la plupart des daurades n'atteindra pas la taille de récolte dans la projection à 2100, quel que soit le scénario d'émission choisi. C'est également le poisson pour lequel, la croissance, le rendement à la récolte et le retour sur investissement se détériorent avec l'évolution du changement climatique.

De même, la plupart des études de cas montrent que les poissons devraient afficher une croissance plus importante mais une efficacité alimentaire moindre par rapport aux conditions actuelles (Callaway et al., 2012 ; Cubillo et al., 2021 ; Falconer et al., 2020). Les poissons auront donc besoin de plus d'aliments pour atteindre la taille de récolte. En conséquence, les coûts d'alimentation seront plus élevés, ce qui entraînera des conséquences négatives sur les bénéfices des exploitations (Cubillo et al., 2021). Kreiss et al., (2020) ont également suggéré qu'en plus des changements dans la qualité et la température de l'eau qui peuvent influencer directement la production de poissons en altérant l'état de santé, la performance de croissance et/ou l'efficacité de l'alimentation, le secteur de l'aquaculture est également confronté à un avenir incertain en termes de coûts et de rendements de production, ce qui déterminera en grande partie la rentabilité future des exploitations.

Comme nous l'avons vu précédemment, et similairement à ce que nous avons décrit pour la pression de l'émissaire, l'augmentation des températures, la stratification des eaux et

un apport en nutriments peut favoriser l'apparition d'efflorescences algales nuisibles et avoir un impact négatif sur la production aquacole et augmenter les risques pour la santé humaine (Free et al., 2022 ; Rosa et al., 2014). L'augmentation des besoins en nourriture des poissons d'élevage pourrait donc accroître davantage ce risque. Enfin, l'urbanisation et la modification du régime des pluies affecteront également les charges en nutriments dans les zones d'aquaculture côtières (par le phénomène de lessivage des sols et rejets par les rivières côtières), ce qui contribuera davantage à augmenter le risque de d'efflorescence algale nuisible (Glibert & Burkholder, 2018).

De plus, la hausse des températures des eaux favorisera la prolifération des parasites aquatiques dans des zones où ils étaient auparavant inhibés par des températures inférieures à leur seuil de développement (Handisyde et al., 2006 ; Ward et al., 2004). Dans le contexte du changement climatique, non seulement les aires de répartition des pathogènes sera étendue mais l'augmentation des températures de la mer stimulera également leur croissance, la transmission et la survie des parasites (Byers, 2021 ; Callaway et al., 2012 ; Marcogliese, 2008). Les maladies constitueront également une contrainte majeure pour la croissance future de nombreuses espèces d'élevage en Méditerranée. La pratique de l'aquaculture augmente de manière non naturelle les densités d'hôtes, rendant ainsi les espèces encore plus vulnérables aux maladies infectieuses (Assefa & Abunna, 2018 ; Lafferty et al., 2015 ; Snieszko, 1974). L'aquaculture de la baie de Calvi labellisée Label Rouge intègre ces problématiques dans son cahier des charges en limitant d'ores et déjà la densité des poissons par cage ce qui est déjà une adaptation notable et positive. Néanmoins, les risques que les parasites, virus, bactéries et biotoxines se propagent au sein des populations sauvages sont élevés en raison de l'agrégation des poissons sauvages à proximité des cages, la diffusion des gamètes ou encore la fuite de poissons d'élevage.

Enfin, pour l'aquaculture côtière et en mer, des tempêtes plus fréquentes et plus intenses (Bouwer, 2019 ; Seneviratne et al., 2012) entraîneront une augmentation des dommages physiques sur les structures d'élevage (Reid et al., 2019b). Les conséquences seront, d'une part, des pertes significatives pour le producteur et, d'autre part, un risque accru de fuite des poissons d'élevage et de dissémination de maladies, parasites ou virus (De Silva, 2012 ; Reid et al., 2019b). Les dommages physiques associés à une perte des stocks d'élevage seront deux conséquences particulièrement coûteuses pour les petites exploitations comme celle de Calvi.

### **2.3. Adaptation et perspectives**

Les activités aquacoles influencent de manière indirecte les populations ichtyologiques en raison de la dégradation de l'habitat et de la qualité de l'eau mais également de manière directe par le biais de l'attraction des poissons sauvages, du nourrissage involontaire qui en découle et de l'interaction possible avec les poissons d'élevage. L'attraction des



poissons sauvages devrait donc être prise en considération dans la gestion de cette pression. Les mesures proposées sont les suivantes :

- **Localisation et protection du substrat.** Bien que l'agrégation des poissons sauvages autour des fermes puisse jouer un rôle sur l'atténuation de l'impact environnemental sur le substrat grâce à la consommation de nourriture perdue par les poissons sauvages (Vita et al. 2004 ; Dempster et al., 2006), il est reconnu que les installations aquacoles ont des impacts négatifs sur les substrats marins, et plus particulièrement sur les prairies de phanérogames marins telles que les herbiers de Posidonie (Boudouresque et al., 2020 ; Hemminga & Duarte, 2000 ; Pergent-Martini et al., 2006). En effet, les fonds sous-marins au-dessus desquels sont installées les cages ne reçoivent pas de lumière en raison de l'ombrage des cages ce qui entraîne une perturbation de l'écosystème local. Les modifications de la communauté naturelle sont également intensifiées par les charges de nutriments et la couverture d'épiphytes. Ces impacts négatifs doivent à tout prix être évités à l'avenir, d'autant plus que les herbiers sont déjà soumis aux impacts du changement climatique et aux autres pressions anthropiques locales (telles que la plaisance avec l'ancrage) (Chefaoui et al., 2018 ; Jordà et al., 2012). Dans le cadre de futurs processus de sélection de sites aquacoles, des études hydrodynamiques et écologiques devront être réalisées et les aires avec des herbiers sous-marins devraient être considérés comme incompatibles pour l'établissement d'installations aquacoles en baie de Calvi et plus généralement en Méditerranée. Les pratiques aquacoles et les structures de culture employées semblent être des facteurs clés du niveau d'exposition des espèces aux effets directs du changement climatique. Un des leviers pour atténuer les effets du changement climatique sur les espèces d'élevage et pour diminuer les pressions sur l'écosystème côtier, pourrait être la relocalisation des aquacultures côtières en milieu *offshore*. En effet, les modifications des conditions physiques de la colonne d'eau (augmentation de la température, désoxygénation) induites par le changement climatique semblent être améliorées par les conditions océaniques (López Mengual et al., 2021 ; Steeves et al., 2018). Des cages immergées (et non plus flottantes) permettraient également de bénéficier de conditions environnementales plus favorables au développement des poissons d'élevage. En effet, en fonction des processus hydrologiques locaux, dans certains endroits, les eaux plus profondes pourraient fournir des niveaux de températures, de salinité et d'oxygène plus propices à la production (Sievers et al., 2022). L'immersion des cages permettrait non seulement de fournir des conditions optimales mais également d'éviter les impacts liés aux vagues de chaleur ou aux tempêtes. En évitant les dommages causés par les tempêtes sur les structures aquacoles, le nombre de poissons d'élevage s'échappant en mer serait également réduit (Jensen et al., 2010).
- **Amélioration de la qualité de l'eau.** Pour répondre à la problématique de l'eutrophisation, l'aquaculture multi-trophique intégrée pourrait être une des solutions envisageables. En effet, l'aquaculture multi-trophique s'appuie sur une

approche écosystémique qui consiste à cultiver des poissons, des mollusques et des crustacés ainsi que des algues, de différents niveaux trophiques afin de créer systèmes équilibrés (Buck et al., 2018 ; Chopin et al., 2012 ; Troell et al., 2009). L'action combinée des mollusques et des algues permettent de réduire l'eutrophisation grâce à l'absorption des particules de déchets et des nutriments par les mollusques tandis que les algues participent à réguler la minéralisation et la température de l'eau (Buck et al., 2018 ; Sreejariya et al., 2011). De surcroît, la séquestration du carbone est également possible par les algues marines grâce à la photosynthèse (Chung et al., 2013). Ce type d'aquaculture est déjà pratiquée à travers plusieurs pays du monde et montre des résultats encourageants (Ahmed et al., 2019).

- **Prise en compte de l'agrégation de poissons sauvages dans la gestion des fermes aquacoles.** Au niveau populationnel ichtyologique, l'agrégation de poissons sauvages induites par les fermes aquacoles peut s'avérer délétère. En effet, la composition en acide gras des poissons sauvages est modifiée en raison de la consommation des restes de nourriture (Fernandez-Johnson, 2014 ; Fernandez-Jover et al. 2011b ; Ramirez et al. 2013), ce qui peut potentiellement provoquer des altérations de leur croissance et de leur succès reproducteur (Fernandez-Jover and Sanchez-Jerez, 2015 ; Abaad et al., 2016 ; Fernandez-Jover et al. 2011a). De plus, certaines espèces migratrices peuvent également être influencées par les fermes marines et ainsi modifier leurs schémas de migration (Ballester-Molto et al., 2015 ; Wiber et al. 2012 ; Ottera and Skilbrei 2014). Enfin, les poissons sauvages peuvent être pris dans un "piège écologique" où les gains trophiques liés à l'abondance de nourriture, via les déchets alimentaires ou les espèces de proies associées, sont compensés par une plus grande susceptibilité de capture par la pêche commerciale ou récréative (Fernandez- Jover et al. 2008 ; Sanchez-Jerez et al 2011 ; Arechavala-Lopez et al. 2011 ; Izquierdo-Gomez et al. 2014). Ainsi, un certain nombre d'auteurs ont suggéré que les fermes piscicoles soient gérées comme des aires marines protégées (AMP) afin de s'assurer qu'elles contribuent aux stocks sauvages par une augmentation de la biomasse et des paramètres connexes (ce qui contribuerait également à améliorer la qualité de l'eau et donc à protéger le substrat/habitat) (Arechavala-Lopez et al., 2015 ; Dempster et al., 2002, 2005 ; Özgül & Angel, 2013). Enfin, l'installation des cages dans des zones situées loin du littoral, devrait être encouragée, et l'attraction de la faune locale par les structures aquacoles devrait faire partie de la gestion des fermes (UICN 2007).
- **Modification de l'alimentation des poissons d'élevage.** La forte augmentation de la production aquacole ainsi que les besoins en aliments accrus des poissons d'élevage mettent en exergue la nécessité de fournir des ingrédients d'alimentation durable. En effet, les aquacultures méditerranéennes produisant principalement des poissons de haut niveau trophique sont tributaires de farine et

d'huile de poisson qui sont pourtant des ressources limitées au niveau mondial (Le Gouvello & Simard, 2017 ; Tacon, 2004). Des alternatives pourraient être utilisées telles que des farines et des huiles oléagineuses sans compromettre pour autant la qualité du poisson (Rosa et al., 2010). Cependant, ces alternatives ne sont pas forcément optimales et la substitution complète n'est pas recommandée en raison d'un équilibre inapproprié des acides aminés et d'une mauvaise digestibilité des protéines (Sargent & Tacon, 1999). Les farines issues des insectes sont également en plein essor en raison de leur richesse en protéines et minéraux et leur teneur élevée en énergie, graisse et fibre (van Huis and De Prins, 2013). L'autre avantage des farines d'insectes réside dans le faible impact écologique de leur production. En effet, les insectes peuvent être élevés dans de petits endroits avec peu de besoins en terre et en eau (Henry et al., 2015 ; van Huis et De Prins, 2013), avec des taux de reproduction et de production élevés (Bruni et al., 2018 ; Makkar et al., 2014). Néanmoins, une alimentation complète avec des farines d'insectes reste à l'heure actuelle controversée et nécessite davantage de recherche pour comprendre l'influence de la farine d'insectes sur la santé des poissons (Mousavi et al., 2020 ; Llagostera et al., 2019 ; Bandara et al., 2018).

- **Gestion évolutive en fonction des scénarios climatiques.** L'ensemble des pratiques de gestion aquacole devra être repensé afin de répondre aux nouvelles conditions du changement climatique. La gestion devra être évolutive afin de s'adapter aux changements de la physiologie, du métabolisme et du comportement des poissons d'élevage en fonction des conditions abiotiques et biotiques perturbées par le changement climatique (Cubillo et al., 2021 ; D'Abramo & Slater, 2019). Nous avons vu certaines approches d'adaptation (régime alimentaire, localisation des cages d'élevage) mais des solutions plus complexes et discutables pourraient également permettre de réduire l'exposition aux facteurs de stress, par exemple en utilisant la génétique pour sélectionner des caractères résistants à ceux-ci (Naylor et al., 2021 ; Reid et al., 2019a).

Enfin, une gestion adaptée sera nécessaire afin de permettre la continuité d'une production aquacole saine mais garantira également une réduction des dégradations sur la qualité de l'eau, sur l'habitat et donc sur les communautés ichthyologiques locales. Les impacts cumulés de l'aquaculture et du changement climatique sur l'écosystème local et sur la production varient en fonction des espèces élevées, du type de structures, de la gestion pratiquée et de la localisation. Ainsi, la recherche visant à comprendre ces interactions pour proposer des mesures de gestions adaptées doit se faire à une échelle locale, au niveau de chaque ferme (Falconer et al., 2020 ; Reid et al., 2019a).

## **3. La pêche récréative**

### **3.1. Récapitulatif des résultats**

L'étude multi-approche sur la pêche récréative menée dans le cadre de cette thèse nous a permis d'établir la proportion de pêcheurs locaux en Balagne mais aussi d'obtenir des données sociologiques et d'établir les caractéristiques de la pêche embarquée, majoritairement pratiquée en Balagne. Finalement, ces informations nous ont permis d'établir que les pêcheurs embarqués récréatifs prélèvent annuellement 28 tonnes de poissons, soit l'équivalent de 55 % de la production totale des pêcheurs professionnels en Balagne (estimée à 50,5 tonnes en Balagne). Néanmoins, cette proportion est en réalité inférieure puisque les estimations actuelles de la production totale des pêcheurs professionnels ne prennent en compte que les filets et non les nasses ni les palangres, qui sont pourtant largement utilisées dans la région avec un potentiel extractif très important concernant les palangres. De plus, notre étude a permis de mettre en évidence que 48,97 % des captures ne respectent pas la taille minimale des captures.

Cependant, les résultats de cette étude sont préliminaires et nécessitent une étude plus détaillée de la pêche de loisir à l'échelle de la Corse. En effet, le pool de pêcheurs embarqués échantillonnés n'est pas très important (13 pêcheurs, soit 3% des pêcheurs embarqués estimés en Balagne). De plus, les pêcheurs embarqués, qui ont volontairement participé à l'étude, sont parmi les pêcheurs les plus actifs de la zone, ce qui pourrait induire une surestimation de la production totale estimée. Comme les embarquements sont financièrement coûteux et chronophages, les carnets de pêche peuvent être un complément intéressant pour collecter des informations supplémentaires. Cependant, cela nécessite que les pêcheurs soient suivis de près et régulièrement et qu'ils soient familiarisés avec la façon de remplir les carnets. Enfin, les pêcheurs avec lesquels nous avons embarqué pratiquent régulièrement la pêche à la traîne, ce qui augmente de fait la CPUE moyenne car cette technique est connue pour être la plus extractive en termes de biomasse (Font et Lloret, 2014 ; Lloret et al., 2008). Pour l'ensemble de ces raisons, la production annuelle totale calculée de la pêche embarquée en Balagne pourrait être surestimée. Les résultats obtenus démontrent néanmoins sans ambiguïté l'importance de prendre en compte cette activité qui est loin d'être anecdotique pour la gestion des stocks d'espèces exploitées.

### **3.2. La pêche récréative dans le contexte du changement climatique**

Il existe de nombreux effets potentiels du changement climatique sur la pêche récréative. En premier lieu, une modification des espèces ciblées par les pêcheurs récréatifs est attendue en réponse aux effets du changement climatique. En effet, les aires

de distribution des espèces de poissons sont fortement tributaires des conditions environnementales, tout changement peut alors entraîner une redistribution spatiale des espèces (Hollowed et al., 2013 ; Last et al., 2011 ; Pecl et al., 2017 ; Sunday et al., 2015). Avec le changement climatique, les changements de distribution dans l'hémisphère nord tempéré seront inévitables et se traduiront principalement par une septentrionalisation des espèces (Ben Rais Lasram et al., 2010 ; Jones et al., 2012 ; Montero-Serra et al., 2015). Bien que certaines espèces pourraient être en mesure de modifier leur répartition, comme le suggère la modélisation, d'autres qui se trouvent à la limite chaude de leur aire de répartition, pourraient tout simplement décliner. Ainsi, le déplacement des espèces de poissons marins dans l'espace ne peut faciliter l'évitement des conditions défavorables causées par le changement climatique que dans une mesure limitée. Ben Rais Lasram (2010) a démontré que des espèces seront perdantes et d'autres gagnantes ce qui se traduira par une modification complète de l'assemblage ichtyologique et donc de la capturabilité des espèces. Les espèces thermophiles pourraient être plus abondantes pour les pêcheurs récréatifs qu'elles ne l'étaient au siècle dernier en raison du réchauffement récent. C'est d'ores et déjà le cas des barracudas (*Sphyræna* spp.) qui sont désormais installés annuellement en baie de Calvi et qui font l'objet d'une attention accrue de la part des pêcheurs récréatifs (com.pers.). La réglementation des pêcheurs récréatifs devra donc être adaptée avec les changements de distribution des espèces. Par exemple, le thon rouge est désormais pêché autour de la côte sud-ouest du Royaume-Uni (Pinnegar et al., 2020) et est même observé jusqu'au Groenland (MacKenzie et al., 2014). La nouvelle répartition de cette espèce migratrice doit conduire à des mesures de gestion adaptées. En effet, l'attrait pour cette espèce patrimoniale et à haute valeur commerciale est susceptible de provoquer une pression de pêche accrue et pourtant aucun quota ou réglementation n'est en vigueur actuellement au Royaume-Uni (Townhill et al., 2019). La distribution bathymétrique des espèces est également modifiée dans le contexte du changement climatique. En effet, il existe des preuves que les poissons se sont, en moyenne, déplacés plus profondément avec le changement climatique (Dulvy et al., 2008 ; Kitchel et al., 2022 ; Pinsky et al., 2013 ; Poloczanska et al., 2016). Néanmoins, beaucoup d'espèces se sont déplacées en profondeur depuis les années 1980, ce qui laisse peu de marge pour se déplacer davantage verticalement étant donné que le changement de distribution bathymétrique est limité en fonction de l'espèce considérée (Rutterford et al., 2015). Ce changement de distribution pourrait inciter les pêcheurs récréatifs à modifier leur pratique en allant pêcher plus au large pour continuer à prendre les espèces qu'ils affectionnent ou à cibler de nouvelles espèces qui se rapprochent des côtes (Townhill et al., 2019).

L'augmentation de la température de la mer pourrait avoir un impact sur la taille des poissons, la diminution de la taille des ectothermes étant considérée comme une réponse universelle au réchauffement climatique (Daufresne et al., 2009 ; Fonds et al., 1992 ; Imsland et al., 1996 ; Pörtner & Farrell, 2008). Or, la capture de grands individus d'une espèce cible est l'une des principales motivations des pêcheurs récréatifs (Beardmore et al., 2015 ; Graefe & Fedler, 1986).

Enfin, les conditions météorologiques peuvent également influencer sur l'attrait de la pêche récréative et sur la distribution temporelle de l'activité, avec une possible recrudescence des activités de pêche nocturne (Dundas & von Haefen, 2020). Si les conditions météorologiques se dégradent avec davantage de tempêtes ou de houle, il est fort probable que la sécurité et le confort des pêcheurs récréatifs seront également impactés. Cela pourrait alors se traduire par une diminution du nombre de jours de pêche par an (Townhill et al., 2019). Enfin, la recrudescence de conditions difficiles en mer pourrait entraîner une augmentation du nombre d'engins de pêche perdus et ainsi entraîner davantage de déchets marins, de pêche fantôme ou de dommages aux habitats (Townhill et al., 2019).

### 3.3. Adaptation et perspectives

Au vu des perturbations que les écosystèmes et les assemblages ichthyologiques vont subir, il semble évident que la pêche récréative devra faire l'objet d'un suivi attentif afin d'adapter les réglementations à l'évolution des stocks sous la pression du changement climatique. Les mesures d'adaptation sont étroitement liées aux mesures d'atténuation et donc à l'ampleur des changements dans les années à venir. Les mesures de gestion de la pêche récréative peuvent se traduire par des quotas, des licences, des limites de taille, des restrictions sur les engins et des moratoires saisonniers ou spatiaux. Ces mesures pourraient être utilisées parallèlement à la gestion de la pêche commerciale, si le changement climatique entraîne une diminution ou un déplacement des stocks. Les mesures proposées sont les suivantes :

- **Modification des habitudes de pêche.** L'adaptation pourra se faire en encourageant le changement des espèces ciblées par la pêche. Une des mesures d'adaptation pourrait être d'inciter les pêcheurs à pêcher des espèces non – indigènes. Cela permettrait d'atténuer la pression de celles-ci sur les espèces locales mais également de redistribuer l'effort de pêche des pêcheurs récréatifs sur des espèces moins vulnérables. De plus, si la phénologie des espèces est modifiée et que les tailles à maturité sont plus faibles qu'actuellement, il sera peut-être nécessaire de revoir la réglementation en modifiant les périodes d'ouverture de la pêche pour certaines espèces ainsi que les tailles minimales de captures autorisées.
- **Amélioration des suivis des pêcheurs récréatifs.** Depuis peu dans certains pays, la pêche récréative est désormais prise en compte dans l'évaluation des stocks et la gestion des quotas. Cependant, cela est possible lorsqu'il existe, d'une part, des séries temporelles fiables sur les captures récréatives et, d'autre part, des outils permettant de suivre précisément l'évolution de la population de pêcheurs récréatifs (par exemple grâce à un système de permis de pêche). En effet, dans le cadre de ce travail de recherche, et malgré la multiplicité des méthodes déployées,

le suivi des pêcheurs récréatifs s'est avéré particulièrement chronophage avec de faibles retours des pêcheurs. En plus des protocoles explicités dans le chapitre V, nous avons essayé de développer un partenariat avec le Comptoir des Pêcheurs.com, entreprise qui propose des outils numériques (site internet ou application mobile) aux pêcheurs récréatifs (*e.g.*, carnets de pêche numérique, cartes interactives, réseau de pêcheurs récréatifs, articles liés à la pêche ou à la réglementation). Afin que les pêcheurs puissent enregistrer facilement et numériquement leurs captures, cette entreprise a développé le "Gabarit". Cet outil est une réglette en plastique, avec des repères en forme de croix (Figure 66), permettant à un logiciel (développé par le Comptoir des pêcheurs.com) de mesurer automatiquement les poissons capturés à partir des photographies que les pêcheurs importent sur le site. Les pêcheurs peuvent ensuite renseigner les différentes caractéristiques de leur pêche (*e.g.*, conditions de pêche, localisation de la prise, engins et appâts utilisés).



**Figure 66** : Photographie envoyée par un pêcheur montrant sa prise du jour (*Sparus aurata*) et le "Gabarit", permettant d'estimer la taille du poisson.

Sur les 100 Gabarits que nous avons distribués aux pêcheurs de Balagne, seulement un pêcheur s'est servi de l'application. D'après les retours que nous avons eus, bien que les pêcheurs récréatifs étaient d'accord pour nous

communiquer leurs informations de pêche, par le biais des protocoles photographique ou cahier de pêche (cf Chapitre V), ils n'étaient pas enclins à déposer les mêmes informations sur cette plateforme car ils ne connaissaient pas l'interlocuteur et ne savaient pas comment ces données seraient stockées, utilisées et/ou transmises. L'activité de la pêche récréative reste très confidentielle et les pêcheurs ont besoin de connaître leur interlocuteur et de lui faire confiance avant d'accepter de collaborer. L'acquisition des données concernant la pêche récréative à l'échelle de la Balagne et de la Corse devra se poursuivre en intégrant cette dimension. De plus, les suivis complémentaires devront permettre d'estimer la production annuelle des chasseurs sous-marins et pêcheurs de bord (que nous n'avons pas pu étudier finement dans ce travail) mais aussi la part attribuable aux pêcheurs " touristes " (que nous n'avons pas pu réaliser en raison de la pandémie mondiale COVID-19). Enfin, la mise en place d'un permis de pêche en mer serait grandement bénéfique pour le suivi quantitatif des pêcheurs récréatifs.

- **Adaptation de la réglementation.** Comme nous l'avons vu tout au long de ce travail, le changement climatique et les pressions anthropiques locales induisent des impacts cumulés affectant la distribution, la reproduction, la croissance ou encore la phénologie des poissons. Les évolutions induites par le changement climatique devront être prises en compte dans la réglementation en modifiant les dates d'ouverture de pêche de certaines espèces, en ajustant les tailles minimales de captures à l'évolution structurelle des populations ichtyologiques ou encore en interdisant la pêche de certaines espèces impactées et fragilisées par les perturbations environnementales liées au changement climatique.
- **Concertation avec les pêcheurs récréatifs.** Certaines mesures de gestion pourraient être très impopulaires, et il faut trouver les meilleurs moyens d'encourager la coopération volontaire et minimiser la non-conformité des pêcheurs récréatifs devrait être une priorité (Mackay et al., 2018, 2020). Des études détaillées sur la pêche en eau douce ont été menées pour déterminer les mesures de gestion optimales, tenant compte de la motivation des pêcheurs à la ligne et de l'écologie des espèces, afin de rediriger l'effort de pêche sur des zones préférentielles grâce à l'aménagement et à l'amélioration des accès vers celles-ci (Johnston et al., 2013). Ce genre d'approche pourrait également être employée pour la pêche récréative de bord et la chasse sous-marine.
- **Sensibilisation et formation des pêcheurs récréatifs.** Afin d'accepter de potentielles mesures de réglementation, les pêcheurs récréatifs doivent comprendre les enjeux auxquels font face les populations ichtyologiques. A cet effet, la sensibilisation des pêcheurs récréatifs pourrait jouer un rôle important. De plus, afin que les mesures réglementaires soient correctement appliquées, il est nécessaire que les pêcheurs soient informés de celles-ci et qu'ils disposent d'outils pertinents pour les aider. Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes



rapidement aperçus que certains pêcheurs récréatifs prélevaient des espèces interdites ou réglementées, tout simplement par méconnaissance. Par exemple, il est arrivé plusieurs fois que des pêcheurs récréatifs capturent des juvéniles de thon rouge (*T. thynnus*) en pensant avoir pêché d'autres espèces de Scombridae (*e.g.*, *Auxis rochei*, *Auxis thazard*, *Euthynnus alletteratus*). À cet effet, nous avons organisé, en 2019, une “Rencontre autour de la pêche de loisir” à STARESO à laquelle nous avons convié les pêcheurs récréatifs de Balagne (par le biais d’une campagne de communication, affichage, réseaux sociaux) (Figure 67).

• POUR TOUS LES PÊCHEURS LOISIR ET CHASSEURS SOUS-MARINS •

**RENCONTRE AUTOUR DE LA PÊCHE DE LOISIR**

À STARESO

SAMEDI 16 FÉVRIER 2019  
DE 9 H À 16 H

Echanges, formations, visite et repas offert.

Inscription & renseignements : 06.80.62.06.80

STARESO  
Société de Recherches Scientifiques et Technologiques

laura.iborra@stareso.com

**Programme Rencontre autour de la pêche de loisir, à STARESO, samedi 16 février 2019**

9h15 - 9h30	Introduction générale sur STARESO	Pierre Lejeune
9h30-9h40	Présentation programme STARECAPMED	Michèle Leduc
9h45-10h00	Présentation thèse en cours sur la pêche de loisir et collaborations possibles : carnets de pêche, photos, embarquements etc.	Laura Iborra
10h05-10h25	Petit cours sur la biologie et écologie du Calamar rouge (à la demande des pêcheurs)	Michela Patrissi/ Michel Marengo
10h30-10h45	Biologie et Ecologie du Denti, Thèse de M.Marengo (STELLA MARE/Université de Corse)	E.Durieux ? (Michel Marengo)
10h50-11h05	Cours et conseils pour identification et différenciation Thon rouge juvénile/Bonites etc	Michela Patrissi
11h05-11h15	Rappels des zones et espèces réglementées / Sentinelles pour mérous	Laura Iborra
11h20-11h35	Bonnes pratiques pour une pêche durable et responsable	Laura Iborra
11h40-12h	Initiation au <i>fizzing</i> et plomb de relâche	Delalande, E. Durieux ? (Michel Marengo/ Laura Iborra)
12h	Visite de la station	Pierre Lejeune
12h30	Repas	
13h30	Echanges, questions	
	Remise du sac à outils pour pêcheur responsable	
14h	Remise de l'attestation de participation à la journée de formation de pêche durable et responsable	

**Figure 67** : Affiche (à gauche) et programme (à droite) de la “Rencontre autour de la pêche de loisir” organisée en 2019 à STARESO dans le cadre de ce travail de thèse.

Cette journée avait pour objectifs de présenter nos travaux de recherche - ce qui a permis de “recruter” de nouveaux pêcheurs récréatifs volontaires pour participer à cette étude - mais aussi de réaliser des interventions sur des espèces d’intérêt pour les pêcheurs (*e.g.*, denti, calamar), présenter les critères d’identification des espèces de Scombridae et rappeler les différentes réglementations dans la zone (*e.g.*, espèces et zones réglementées, taille de capture). À l’issue de la journée, différents outils ont été distribués à chaque participant (*e.g.*, “bâton de mesure” utilisé dans le protocole photographique de cette thèse, fiche plastifiée avec cartographies des zones réglementées en Balagne, fiche plastifiée des différentes espèces réglementées et tailles de captures associées). Ce genre d’initiative permet à la fois de créer du lien avec les pêcheurs mais aussi de les former, de les sensibiliser à leurs impacts et donc de promouvoir les bonnes attitudes à adopter.

- **Renforcements des contrôles en mer ou au débarquement.** Quelles que soient les mesures réglementaires mises en place à l'avenir pour la pêche récréative, si des moyens et des dispositifs ne sont pas déployés pour garantir leur respect, alors celles-ci n'auront que très peu d'impact sur la gestion des stocks halieutiques.

## 4. La plongée sous-marine

### 4.1. Récapitulatif des résultats

Dans le cadre de cette thèse, une quantification de la fréquentation des plongeurs en baie de Calvi a été réalisée ainsi qu'une évaluation du dérangement de la communauté ichthyologique par les plongeurs et une détermination des facteurs conduisant à un comportement inadapté des plongeurs pour l'écosystème local.

Les résultats indiquent une pression de plongée importante en baie de Calvi avec plus de 25 000 plongeurs sur l'ensemble de la baie entre mai et septembre. Cette pression se traduit notamment par une pression sur l'habitat des communautés ichthyologiques avec, en moyenne, 1 contact/min des plongeurs avec le substrat. Il est désormais reconnu que ces contacts provoquent une abrasion des tissus lorsque des organismes sont impliqués (*e.g.*, gorgones, faux corail), mais aussi une remise en suspension des sédiments qui peut induire une atteinte aux habitats et des modifications comportementales chez les poissons. Les résultats de notre étude montrent que les plongeurs non-expérimentés sont ceux ayant le plus de contacts involontaires (principalement avec les palmes) tandis que les plongeurs expérimentés et/ou photographes ont le plus de contacts volontaires (principalement avec les mains). Une mesure de sensibilisation a été testée en mettant en place un court briefing avant plongée dont l'objectif était de réduire le nombre d'interactions entre le plongeur et la biocénose/biotope, d'une part, en sensibilisant le plongeur sur cette problématique et, d'autre part, en lui signifiant que nous serions attentifs à cet aspect. Il en ressort que les plongeurs ont significativement moins de contacts volontaires et involontaires lorsqu'ils ont reçu ce briefing.

Le dérangement des téléostéens par les plongeurs ne se traduit pas de la même manière en fonction de l'espèce considérée, ni en fonction de la taille au sein d'une même espèce. Bien qu'aucun changement majeur n'ait été relevé au niveau de l'abondance totale ou des indices de diversité, les abondances de trois espèces (*Dentex dentex*, *Epinephelus marginatus* et *Diplodus vulgaris*) ont été significativement réduites pendant/après le passage des plongeurs. De plus, le comportement du mérou brun face aux plongeurs a montré des variations en fonction de la taille de l'individu considéré.

Finalement, au vu de la fréquentation des sites, du manque de sensibilisation des plongeurs clients et des moniteurs et de la sensibilité des espèces associées aux sites de plongée en baie de Calvi, il est fort probable que l'activité ne puisse pas continuer de manière aussi soutenue, en particulier sur certains sites, sans qu'une dégradation de l'écosystème soit à déplorer. Des espèces clés des habitats coralligène en baie de Calvi sont d'ores et déjà soumis aux effets du changement climatique. En effet, l'étude réalisée sur les gorgones jaunes et rouges (*Eunicella cavolini* et *Paramauricea clavata*) montre une

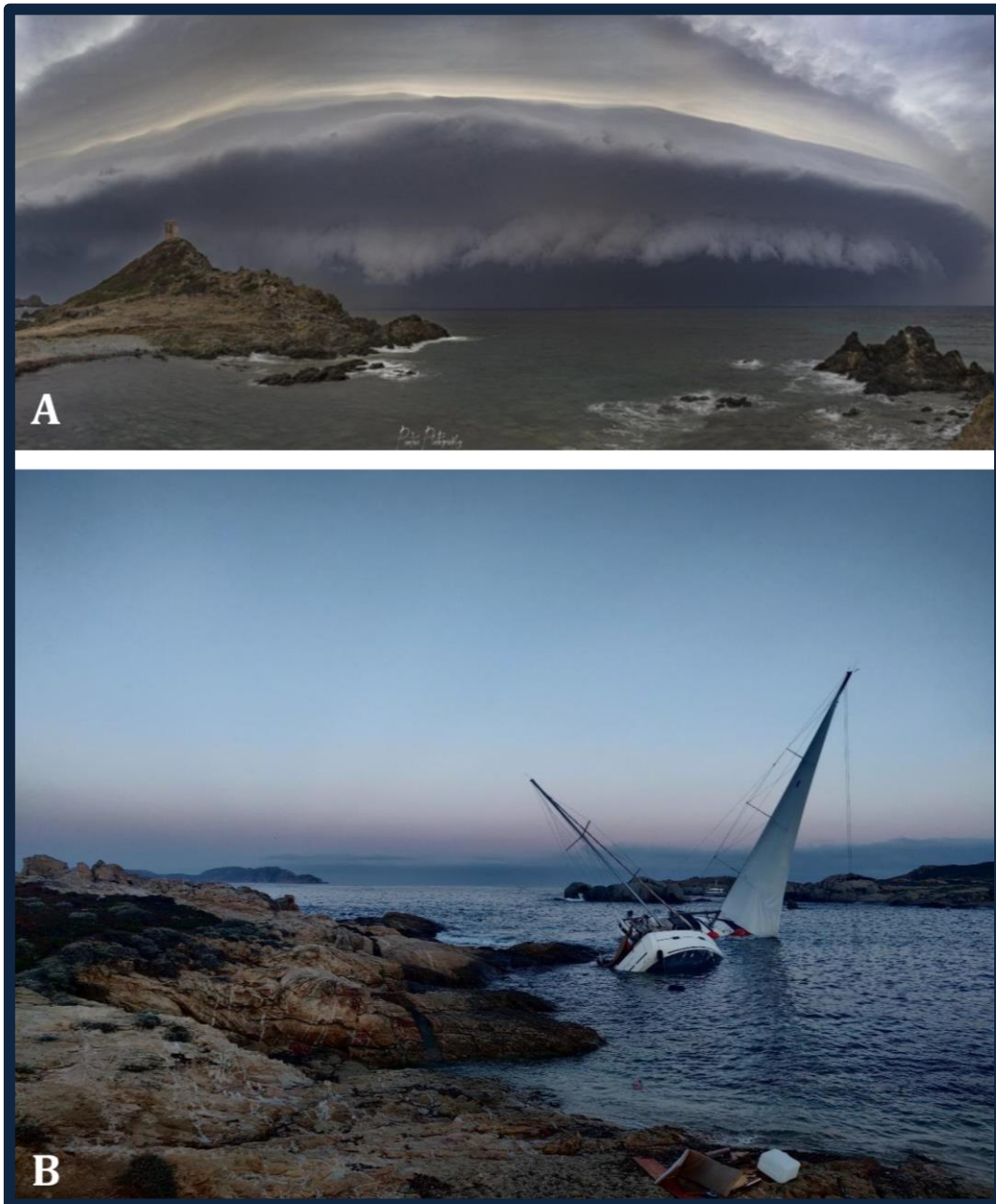
recrudescence des vagues de chaleurs ces dernières années avec une augmentation des taux de nécroses et une disparition des colonies dans les couches bathymétriques les plus superficielles (Iborra et al., 2022, Annexe 1). Du fait de l'amplification du nombre et de l'intensité de ces phénomènes dans les années à venir, de nombreuses populations de la biocénose risquent d'être fragilisées et seront donc plus sensibles aux impacts liés directement ou indirectement à la plongée.

## **4.2. Le tourisme côtier dans le contexte du changement climatique**

Comme nous l'avons vu précédemment, les impacts associés au changement climatique tels que l'augmentation des températures de l'eau, l'acidification, la désoxygénation ou encore l'élévation du niveau de la mer vont entraîner des modifications de la biodiversité marine (Pörtner et al., 2014 ; Howes et al., 2015). Les événements climatiques extrêmes vont impacter l'environnement côtier et les communautés associées. Ces facteurs vont conduire à des changements des paramètres climatiques (*e.g.*, température de l'air, précipitation, vitesse du vent), des paramètres sous-marins (*e.g.*, température de l'eau, espèces envahissantes telles que les méduses) et des risques côtiers (*e.g.*, érosion, inondation). De tels changements vont donc profondément affecter les composantes principales du tourisme et de l'économie liée au tourisme. En effet, d'après les études menées sur la satisfaction des touristes, il apparaît que la largeur des plages (Buzinde et al., 2010a ; Buzinde et al., 2010b ; Uyarra et al., 2005), la qualité et la transparence de l'eau (Barbier et al., 2011 ; Englebert et al., 2008 ; Enríquez & Bujosa Bestard, 2020, 2020) et la prolifération des méduses (Gössling et al., 2012b ; Purcell, 2007) seront des éléments déterminants.

En ce qui concerne la disponibilité des plages, l'élévation du niveau de la mer et la fréquence accrue des événements extrêmes produisent des impacts physiques, tels que la réduction de la surface des plages, qui à leur tour affectent l'activité touristique. En effet, la réduction de la surface des plages a un impact négatif sur l'image de la destination, diminuant les arrivées et les recettes touristiques (Raybould et al., 2013 ; Scott, 2014 ; Uyarra et al., 2005). Les derniers événements climatiques extrêmes en Corse au cours de l'été 2022 ont été lourds de conséquence en termes de bilan humain (5 morts) et matériel. En effet, la tempête ayant impactée Calvi le 18 août (Figure 68) a causé d'importants dégâts structurels (*e.g.*, coupure d'électricité, routes fermées, habitations et commerces endommagés), des dégâts écologiques liés aux nombreux bateaux de plaisance qui ont coulé ou se sont échoués sur l'ensemble de la côte, conduisant à une contamination des plages et de l'écosystème côtier, et des dégâts psychologiques en raison de l'évacuation en urgence des touristes en camping déplacés dans des centres d'accueil provisoires. Certaines des structures commerciales de plongée ont subi des dégâts matériels importants avec la perte de leur navire et un traumatisme pour les plongeurs touristes qui ont dû rejoindre la côte rocheuse durant la tempête et attendre l'arrivée des sauveteurs. Ce type d'évènement, amené à se reproduire de plus en plus souvent dans les

années futures, impactera de fait l'expérience des touristes et le choix des destinations touristiques.



**Figure 68** : **A** : Front de la tempête approchant des Iles Sanguinaires (Corse du Sud) le 18 août 2022. Crédit photo : Paolini Photography. **B** : Des centaines de bateaux se sont échoués tout autour de la Corse suite à la tempête. Sur cette photo deux voiliers échoués à la pointe de Spano (baie de Calvi) au lendemain de la tempête. Crédit photo : Laura Iborra.

De plus, la perte d'habitats marins est l'un des effets indirects du changement climatique sur l'environnement qui peut avoir des retombées majeures sur l'attrait de la destination, en particulier si la faune sauvage est le principal motif de visite, comme c'est souvent le cas pour les plongeurs sous-marins. Il a été prouvé que la perte de biodiversité entraîne

une baisse de la probabilité de revisiter la destination (Parsons & Thur, 2008 ; Uyarra et al., 2005), avec des coûts économiques conséquents (Cesar & van Beukering, 2004 ; Kragt et al., 2009 ; Parsons & Thur, 2008 ; Payet & Obura, 2004). En ce qui concerne les habitats marins, bien que la littérature soit largement orientée vers l'étude des récifs coralliens, car ils représentent une attraction importante pour les touristes tout en étant profondément affectés par le changement climatique (Coghlan & Prideaux, 2009 ; Marshall et al., 2011) (Doshi et al., 2012; Parsons & Thur, 2008; Schuhmann & Mahon, 2015; Wielgus et al., 2003, 2010), certaines études ont également montré que la valeur économique était réduite lorsque les habitats méditerranéens sont dégradés (Kontogianni & Emmanouilides, 2014; Remoundou et al., 2009; Rodrigues et al., 2016). Une expérience de choix effectuée sur des plongeurs effectuant des plongées sur le coralligène, écosystème emblématique de Méditerranée, a montré que les plongeurs avaient un taux de rejet plus élevé pour les scénarios de réchauffement et d'acidification de l'eau (Rodrigues et al., 2016). En effet, les résultats de l'étude indiquent une diminution de la satisfaction en raison de l'extinction locale des gorgones (évaluée à un coût déficitaire de 60 €/plongée).

La majorité des études portant sur les effets négatifs potentiels et les coûts associés générés par les efflorescences de méduses ne concernent pas les plongeurs sous-marins mais les résidents côtiers et les utilisateurs des plages (Diaz et al., 2014 ; Ghermandi et al., 2015 ; Kontogianni & Emmanouilides, 2014 ; Nunes et al., 2015). Néanmoins, l'étude de Rodrigues et al., (2016) montre que l'abondance des méduses urticantes génère des effets négatifs dans la perception des plongeurs (évaluée à un coût déficitaire de 26 €/plongée). Bien que les plongeurs sous-marins soient généralement mieux protégés que les nageurs, grâce aux combinaisons de plongée, ils peuvent néanmoins être blessés par des piqûres de méduses, notamment sur des parties du corps non protégées (visage et mains). Les effets potentiels d'attraction et de répulsion des espèces de méduses non urticantes et urticantes sur les plongeurs restent encore peu connus.

De plus, l'abondante fréquentation des sites de plongée est également un frein pour les plongeurs sous-marins qui expriment une préférence pour les sites de plongée moins fréquentés, avec une valeur de plongée étant dévaluée de 25 € lorsque la plongée se déroule avec 25 plongeurs contre 5 habituellement (Schuhmann et al., 2013).

Les activités touristiques basées sur la nature, dont la plongée sous-marine, constituent une justification économique majeure pour la conservation des espèces et des habitats (Buckley, 2009 ; Hall & Frost, 2009 ; Schuhmann et al., 2013), notamment dans les aires marines protégées (Terk & Knowlton, 2010). Néanmoins, le tourisme de plongée sous-marine affecte directement la perte d'habitat en raison de la construction et du développement des infrastructures touristiques (Steinitz et al., 2005), des impacts directs de la plongée sous-marine elle-même (tels que les dommages causés aux récifs) (Miller et al., 2004) et des effets indirects (tels que l'action en tant que vecteurs de maladies ou d'espèces invasives ou encore la contribution au changement climatique) (Hall, 2011). Il existe généralement une relation positive entre le nombre de visiteurs dans les zones naturelles et le nombre d'espèces exotiques (Anderson et al., 2015 ; Lonsdale, 1999 ; Vilà & Pujadas, 2001), bien que la contribution exacte du tourisme soit difficile à déterminer

(Hall, 2011). Le tourisme est reconnu comme un mécanisme majeur d'invasion biologique en raison de la capacité des touristes et des infrastructures associées à agir comme vecteurs de maladies et d'espèces exotiques (Anderson et al., 2015 ; Mozumder et al., 2006). Le tourisme de la plongée sous-marine peut agir comme un vecteur d'invasion d'espèces par le biais des moyens de transports utilisés vers les destinations de plongée ou par les équipements de plongée sous-marine mal rincés. Les impacts à long terme des invasions biologiques sont donc une dimension extrêmement importante dans le calcul des coûts et bénéfices globaux du tourisme de nature, bien que ces questions ne soient généralement pas incluses dans les évaluations (Buckley, 2009).

Dans le cas de plongeurs expérimentés ou ayant un intérêt en particulier, la perte d'espèces cibles ou d'habitats clés peut être un facteur important dans l'attractivité d'une destination de plongée (Flugman et al., 2012 ; Nilsson & Gössling, 2013 ; Ressurreição et al., 2011). Or, le changement climatique affecte d'ores et déjà de nombreuses espèces érigées particulièrement recherchées par les plongeurs pour leur beauté (Iborra et al., 2022). De plus, ces dernières années, sous l'effet combiné de l'eutrophisation et du réchauffement des eaux, les proliférations d'algues filamenteuses se sont multipliées, allant jusqu'à recouvrir complètement les substrats sur certains sites de plongée en Corse. Ces phénomènes sont, en premier lieu, néfastes pour les écosystèmes locaux qui souffrent d'un étouffement provoqué par cette prolifération mais également pour l'attrait des plongeurs en raison de l'uniformisation du paysage sous-marin et donc de la diminution de la beauté paysagère sous-marine (Figure 69).



**Figure 69** : Efflorescence d'algues filamenteuses sur l'herbier de Posidonie (en haut) et sur le substrat rocheux (en bas) en Corse. Crédit photo : inconnu (photographies envoyées à STARESO).

De plus, il est connu que les plongeurs ont une préférence pour les sites où la diversité des poissons est élevée et où les grandes espèces emblématiques sont présentes (Barker et al., 2010 ; Williams & Polunin, 2000). Comme cela a déjà été discuté, les effets du changement climatiques se répercutent aussi sur la taille et la distribution des poissons, ce qui conduira à une probable modification de la pratique de l'activité (plus de plongée profonde) et à une modification de la distribution spatiale de l'activité. L'arrivée d'espèces lessepsiennes en Méditerranée pourraient inciter les plongeurs étrangers à venir davantage plonger en Méditerranée.

Enfin, une abondante littérature apporte la preuve que le tourisme, et la plongée sous-marine, est une activité très sensible aux conditions météorologiques (Arabadzhyan et al., 2021 ; Becken, 2010 ; Dubois et al., 2016). Cette relation découle de l'impact de la température sur le confort des êtres humains. En effet, les touristes reconnaissent et perçoivent le confort climatique comme étant plus important que les risques ou les changements de biodiversité (León et al., 2014). La météo impacte, d'une part, l'industrie du tourisme par le biais du choix de la destination (Gössling & Hall, 2006) et, d'autre part, sur les flux de touristes qui vont modifier le choix de leurs activités et leur calendrier (Cavallaro et al., 2017 ; Gómez-Martín et al., 2014). Pour la région méditerranéenne, il semble que les températures deviendront trop chaudes pendant la saison estivale, mais que les destinations seront plus agréables pendant les saisons intermédiaires. La fréquentation touristique risque donc de s'accroître avant et après saison, étendant l'impact de la fréquentation sur une plage temporelle plus longue qu'auparavant (Enríquez & Bujosa Bestard, 2020).

Enfin, la littérature des vingt dernières années ne fait pas référence aux restrictions d'eau potable affectant le bien-être des touristes sur la destination et n'évalue pas non plus les changements dans la probabilité de choisir une destination potentiellement affectée par ce problème. Ce sont là des pistes de recherche pour l'avenir. En outre, pour les régions où le tourisme est un secteur majeur, les besoins des touristes pourraient être privilégiés par rapport aux besoins de la population locale, générant une source potentielle de conflits locaux (Gössling et al., 2012a ; LaVanchy, 2017).

### 4.3. Adaptation et perspectives

La collecte et l'examen de preuves empiriques sont nécessaires pour une implication politique importante et une gestion cohérente. Comment peut-on réaliser une gestion adaptée du tourisme côtier et plus particulièrement de l'activité de plongée sous-marine si nous ne connaissons pas les chiffres clés caractéristiques de l'activité (nombre total de pratiquant, fréquentation des sites) et les impacts qui peuvent en découler ? À ce titre, les résultats de cette thèse contribuent à établir des données de base pour les différents acteurs concernés par ce secteur.

L'économie corse est particulièrement tournée vers le tourisme, avec une saisonnalité marquée, et des pressions anthropiques décuplées en saison estivale. En plus du changement climatique et des phénomènes météorologiques estivaux associés (*e.g.*, vagues de chaleur, sécheresse, tempête), la population de Calvi est multipliée environ par 10 en été ce qui se traduit, d'une part, par un usage accru des infrastructures locales (comme le réseau d'assainissement, par exemple) et, d'autre part, par une fréquentation exacerbée et non contrôlée des sites naturels terrestres et marins. Dans ce contexte, les mesures d'adaptation sont les suivantes :

- **Établir les capacités de charge des différents sites de plongée de Calvi.** Pour cela il est nécessaire de mesurer la surface de l'utilisation spatiale réelle de chaque



site de plongée par les plongeurs, de réaliser une étude topographique des sites de plongée, d'analyser les paramètres hydrographiques des sites, d'estimer la vulnérabilité des habitats (*e.g.*, présence d'espèces érigées, d'espèces vulnérables et patrimoniales) et enfin de réaliser un recensement exhaustif des activités anthropiques sur l'ensemble des sites. Les aléas climatiques devront être incorporés dans l'évaluation de la capacité de charge afin de tenir compte de la vulnérabilité accrue de certaines espèces (Posidonie, gorgones, mérrou, etc.).

- **Régulation de la fréquentation.** Dans certains pays, l'accès aux espaces naturels (*e.g.*, parcs nationaux) est payant, ce qui permet à la fois de réguler la fréquentation tout en apportant des revenus pour la conservation des espaces et des espèces (Stamation et al., 2007 ; Steckenreuter & Wolf, 2013). Cependant, la nature en tant que bien commun de l'humanité est difficilement monnayable d'autant plus que la sensibilisation du grand public passe par l'émerveillement généré par l'observation directe du monde vivant. Un autre moyen de limiter la fréquentation des sites réside dans l'instauration de quotas de fréquentation. Depuis 2022, le Parc National des Calanques (Marseille) a décidé de limiter la fréquentation des calanques en instaurant un nombre maximum de visiteurs par jour au niveau de 3 secteurs (calanques de Morgiou, Sormiou et Callelongue). Les personnes doivent donc réserver un créneau en amont afin de pouvoir se rendre dans le Parc. Bien qu'il soit dommageable d'en arriver à ce genre de limitation, force est de constater que cela risque de s'avérer nécessaire pour certains espaces remarquables en Corse et peut-être, à terme, pour certains sites de plongée. Cependant, concernant la plongée sous-marine, une étude récente (Calò et al., 2021) démontre que la simple régulation du nombre de plongeurs n'est pas suffisante pour diminuer les impacts négatifs de l'activité. Bien que la régulation du nombre de plongeurs contribue à limiter les impacts de l'activité, les caractéristiques individuelles des plongeurs (expérience, flottabilité, conscience environnementale et sensibilisation sur leurs comportements en plongée) sont aussi, voire davantage, déterminantes dans la réduction des impacts observés (Giglio et al., 2018, 2020 ; Hammerton & Bucher, 2015 ; Toyoshima & Nadaoka, 2015 ; Chapitre 6).
- **Sensibilisation des plongeurs et particulièrement des encadrants et formateurs** (moniteurs, guide de palanquée, professionnels ou non). Si le contrôle du nombre de plongeurs sur un site peut être relativement facile à mettre en place et à surveiller, s'assurer que chaque visiteur plonge en adoptant un comportement à faible impact est une tâche beaucoup plus difficile, souvent entre les mains des opérateurs de plongée locaux, tant au niveau des instructions fournies aux plongeurs avant la plongée que de la surveillance de leur comportement sous-marin (Giglio et al., 2018 ; Giglio et al., 2020 ; Calò et al., 2021). Bien qu'il existe des chartes de plongeur responsable (comme celle de Longitude 181, par exemple), aucun contrôle n'est effectué pour s'assurer que les structures adhérentes suivent effectivement leurs engagements. Il serait pertinent que des scientifiques se

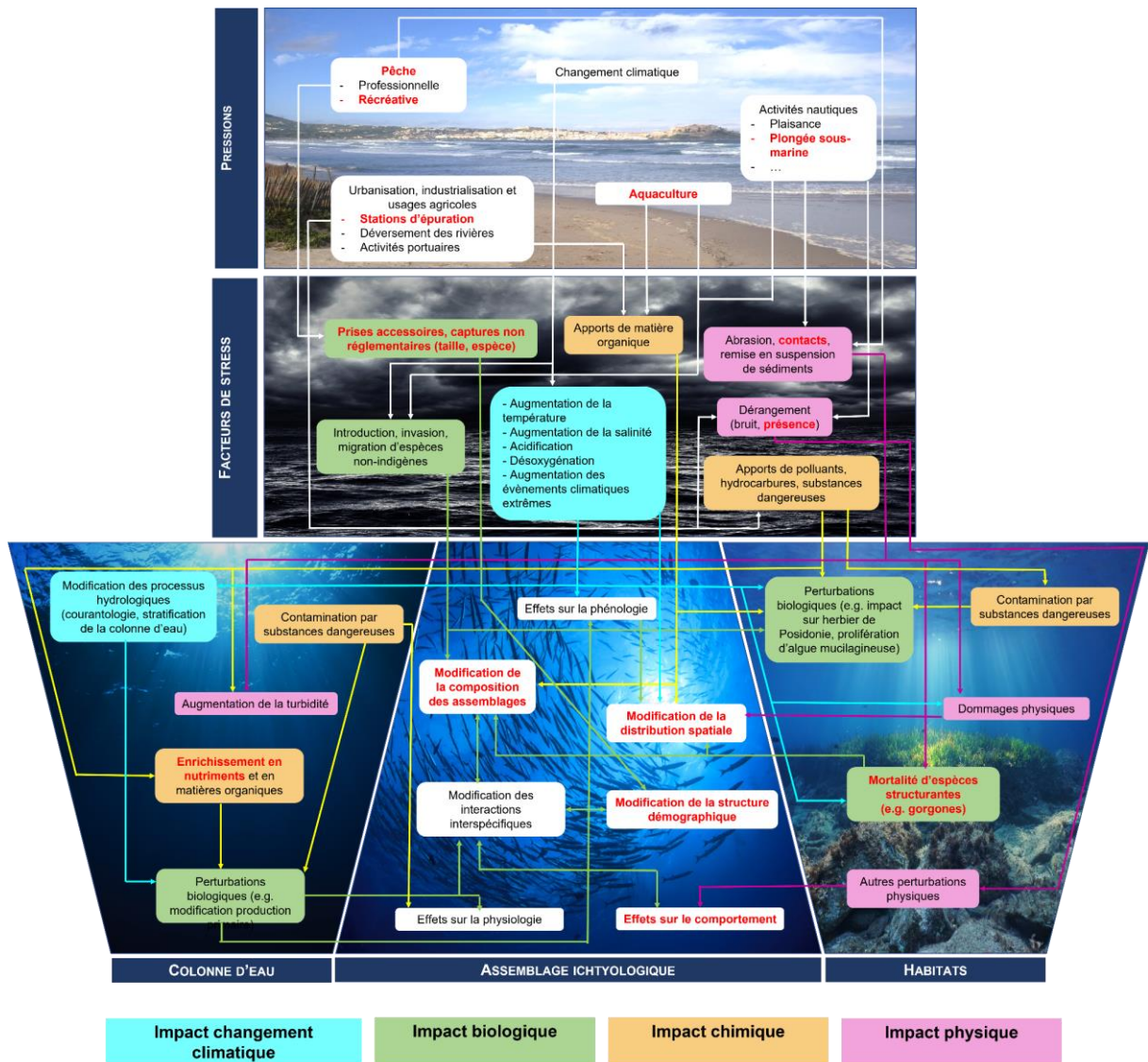
déplacent dans les structures commerciales de plongée en amont de la saison afin d'expliquer aux nouvelles équipes (souvent saisonnières) les enjeux environnementaux spécifiques aux sites de plongée locaux et les impacts associés à l'activité.

- **Adaptation des formations de plongée.** Les modules de sensibilisation environnementale, pourtant déjà présents dans la plupart des cursus de formation, ne sont pas suffisamment mis en application. En effet, tout au long de ce travail de doctorat, nous avons pu constater à de nombreuses reprises que les cours théoriques n'étaient pas effectués auprès des plongeurs durant leur formation. Même lorsqu'ils sont promulgués, il arrive régulièrement que l'aspect environnemental ne soit pas évoqué. De plus, les modules environnementaux n'étant pas évalués (contrairement à ceux relatifs à la sécurité, l'organisation et/ou la pédagogie), cela envoie déjà un message de moindre importance au plongeur formé. Il est nécessaire que les formateurs de plongée soient eux-mêmes sensibilisés et renseignés sur les impacts de l'activité afin qu'ils puissent enseigner à leurs élèves les bons comportements à adopter et justifier l'importance de cette attitude, à la fois durant la formation des élèves plongeurs mais aussi durant les briefings d'avant plongée. Enfin, un nombre de plongée minimum devrait être requis avant de pouvoir passer le niveau supérieur (comme c'est déjà le cas dans d'autres pays), ce qui renforcerait l'expérience des plongeurs pour assurer leur sécurité mais aussi une meilleure maîtrise de la nage palmée, du matériel et de la flottabilité et ainsi réduire leurs impacts sur l'habitat.
- **Adaptation des parcours de plongée.** Comme cela se fait déjà avec les sentiers marins en palme-masque-tuba, il pourrait être intéressant de définir des parcours sur certains sites de plongée avec des balisages définis en fonction des niveaux des plongeurs (un plongeur débutant, qui contrôle mal sa flottabilité et ses mouvements, ne devrait peut-être pas passer dans des zones étroites où des espèces érigées sont présentes, par exemple). Des petits panneaux explicatifs pourraient indiquer les espèces fixées d'intérêt. Des zones définies, moins vulnérables (*e.g.*, roches nues, zones sableuses) pourraient également être identifiées pour les différents exercices de formation, nécessitant souvent de se poser sur le fond. La cartographie des sites de plongée combinée à de la photogrammétrie pourrait également être un outil précieux de sensibilisation afin de permettre des briefings d'avant plongée plus efficaces, incluant des informations sur les zones et/ou les espèces sensibles, tout en renforçant la sécurité grâce à une meilleure visualisation du site. Enfin, l'ouverture de nouveaux sites de plongée afin de décharger les sites les plus fréquentés, ne fait que déplacer le problème et risque simplement d'engendrer une augmentation de l'aire impactée par l'activité de plongée sous-marine (Calò et al., 2021). La sensibilisation, la formation des plongeurs et surtout des encadrants (moniteurs, guide de palanquée, etc.) restent donc les principales voies à favoriser pour

minimiser l'impact de l'activité et ne pas accroître les facteurs de stress sur les écosystèmes marins, qui s'ajoutent à ceux liés au changement climatique.

## **5. Conclusions et perspectives générales**

Dans le cadre de cette thèse, les travaux de recherches ont permis de décrire et quantifier quatre activités anthropiques majeures en baie de Calvi. Les pressions et les facteurs de stress et perturbations associés ont été identifiés, quantifiés et caractérisés. Bien que cette étude se soit intéressée aux impacts de ces pressions sur les assemblages ichtyologiques, nous avons pu voir que les effets des pressions anthropiques locales sont intrinsèquement corrélés aux impacts liés aux changements globaux. L'interaction des impacts globaux et locaux influent, de manière complexe, non-linéaire, directe ou indirecte, sur un ensemble de compartiments écosystémiques interconnectés et interdépendants (*e.g.*, climat, hydrologie, physico-chimie, production primaire, habitat/biocénose, communauté ichtyologique) (Figure 70).



**Figure 70 :** Représentation simplifiée des multiples interactions entre pressions anthropiques, stress et perturbations induites par ces pressions et impacts dans la baie de Calvi. Impacts liés au changement climatique (en bleu), impacts biologiques (en vert), chimiques (en orange) et physiques (en rose). Les paramètres étudiés dans le cadre cette thèse sont surlignés en rouge.

Les effets cumulés de ces pressions peuvent être additifs, synergiques ou antagonistes et sont donc particulièrement difficiles à appréhender. L'évaluation des impacts cumulatifs nécessitent des informations sur l'intensité des facteurs de stress et de perturbation alors que la gestion a besoin d'informations sur les activités humaines à l'origine de ces facteurs de stress et de perturbation afin de déterminer la meilleure façon de traiter et d'atténuer ces derniers.

Les évaluations régionales des différentes activités anthropiques et de l'intensité des facteurs de stress et de perturbation sont nécessaires pour appréhender, comprendre, prioriser et gérer les impacts cumulatifs. Il apparaît donc indispensable de continuer à acquérir des données sur l'ensemble des pressions étudiées, d'une part afin d'assurer des séries temporelles sur le long terme qui permettant d'observer les évolutions des facteurs

de stress et de perturbation et les impacts associés et, d'autre part, afin de mieux caractériser les pressions, en suivant davantage d'indicateurs de pressions ou en complétant leur connaissance.

Dans l'idéal, il faudrait donc avoir à la fois un suivi complet de toutes les activités anthropiques et des facteurs de stress et de perturbation associés, ainsi que des modèles mathématiques reliant les activités humaines à leurs impacts sur le milieu. L'ensemble des impacts de ces pressions pourraient aussi être normalisés afin de pouvoir être comparés (par exemple, des milligrammes de polluants déversés, des tonnes de poissons capturés, des degrés de réchauffement dû au changement climatique, pourraient être ramenés à une même échelle unitaire des impacts sur l'ichtyofaune). De plus, les réponses écosystémiques doivent être étudiées finement en fonction de chaque compartiment écosystémique. En effet, chaque compartiment ne répond pas de la même manière et au même moment à un facteur de stress et/ou de perturbation et il est donc nécessaire de connaître les réponses de chacun avant de pouvoir estimer la réponse globale d'un écosystème (approche d'écologie intégrative).

Enfin, pour comprendre si ou comment les facteurs de stress ou/et de perturbation ont un impact sur les écosystèmes, il faut disposer d'informations détaillées sur la localisation et, idéalement, sur l'état des habitats. En baie de Calvi, les données sur les habitats sont présentes grâce au travail cartographique réalisé ces dernières années (MEDTRIX, SEAVIEWS, STARESO) permettant principalement d'avoir un suivi détaillé de l'état et de l'évolution des différentes biocénoses comme l'herbier de Posidonie, par exemple. Grâce au programme STARECAPMED, un ensemble de jeux de données sur les différents compartiments écosystémiques et les différentes pressions anthropiques locales de la baie de Calvi est disponible. De plus, les données sur le long terme de la température de l'eau acquise par la station de recherche océanographique, depuis 1980, permettent d'avoir des données précises sur l'intensité du changement climatique dans la zone. Ce travail de thèse, qui s'inscrit dans le cadre du programme STARECAPMED, permet de compléter le travail de caractérisation des pressions anthropiques et de leur intensité, ici focalisé sur le compartiment ichtyologique, afin de compléter les "cases manquantes" pour arriver à une évaluation précise des impacts cumulatifs en baie de Calvi.

L'ensemble des données acquises dans ce programme pourrait permettre l'élaboration d'un modèle *end-to-end*, avec un couplage de modèles de physique océanique, de biogéochimie et de biodiversité à l'échelle de la baie de Calvi. Ce type de modèle a la capacité de prendre en compte les multiples facteurs de stress et de perturbation, en simultané, qui serait plus adapté à la réalité fonctionnelle du compartiment ichtyologique au sein de l'écosystème où il évolue. Bien entendu, l'analyse des impacts cumulatifs et les propositions de mesures de gestion associées devront être combinées avec des analyses socio-économiques. Compte tenu de l'éventail des pressions humaines et naturelles et de la probabilité qu'elles agissent en synergie sur les écosystèmes marins, il existe un besoin urgent d'approches plus holistiques et intégratives pour quantifier, anticiper, atténuer et gérer, de manière adaptée et adaptative, les impacts anthropiques sur les milieux naturels.

Enfin, outre la compréhension des mécanismes et des interactions, l'enjeu est de pouvoir anticiper les conséquences de ces effets cumulatifs afin de pouvoir adapter en fonction la gestion locale. Les facteurs de stress et/ou de perturbation à grande échelle ont tendance à être des moteurs de changement qui s'inscrivent sur de longues périodes, par le biais de changements graduels à l'échelle humaine. Dans le contexte actuel toutefois les cinétiques sont d'une rapidité sans précédent à l'échelle des temps géologiques (Hönlisch et al., 2012 ; Joshi et al., 2011). Quelles que soient les politiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre qui seront mises en œuvre, ces effets vont perdurer et s'amplifier durant plusieurs décennies du fait de la double inertie du changement climatique et des trajectoires de nos sociétés. En revanche, les facteurs de stress et de perturbation dits locaux, en termes d'origine et de périmètre de l'effet, peuvent évoluer rapidement. Contrairement à la dynamique liée au changement global, ils peuvent être identifiés et gérés plus facilement à l'échelle régionale. De plus, cette gestion de proximité peut réduire efficacement ces facteurs de stress et de perturbations, dans un laps de temps plus court que si l'action était concentrée à une échelle globale. La réduction de ces impacts sur la biodiversité, par le biais d'une gestion adaptative, peut permettre de « gagner du temps » en maintenant ou renforçant la résistance des écosystèmes face aux changements globaux ou en améliorant leur capacité de résilience. L'adaptation au changement climatique est un complément indispensable aux politiques d'atténuation.

# Références bibliographiques

## INTRODUCTION GENERALE :

- Abadie, A., & Viala, C. (2019). *Cartographie des habitats marins de la baie de Calvi avec un sondeur multifaisceaux* (p. 42) [Rapport d'études]. Seaviews.
- Ali, E., W. Cramer, J. Carnicer, E. Georgopoulou, N.J.M. Hilmi, G. Le Cozannet, and P. Lionello, 2022: Cross Chapter Paper 4: Mediterranean Region. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2233–2272, doi:10.1017/9781009325844.021.
- Allen, C. R., Angeler, D. G., Cumming, G. S., Folke, C., Twidwell, D., & Uden, D. R. (2016). Quantifying spatial resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 625-635.
- Allgeier, J. E., Layman, C. A., Mumby, P. J., & Rosemond, A. D. (2014). Consistent nutrient storage and supply mediated by diverse fish communities in coral reef ecosystems. *Global Change Biology*, 20(8), 2459-2472.
- Allgeier, J. E., Valdivia, A., Cox, C., & Layman, C. A. (2016). Fishing down nutrients on coral reefs. *Nature Communications*, 7(1), 1-5.
- Alzoubi K.H., Mayyas F., Abu Zamzam H.I. (2019). Omega-3 fatty acids protects against chronic sleep-deprivation induced memory impairment. *Life Sci* 227(February):1–7. <https://doi.org/10.1016/j.lfs.2019.04.028>
- Anthony, K. R., Marshall, P. A., Abdulla, A., Beeden, R., Bergh, C., Black, R., Eakin, C. M., Game, E. T., Gooch, M., & Graham, N. A. (2015). Operationalizing resilience for adaptive coral reef management under global environmental change. *Global change biology*, 21(1), 48-61.
- Arcangeli, A., David, L., Di Meglio, N., Marini, L., Mayol, P., Moulins, A., Rosso, M., Tepsich, P., Luperini, C., Ruvolo, A., & Serra, S. (2013). Seasonal variability in cetacean presence in the Pelagos Sanctuary : Implication for conservation purposes. *27th Conference of the European Cetacean Society*.
- Authman, M. M. (2015). Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *Journal of Aquaculture Research & Development*, 06(04). <https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000328>
- Balk, L., Larsson, Å., & Förlin, L. (1996). Baseline studies of biomarkers in the feral female perch (*Perca fluviatilis*) as tools in biological monitoring of anthropogenic substances. *Marine Environmental Research*, 42(1-4), 203-208.
- Baum, J. K., & Worm, B. (2009). Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of animal ecology*, 78(4), 699-714.
- Benjakul, S., Nalinanon, S., & Shahidi, F. (2012). Fish collagen. *Food biochemistry and food processing*, 365-387.

- Bianchi, C. N., & Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea : Situation, problems and prospects for future research. *Marine pollution bulletin*, 40(5), 367-376.
- Bodilis, P., Ganteaume, A., & Francour, P. (2003). Recruitment of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the north-western Mediterranean Sea. *Cybium*, 27(2), 123-129.
- Bouchet, P., & Taviani, M. (1992). The Mediterranean deep-sea fauna : Pseudopopulations of Atlantic species? *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 39(2), 169-184.
- Boudouresque, C. F. (2017). Marine Biodiversity - Warming vs. Biological Invasions and overfishing in the Mediterranean Sea : Take care, 'One Train can hide another'. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 2(4). <https://doi.org/10.15406/mojes.2017.02.00031>
- Briggs M., Petersen K., Kris-Etherton P. (2017). Saturated fatty acids and cardiovascular disease: replacements for saturated fat to reduce cardiovascular risk. *Healthcare* 5(2):29. <https://doi.org/10.3390/healthcare5020029>
- Bussers, J.-C., Arnould, C., Chardon, M., Desiere, M., Jeuniaux, C., Voss, J., & Voss-Foucart, M. (1976). Contribution à l'inventaire de la faune marine des fonds de la région de Calvi (Corse). *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 45(3-4).
- Cannac-Padovani M. & Santelli J.F., 2016. Document d'objectifs Natura 2000 – Secteur « Calvi – Cargèse » - Tome 1 : Etat des lieux, Analyse écologique & Enjeux et Objectifs de conservation. Rapport de l'Office de l'Environnement de la Corse. Convention Etat / Collectivité Territoriale de Corse : 330 p + Annexes.
- Calder P.C. (2015). Marine omega-3 fatty acids and inflammatory processes: effects, mechanisms and clinical relevance. *Biochimica Et Biophysica Acta - Molecular and Cell Biology of Lipids* 1851(4):469–484. <https://doi.org/10.1016/j.bbalip.2014.08.010>
- Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Fish as bioindicators. In *Trace metals and other contaminants in the environment* (Vol. 6, p. 639-676). Elsevier.
- Clauzon, G., Suc, J.-P., Popescu, S.-M., Melinte-Dobrinescu, M. C., Quillévéré, F., Warny, S. A., Fauquette, S., Armijo, R., Meyer, B., & Rubino, J. L. (2008). Chronology of the Messinian events and paleogeography of the Mediterranean region sl. *CIESM Workshop Monographs*, 33, 31-37.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglia, C., Galil, B. S., Gasol, J. M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., ... Voultsiadou, E. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea : Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE*, 5(8), e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Colloca, F., Carpentieri, P., Balestri, E., & Ardizzone, G. D. (2004). A critical habitat for Mediterranean fish resources : Shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology*, 145(6), 1129-1142.



- Conversi, A., Dakos, V., Gårdmark, A., Ling, S., Folke, C., Mumby, P. J., Greene, C., Edwards, M., Blenckner, T., & Casini, M. (2015). A holistic view of marine regime shifts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1659), 20130279.
- Côté, I. M., & Darling, E. S. (2010). Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change. *PLoS Biology*, 8(7), e1000438. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000438>
- Courtney, Y., Courtney, J., & Courtney, M. (2014). Improving weight-length relationship in fish to provide more accurate bioindicators of ecosystem condition. *Aquatic Science and Technology*, 2(2), 41-51.
- Davison, P. C., Checkley Jr, D. M., Koslow, J. A., & Barlow, J. (2013). Carbon export mediated by mesopelagic fishes in the northeast Pacific Ocean. *Progress in Oceanography*, 116, 14-30.
- Denman, K. L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P. M., Dickinson, R. E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., Archer, D., Arora, V., Austin, J., Baker, D., Berry, J. A., Betts, R., Bonan, G., ... Molina, M. (2007). *Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry*. 90.
- DeVries, T., Primeau, F., & Deutsch, C. (2012). The sequestration efficiency of the biological pump. *Geophysical Research Letters*, 39(13).
- deyoung, B., Barange, M., Beaugrand, G., Harris, R., Perry, R. I., Scheffer, M., & Werner, F. (2008). Regime shifts in marine ecosystems: Detection, prediction and management. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(7), 402-409.
- Di Iorio, L., Audax, M., Deter, J., Holon, F., Lossent, J., Gervaise, C., & Boissery, P. (2021). Biogeography of acoustic biodiversity of NW Mediterranean coralligenous reefs. *Scientific reports*, 11(1), 1-10.
- Ducklow, H. W., Steinberg, D. K., & Buesseler, K. O. (2001). Upper ocean carbon export and the biological pump. *Oceanography*, 14(4), 50-58.
- Elser, J. J., & Urabe, J. (1999). The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: Theory, observations, and consequences. *Ecology*, 80(3), 735-751.
- Emig, C. C., & Geistdoerfer, P. (2004). Faune profonde en Mer Méditerranée : Les échanges historiques, géographiques et bathymétriques. *Carnets de Géologie*, A01-fr, 1-10.
- Estes, J. A. (1995). Top-level carnivores and ecosystem effects : Questions and approaches. In *Linking species & ecosystems* (p. 151-158). Springer.
- Estes, J. A., & Duggins, D. O. (1995). Sea otters and kelp forests in Alaska : Generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecological monographs*, 65(1), 75-100.
- Estes, J. A., Tinker, M. T., Williams, T. M., & Doak, D. F. (1998). Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *science*, 282(5388), 473-476.
- FAO (Éd.). (2012). *Investing in agriculture for a better future*. FAO.
- FAO (Éd.). (2016). *Climate change, agriculture and food security*. FAO.
- Fasham, M. J. (2003). *Ocean biogeochemistry : The role of the ocean carbon cycle in global change*. Springer Science & Business Media.

- Fish, F. E. (2020). Advantages of aquatic animals as models for bio-inspired drones over present AUV technology. *Bioinspiration & biomimetics*, *15*(2), 025001.
- Francour P., Bodilis P., Cottalorda J.M., (2013). Suivi des peuplements de poissons dans le cadre de l'Observatoire opérationnel de la Biodiversité du Parc National de Port-Cros. Contrat Parc National de Port-Cros et ECOMERS. Université de Nice - Sophia Antipolis et ECOMERS, publ., Nice : 1-41.
- Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., & Leggett, W. C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, *308*(5728), 1621-1623.
- Frankignoulle, M., & Bouqueneau, J.-M. (1990). Mise en évidence au moyen de l'alcalinité totale d'une remontée de masse d'eau en baie de Calvi. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, *59*.
- Galil, B. S., & Zenetos, A. (2002). A sea change—Exotics in the Eastern Mediterranean Sea. In *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (p. 325-336). Springer.
- Garcia-Castellanos, D., Estrada, F., Jiménez-Munt, I., Gorini, C., Fernández, M., Vergés, J., & De Vicente, R. (2009). Catastrophic flood of the Mediterranean after the Messinian salinity crisis. *Nature*, *462*(7274), 778-781.
- Gazeau, F., Sallon, A., Maugendre, L., Louis, J., Dellisanti, W., Gaubert, M., Lejeune, P., Gobert, S., Borges, A. V., Harlay, J., Champenois, W., Alliouane, S., Taillandier, V., Louis, F., Obolensky, G., Grisoni, J.-M., & Guieu, C. (2016). First mesocosm experiments to study the impacts of ocean acidification on plankton communities in the NW Mediterranean Sea (MedSeA project). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *186*, 11-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.014>
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, *63*(2-3), 90-104.
- Gobert, S., Laumont, N., & Bouqueneau, J.-M. (2002). Posidonia oceanica meadow : A low nutrient high chlorophyll (LNHC) system? *BMC ecology*, *2*(1), 1-12.
- Gobert, S., & Richir, J. (2019). Des indices pour la définition de l'état des masses d'eau en milieu marin : Mises au point, applications et aide à la gestion. *Geo-Eco-Trop*, *43*(3), 353-364.
- Gobster, P. H., Nassauer, J. I., Daniel, T. C., & Fry, G. (2007). The shared landscape : What does aesthetics have to do with ecology? *Landscape ecology*, *22*(7), 959-972.
- Guidetti, P., Terlizzi, A., Fraschetti, S., & Boero, F. (2003). Changes in Mediterranean rocky-reef fish assemblages exposed to sewage pollution. *Marine Ecology Progress Series*, *253*, 269-278. <https://doi.org/10.3354/meps253269>
- Hall, N. A. (2015). *Aesthetic perception, nature and experience*.
- Hall, S. R., Shurin, J. B., Diehl, S., & Nisbet, R. M. (2007). Food quality, nutrient limitation of secondary production, and the strength of trophic cascades. *Oikos*, *116*(7), 1128-1143.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, *6*(1), 7615. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>

- Harmelin-Vivien, M., Cottalorda, J.-M., Dominici, J.-M., Harmelin, J.-G., Le Diréach, L., & Ruitton, S. (2015). Effects of reserve protection level on the vulnerable fish species *Sciaena umbra* and implications for fishing management and policy. *Global Ecology and Conservation*, 3, 279-287.
- Harris, J. H. (1995). The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 65-80.
- Hawkins, S. J., Bohn, K., & Doncaster, C. P. (2015). Ecosystems : The rocky road to regime-shift indicators. *Current Biology*, 25(15), R666-R669.
- Hayashi, Y., Yamada, S., Ikeda, T., & Yanagiguchi, K. (2011). 11 Fish Collagen and Tissue Repair. *Marine Cosmeceuticals: Trends and Prospects*, 133.
- Hicks, C. C., Cohen, P. J., Graham, N. A., Nash, K. L., Allison, E. H., D'Lima, C., Mills, D. J., Roscher, M., Thilsted, S. H., & Thorne-Lyman, A. L. (2019). Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies. *Nature*, 574(7776), 95-98.
- Hjerne, O., & Hansson, S. (2002). The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics. *Limnology and Oceanography*, 47(4), 1023-1032.
- Hoyer, B., Bernhardt, A., Heinemann, S., Stachel, I., Meyer, M., & Gelinsky, M. (2012). Biomimetically mineralized salmon collagen scaffolds for application in bone tissue engineering. *Biomacromolecules*, 13(4), 1059-1066.
- Hughes, R. M. (2015). Recreational fisheries in the USA: Economics, management strategies, and ecological threats. *Fisheries Science*, 81(1), 1-9.
- Iborra L., Pelapat C., Leduc M., Lejeune P., (2016). Programme STARECAPMED : Suivi de l'évolution de l'effet réserve du cantonnement de pêche de Calvi et des peuplements ichtyologiques de la baie de Calvi. Mémoire de Master 2, Aix-Marseille Université/STARESO.
- IPBES (2019). Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1144 pages. ISBN: 978-3-947851-20-1.
- Jiao, Y. (2009). Regime shift in marine ecosystems and implications for fisheries management, a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(2), 177-191.
- Kaniewski, D., Van Campo, E., Morhange, C., Guiot, J., Zviely, D., Shaked, I., Otto, T., & Artzy, M. (2013). Early urban impact on Mediterranean coastal environments. *Scientific Reports*, 3(1), 1-5.
- Kavanagh, L., & Galbraith, E. (2018). Links between fish abundance and ocean biogeochemistry as recorded in marine sediments. *PloS one*, 13(8), e0199420.
- Kelly, R. P., Erickson, A. L., Mease, L. A., Battista, W., Kittinger, J. N., & Fujita, R. (2015). Embracing thresholds for better environmental management. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1659), 20130276.
- Khalili Tilami S., Sampels S. (2018). Nutritional value of fish: lipids, proteins, vitamins, and minerals. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture* 26(2):243–253. <https://doi.org/10.1080/23308249.2017.1399104>
- Köse, B., & Öztürk, E. (2017). Evaluation of Worms as a Source of Protein in Poultry. *Selcuk Journal of Agriculture and Food Sciences*, 31(2), 107-111.

- Laffoley D., Baxter J., Pergent-Martini C., Pergent G., Otero M.M. & Simard F., (2018). Changement climatique et milieu marin en Corse, Report Card 2018. IUCN, Gland, Suisse.
- La Rosa, D., Spyra, M., & Inostroza, L. (2016). Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning : A review. *Ecological Indicators*, 61, 74-89.
- Langlois, J., Guilhaumon, F., Baletaud, F., Casajus, N., De Almeida Braga, C., Fleuré, V., Kulbicki, M., Loiseau, N., Mouillot, D., & Renoult, J. P. (2022). The aesthetic value of reef fishes is globally mismatched to their conservation priorities. *PLoS biology*, 20(6), e3001640.
- Laplace-Builhé, B., Barthelaix, A., Assou, S., Bohaud, C., Pratlong, M., Severac, D., Tejedor, G., Luz-Crawford, P., Nguyen-Chi, M., & Mathieu, M. (2021). NRG1/ErbB signalling controls the dialogue between macrophages and neural crest-derived cells during zebrafish fin regeneration. *Nature communications*, 12(1), 1-14.
- Larsen, J., & Roney, J. M. (2013). *Farmed fish production overtakes beef*. Earth Policy Institute Washington, DC.
- Lasram, F. B. R., Guilhaumon, F., & Mouillot, D. (2009). Fish diversity patterns in the Mediterranean Sea : Deviations from a mid-domain model. *Marine Ecology Progress Series*, 376, 253-267.
- Layman, C. A., Allgeier, J. E., Rosemond, A. D., Dahlgren, C. P., & Yeager, L. A. (2011). Marine fisheries declines viewed upside down : Human impacts on consumer-driven nutrient recycling. *Ecological Applications*, 21(2), 343-349.
- Le Mézo, P. K., & Galbraith, E. D. (2021). The fecal iron pump : Global impact of animals on the iron stoichiometry of marine sinking particles. *Limnology and oceanography*, 66(1), 201-213.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., & Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean : The highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(4), 250-260. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.009>
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Peters, G. P., Ciais, P., Friedlingstein, P., Jones, S. D., Sitch, S., Tans, P., & Arneeth, A. (2015). Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data*, 7(1), 47-85.
- Leroux, S. J., & Schmitz, O. J. (2015). Predator-driven elemental cycling : The impact of predation and risk effects on ecosystem stoichiometry. *Ecology and Evolution*, 5(21), 4976-4988.
- Levin, S. A., & Lubchenco, J. (2008). Resilience, robustness, and marine ecosystem-based management. *Bioscience*, 58(1), 27-32.
- Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., Salomon, A. K., Norderhaug, K. M., Pérez-Matus, A., & Hernández, J. C. (2015). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1659), 20130269.
- Lotze, H. K., Coll, M., & Dunne, J. A. (2011). Historical changes in marine resources, food-web structure and ecosystem functioning in the Adriatic Sea, Mediterranean. *Ecosystems*, 14(2), 198-222.

- Lutz, M., Dunbar, R., & Caldeira, K. (2002). Regional variability in the vertical flux of particulate organic carbon in the ocean interior. *Global biogeochemical cycles*, 16(3), 11-1.
- Magnier, C., Gervaise, C., Pelaprat, C., Bourdon, R., Dufrechou, L., & Simon, L. (2015). Contribution of the ship radiated noises to the soundscape of the Bay of Calvi during the summer. *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*, 27(1), 055001.
- Marengo, M., Baudouin, M., Viret, A., Berrebi, P., Vignon, M., Marchand, B., & Durieux, E. D. H. (2014). Combined use of otolith shape, parasites and genetic markers for stock identification of the common dentex (*Dentex dentex*) around Corsica Island (NW Mediterranean). 5. *International Otolith Symposium*.
- Marengo, M., Iborra, L., Leduc, M., Lejeune, P., Boissery, P., & Gobert, S. (2021). Assessing Spatial and Temporal Trends in a Mediterranean Fish Assemblage Structure. *Diversity*, 13(8), 368. <https://doi.org/10.3390/d13080368>
- Marengo, M., Theuerkauff, D., Patrissi, M., Doutreloux, N., Leduc, M., Dijoux, J., Duchaud, C., Picot, C., Agniel, R., & Culioli, J.-M. (2020). A Typical Mediterranean Fishery and an Iconic Species : Focus on the common Spiny Lobster (*Palinurus elephas*, Fabricius, 1787) in Corsica. *Oceanography and Fisheries Open Access journal*, 12(1).
- Marshall, N., Marshall, P., Curnock, M., Pert, P., Smith, A., & Visperas, B. (2019). Identifying indicators of aesthetics in the Great Barrier Reef for the purposes of management. *PloS one*, 14(2), e0210196.
- Martinez, A., DeJong, J., Akin, I., Aleali, A., Arson, C., Atkinson, J., Bandini, P., Baser, T., Borela, R., & Boulanger, R. (2022). Bio-inspired geotechnical engineering : Principles, current work, opportunities and challenges. *Géotechnique*, 72(8), 687-705.
- Mathias, J.-D., Anderies, J. M., Baggio, J., Hodbod, J., Huet, S., Janssen, M. A., Milkoreit, M., & Schoon, M. (2020). Exploring non-linear transition pathways in social-ecological systems. *Scientific reports*, 10(1), 1-12.
- McGinlay, J., Parsons, D. J., Morris, J., Graves, A., Hubatova, M., Bradbury, R. B., & Bullock, J. M. (2018). Leisure activities and social factors influence the generation of cultural ecosystem service benefits. *Ecosystem services*, 31, 468-480.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Médale, F., & Kaushik, S. (2009). Les sources protéiques dans les aliments pour les poissons d'élevage. *Cahiers Agricultures*, 18(2-3), 103-111.
- Meilijson, A., Hilgen, F., Sepúlveda, J., Steinberg, J., Fairbank, V., Flecker, R., Waldmann, N. D., Spaulding, S. A., Bialik, O. M., & Boudinot, F. G. (2019). Chronology with a pinch of salt : Integrated stratigraphy of Messinian evaporites in the deep Eastern Mediterranean reveals long-lasting halite deposition during Atlantic connectivity. *Earth-Science Reviews*, 194, 374-398.
- Meinesz A., Bertaud du Chazaud E. et Garcia D., (2017). *Côtes françaises de la Méditerranée : observatoire des réserves sous-marines et des aires marines protégées*. Ed. Equipe CNRS FRE 3729 ECOMERS, Université Nice Sophia

- Antipolis/Université Côte d'Azur, 640 p. et publication électronique : [www.medamp.org](http://www.medamp.org).
- Miller, B. D. D., & Welch, R. M. (2013). Food system strategies for preventing micronutrient malnutrition. *Food Policy*, 42, 115-128. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.06.008>
- Miniconi, R., Francour, P., & Bianconi, C.-H. (1990). Inventaire de la faune ichthyologique de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Cybium (Paris)*, 14(1), 77-89.
- Moyle, P. B. (1995). *Fish : An enthusiast's guide*. Univ of California Press.
- Mupeta, B., Coker, R., & Zaranyika, E. (2003). *The added value of sunflower performance of indigenous chickens fed a reduce-fibre sunflower cake diet in pens and on free range*. Assets Publishing Service gov UK. R7524e (1).
- Naylor, R. L., Hardy, R. W., Bureau, D. P., Chiu, A., Elliott, M., Farrell, A. P., Forster, I., Gatlin, D. M., Goldburg, R. J., & Hua, K. (2009). Feeding aquaculture in an era of finite resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(36), 15103-15110.
- Nijdam, D., Rood, T., & Westhoek, H. (2012). The price of protein : Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food policy*, 37(6), 760-770.
- Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 14(12), 483-488.
- Paine, R. T. (1966). Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100(910), 65-75.
- Pelaprat, C. (2000). *Le cantonnement de pêche, un véritable outil de gestion? Exemple du cantonnement de pêche de Calvi (Corse, Méditerranée nord-occidentale)* [PhD Thesis]. Thèse, Université de Corse, Corte.
- Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M.-L., Hereu, B., Milazzo, M., Zabala, M., & D'anna, G. (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems : Lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27(2), 179-200.
- Power, M. E., Dietrich, W. E., & Finlay, J. C. (1996). Dams and downstream aquatic biodiversity : Potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental management*, 20(6), 887-895.
- Psomadakis, P. N., Giustino, S., & Vacchi, M. (2012). Mediterranean fish biodiversity : An updated inventory with focus on the Ligurian and Tyrrhenian seas. *Zootaxa*, 3263(1), 1-46.
- Quignard, J.-P., & Tomasini, J. A. (2000). Mediterranean fish biodiversity. *Biologia marina mediterranea*, 7(3), 1-66.
- Rodrigues, J. G., Conides, A. J., Rivero Rodriguez, S., Raicevich, S., Pita, P., Kleisner, K. M., Pita, C., Lopes, P. F., Alonso Roldáni, V., & Ramos, S. S. (2017). Marine and coastal cultural ecosystem services : Knowledge gaps and research priorities. *One Ecosystem 2 (2017)*.

- Roman, J., Estes, J. A., Morissette, L., Smith, C., Costa, D., McCarthy, J., Nation, J. B., Nicol, S., Pershing, A., & Smetacek, V. (2014). Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(7), 377-385.
- Saba, G. K., Burd, A. B., Dunne, J. P., Hernández-León, S., Martin, A. H., Rose, K. A., Salisbury, J., Steinberg, D. K., Trueman, C. N., & Wilson, R. W. (2021). Toward a better understanding of fish-based contribution to ocean carbon flux. *Limnology and Oceanography*, 66(5), 1639-1664.
- Saba, G. K., & Steinberg, D. K. (2012). Abundance, composition and sinking rates of fish fecal pellets in the Santa Barbara Channel. *Scientific Reports*, 2(1), 1-6.
- Sala, E., Boudouresque, C. F., & Harmelin-Vivien, M. (1998). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages : Evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 425-439.
- Saunders, B. (2012). Defining the demos. *Politics, Philosophy & Economics*, 11(3), 280-301.
- Schindler, D. W. (1990). Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos*, 25-41.
- Seytre, C., & Francour, P. (2009). The Cap Roux MPA (Saint-Raphaël, French Mediterranean) : Changes in fish assemblages within four years of protection. *ICES Journal of Marine Science*, 66(1), 180-187.
- Shackleton, J. C., Van Andel, T. H., & Runnels, C. N. (1984). Coastal paleogeography of the central and western Mediterranean during the last 125,000 years and its archaeological implications. *Journal of field Archaeology*, 11(3), 307-314.
- Shears, N. T., & Babcock, R. C. (2002). Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia*, 132(1), 131-142.
- Shepherd, C. J., Pike, I. H., & Barlow, S. M. (2005). Sustainable feed resources of marine origin. *European Aquaculture Society Special Publication*, 35, 59-66.
- Siegel, D. A., Buesseler, K. O., Behrenfeld, M. J., Benitez-Nelson, C. R., Boss, E., Brzezinski, M. A., Burd, A., Carlson, C. A., D'Asaro, E. A., & Doney, S. C. (2016). Prediction of the export and fate of global ocean net primary production : The EXPORTS science plan. *Frontiers in Marine Science*, 3, 22.
- Silva, T. H., Moreira-Silva, J., Marques, A. L., Domingues, A., Bayon, Y., & Reis, R. L. (2014). Marine origin collagens and its potential applications. *Marine drugs*, 12(12), 5881-5901.
- Skliris, N., Hecq, J.-H., & Djenidi, S. (2002). Water fluxes at an ocean margin in the presence of a submarine canyon. *Journal of Marine Systems*, 32(1-3), 239-251.
- Steinberg, P. D., Estes, J. A., & Winter, F. C. (1995). Evolutionary consequences of food chain length in kelp forest communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 92(18), 8145-8148.
- Stephens, J. S., Hose, J. E., & Love, M. S. (1988). Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments. In *Marine organisms as indicators* (p. 91-105). Springer.
- Sterner, R. W., & Elser, J. J. (2003). Ecological stoichiometry. In *Ecological Stoichiometry*. Princeton university press.
- Streit, B. (1998). Bioaccumulation of contaminants in fish. *Fish ecotoxicology*, 353-387.

- Tacon, A. G., & Metian, M. (2008). Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds : Trends and future prospects. *Aquaculture*, 285(1-4), 146-158.
- Tegner, M. J., & Dayton, P. K. (2000). Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 579-589.
- Thilsted, S. H., Thorne-Lyman, A., Webb, P., Bogard, J. R., Subasinghe, R., Phillips, M. J., & Allison, E. H. (2016). Sustaining healthy diets : The role of capture fisheries and aquaculture for improving nutrition in the post-2015 era. *Food Policy*, 61, 126-131.
- Tribot, A.-S., Carabeux, Q., Deter, J., Claverie, T., Villéger, S., & Mouquet, N. (2018). Confronting species aesthetics with ecological functions in coral reef fish. *Scientific reports*, 8(1), 1-7.
- Tribot, A.-S., Deter, J., Claverie, T., Guillhaumon, F., Villéger, S., & Mouquet, N. (2019). Species diversity and composition drive the aesthetic value of coral reef fish assemblages. *Biology letters*, 15(11), 20190703.
- Tribot, A.-S., Mouquet, N., Villéger, S., Raymond, M., Hoff, F., Boissery, P., Holon, F., & Deter, J. (2016). Taxonomic and functional diversity increase the aesthetic value of coralligenous reefs. *Scientific Reports*, 6(1), 1-12.
- Vanni, M. J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 341-370.
- Vargas-Yáñez, M., Moya, F., García-Martínez, M. C., Tel, E., Zunino, P., Plaza, F., Salat, J., Pascual, J., López-Jurado, J. L., & Serra, M. (2010). Climate change in the Western Mediterranean Sea 1900–2008. *Journal of Marine Systems*, 82(3), 171-176. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2010.04.013>
- Vasilakopoulos, P., Raitsos, D. E., Tzanatos, E., & Maravelias, C. D. (2017). Resilience and regime shifts in a marine biodiversity hotspot. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.
- Volk, T., & Hoffert, M. I. (1985). Ocean carbon pumps : Analysis of relative strengths and efficiencies in ocean-driven atmospheric CO<sub>2</sub> changes. *The carbon cycle and atmospheric CO<sub>2</sub>: natural variations Archean to present*, 32, 99-110.
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1993). Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172(1-2), 215-226.
- Watson, A. J., & Orr, J. C. (2003). Carbon dioxide fluxes in the global ocean. In *Ocean Biogeochemistry* (p. 123-143). Springer.
- Wright, W. C., & Eppink, F. V. (2016). Drivers of heritage value : A meta-analysis of monetary valuation studies of cultural heritage. *Ecological Economics*, 130, 277-284.
- Zenetos, A., Çinar, M. E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., Shenkar, N., Turon, X., & Verlaque, M. (2017). Uncertainties and validation of alien species catalogues : The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171-187. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.031>
- Zhang, P., Lin, L., Zang, D., Guo, X., & Liu, M. (2017). Designing Bioinspired Anti-Biofouling Surfaces based on a Superwettability Strategy. *Small*, 13(4), 1503334.



Zhang, Y., Mei, J., Yan, C., Liao, T., Bell, J., & Sun, Z. (2020). Bioinspired 2D nanomaterials for sustainable applications. *Advanced Materials*, 32(18), 1902806

## Chapitre I : La Méditerranée, une mer sous pressions

- Adloff, F., Somot, S., Sevault, F., Jordà, G., Aznar, R., Déqué, M., Herrmann, M., Marcos, M., Dubois, C., Padorno, E., Alvarez-Fanjul, E., & Gomis, D. (2015). Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. *Climate Dynamics*, 45(9-10), 2775-2802. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2507-3>
- Albayrak, T., Caber, M., & Cater, C. (2021). Mass tourism underwater : A segmentation approach to motivations of scuba diving holiday tourists. *Tourism Geographies*, 23(5-6), 985-1000.
- Albouy, C., Guilhaumon, F., Araújo, M. B., Mouillot, D., & Leprieur, F. (2012). Combining projected changes in species richness and composition reveals climate change impacts on coastal Mediterranean fish assemblages. *Global Change Biology*, 18(10), 2995-3003.
- Albouy, C., Guilhaumon, F., Leprieur, F., Lasram, F. B. R., Somot, S., Aznar, R., Velez, L., Le Loc'h, F., & Mouillot, D. (2013). Projected climate change and the changing biogeography of coastal Mediterranean fishes. *Journal of Biogeography*, 40(3), 534-547.
- Albouy, C., Velez, L., Coll, M., Colloca, F., Le Loc'h, F., Mouillot, D., & Gravel, D. (2014). From projected species distribution to food-web structure under climate change. *Global change biology*, 20(3), 730-741.
- Ali, E., W. Cramer, J. Carnicer, E. Georgopoulou, N.J.M. Hilmi, G. Le Cozannet, and P. Lionello, 2022: Cross-Chapter Paper 4: Mediterranean Region. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösche, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2233–2272, doi:10.1017/9781009325844.021.
- Álvarez, M., Sanleón-Bartolomé, H., Tanhua, T., Mintrop, L., Luchetta, A., Cantoni, C., Schroeder, K., & Civitarese, G. (2014). The CO<sub>2</sub> system in the Mediterranean Sea : A basin wide perspective. *Ocean Science*, 10(1), 69-92.
- Anderson, J. J., Gurarie, E., Bracis, C., Burke, B. J., & Laidre, K. L. (2013). Modeling climate change impacts on phenology and population dynamics of migratory marine species. *Ecological Modelling*, 264, 83-97.
- Atkinson, D. (1994). Temperature and Organism Size—A Biological Law for Ectotherms? In *Advances in Ecological Research* (Vol. 25, p. 1-58). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60212-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60212-3)

- Audzijonyte, A., Kuparinen, A., Gorton, R., & Fulton, E. A. (2013). Ecological consequences of body size decline in harvested fish species : Positive feedback loops in trophic interactions amplify human impact. *Biology Letters*, *9*(2), 20121103. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.1103>
- Azzurro, E., & D'Amen, M. (2022). Climate change paves the way for a new inter-ocean fish interchange. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Azzurro, E., Moschella, P., & Maynou, F. (2011). Tracking signals of change in Mediterranean fish diversity based on local ecological knowledge. *PLoS one*, *6*(9), e24885.
- Azzurro, E., Sbragaglia, V., Cerri, J., Bariche, M., Bolognini, L., Ben Souissi, J., Busoni, G., Coco, S., Chryssanthi, A., & Fanelli, E. (2019). Climate change, biological invasions, and the shifting distribution of Mediterranean fishes : A large-scale survey based on local ecological knowledge. *Global change biology*, *25*(8), 2779-2792.
- Bach, L. T., Alvarez-Fernandez, S., Hornick, T., Stuhr, A., & Riebesell, U. (2017). Simulated ocean acidification reveals winners and losers in coastal phytoplankton. *PLoS one*, *12*(11), e0188198.
- Behrenfeld, M. J., O'Malley, R. T., Siegel, D. A., McClain, C. R., Sarmiento, J. L., Feldman, G. C., Milligan, A. J., Falkowski, P. G., Letelier, R. M., & Boss, E. S. (2006). Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, *444*(7120), 752-755.
- Beman, J. M., Chow, C.-E., King, A. L., Feng, Y., Fuhrman, J. A., Andersson, A., Bates, N. R., Popp, B. N., & Hutchins, D. A. (2011). Global declines in oceanic nitrification rates as a consequence of ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(1), 208-213.
- Ben Lamine, E., Di Franco, A., Romdhane, M. S., & Francour, P. (2018). Comparing commercial, recreational and illegal coastal fishery catches and their economic values : A survey from the southern Mediterranean Sea. *Fisheries management and ecology*, *25*(6), 456-463.
- Ben Rais Lasram, F. (2010). *Diversité ichtyologique en Méditerranée : Patrons, modélisation et projections dans un contexte de réchauffement global* [PhD Thesis]. Université de Montpellier II, Institut National Agronomique de Tunisie.
- Ben Rais Lasram, F., Guilhaumon, F., Albouy, C., Somot, S., Thuiller, W., & Mouillot, D. (2010). The Mediterranean Sea as a 'cul-de-sac' for endemic fishes facing climate change. *Global Change Biology*, *16*(12), 3233-3245.
- Bernhardt, E. S., Rosi, E. J., & Gessner, M. O. (2017). Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(2), 84-90.
- Bett, N. N. (2016). *Responses of Pacific salmon to pheromones, natal water, and disturbance cues during the spawning migration* [PhD Thesis]. University of British Columbia.
- Bianchi, C. N. (2007). Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, *580*(1), 7-21.
- BleuTourMed. (2018). Identifying challenges and gaps towards sustainable and responsible coastal and maritime tourism in the Mediterranean. MED Sustainable Tourism Community's 1st thematic paper. Disponible sur :

[https://planbleu.org/wpcontent/uploads/2018/10/2.2.BTM\\_1st\\_thematic\\_paper\\_Sustainable\\_Tourism\\_2017.pdf](https://planbleu.org/wpcontent/uploads/2018/10/2.2.BTM_1st_thematic_paper_Sustainable_Tourism_2017.pdf)

- Bøeuf, G., & Payan, P. (2001). How should salinity influence fish growth? *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 130(4), 411-423.
- Bopp, L., Monfray, P., Aumont, O., Dufresne, J.-L., Le Treut, H., Madec, G., Terray, L., & Orr, J. C. (2001). Potential impact of climate change on marine export production. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(1), 81-99.
- Bozec, A. (2006). *La circulation thermohaline de la Mer Méditerranée sous les climats présents et futurs* [PhD Thesis]. Paris 6.
- Bramanti, L., Movilla, J., Guron, M., Calvo, E., Gori, A., Dominguez-Carrió, C., Grinyó, J., Lopez-Sanz, A., Martinez-Quintana, A., & Pelejero, C. (2013). Detrimental effects of ocean acidification on the economically important Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *Global change biology*, 19(6), 1897-1908.
- Brander, K. (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 389-402.
- Briche, E., Martin, N., & Dahech, S. (2016). Observation systems and urban climate modelling. *The Mediterranean region under climate change, a scientific update*, 445-454.
- Bromage, N., Porter, M., & Randall, C. (2001). The environmental regulation of maturation in farmed finfish with special reference to the role of photoperiod and melatonin. *Aquaculture*, 197(1), 63-98.
- Brown, C. J., Saunders, M. I., Possingham, H. P., & Richardson, A. J. (2013). Managing for interactions between local and global stressors of ecosystems. *PloS one*, 8(6), e65765.
- Burrows, M. T., Schoeman, D. S., Buckley, L. B., Moore, P., Poloczanska, E. S., Brander, K. M., Brown, C., Bruno, J. F., Duarte, C. M., & Halpern, B. S. (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334(6056), 652-655.
- Canepa, A., Fuentes, V., Sabatés, A., Piraino, S., Boero, F., & Gili, J.-M. (2014). *Pelagia noctiluca* in the Mediterranean Sea. In *Jellyfish blooms* (p. 237-266). Springer.
- Carozza, D. A., Bianchi, D., & Galbraith, E. D. (2019). Metabolic impacts of climate change on marine ecosystems: Implications for fish communities and fisheries. *Global Ecology and Biogeography*, 28(2), 158-169. <https://doi.org/10.1111/geb.12832>
- Carscadden, J., Nakashima, B. S., & Frank, K. T. (1997). Effects of fish length and temperature on the timing of peak spawning in capelin (*Mallotus villosus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(4), 781-787.
- Cecere, E., Petrocelli, A., Belmonte, M., Portacci, G., & Rubino, F. (2016). Activities and vectors responsible for the biological pollution in the Taranto Seas (Mediterranean Sea, southern Italy): A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 12797-12810.
- Čelić, M., Gros, M., Farré, M., Barceló, D., & Petrović, M. (2019). Pharmaceuticals as chemical markers of wastewater contamination in the vulnerable area of the Ebro Delta (Spain). *Science of the Total Environment*, 652, 952-963.

- Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K. S., Adare, K., & Jefferson, C. (1997). Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters : A review. *Water Quality Research Journal*, 32(4), 659-714.
- Chan, F. T., & Briski, E. (2017). An overview of recent research in marine biological invasions. *Marine Biology*, 164(6), 1-10.
- Chefaoui, R. M., Duarte, C. M., & Serrão, E. A. (2018). Dramatic loss of seagrass habitat under projected climate change in the Mediterranean Sea. *Global change biology*, 24(10), 4919-4928.
- Cheung, W. W., Dunne, J., Sarmiento, J. L., & Pauly, D. (2011). Integrating ecophysiology and plankton dynamics into projected maximum fisheries catch potential under climate change in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 68(6), 1008-1018.
- Cheung, W. W., Sarmiento, J. L., Dunne, J., Frölicher, T. L., Lam, V. W., Deng Palomares, M. L., Watson, R., & Pauly, D. (2013). Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. *Nature Climate Change*, 3(3), 254-258.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froggia, C., Galil, B. S., Gasol, J. M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., ... Voultsiadou, E. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea : Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE*, 5(8), e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Coma, R., Ribes, M., Serrano, E., Jimenez, E., Salat, J., & Pascual, J. (2009). Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(15), 6176-6181. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805801106>
- Côté, I. M., & Darling, E. S. (2010). Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change. *PLoS Biology*, 8(7), e1000438. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000438>
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology letters*, 11(12), 1304-1315.
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., Lange, M. A., Lionello, P., Llasat, M. C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M. N., & Xoplaki, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change*, 8(11), 972-980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- Cushing, D. H. (1990). Plankton production and year-class strength in fish populations : An update of the match/mismatch hypothesis. In *Advances in marine biology* (Vol. 26, p. 249-293). Elsevier.
- Cushing, D. H., & Horwood, J. W. (1994). The growth and death of fish larvae. *Journal of Plankton Research*, 16(3), 291-300.

- Cvitković, I., Despalatović, M., Žuljević, A., Matijević, S., Bogner, D., Lušić, J., & Travizi, A. (2017). Structure of epibiontic and sediment meiofauna in the area invaded by invasive alga *Caulerpa taxifolia*. *Marine Biology*, *164*(1), 1-15.
- Danovaro, R., Fonda Umani, S., & Pusceddu, A. (2009). Climate change and the potential spreading of marine mucilage and microbial pathogens in the Mediterranean Sea. *PLoS One*, *4*(9), e7006.
- Darling, E. S., & Côté, I. M. (2008). Quantifying the evidence for ecological synergies. *Ecology letters*, *11*(12), 1278-1286.
- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., & Nabat, P. (2019a). Past variability of Mediterranean Sea marine heatwaves. *Geophysical Research Letters*, *46*(16), 9813-9823.
- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., Nabat, P., Cabos Narvaez, W. D., Cavicchia, L., Djurdjevic, V., Li, L., Sannino, G., & Sein, D. V. (2019b). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics*, *53*(3-4), 1371-1392. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04661-z>
- Daufresne, M., Lengfellner, K., & Sommer, U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(31), 12788-12793.
- Denman, K.L., G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P.M. Cox, R.E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E. Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S Ramachandran, P.L. da Silva Dias, S.C. Wofsy and X. Zhang, (2007). Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Desbiolles, F., Malleret, L., Tiliacos, C., Wong-Wah-Chung, P., & Laffont-Schwob, I. (2018). Occurrence and ecotoxicological assessment of pharmaceuticals : Is there a risk for the Mediterranean aquatic environment? *Science of the Total Environment*, *639*, 1334-1348.
- Dias, B. B., Hart, M. B., Smart, C. W., & Hall-Spencer, J. M. (2010). Modern seawater acidification: The response of foraminifera to high-CO<sub>2</sub> conditions in the Mediterranean Sea. *Journal of the Geological Society*, *167*(5), 843-846.
- Díaz, N., & Piferrer, F. (2015). Lasting effects of early exposure to temperature on the gonadal transcriptome at the time of sex differentiation in the European sea bass, a fish with mixed genetic and environmental sex determination. *BMC genomics*, *16*(1), 1-16.
- Díaz-Almela, E., Marba, N., & Duarte, C. M. (2007). Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global change biology*, *13*(1), 224-235.
- Ding, Q., Chen, X., Hilborn, R., & Chen, Y. (2017). Vulnerability to impacts of climate change on marine fisheries and food security. *Marine Policy*, *83*, 55-61. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.011>

- Dixon, D. L., Jennings, A. R., Atema, J., & Munday, P. L. (2015). Odor tracking in sharks is reduced under future ocean acidification conditions. *Global Change Biology*, *21*(4), 1454-1462.
- Dixon, D. L., Munday, P. L., & Jones, G. P. (2010). Ocean acidification disrupts the innate ability of fish to detect predator olfactory cues. *Ecology letters*, *13*(1), 68-75.
- Dogru, T., Bulut, U., & Turk, E. S. (2016). *Efficacy of Gain Index in Predicting the Economic Impacts of Climate Change to Tourism Receipts in the Mediterranean Basin*.
- Dogru, T., Marchio, E. A., Bulut, U., & Suess, C. (2019). Climate change : Vulnerability and resilience of tourism and the entire economy. *Tourism Management*, *72*, 292-305.
- Dufour, F., Arrizabalaga, H., Irigoien, X., & Santiago, J. (2010). Climate impacts on albacore and bluefin tunas migrations phenology and spatial distribution. *Progress in Oceanography*, *86*(1-2), 283-290. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.04.007>
- Durant, J. M., Hjermmann, D. Ø., Ottersen, G., & Stenseth, N. C. (2007). Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate research*, *33*(3), 271-283.
- Dutkiewicz, S., Morris, J. J., Follows, M. J., Scott, J., Levitan, O., Dyhrman, S. T., & Berman-Frank, I. (2015). Impact of ocean acidification on the structure of future phytoplankton communities. *Nature Climate Change*, *5*(11), 1002-1006.
- Edelist, D., Rilov, G., Golani, D., Carlton, J. T., & Spanier, E. (2013). Restructuring the Sea : Profound shifts in the world's most invaded marine ecosystem. *Diversity and distributions*, *19*(1), 69-77.
- Edwards, M., & Richardson, A. J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, *430*(7002), 881-884.
- Estrada, M., Latasa, M., Emelianov, M., Gutiérrez-Rodríguez, A., Fernández-Castro, B., Isern-Fontanet, J., Mouriño-Carballido, B., Salat, J., & Vidal, M. (2014). Seasonal and mesoscale variability of primary production in the deep winter-mixing region of the NW Mediterranean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, *94*, 45-61.
- FAO. 2012. The State of the World Fisheries and Aquaculture 2012. Rome: FAO.
- FAO, (2018a). *The state of Mediterranean and Black Sea fisheries. 2018*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, (2018b). *World food and agriculture : Statistical pocketbook 2018*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, (2020). The state of world fisheries and aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome.
- FAO, IFAD and WFP. 2015. The State of Food Insecurity in the World 2015. Meeting the 2015 international hunger targets: taking stock of uneven progress. Rome, FAO.
- Fonds, M., Cronie, R., Vethaak, A. D., & Van der Puyl, P. (1992). Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Netherlands Journal of Sea Research*, *29*(1-3), 127-143.

- Font, T., & Lloret, J. (2014). Biological and Ecological Impacts Derived from Recreational Fishing in Mediterranean Coastal Areas. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 22(1), 73-85. <https://doi.org/10.1080/10641262.2013.823907>
- Forsgren, E., Dupont, S., Jutfelt, F., & Amundsen, T. (2013). Elevated CO<sub>2</sub> affects embryonic development and larval phototaxis in a temperate marine fish. *Ecology and evolution*, 3(11), 3637-3646.
- Forster, J., Hirst, A. G., & Atkinson, D. (2012). Warming-induced reductions in body size are greater in aquatic than terrestrial species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(47), 19310-19314.
- Fox-Kemper, B. (2021). Ocean, cryosphere and sea level change. *AGU Fall Meeting Abstracts, 2021*, U13B-09.
- Frölicher, T. L., & Laufkötter, C. (2018). Emerging risks from marine heat waves. *Nature Communications*, 9(1), 650. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03163-6>
- Fullgrabe, L., Grosjean, P., Gobert, S., Lejeune, P., Leduc, M., Engels, G., Dauby, P., Boissery, P., & Richir, J. (2020). Zooplankton dynamics in a changing environment : A 13-year survey in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 159, 104962. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104962>
- Galil, B. S. (2007). Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 55(7-9), 314-322.
- Galil, B. S., Marchini, A., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2018). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201, 7-16.
- Galli, A., Halle, M., & Grunewald, N. (2015). Physical limits to resource access and utilisation and their economic implications in Mediterranean economies. *Environmental Science & Policy*, 51, 125-136.
- Galli, G., Solidoro, C., & Lovato, T. (2017). Marine Heat Waves Hazard 3D Maps and the Risk for Low Motility Organisms in a Warming Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4, 136. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00136>
- Game, E. T., McDonald-Madden, E. V. E., Puotinen, M. L., & Possingham, H. P. (2008). Should we protect the strong or the weak? Risk, resilience, and the selection of marine protected areas. *Conservation Biology*, 22(6), 1619-1629.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Diaz, D., Harmelin, J. G., Gambi, M. C., Kersting, D. K., Ledoux, J. B., Lejeusne, C., Linares, C., Marschal, C., Pérez, T., Ribes, M., Romano, J. C., Serrano, E., Teixido, N., ... Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities : Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090-1103. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01823.x>
- Genner, M. J., Halliday, N. C., Simpson, S. D., Southward, A. J., Hawkins, S. J., & Sims, D. W. (2010). Temperature-driven phenological changes within a marine larval fish assemblage. *Journal of plankton research*, 32(5), 699-708.
- Gera, A., Pages, J. F., Arthur, R., Farina, S., Roca, G., Romero, J., & Alcoverro, T. (2014). The effect of a centenary storm on the long-lived seagrass *Posidonia oceanica*. *Limnology and Oceanography*, 59(6), 1910-1918.

- Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., & Charnov, E. L. (2001). Effects of size and temperature on metabolic rate. *science*, 293(5538), 2248-2251.
- Giuliani, S., Virno Lamberti, C., Sonni, C., & Pellegrini, D. (2005). Mucilage impact on gorgonians in the Tyrrhenian sea. *Science of The Total Environment*, 353(1), 340-349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.023>
- Goffart, A., Hecq, J.-H., & Legendre, L. (2015). Drivers of the winter–spring phytoplankton bloom in a pristine NW Mediterranean site, the Bay of Calvi (Corsica) : A long-term study (1979–2011). *Progress in Oceanography*, 137, 121-139.
- Goodwin, C., Rodolfo-Metalpa, R., Picton, B., & Hall-Spencer, J. M. (2014). Effects of ocean acidification on sponge communities. *Marine Ecology*, 35, 41-49.
- Gössling, S., Hall, C. M., & Scott, D. (2018). Coastal and ocean tourism. In *Handbook on marine environment protection* (p. 773-790). Springer.
- Goujard, A., Fourt, M., (2014). Fiches de synthèse par aire marine protégée à partir des données des 624 campagnes d'exploration des têtes de canyons de Méditerranée française MEDSEACAN-625 CORSEACAN. Partenariat Agence des aires marines protégées - GIS Posidonie GIS Posidonie 626 publication. AAMP - GIS Posidonie, p. 66 p + annexes.
- Goyet, C., Hassoun, A., Gemayel, E., Touratier, F., Abboud-Abi Saab, M., & Guglielmi, V. (2016). Thermodynamic forecasts of the mediterranean sea acidification. *Mediterranean Marine Science*, 17(2), 508-518.
- Green, L., & Jutfelt, F. (2014). Elevated carbon dioxide alters the plasma composition and behaviour of a shark. *Biology letters*, 10(9), 20140538.
- Haddy, J. A., & Pankhurst, N. W. (2000). The effects of salinity on reproductive development, plasma steroid levels, fertilisation and egg survival in black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Aquaculture*, 188(1-2), 115-131.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O'Hara, C., Scarborough, C., & Selkoe, K. A. (2019). Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific reports*, 9(1), 1-8.
- Halpern, B. S., Lester, S. E., & McLeod, K. L. (2010). Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18312-18317.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., & Watson, R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Hassoun, A. E. R., Gemayel, E., Krasakopoulou, E., Goyet, C., Abboud-Abi Saab, M., Guglielmi, V., Touratier, F., & Falco, C. (2015). Acidification of the Mediterranean Sea from anthropogenic carbon penetration. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 102, 1-15.
- Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., & Bowen, B. W. (2009). *The diversity of fishes : Biology, evolution, and ecology*. John Wiley & Sons.



- Herrmann, M., Estournel, C., Adloff, F., & Diaz, F. (2014). Impact of climate change on the northwestern Mediterranean Sea pelagic planktonic ecosystem and associated carbon cycle. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119(9), 5815-5836.
- Herrmann, M., Estournel, C., Déqué, M., Marsaleix, P., Sevault, F., & Somot, S. (2008). Dense water formation in the Gulf of Lions shelf: Impact of atmospheric interannual variability and climate change. *Continental Shelf Research*, 28(15), 2092-2112.
- Herrmann, M. J., & Somot, S. (2008). Relevance of ERA40 dynamical downscaling for modeling deep convection in the Mediterranean Sea. *Geophysical Research Letters*, 35(4).
- Hillmer-Pegram, K. C. (2014). Understanding the resilience of dive tourism to complex change. *Tourism Geographies*, 16(4), 598-614.
- Hilmi, N., Allemand, D., Cinar, M., Cooley, S., Hall-Spencer, J. M., Haraldsson, G., Hattam, C., Jeffree, R. A., Orr, J. C., & Rehdanz, K. (2014). Exposure of Mediterranean countries to ocean acidification. *Water*, 6(6), 1719-1744.
- Hilmi, N., Allemand, D., Dupont, S., Safa, A., Haraldsson, G., Nunes, P. A., Moore, C., Hattam, C., Reynaud, S., & Hall-Spencer, J. M. (2013). Towards improved socio-economic assessments of ocean acidification's impacts. *Marine biology*, 160(8), 1773-1787.
- Hjort, J. (1914). *Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research*.
- Hobday, A. J., Alexander, L. V., Perkins, S. E., Smale, D. A., Straub, S. C., Oliver, E. C. J., Benthuyssen, J. A., Burrows, M. T., Donat, M. G., Feng, M., Holbrook, N. J., Moore, P. J., Scannell, H. A., Sen Gupta, A., & Wernberg, T. (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, 141, 227-238. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.12.014>
- Houde, E. D. (1987). Fish early life dynamics and recruitment variability. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 2, 17-29.
- Hutchins, D. A., Fu, F.-X., Webb, E. A., Walworth, N., & Tagliabue, A. (2013). Taxon-specific response of marine nitrogen fixers to elevated carbon dioxide concentrations. *Nature Geoscience*, 6(9), 790-795.
- Hutchins, D. A., Fu, F.-X., Zhang, Y., Warner, M. E., Feng, Y., Portune, K., Bernhardt, P. W., & Mulholland, M. R. (2007). CO<sub>2</sub> control of *Trichodesmium* N<sub>2</sub> fixation, photosynthesis, growth rates, and elemental ratios: Implications for past, present, and future ocean biogeochemistry. *Limnology and oceanography*, 52(4), 1293-1304.
- Hyder, K., Weltersbach, M. S., Armstrong, M., Ferter, K., Townhill, B., Ahvonen, A., Arlinghaus, R., Baikov, A., Bellanger, M., Birzaks, J., Borch, T., Cambie, G., de Graaf, M., Diogo, H. M. C., Dziemian, Ł., Gordoa, A., Grzebielec, R., Hartill, B., Kagervall, A., ... Strehlow, H. V. (2018). Recreational sea fishing in Europe in a global context-Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries*, 19(2), 225-243. <https://doi.org/10.1111/faf.12251>

- Hyndes, G. A., Heck Jr, K. L., Vergés, A., Harvey, E. S., Kendrick, G. A., Lavery, P. S., McMahon, K., Orth, R. J., Pearce, A., & Vanderklift, M. (2017). Accelerating tropicalization and the transformation of temperate seagrass meadows. *Bioscience*, 66(11), 938-948.
- Imsland, A. K., Sunde, L. M., Folkvord, A., & Stefansson, S. O. (1996). The interaction of temperature and fish size on growth of juvenile turbot. *Journal of fish biology*, 49(5), 926-940.
- INSEE (2022). L'essentiel sur... la Corse, 02/02/2022.  
<https://www.insee.fr/fr/statistiques/4481069>
- INSEE (2015). Le poids du tourisme dans l'économie corse. Insee Dossier N°2. Insee, Collectivité Territoriale de Corse et Agence du tourisme de la Corse. Octobre 2015.
- Iona, A., Theodorou, A., Sofianos, S., Watelet, S., Troupin, C., & Beckers, J.-M. (2018). Mediterranean Sea climatic indices : Monitoring long-term variability and climate changes. *Earth System Science Data*, 10(4), 1829-1842.
- Irvin, D. N. (1974). Temperature tolerance of early developmental stages of Dover sole, *Solea solea* (L.). In *The early life history of fish* (p. 449-463). Springer.
- Jacob, D., Kotova, L., Teichmann, C., Sobolowski, S. P., Vautard, R., Donnelly, C., Koutroulis, A. G., Grillakis, M. G., Tsanis, I. K., & Damm, A. (2018). Climate impacts in Europe under+ 1.5 C global warming. *Earth's Future*, 6(2), 264-285.
- Jordà, G., Marbà, N., & Duarte, C. M. (2012). Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature climate change*, 2(11), 821-824.
- Jutfelt, F., & Hedgärde, M. (2013). Atlantic cod actively avoid CO<sub>2</sub> and predator odour, even after long-term CO<sub>2</sub> exposure. *Frontiers in Zoology*, 10(1), 1-8.
- Kalogirou, S., Corsini, M., Kondilatos, G., & Wennhage, H. (2007). Diet of the invasive piscivorous fish *Fistularia commersonii* in a recently colonized area of the eastern Mediterranean. *Biological invasions*, 9(8), 887-896.
- Katsanevakis, S., Tempera, F., & Teixeira, H. (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: The Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, 22(6), 694-707.
- Keeling, R. F., Körtzinger, A., & Gruber, N. (2010). Ocean deoxygenation in a warming world. *Annu. Rev. Mar. Sci*, 2(1), 199-229.
- Keller-Costa, T., Canário, A. V., & Hubbard, P. C. (2015). Chemical communication in cichlids : A mini-review. *General and comparative endocrinology*, 221, 64-74.
- Klein, C. J., Ban, N. C., Halpern, B. S., Beger, M., Game, E. T., Grantham, H. S., Green, A., Klein, T. J., Kininmonth, S., & Treml, E. (2010). Prioritizing land and sea conservation investments to protect coral reefs. *PLoS One*, 5(8), e12431.
- Korpinen, S., & Andersen, J. H. (2016). A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments. *Frontiers in Marine Science*, 3.  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00153>
- Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J. H., & Laamanen, M. (2012). Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15(1), 105-114.
- Krasakopoulou, E., Rapsomanikis, S., Papadopoulos, A., & Papathanassiou, E. (2009). Partial pressure and air-sea CO<sub>2</sub> flux in the Aegean Sea during February 2006. *Continental Shelf Research*, 29(11-12), 1477-1488.

- Lacoue-Labarthe, T., Nunes, P. A. L. D., Ziveri, P., Cinar, M., Gazeau, F., Hall-Spencer, J. M., Hilmi, N., Moschella, P., Safa, A., Sauzade, D., & Turley, C. (2016). Impacts of ocean acidification in a warming Mediterranean Sea : An overview. *Regional Studies in Marine Science*, 5, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.12.005>
- Lai, K. P., Li, J. W., Tse, A. C. K., Cheung, A., Wang, S., Chan, T. F., Kong, R. Y. C., & Wu, R. S. S. (2016). Transcriptomic responses of marine medaka's ovary to hypoxia. *Aquatic Toxicology*, 177, 476-483.
- Lam, V. W., Cheung, W. W., Reygondeau, G., & Sumaila, U. R. (2016). Projected change in global fisheries revenues under climate change. *Scientific Reports*, 6(1), 1-8.
- Lasram, F. B. R., Guilhaumon, F., & Mouillot, D. (2009). Fish diversity patterns in the Mediterranean Sea : Deviations from a mid-domain model. *Marine Ecology Progress Series*, 376, 253-267.
- Lee, C.-H., Hur, S.-W., Kim, B.-H., Soyano, K., & Lee, Y.-D. (2020). Induced maturation and fertilized egg production of the red-spotted grouper, *Epinephelus akaara*, using adaptive physiology of photoperiod and water temperature. *Aquaculture Research*, 51(5), 2084-2090.
- Leggett, W. C., & Deblois, E. (1994). Recruitment in marine fishes : Is it regulated by starvation and predation in the egg and larval stages? *Netherlands Journal of Sea Research*, 32(2), 119-134.
- Lehtonen, T. K., Wong, B., & Kvarnemo, C. (2016). Effects of salinity on nest-building behaviour in a marine fish. *BMC ecology*, 16(1), 1-9.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., & Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean : The highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(4), 250-260. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.009>
- Licandro, P., Conway, D. V. P., Daly Yahia, M. N., Fernandez de Puelles, M. L., Gasparini, S., Hecq, J.-H., Tranter, P., & Kirby, R. R. (2010). A blooming jellyfish in the northeast Atlantic and Mediterranean. *Biology letters*, 6(5), 688-691.
- Limburg, K. E., Breitburg, D., Swaney, D. P., & Jacinto, G. (2020). Ocean deoxygenation : A primer. *One Earth*, 2(1), 24-29.
- Linares, C., Vidal, M., Canals, M., Kersting, D. K., Amblas, D., Aspillaga, E., Cebrián, E., Delgado-Huertas, A., Díaz, D., & Garrabou, J. (2015). Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1818), 20150587.
- Ling, S. D., Johnson, C. R., Frusher, S. D., & Ridgway, K. (2009). Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(52), 22341-22345.
- Lionello, P., & Scarascia, L. (2018). The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. *Regional Environmental Change*, 18(5), 1481-1493.
- Lloret, J., Cowx, I. G., Cabral, H., Castro, M., Font, T., Gonçalves, J. M., Gordo, A., Hoefnagel, E., Matic-Skoko, S., & Mikkelsen, E. (2018). Small-scale coastal fisheries in

- European Seas are not what they were : Ecological, social and economic changes. *Marine Policy*, 98, 176-186.
- Lloret, J., Sabatés, A., Muñoz, M., Demestre, M., Solé, I., Font, T., Casadevall, M., Martín, P., & Gómez, S. (2015). How a multidisciplinary approach involving ethnoecology, biology and fisheries can help explain the spatio-temporal changes in marine fish abundance resulting from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 24(4), 448-461.
- Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., & Riera, V. (2008). Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, 91(2-3), 252-259. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.12.002>
- Loos, R., Carvalho, R., António, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., & Blaha, L. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water research*, 47(17), 6475-6487.
- Lowerre-Barbieri, S. K., Ganas, K., Saborido-Rey, F., Murua, H., & Hunter, J. R. (2011). Reproductive timing in marine fishes : Variability, temporal scales, and methods. *Marine and Coastal Fisheries*, 3(1), 71-91.
- Macias, D. M., Garcia-Gorriz, E., & Stips, A. (2015). Productivity changes in the Mediterranean Sea for the twenty-first century in response to changes in the regional atmospheric forcing. *Frontiers in Marine Science*, 2, 79.
- Mackas, D. L., Greve, W., Edwards, M., Chiba, S., Tadokoro, K., Eloire, D., Mazzocchi, M. G., Batten, S., Richardson, A. J., Johnson, C., Head, E., Conversi, A., & Peluso, T. (2012). Changing zooplankton seasonality in a changing ocean : Comparing time series of zooplankton phenology. *Progress in Oceanography*, 97-100, 31-62. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.11.005>
- Mannino, A. M., Balistreri, P., & Deidun, A. (2017). The marine biodiversity of the Mediterranean Sea in a changing climate : The impact of biological invasions. *Mediterranean identities-environment, society, culture*, 101-127.
- Marbà, N., & Duarte, C. M. (2010). Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, 16(8), 2366-2375.
- Marbà, N., Jordà, G., Agustí, S., Girard, C., & Duarte, C. M. (2015). Footprints of climate change on Mediterranean Sea biota. *Frontiers in Marine Science*, 2, 56.
- Margot, J., Rossi, L., Barry, D. A., & Holliger, C. (2015). A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(5), 457-487.
- Mariojous, C., & Girard, S. (2020). Regional Schemes for the Development of Marine Aquaculture (SRDAM) and Access to New Farming Sites on the French Mediterranean Coast. In *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes* (p. 441-456). Springer.
- Martin, S., Richier, S., Pedrotti, M.-L., Dupont, S., Castejon, C., Gerakis, Y., Kerros, M.-E., Oberhänsli, F., Teyssié, J.-L., & Jeffree, R. (2011). Early development and molecular

- plasticity in the Mediterranean sea urchin *Paracentrotus lividus* exposed to CO<sub>2</sub>-driven acidification. *Journal of Experimental Biology*, 214(8), 1357-1368.
- Mayot, N., d'Ortenzio, F., Uitz, J., Gentili, B., Ras, J., Vellucci, V., Golbol, M., Antoine, D., & Claustre, H. (2017). Influence of the phytoplankton community structure on the spring and annual primary production in the northwestern Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122(12), 9918-9936.
- McQueen, K., & Marshall, C. T. (2017). Shifts in spawning phenology of cod linked to rising sea temperatures. *ICES Journal of Marine Science*, 74(6), 1561-1573.
- Meier, K. J. S., Beaufort, L., Heussner, S., & Ziveri, P. (2014). The role of ocean acidification in *Emiliania huxleyi* coccolith thinning in the Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 11(10), 2857-2869.
- Mertens, C., & Schott, F. (1998). Interannual variability of deep-water formation in the Northwestern Mediterranean. *Journal of physical oceanography*, 28(7), 1410-1424.
- Meyer, J., & Riebesell, U. (2015). Reviews and Syntheses : Responses of coccolithophores to ocean acidification: a meta-analysis. *Biogeosciences*, 12(6), 1671-1682.
- Milazzo, M., Cattano, C., Alonzo, S. H., Foggo, A., Gristina, M., Rodolfo-Metalpa, R., Sinopoli, M., Spatafora, D., Stiver, K. A., & Hall-Spencer, J. M. (2016). Ocean acidification affects fish spawning but not paternity at CO<sub>2</sub> seeps. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1835), 20161021.
- Milazzo, M., Mirto, S., Domenici, P., & Gristina, M. (2013). Climate change exacerbates interspecific interactions in sympatric coastal fishes. *Journal of Animal Ecology*, 82(2), 468-477.
- Milazzo, M., Rodolfo-Metalpa, R., Chan, V. B. S., Fine, M., Alessi, C., Thiyagarajan, V., Hall-Spencer, J. M., & Chemello, R. (2014). Ocean acidification impairs vermetid reef recruitment. *Scientific Reports*, 4(1), 1-7.
- Miller, G. M., Watson, S.-A., McCormick, M. I., & Munday, P. L. (2013). Increased CO<sub>2</sub> stimulates reproduction in a coral reef fish. *Global Change Biology*, 19(10), 3037-3045.
- Moliner, J. C., Ibanez, F., Nival, P., Buecher, E., & Souissi, S. (2005). North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Limnology and Oceanography*, 50(4), 1213-1220. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1213>
- Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485-492.
- Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M. P., Grau, A. M., Riera, F., & Cerdà, M. (2005). The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean) : Some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science*, 62(4), 727-739. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.022>
- Morán, X. A. G., LÓPEZ-URRUTIA, Á., CALVO-DÍAZ, A., & Li, W. K. (2010). Increasing importance of small phytoplankton in a warmer ocean. *Global Change Biology*, 16(3), 1137-1144.
- Moutopoulos, D. K., Katselis, G., Kios, K., Tsotskou, A., Tsikliras, A. C., & Stergiou, K. I. (2013). Estimation and reconstruction of shore-based recreational angling

- fisheries catches in the Greek Seas (1950-2010). *Journal of Biological Research*, 20, 376.
- Munday, P. L., Watson, S.-A., Parsons, D. M., King, A., Barr, N. G., Mcleod, I. M., Allan, B. J., & Pether, S. M. (2016). Effects of elevated CO<sub>2</sub> on early life history development of the yellowtail kingfish, *Seriola lalandi*, a large pelagic fish. *ICES Journal of Marine Science*, 73(3), 641-649.
- Ohlberger, J., Thackeray, S. J., Winfield, I. J., Maberly, S. C., & Vøllestad, L. A. (2014). When phenology matters: Age-size truncation alters population response to trophic mismatch. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1793), 20140938.
- Oliver, E. C. J., Donat, M. G., Burrows, M. T., Moore, P. J., Smale, D. A., Alexander, L. V., Benthuyssen, J. A., Feng, M., Sen Gupta, A., Hobday, A. J., Holbrook, N. J., Perkins-Kirkpatrick, S. E., Scannell, H. A., Straub, S. C., & Wernberg, T. (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, 9(1), 1324. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03732-9>
- Palmiéri, J., Orr, J. C., Dutay, J.-C., Béranger, K., Schneider, A., Beuvier, J., & Somot, S. (2015). Simulated anthropogenic CO<sub>2</sub> storage and acidification of the Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 12(3), 781-802.
- Palomares, M. L. D., & Pauly, D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and freshwater research*, 49(5), 447-453.
- Pankhurst, N. W., & King, H. R. (2010). Temperature and salmonid reproduction: Implications for aquaculture. *Journal of Fish Biology*, 76(1), 69-85.
- Pankhurst, N. W., & Munday, P. L. (2011). Effects of climate change on fish reproduction and early life history stages. *Marine and Freshwater Research*, 62(9), 1015. <https://doi.org/10.1071/MF10269>
- Pankhurst, N. W., & Porter, M. J. R. (2003). Cold and dark or warm and light: Variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry*, 28(1-4), 385-389. <https://doi.org/10.1023/B:FISH.0000030602.51939.50>
- Pankhurst, N. W., & Thomas, P. M. (1998). Maintenance at elevated temperature delays the steroidogenic and ovulatory responsiveness of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to luteinizing hormone releasing hormone analogue. *Aquaculture*, 166(1-2), 163-177.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 637-669.
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *nature*, 421(6918), 37-42.
- Parravicini, V., Mangialajo, L., Mousseau, L., Peirano, A., Morri, C., Montefalcone, M., Francour, P., Kulbicki, M., & Bianchi, C. N. (2015). Climate change and warm-water species at the north-western boundary of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology*, 36(4), 897-909.

- Pastor, F., Valiente, J. A., & Palau, J. L. (2019). Sea Surface Temperature in the Mediterranean : Trends and Spatial Patterns (1982–2016). In I. Vilibić, K. Horvath, & J. L. Palau (Éds.), *Meteorology and Climatology of the Mediterranean and Black Seas* (p. 297-309). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-11958-4\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-030-11958-4_18)
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES journal of Marine Science*, 39(2), 175-192.
- Pauly, D., Kinne, O., & Jorgensen, B. B. (2010). *Gasping fish and panting squids : Oxygen, temperature and the growth of water-breathing animals*.
- Pauly, D., & Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature communications*, 7(1), 1-9.
- Peck, M. A., Buckley, L. J., & Bengtson, D. A. (2003). Energy losses due to routine and feeding metabolism in young-of-the-year juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(8), 929-937.
- Perry, R. I., Cury, P., Brander, K., Jennings, S., Möllmann, C., & Planque, B. (2010). Sensitivity of marine systems to climate and fishing: Concepts, issues and management responses. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 427-435.
- Piferrer, F. (2013). Epigenetics of sex determination and gonadogenesis. *Developmental Dynamics*, 242(4), 360-370.
- Piroddi, C., Colloca, F., & Tsikliras, A. C. (2020). The living marine resources in the Mediterranean Sea large marine ecosystem. *Environmental Development*, 36, 100555.
- Pistocchi, R., Cangini, M., Totti, C., Urbani, R., Guerrini, F., Romagnoli, T., Sist, P., Palamidesi, S., Boni, L., & Pompei, M. (2005). Relevance of the dinoflagellate *Gonyaulax fragilis* in mucilage formations of the Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, 353(1-3), 307-316.
- Platt, T., Fuentes-Yaco, C., & Frank, K. T. (2003). Spring algal bloom and larval fish survival. *Nature*, 423(6938), 398-399.
- Plan Bleu. (2016). Tourism and sustainability in the Mediterranean: key facts and trends.
- Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, P. J., Brander, K., Bruno, J. F., Buckley, L. B., & Burrows, M. T. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3(10), 919-925.
- Porteus, C. S., Hubbard, P. C., Uren Webster, T. M., van Aerle, R., Canário, A. V., Santos, E. M., & Wilson, R. W. (2018). Near-future CO<sub>2</sub> levels impair the olfactory system of a marine fish. *Nature Climate Change*, 8(8), 737-743.
- Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Physiology and climate change. *Science*, 322(5902), 690-692.
- Pörtner, H. O., & Knust, R. (2007). Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *science*, 315(5808), 95-97.
- Pörtner, H. O., & Peck, M. A. (2010). Climate change effects on fishes and fisheries : Towards a cause-and-effect understanding. *Journal of fish biology*, 77(8), 1745-1779.

- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., & Weyer, N. M. (2019). The ocean and cryosphere in a changing climate. *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Préfecture de Corse, (2015). Schéma régional de développement de l'aquaculture marine Corse. Novembre 2015
- Pulina, S., Brutemark, A., Suikkanen, S., Padedda, B. M., Grubisic, L. M., Satta, C. T., Caddeo, T., Farina, P., Sechi, N., & Lugliè, A. (2016). Effects of warming on a Mediterranean phytoplankton community. *Web Ecology*, 16(1), 89-92.
- Radhouane, L. (2013). Climate change impacts on North African countries and on some Tunisian economic sectors. *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, 107(1), 101-113.
- Raitsos, D. E., Beaugrand, G., Georgopoulos, D., Zenetos, A., Pancucci-Papadopoulou, A. M., Theocharis, A., & Papathanassiou, E. (2010). Global climate change amplifies the entry of tropical species into the Eastern Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography*, 55(4), 1478-1484.
- Randone, M., Di Carlo, G., Costantini, M., Tzanetti, T., Haferkamp, D., Portafaix, A., Smits, M., Antoniadis, V., Kachaner, N., & Osborne, A. (2017). Reviving the economy of the Mediterranean Sea : Actions for a sustainable future. *WWF Mediterranean Marine Initiative, Rome, Italy*.
- Reale, M., Cossarini, G., Lazzari, P., Lovato, T., Bolzon, G., Masina, S., Solidoro, C., & Salon, S. (2022). Acidification, deoxygenation, and nutrient and biomass declines in a warming Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 19(17), 4035-4065.
- Reimann, L., Vafeidis, A. T., Brown, S., Hinkel, J., & Tol, R. S. (2018). Mediterranean UNESCO World Heritage at risk from coastal flooding and erosion due to sea-level rise. *Nature communications*, 9(1), 1-11.
- Rilov, G. (2016). Multi-species collapses at the warm edge of a warming sea. *Scientific reports*, 6(1), 1-14.
- Rivetti, I., Boero, F., Frascchetti, S., Zambianchi, E., & Lionello, P. (2017). Anomalies of the upper water column in the Mediterranean Sea. *Global and Planetary Change*, 151, 68-79.
- Rivetti, I., Frascchetti, S., Lionello, P., Zambianchi, E., & Boero, F. (2014). Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *PloS one*, 9(12), e115655.
- Rouanet E., Belloni B., Astruch P., de Monbrison D., Goujard A., Letourtois M., Berthier L., (2017). État des connaissances des activités de plongée subaquatiques sur la façade méditerranéenne et appui à l'élaboration d'une stratégie de gestion durable des sites de plongée. Contrat d'étude Agence Française pour la Biodiversité – Direction Interrégionale de la Mer Méditerranée & GIS Posidonie – BRL ingénierie, GIS Posidonie publ., FR. : 1 – 184 + 12 annexes + 2 volumes annexes.
- Rubalcaba, J. G., Verberk, W. C., Hendriks, A. J., Saris, B., & Woods, H. A. (2020). Oxygen limitation may affect the temperature and size dependence of metabolism in aquatic ectotherms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(50), 31963-31968.



- Salgado-Hernanz, P. M., Regaudie-De-Gioux, A., Antoine, D., & Basterretxea, G. (2022). Pelagic primary production in the coastal Mediterranean Sea : Variability, trends, and contribution to basin-scale budgets. *Biogeosciences*, *19*(1), 47-69.
- Sánchez-Velasco, L., Godínez, V. M., Ruvalcaba-Aroche, E. D., Márquez-Artavia, A., Beier, E., Barton, E. D., & Jiménez-Rosenberg, S. P. A. (2019). Larval fish habitats and deoxygenation in the northern limit of the oxygen minimum zone off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *124*(12), 9690-9705.
- Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Calafat, A. M., Lastras, G., Pedrosa-Pàmies, R., Menéndez, M., Medina, R., Company, J. B., Hereu, B., & Romero, J. (2012). Impacts on the deep-sea ecosystem by a severe coastal storm. *PLoS one*, *7*(1), e30395.
- Sandra, G.-E., & Norma, M.-M. (2010). Sexual determination and differentiation in teleost fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *20*(1), 101-121.
- Sara, G., Bianchi, C. N., & Morri, C. (2005). Mating behaviour of the newly-established ornate wrasse *Thalassomapavo* (Osteichthyes: Labridae) in the Ligurian Sea (north-western Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *85*(1), 191-196.
- Satta, A., Puddu, M., Venturini, S., & Giupponi, C. (2017). Assessment of coastal risks to climate change related impacts at the regional scale: The case of the Mediterranean region. *International journal of disaster risk reduction*, *24*, 284-296.
- Savva, I., Bennett, S., Roca, G., Jordà, G., & Marbà, N. (2018). Thermal tolerance of Mediterranean marine macrophytes : Vulnerability to global warming. *Ecology and evolution*, *8*(23), 12032-12043.
- Schade, F. M., Clemmesen, C., & Mathias Wegner, K. (2014). Within-and transgenerational effects of ocean acidification on life history of marine three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Marine Biology*, *161*(7), 1667-1676.
- Schneider, A., Tanhua, T., Körtzinger, A., & Wallace, D. W. (2010). High anthropogenic carbon content in the eastern Mediterranean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *115*(C12).
- Seneviratne, S.I., X. Zhang, M. Adnan, W. Badi, C. Dereczynski, A. Di Luca, S. Ghosh, I. Iskandar, J. Kossin, S. Lewis, F. Otto, I. Pinto, M. Satoh, S.M. Vicente-Serrano, M. Wehner & B. Zhou, (2021). Weather and Climate Extreme Events in a Changing Climate. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1513–1766, doi:10.1017/9781009157896.013.
- Sheridan, J. A., & Bickford, D. (2011). Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, *1*(8), 401-406. <https://doi.org/10.1038/nclimate1259>

- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., & Pascal, M. (2013). Impacts of biological invasions : What's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, *28*(1), 58-66.
- Sinclair, M., & Iles, T. D. (1988). Population richness of marine fish species. *Aquatic Living Resources*, *1*(1), 71-83.
- Skirris, N. (2014). Past, present and future patterns of the thermohaline circulation and characteristic water masses of the Mediterranean Sea. In *The Mediterranean Sea* (p. 29-48). Springer.
- Slangen, A., Church, J. A., Agosta, C., Fettweis, X., Marzeion, B., & Richter, K. (2016). Anthropogenic forcing dominates global mean sea-level rise since 1970. *Nature Climate Change*, *6*(7), 701-705.
- Smith Jr, K. L., Ruhl, H. A., Bett, B. J., Billett, D. S. M., Lampitt, R. S., & Kaufmann, R. S. (2009). Climate, carbon cycling, and deep-ocean ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(46), 19211-19218.
- Somot, S., Sevault, F., & Déqué, M. (2006). Transient climate change scenario simulation of the Mediterranean Sea for the twenty-first century using a high-resolution ocean circulation model. *Climate Dynamics*, *27*(7), 851-879.
- Soto-Navarro, J., Jordá, G., Amores, A., Cabos, W., Somot, S., Sevault, F., Macías, D., Djurdjevic, V., Sannino, G., Li, L., & Sein, D. (2020). Evolution of Mediterranean Sea water properties under climate change scenarios in the Med-CORDEX ensemble. *Climate Dynamics*, *54*(3-4), 2135-2165. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-05105-4>
- Stambler, N. (2014). The Mediterranean Sea–Primary Productivity. In *The Mediterranean Sea* (p. 113-121). Springer.
- STARESO (2021). Rapport STARECAPMED 2021 – Climat et cadre hydrographique : Etats, Tendances, Extrêmes. STARESO.
- Stergiou, K. I., Somarakis, S., Triantafyllou, G., Tsiaras, K. P., Giannoulaki, M., Petihakis, G., Machias, A., & Tsikliras, A. C. (2016). Trends in productivity and biomass yields in the Mediterranean Sea large marine ecosystem during climate change. *Environmental Development*, *17*, 57-74.
- Streftaris, N., & Zenetos, A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean-the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science*, *7*(1), 87-118.
- Strüssmann, C. A., Saito, T., Usui, M., Yamada, H., & Takashima, F. (1997). Thermal thresholds and critical period of thermolabile sex determination in two atherinid fishes, *Odontesthes bonariensis* and *Patagonina hatcheri*. *Journal of Experimental Zoology*, *278*(3), 167-177.
- Sumaila, U. R., Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Pauly, D., & Herrick, S. (2011). Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, *1*(9), 449-456. <https://doi.org/10.1038/nclimate1301>
- Sumpter, J. P. (2009). Protecting aquatic organisms from chemicals : The harsh realities. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *367*(1904), 3877-3894.

- Sundby, S., & Kristiansen, T. (2015). The principles of buoyancy in marine fish eggs and their vertical distributions across the world oceans. *PloS one*, *10*(10), e0138821.
- Sydeman, W. J., Poloczanska, E., Reed, T. E., & Thompson, S. A. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, *350*(6262), 772-777. <https://doi.org/10.1126/science.aac9874>
- Temming, A., Floeter, J., & Ehrich, S. (2007). Predation hot spots : Large scale impact of local aggregations. *Ecosystems*, *10*(6), 865-876.
- Thomas, P., & Rahman, M. S. (2009). Biomarkers of hypoxia exposure and reproductive function in Atlantic croaker : A review with some preliminary findings from the northern Gulf of Mexico hypoxic zone. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *381*, S38-S50.
- Thorpe, R. B., & Bigg, G. R. (2000). Modelling the sensitivity of Mediterranean Outflow to anthropogenically forced climate change. *Climate dynamics*, *16*(5), 355-368.
- Todgham, A. E., & Stillman, J. H. (2013). Physiological responses to shifts in multiple environmental stressors : Relevance in a changing world. *Integrative and comparative biology*, *53*(4), 539-544.
- Toreti, A., & Naveau, P. (2015). On the evaluation of climate model simulated precipitation extremes. *Environmental Research Letters*, *10*(1), 014012.
- Touratier, F., Goyet, C., Houpert, L., De Madron, X. D., Lefèvre, D., Stabholz, M., & Guglielmi, V. (2016). Role of deep convection on anthropogenic CO<sub>2</sub> sequestration in the Gulf of Lions (northwestern Mediterranean Sea). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, *113*, 33-48.
- Tovar-Sánchez, A., Sánchez-Quiles, D., & Rodríguez-Romero, A. (2019). Massive coastal tourism influx to the Mediterranean Sea : The environmental risk of sunscreens. *Science of the Total Environment*, *656*, 316-321.
- Tramblay, Y., & Somot, S. (2018). Future evolution of extreme precipitation in the Mediterranean. *Climatic Change*, *151*(2), 289-302.
- Tsimplis, M. N., Calafat, F. M., Marcos, M., Jordá, G., Gomis, D., Fenoglio-Marc, L., Struglia, M. V., Josey, S. A., & Chambers, D. P. (2013). The effect of the NAO on sea level and on mass changes in the Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *118*(2), 944-952.
- Tulone, A., Crescimanno, M., Vrontis, D., & Galati, A. (2020). Are coastal communities able to pay for the protection of fish resources impacted by climate change? *Fisheries Research*, *221*, 105374.
- Tveiten, H., & Johnsen, H. K. (1999). Temperature experienced during vitellogenesis influences ovarian maturation and the timing of ovulation in common wolffish. *Journal of Fish Biology*, *55*(4), 809-819.
- United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan and Plan Bleu (2020). State of the Environment and Development in the Mediterranean. Nairobi. In-text citation: UNEP/MAP and Plan Bleu, 2020.
- Van der Veer, H. W., Berghahn, R., Miller, J. M., & Rijnsdorp, A. D. (2000). Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species : Progress made by the Flatfish Symposia. *ICES Journal of Marine Science*, *57*(2), 202-215.

- Vautard, R., Gobiet, A., Sobolowski, S., Kjellström, E., Stegehuis, A., Watkiss, P., Mendlik, T., Landgren, O., Nikulin, G., & Teichmann, C. (2014). The European climate under a 2° C global warming. *Environmental Research Letters*, *9*(3), 034006.
- Vergés, A., Doropoulos, C., Czarnik, R., McMahon, K., Llonch, N., & Poore, A. G. (2018). Latitudinal variation in seagrass herbivory: Global patterns and explanatory mechanisms. *Global Ecology and Biogeography*, *27*(9), 1068-1079.
- Vergés, A., McCosker, E., Mayer-Pinto, M., Coleman, M. A., Wernberg, T., Ainsworth, T., & Steinberg, P. D. (2019). Tropicalisation of temperate reefs: Implications for ecosystem functions and management actions. *Functional Ecology*, *33*(6), 1000-1013.
- Vergés, A., Steinberg, P. D., Hay, M. E., Poore, A. G., Campbell, A. H., Ballesteros, E., Heck Jr, K. L., Booth, D. J., Coleman, M. A., & Feary, D. A. (2014a). The tropicalization of temperate marine ecosystems: Climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1789), 20140846.
- Vergés, A., Tomas, F., Cebrian, E., Ballesteros, E., Kizilkaya, Z., Dendrinis, P., Karamanlidis, A. A., Spiegel, D., & Sala, E. (2014b). Tropical rabbitfish and the deforestation of a warming temperate sea. *Journal of Ecology*, *102*(6), 1518-1527.
- Villarino, E., Chust, G., Licandro, P., Butenschön, M., Ibaibarriaga, L., Larrañaga, A., & Irigoien, X. (2015). Modelling the future biogeography of North Atlantic zooplankton communities in response to climate change. *Marine Ecology Progress Series*, *531*, 121-142.
- Wang, N., Teletchea, F., Kestemont, P., Milla, S., & Fontaine, P. (2010). Photothermal control of the reproductive cycle in temperate fishes. *Reviews in Aquaculture*, *2*(4), 209-222.
- Wear, S. L., & Thurber, R. V. (2015). Sewage pollution : Mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1355*(1), 15-30.
- Welch, M. J., & Munday, P. L. (2017). Heritability of behavioural tolerance to high CO<sub>2</sub> in a coral reef fish is masked by nonadaptive phenotypic plasticity. *Evolutionary Applications*, *10*(7), 682-693.
- Wilderbuer, T. K., Hollowed, A. B., Ingraham Jr, W. J., Spencer, P. D., Connors, M. E., Bond, N. A., & Walters, G. E. (2002). Flatfish recruitment response to decadal climatic variability and ocean conditions in the eastern Bering Sea. *Progress in Oceanography*, *55*(1-2), 235-247.
- Williams, S. L., & Grosholz, E. D. (2008). The invasive species challenge in estuarine and coastal environments : Marrying management and science. *Estuaries and Coasts*, *31*(1), 3-20.
- World Tourism Organization (UNWTO) (Éd.). (2019). *International Tourism Highlights, 2019 Edition*. World Tourism Organization (UNWTO). <https://doi.org/10.18111/9789284421152>
- Wright, P. J., Orpwood, J. E., & Boulcott, P. (2017). Warming delays ovarian development in a capital breeder. *Marine Biology*, *164*(4), 1-9.

Zenetos, A., Çinar, M. E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., Shenkar, N., Turon, X., & Verlaque, M. (2017). Uncertainties and validation of alien species catalogues : The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171-187. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.031>

## **Chapitre II : Description des pressions de l'aquaculture et de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi**

- Abessa, D. M., Carr, R. S., Rachid, B. R., Sousa, E. C., Hortelani, M. A., & Sarkis, J. E. (2005). Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 50(8), 875–885.
- Adloff, F., Somot, S., Sevault, F., Jordà, G., Aznar, R., Déqué, M., Herrmann, M., Marcos, M., Dubois, C., Padorno, E., Alvarez-Fanjul, E., & Gomis, D. (2015). Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. *Climate Dynamics*, 45(9–10), 2775–2802. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2507-3>
- Aksu, M., & Kocatas, A. (2007). Environmental effects of the three fish farms in Izmir Bay (Aegean Sea-Turkey) on water column and sediment. *Rapport Du 38e Congrès de La Commission Internationale Pour L'exploration Scientifique de La Mer Méditerranée*, 38, 414.
- Alós, J., Palmer, M., & Arlinghaus, R. (2012). Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. *PloS One*, 7(10), e48030.
- Alós, J., Palmer, M., Trías, P., Díaz-Gil, C., & Arlinghaus, R. (2015). Recreational angling intensity correlates with alteration of vulnerability to fishing in a carnivorous coastal fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(2), 217–225.
- Alós, J., Puiggrós, A., Díaz-Gil, C., Palmer, M., Rosselló, R., & Arlinghaus, R. (2015). Empirical evidence for species-specific export of fish naïveté from a no-take marine protected area in a coastal recreational hook and line fishery. *PLoS One*, 10(8), e0135348.
- Alvarez, C., Juanes, J. A., Revilla, J. A., Koev, K., Roldan, A., & Ivanov, V. (1999). Environmental study of the alternatives for the sewer system of a small coastal community in the Bay of Biscay. *Water Science and Technology*, 39(8), 161–168.
- Alve, E. (1995). Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution; a review. *The Journal of Foraminiferal Research*, 25(3), 190–203.
- Anderson, M. J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley Statsref: Statistics Reference Online*, 1–15.
- Andradi-Brown, D. A., Gress, E., Laverick, J. H., Monfared, M. A. A., Rogers, A. D., & Exton, D. A. (2018). Wariness of reef fish to passive diver presence with varying dive gear type across a coral reef depth gradient. *Journal of the Marine Biological Association*

- of the United Kingdom, 98(7), 1733–1743.  
<https://doi.org/10.1017/S0025315417001278>
- Azzurro, E., Aguzzi, J., Maynou, F., Chiesa, J. J., & Savini, D. (2013). Diel rhythms in shallow Mediterranean rocky-reef fishes: A chronobiological approach with the help of trained volunteers. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2), 461–470.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Mesa, G. L., Scarpato, A., & Axiak, V. (2010). Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Environmental Research*, 69(5), 390–397.  
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.01.006>
- Bahamonde, P. A., Fuzzen, M. L., Bennett, C. J., Tetreault, G. R., McMaster, M. E., Servos, M. R., Martyniuk, C. J., & Munkittrick, K. R. (2015). Whole organism responses and intersex severity in rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) following exposures to municipal wastewater in the Grand River basin, ON, Canada. Part A. *Aquatic Toxicology*, 159, 290–301.
- Baker, M. R., Gobush, K. S., & Vynne, C. H. (2013). Review of factors influencing stress hormones in fish and wildlife. *Journal for Nature Conservation*, 21(5), 309–318.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barbosa, V., Santos, M., Anacleto, P., Maulvault, A. L., Pousão-Ferreira, P., Costa, P. R., & Marques, A. (2019). Paralytic shellfish toxins and ocean warming: Bioaccumulation and ecotoxicological responses in Juvenile Gilthead Seabream (*Sparus aurata*). *Toxins*, 11(7), 408.
- Barneche, D. R., Robertson, D. R., White, C. R., & Marshall, D. J. (2018). Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science*, 360(6389), 642–645.
- Barras, C., Jorissen, F. J., Labrune, C., Andral, B., & Boissery, P. (2014). Live benthic foraminiferal faunas from the French Mediterranean Coast: Towards a new biotic index of environmental quality. *Ecological Indicators*, 36, 719–743.
- Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2017). Are negative effects of tourist activities on wildlife over-reported? A review of assessment methods and empirical results. *Biological Conservation*, 211, 10–19.
- Beiras, R. (2018). *Marine pollution: Sources, fate and effects of pollutants in coastal ecosystems*. Elsevier.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., & Allen, S. (2009). Impact assessment research: Use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 177–185.
- Bell, J. D., & Harmelin-Vivien, M. L. (1982). Fish fauna of French Mediterranean Posidonia oceanica seagrass meadows. II: Feeding habits. *Tethys (Marseille)*, 11(1), 1–14.
- Ben Miled, S., Kebir, A., & Hbid, M. L. (2010). Individual based model for grouper populations. *Acta Biotheoretica*, 58(2), 247–264.

- Benevides, L. J., Nunes, J. de A. C., Costa, T. L., & Sampaio, C. L. (2016). Flight response of the barber surgeonfish, *Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855 (Teleostei: Acanthuridae), to spearfisher presence. *Neotropical Ichthyology*, *14*.
- Bernhardt, E. S., Rosi, E. J., & Gessner, M. O. (2017). Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(2), 84–90.
- Bianchi, F., Acri, F., Aubry, F. B., Berton, A., Boldrin, A., Camatti, E., Cassin, D., & Comaschi, A. (2003). Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? *Marine Pollution Bulletin*, *46*(8), 964–971. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00111-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00111-5)
- Blanchard, R. J., Blanchard, D. C., Rodgers, J., & Weiss, S. M. (1990). The characterization and modelling of antipredator defensive behavior. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews*, *14*(4), 463–472.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2). Springer.
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, *40*(12), 1100–1114.
- Borja, A., Muxika, I., & Franco, J. (2003). The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, *46*(7), 835–845.
- Boulanger, E., Loiseau, N., Valentini, A., Arnal, V., Boissery, P., Dejean, T., Deter, J., Guellati, N., Holon, F., & Juhel, J.-B. (2021). Environmental DNA metabarcoding reveals and unpacks a biodiversity conservation paradox in Mediterranean marine reserves. *Proceedings of the Royal Society B*, *288*(1949), 20210112.
- Box, G. E., & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, *26*(2), 211–243.
- Brown, A. R., Lilley, M., Shutler, J., Lowe, C., Artioli, Y., Torres, R., Berdalet, E., & Tyler, C. R. (2020). Assessing risks and mitigating impacts of harmful algal blooms on mariculture and marine fisheries. *Reviews in Aquaculture*, *12*(3), 1663–1688.
- Brown, C. J., Knight, B. W., McMaster, M. E., Munkittrick, K. R., Oakes, K. D., Tetreault, G. R., & Servos, M. R. (2011). The effects of tertiary treated municipal wastewater on fish communities of a small river tributary in Southern Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, *159*(7), 1923–1931.
- Buchholz-Sørensen, M., & Vella, A. (2016). Population structure, genetic diversity, effective population size, demographic history and regional connectivity patterns of the endangered dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Teleostei: Serranidae), within Malta's fisheries management zone. *PloS One*, *11*(7), e0159864.
- Cabral, Fonseca, Sousa, & Costa Leal. (2019). Synergistic Effects of Climate Change and Marine Pollution: An Overlooked Interaction in Coastal and Estuarine Areas. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *16*(15), 2737. <https://doi.org/10.3390/ijerph16152737>
- Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, *90*(12), 3566–3574.

- Calò, A., Pereñíguez, J. M., Hernandez-Andreu, R., & García-Charton, J. A. (2021). Quotas regulation is necessary but not sufficient to mitigate the impact of SCUBA diving in a highly visited marine protected area. *Journal of Environmental Management*, *302*, 113997.
- Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: A review. *Environmental Management*, *44*(2), 205–217.
- Carpenter, K. E., & Russell, B. (2009). *Dentex dentex* (The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T170245A1300534) [Data set]. International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170245A1300534.en>
- Čelić, M., Gros, M., Farré, M., Barceló, D., & Petrović, M. (2019). Pharmaceuticals as chemical markers of wastewater contamination in the vulnerable area of the Ebro Delta (Spain). *Science of the Total Environment*, *652*, 952–963.
- Chabanet, P., Dufour, V., & Galzin, R. (1995). Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *188*(1), 29–48.
- Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K. S., Adare, K., & Jefferson, C. (1997). Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review. *Water Quality Research Journal*, *32*(4), 659–714.
- Chapman, C. J., Johnstone, A. D. F., Dunn, J. R., & Creasey, D. J. (1974). Reactions of fish to sound generated by divers' open-circuit underwater breathing apparatus. *Marine Biology*, *27*(4), 357–366. <https://doi.org/10.1007/BF00394372>
- Chiban, S. (2013). *Modélisation de la déposition des particules solides dans les rejets urbains conduits à la mer par émissaires marins* [PhD Thesis]. Université de Strasbourg.
- Claudet, J., & Pelletier, D. (2004). Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources*, *17*(2), 129–138.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., & Paleczny, M. (2012). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(4), 465–480.
- Condini, M. V., García-Charton, J. A., & Garcia, A. M. (2018). A review of the biology, ecology, behavior and conservation status of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *28*(2), 301–330.
- Cooper Jr, W. E., & Frederick, W. G. (2007). Optimal flight initiation distance. *Journal of Theoretical Biology*, *244*(1), 59–67.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R. V., & Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*(6630), 253–260.



- Costello, M. J., Pohle, G., & Martin, A. (2001). Evaluating biodiversity in marine environmental assessments. *Research and Development Monograph Series*, 771–805.
- Couture M., (2013). Suivi et quantification des pressions anthropiques en baie de Calvi, Mémoire de Master, Université de Corse, Université de Liège et STARESO.
- Dames, V., Bernard, A., Floros, C., Mann, B., Speed, C., Maggs, J., Laing, S., Meekan, M., & Olbers, J. (2020). Zonation and reef size significantly influence fish population structure in an established marine protected area, iSimangaliso Wetland Park, South Africa. *Ocean & Coastal Management*, 185, 105040.
- Danovaro, R. (2003). Pollution threats in the Mediterranean Sea: An overview. *Chemistry and Ecology*, 19(1), 15–32.
- De Cáceres, M., Legendre, P., & Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10), 1674–1684.
- Dearden, P., Bennett, M., & Rollins, R. (2007). Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. *Coastal Management*, 35(2–3), 305–317.
- Dearden, P., Theberge, M., & Yasué, M. (2010). Using underwater cameras to assess the effects of snorkeler and SCUBA diver presence on coral reef fish abundance, family richness, and species composition. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1–4), 531–538. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0855-3>
- Del-Pilar-Ruso, Y., De-la-Ossa-Carretero, J. A., Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L. M., Giménez-Casalduero, F., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. *Marine Pollution Bulletin*, 58(5), 776–782.
- Demšar, J., Štrumbelj, E., & Bajec, I. L. (2016). A balanced mixture of antagonistic pressures promotes the evolution of parallel movement. *Scientific Reports*, 6(1), 1–12.
- Desbiolles, F., Malleret, L., Tiliacos, C., Wong-Wah-Chung, P., & Laffont-Schwob, I. (2018). Occurrence and ecotoxicological assessment of pharmaceuticals: Is there a risk for the Mediterranean aquatic environment? *Science of the Total Environment*, 639, 1334–1348.
- Desiderà, E., Guidetti, P., Panzalis, P., Navone, A., Valentini-Poirrier, C.-A., Boissery, P., Gervaise, C., & Di Iorio, L. (2019). Acoustic fish communities: Sound diversity of rocky habitats reflects fish species diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 608, 183–197.
- Deudero, S., Morey, G., Frau, A., Moranta, J., & Moreno, I. (2008). Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *Journal of Marine Systems*, 70(1–2), 182–195. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.05.001>
- Di Franco, A., Baiata, P., & Milazzo, M. (2013). Effects of recreational scuba diving on Mediterranean fishes: Evidence of involuntary feeding? *Mediterranean Marine Science*, 14(1), 15. <https://doi.org/10.12681/mms.321>
- Di Franco, A., Milazzo, M., Baiata, P., Tomasello, A., & Chemello, R. (2009). Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area.

- Di Iorio, L., Audax, M., Deter, J., Holon, F., Lossent, J., Gervaise, C., & Boissery, P. (2021). Biogeography of acoustic biodiversity of NW Mediterranean coralligenous reefs. *Scientific Reports*, 11(1), 1–10.
- Dickens, L. C., Goatley, C. H. R., Tanner, J. K., & Bellwood, D. R. (2011). Quantifying Relative Diver Effects in Underwater Visual Censuses. *PLoS ONE*, 6(4), e18965. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018965>
- Dimmock, K., & Cummins, T. (2013). History of scuba diving tourism. *Scuba Diving Tourism*, 14–28.
- Domenici, P. (2010). Context-dependent variability in the components of fish escape response: Integrating locomotor performance and behavior. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, 313(2), 59–79.
- Donnay, A., Parent, B., Barras, C., & Pelaprat, C. (2016). Comparison of ecological quality evaluated by soft-bottom macrofauna and by foraminifera along a sewage outfall transect in Calvi bay, Corsica. 41, 455.
- Dosdat, A. (2001). Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: Nutritional and feeding aspects. *Cah Options Mediterr*, 55, 23–36.
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner, H. H., & Dray, M. S. (2018). Package ‘adespatial’. *R Package*, 2018, 3–8.
- Du, S. N., Choi, J. A., McCallum, E. S., McLean, A. R., Borowiec, B. G., Balshine, S., & Scott, G. R. (2019). Metabolic implications of exposure to wastewater effluent in bluegill sunfish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 224, 108562.
- Du, S. N., McCallum, E. S., Vaseghi-Shanjani, M., Choi, J. A., Warriner, T. R., Balshine, S., & Scott, G. R. (2018). Metabolic costs of exposure to wastewater effluent lead to compensatory adjustments in respiratory physiology in bluegill sunfish. *Environmental Science & Technology*, 52(2), 801–811.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366.
- Fabricius, K., De’ath, G., McCook, L., Turak, E., & Williams, D. McB. (2005). Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1–4), 384–398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.041>
- Faught, E., & Vijayan, M. M. (2018). Maternal stress and fish reproduction: The role of cortisol revisited. *Fish and Fisheries*, 19(6), 1016–1030.
- Fernö, A., Folkedal, O., Nilsson, J., & Kristiansen, T. S. (2020). Inside the Fish Brain: Cognition, Learning and Consciousness. In *The Welfare of Fish* (pp. 149–183). Springer.
- Floros, C., Schleyer, M. H., & Maggs, J. Q. (2013). Fish as indicators of diving and fishing pressure on high-latitude coral reefs. *Ocean & Coastal Management*, 84, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.08.005>

- Fontaine Q., Fullgrabe L., Arranz H., & Marengo M. (2022). Inspection vidéo de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi. Rapport final. Contrat STARESO/VEOLIA(Kyrnolia). E01-22 : 13p
- Francour, P. (1984). Biomasse de l'herbier à *Posidonia oceanica*: Données préliminaires pour les compartiments "matte", échinodermes et poissons. *Mémoire Diplôme Etudes Approfondies, Université Pierre et Marie Curie (Paris)*. 72p.
- Francour, P. (1990). *Dynamique de l'écosystème à Posidonia oceanica dans le parc national de Port-Cros: Analyse des compartiments matte, litière, faune vagile, échinodermes et poissons* [PhD Thesis]. Paris 6.
- Francour, P. (1994). *Comparaison de l'ichtyofaune entre des secteurs fréquentés ou non par des plongeurs sous-marins dans le Parc national de Port-Cros (Var, Méditerranée Nord-Occidentale)*. (p. 25). GIS Posidonie Publ.
- Frankignoulle, M., & Bouqueneau, J.-M. (1990). Mise en évidence au moyen de l'alcalinité totale d'une remontée de masse d'eau en baie de Calvi. *Bulletin de La Société Royale Des Sciences de Liège*, 59.
- Fuzzen, M. L., Bennett, C. J., Tetreault, G. R., McMaster, M. E., & Servos, M. R. (2015). Severe intersex is predictive of poor fertilization success in populations of rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*). *Aquatic Toxicology*, 160, 106–116.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232–1235.
- Gazeau, F., Sallon, A., Maugendre, L., Louis, J., Dellisanti, W., Gaubert, M., Lejeune, P., Gobert, S., Borges, A. V., Harlay, J., Champenois, W., Alliouane, S., Taillandier, V., Louis, F., Obolensky, G., Grisoni, J.-M., & Guieu, C. (2017). First mesocosm experiments to study the impacts of ocean acidification on plankton communities in the NW Mediterranean Sea (MedSea project). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 186, 11–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.014>
- Geffroy, B., Sadoul, B., Bouchareb, A., Prigent, S., Bourdineaud, J.-P., Gonzalez-Rey, M., Morais, R. N., Mela, M., Nobre Carvalho, L., & Bessa, E. (2018). Nature-Based Tourism Elicits a Phenotypic Shift in the Coping Abilities of Fish. *Frontiers in Physiology*, 9, 13. <https://doi.org/10.3389/fphys.2018.00013>
- Geffroy, B., Sadoul, B., & Ellenberg, U. (2017). Physiological and Behavioral Consequences of Human Visitation. In D. T. Blumstein, B. Geffroy, D. S. M. Samia, & E. Bessa (Eds.), *Ecotourism's Promise and Peril* (pp. 9–27). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-58331-0\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-58331-0_2)
- Gerin, L., Pelaprat, C., & Barras, C. (2014). *Etude de cas de l'impact de la station d'épuration de Calvi* (p. 44) [Master thesis]. STARESO, Recent and Fossil Bio-Indicators - Angers university.
- Gil, M. A., Emberts, Z., Jones, H., & St. Mary, C. M. (2017). Social information on fear and food drives animal grouping and fitness. *The American Naturalist*, 189(3), 227–241.
- Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2018). Causes of harmful algal blooms. *Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference*, 1–38.

- Gobert, S., Chéry, A., Volpon, A., Pelaprat, C., & Lejeune, P. (2014). The seascape as an indicator of environmental interest and quality of the Mediterranean benthos: The in situ development of a description index: the LIMA. In *Underwater Seascapes* (pp. 277–291). Springer.
- Gobert, S., Laumont, N., & Bouquegneau, J.-M. (2002). *Posidonia oceanica* meadow: A low nutrient high chlorophyll (LNHC) system? *BMC Ecology*, 2(1), 1–12.
- Gobert, S., & Richir, J. (2019). Des indices pour la définition de l'état des masses d'eau en milieu marin: Mises au point, applications et aide à la gestion. *Geo-Eco-Trop*, 43(3), 353–364.
- Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., & Boissery, P. (2009). Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11), 1727–1733.
- Goetze, J. S., Januchowski-Hartley, F. A., Claudet, J., Langlois, T. J., Wilson, S. K., & Jupiter, S. D. (2017). Fish wariness is a more sensitive indicator to changes in fishing pressure than abundance, length or biomass. *Ecological Applications*, 27(4), 1178–1189. <https://doi.org/10.1002/eap.1511>
- Goffart, A., Hecq, J.-H., & Legendre, L. (2002). Changes in the development of the winter-spring phytoplankton bloom in the Bay of Calvi (NW Mediterranean) over the last two decades: A response to changing climate? *Marine Ecology Progress Series*, 236, 45–60.
- Gonson, C., Pelletier, D., Gamp, E., Preuss, B., Jollit, I., & Ferraris, J. (2016). Decadal increase in the number of recreational users is concentrated in no-take marine reserves. *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 144–154.
- Grasshoff, K., Kremling, K., & Ehrhardt, M. (2009). *Methods of seawater analysis*. John Wiley & Sons.
- Gray, C. A., Otway, N. M., Laurenson, F. A., Miskiewicz, A. G., & Pethebridge, R. L. (1992). Distribution and abundance of marine fish larvae in relation to effluent plumes from sewage outfalls and depth of water. *Marine Biology*, 113(4), 549–559.
- Grigg, R. W. (1994). *Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii*. 10.
- Guidetti, P. (2000). Differences Among Fish Assemblages Associated with Nearshore *Posidonia oceanica* Seagrass Beds, Rocky-algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(4), 515–529. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0584>
- Guidetti, P., Bussotti, S., & Conti, M. (1998). Fish fauna of the genoa-quinto *Posidonia oceanica* bed (Ligurian Sea, North-Western Mediterranean). *Rapports Commission Internationale Mer Mediterranee*, 35, 35546–35547.
- Guidetti, P., Fanelli, G., Frascchetti, S., Terlizzi, A., & Boero, F. (2002). Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral. *Marine Environmental Research*, 53(1), 77–94.

- Guidetti, P., Terlizzi, A., Frascchetti, S., & Boero, F. (2003). Changes in Mediterranean rocky-reef fish assemblages exposed to sewage pollution. *Marine Ecology Progress Series*, 253, 269–278. <https://doi.org/10.3354/meps253269>
- Guidetti, P., Vierucci, E., & Bussotti, S. (2008). Differences in escape response of fish in protected and fished Mediterranean rocky reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(3), 625–627. <https://doi.org/10.1017/S0025315408000933>
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., & Duclerc, J. (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes. *Revue d'écologie*.
- He, Q., & Silliman, B. R. (2019). Climate Change, Human Impacts, and Coastal Ecosystems in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R1021–R1035. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.042>
- Hodge, J. R., Alim, C., Bertrand, N. G., Lee, W., Price, S. A., Tran, B., & Wainwright, P. C. (2018). Ecology shapes the evolutionary trade-off between predator avoidance and defence in coral reef butterflyfishes. *Ecology Letters*, 21(7), 1033–1042.
- Holm, S. (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, 65–70.
- Hyndman R. (2021). fpp3: Data for "Forecasting: Principles and Practice" (3rd Edition). R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=fpp3>
- Iborra, L., Leduc, M., Patrissi, M., Séverin, T., Donnay, A., Fullgrabe, L., Marengo, M., & Lejeune, P. (2020). *Etude de l'influence de la plongée sous-marine sur le milieu marin en baie de Calvi*. OFB/DIRMM/STARESO.
- Insee, (2022). RP2008, RP2013 et RP2019, exploitations principales, géographie au 01/01/2022. URL : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2011101?geo=EPCI-200073104> ; <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-242020105>
- Ioannou, C. C., Guttal, V., & Couzin, I. D. (2012). Predatory fish select for coordinated collective motion in virtual prey. *Science*, 337(6099), 1212–1215.
- Januchowski-Hartley, F. A., Graham, N. A., Cinner, J. E., & Russ, G. R. (2015). Local fishing influences coral reef fish behavior inside protected areas of the Indo-Pacific. *Biological Conservation*, 182, 8–12.
- Johnston, E. L., & Roberts, D. A. (2009). Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 157(6), 1745–1752.
- Johnston, F. D., Arlinghaus, R., & Dieckmann, U. (2013). Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. *Fish and Fisheries*, 14(4), 554–579.
- Jousseau, M., Abadie, A., Binard, M., Biondo, R., Borges, A., Collignon, A., Champenois, W., Chéry, A., Diaz, D., Donnay, A., Fréjefond, C., Gobert, S., Goffart, A., Hecq, J.-H., Lejeune, P., Lepoint, G., Leduc, M., Pelaprat, C., Pera, A., Sirjacobs, D., A., Thomé, J.-P., Volpon, A., 2013. STARECAPMED (STation of Reference and rEsearch on Change

- of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) : Rapport d'activité - Année 2013 (Rapport de Recherches).
- Karydis, M., & Kitsiou, D. (2012). Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(8), 4931–4984.
- Khalaf, M. A., & Kochzius, M. (2002). Changes in trophic community structure of shore fishes at an industrial site in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 239, 287–299.
- Koster, J., & McElreath, R. (2017). Multinomial analysis of behavior: Statistical methods. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 71(9), 1–14.
- Kulbicki, M. (1998). How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 222(1–2), 11–30. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00133-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00133-0)
- Lamb, J. B., Van De Water, J. A., Bourne, D. G., Altier, C., Hein, M. Y., Fiorenza, E. A., Abu, N., Jompa, J., & Harvell, C. D. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, 355(6326), 731–733.
- Langridge, K. V., Broom, M., & Osorio, D. (2007). Selective signalling by cuttlefish to predators. *Current Biology*, 17(24), R1044–R1045.
- Le Corre, N., Saint-Pierre, A., Hughes, M., Peuziat, I., Cosquer, A., Michot, T., & Bernard, N. (2021). Outdoor recreation in French Coastal and Marine Protected Areas. Exploring recreation experience preference as a way for building conservation support. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 33, 100332.
- Legendre, P. (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. *Ecology and Evolution*, 9(6), 3500–3514.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., & Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean: The highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(4), 250–260. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.009>
- Lindfield, S. J., Harvey, E. S., McIlwain, J. L., & Halford, A. R. (2014). Silent fish surveys: Bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(10), 1061–1069. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12262>
- Linton, D. M., & Warner, G. F. (2003). Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management*, 46(3–4), 261–276. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(03\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00007-3)
- Lobel, P. S. (2001). Fish Bioacoustics and Behavior: Passive Acoustic Detection and the Application of a Closed-Circuit Rebreather for Field Study. *Marine Technology Society Journal*, 35(2), 19–28. <https://doi.org/10.4031/002533201788001884>
- Lobel, P. S., & Hole, W. (2005). *Scuba Bubble Noise and Fish Behavior: A Rationale for Silent Diving Technology*. 11.
- Loos, R., Carvalho, R., António, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., & Blaha, L. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging

- polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47(17), 6475–6487.
- Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., & Ittekkot, V. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, 239, 670–680.
- Luna, B., Pérez, C. V., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science*, 66(3), 517–523. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp020>
- Mackenzie, K. (1999). Parasites as Pollution Indicators in Marine Ecosystems: A Proposed Early Warning System. *Marine Pollution Bulletin*, 38(11), 955–959. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00100-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00100-9)
- Manassa, R. P., & McCormick, M. I. (2012). Social learning and acquired recognition of a predator by a marine fish. *Animal Cognition*, 15(4), 559–565.
- Mare & Stagni, (2021). Présentation du dossier de demande de reconnaissance IGP.
- Marengo, M., Culioli, J.-M., Santoni, M.-C., Marchand, B., & Durieux, E. D. H. (2015). Comparative analysis of artisanal and recreational fisheries for *Dentex dentex* in a Marine Protected Area. *Fisheries Management and Ecology*, 22(3), 249–260.
- Marengo, M., Durieux, E. D., Marchand, B., & Francour, P. (2014). A review of biology, fisheries and population structure of *Dentex dentex* (Sparidae). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4), 1065–1088.
- Marengo, M., Iborra, L., Leduc, M., Lejeune, P., Boissery, P., & Gobert, S. (2021). Assessing Spatial and Temporal Trends in a Mediterranean Fish Assemblage Structure. *Diversity*, 13(8), 368. <https://doi.org/10.3390/d13080368>
- Margot, J., Rossi, L., Barry, D. A., & Holliger, C. (2015). A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(5), 457–487.
- McCallum, E. S., Bose, A. P., Warriner, T. R., & Balshine, S. (2017). An evaluation of behavioural endpoints: The pharmaceutical pollutant fluoxetine decreases aggression across multiple contexts in round goby (*Neogobius melanostomus*). *Chemosphere*, 175, 401–410.
- McCallum, E. S., Krutzmann, E., Brodin, T., Fick, J., Sundelin, A., & Balshine, S. (2017). Exposure to wastewater effluent affects fish behaviour and tissue-specific uptake of pharmaceuticals. *Science of The Total Environment*, 605–606, 578–588. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.073>
- McCallum, E. S., Nikel, K. E., Mehdi, H., Du, S. N. N., Bowman, J. E., Midwood, J. D., Kidd, K. A., Scott, G. R., & Balshine, S. (2019). Municipal wastewater effluent affects fish communities: A multi-year study involving two wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*, 252, 1730–1741. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.075>
- McKinley, A., & Johnston, E. L. (2010). Impacts of contaminant sources on marine fish abundance and species richness: A review and meta-analysis of evidence from the field. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 175–191.

- McLean, A. R., Du, S. N. N., Choi, J. A., Culbert, B. M., McCallum, E. S., Scott, G. R., & Balshine, S. (2019). Proximity to wastewater effluent alters behaviour in bluegill sunfish (*Lepomis machrochirus*). *Behaviour*, *156*(15), 1495–1517. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003576>
- Mehdi, H., Dickson, F. H., Bragg, L. M., Servos, M. R., & Craig, P. M. (2018). Impacts of wastewater treatment plant effluent on energetics and stress response of rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) in the Grand River watershed. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, *224*, 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2017.11.011>
- Micheli, F., Halpern, B. S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., & Rosenberg, A. A. (2013). Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS ONE*, *8*(12), e79889. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079889>
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Camarda, R., & Riggio, S. (2002). The Impact of Human Recreational Activities in Marine Protected Areas: What Lessons Should Be Learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology*, *23*(s1), 280–290. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2002.tb00026.x>
- Mitchell, M. D., & Harborne, A. R. (2020). Non-consumptive effects in fish predator–prey interactions on coral reefs. *Coral Reefs*, 1–18.
- Miya, M. (2021). Environmental DNA Metabarcoding: A Novel Method for Biodiversity Monitoring of Marine Fish Communities. *Annual Review of Marine Science*, *14*.
- Moranta, J., Palmer, M., Morey, G., Ruiz, A., & Morales-Nin, B. (2006). Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *68*(3–4), 579–592. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.008>
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, *22*(2), 175–186.
- Norro, A. (1995). Etude pluridisciplinaire d'un milieu côtier. Approches expérimentale et de modelisation de la baie de Calvi (Corse). *Th Doctorat Univ Liège Belgique*, *258*.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2013). Package 'vegan'. *Community Ecology Package, Version*, *2*(9), 1–295.
- Ottavioli J., (2010) Notice d'exploitation Partie 1 : Biocarbone, Partie 2 : Centrifugeuses, OTV France Sud
- Pankhurst, N. W. (2016). Reproduction and development. In *Fish physiology* (Vol. 35, pp. 295–331). Elsevier.
- Pelaprat, C. (2000). *Le cantonnement de pêche, un véritable outil de gestion? Exemple du cantonnement de pêche de Calvi (Corse, Méditerranée nord-occidentale)* [PhD Thesis]. Thèse, Université de Corse, Corte.
- Pertierra, L. R., Hughes, K. A., Vega, G. C., & Olalla-Tárraga, M. Á. (2017). High resolution spatial mapping of human footprint across Antarctica and its implications for the strategic conservation of avifauna. *PloS One*, *12*(1), e0168280.



- Piola, R. F., & Johnston, E. L. (2008). Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions*, *14*(2), 329–342.
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., & Zivanovic, S. (1998). Natural vs. Mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, *391*(1), 179–192.
- Pollard, D. A., Afonso, P., Bertoincini, A. A., Fennessy, S., Francour, P., & Barreiros, J. (2018). *Epinephelus marginatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*.
- Polverino, G., Bierbach, D., Killen, S. S., Uusi-Heikkilä, S., & Arlinghaus, R. (2016). Body length rather than routine metabolic rate and body condition correlates with activity and risk-taking in juvenile zebrafish *Danio rerio*. *Journal of Fish Biology*, *89*(5), 2251–2267.
- Pomfret, J. R. (1991). Spatial and temporal patterns in the fish communities in two U.K. North Sea estuaries. *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*, *19*(18), 277.
- Preisser, E. L., Bolnick, D. I., & Benard, M. F. (2005). Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology*, *86*(2), 501–509.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ra, J. S., Kim, S. D., Chang, N. I., & An, K.-G. (2007). Ecological health assessments based on whole effluent toxicity tests and the index of biological integrity in temperate streams influenced by wastewater treatment plant effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, *26*(9), 2010–2018.
- Radford, C. A., Jeffs, A. G., Tindle, C. T., Cole, R. G., & Montgomery, J. C. (2005). Bubbled waters: The noise generated by underwater breathing apparatus. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, *38*(4), 259–267. <https://doi.org/10.1080/10236240500333908>
- Ramirez-Llodra, E., Tyler, P. A., Baker, M. C., Bergstad, O. A., Clark, M. R., Escobar, E., Levin, L. A., Menot, L., Rowden, A. A., & Smith, C. R. (2011). Man and the last great wilderness: Human impact on the deep sea. *PLoS One*, *6*(8), e22588.
- Rankin, C. H., Abrams, T., Barry, R. J., Bhatnagar, S., Clayton, D. F., Colombo, J., Coppola, G., Geyer, M. A., Glanzman, D. L., & Marsland, S. (2009). Habituation revisited: An updated and revised description of the behavioral characteristics of habituation. *Neurobiology of Learning and Memory*, *92*(2), 135–138.
- Rao, N. S., Ghermandi, A., Portela, R., & Wang, X. (2015). Global values of coastal ecosystem services: A spatial economic analysis of shoreline protection values. *Ecosystem Services*, *11*, 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.011>
- Reñones, O., Grau, A., Mas, X., Riera, F., & Saborido-Rey, F. (2010). *Reproductive pattern of an exploited dusky grouper Epinephelus marginatus (Lowe 1834)(Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean.*

- Reñones, O., Pineiro, C., Mas, X., & Goñi, R. (2007). Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 71(2), 346–362.
- Reopanichkul, P., Schlacher, T. A., Carter, R. W., & Worachananant, S. (2009). Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1356–1362. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.024>
- Ribeiro, J., Monteiro, C. C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J. M., Lino, P. G., & Erzini, K. (2008). Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 57–68.
- Richir, J., & Gobert, S. (2016). Trace elements in marine environments: Occurrence, threats and monitoring with special focus on the Costal Mediterranean. *Journal of Environmental and Analytical Toxicology*, 6(1).
- Ripley, B., Venables, W., & Ripley, M. B. (2016). Package ‘nnet’. *R Package Version*, 7(3–12), 700.
- Roche, R. C., Harvey, C. V., Harvey, J. J., Kavanagh, A. P., McDonald, M., Stein-Rostaing, V. R., & Turner, J. R. (2016). Recreational Diving Impacts on Coral Reefs and the Adoption of Environmentally Responsible Practices within the SCUBA Diving Industry. *Environmental Management*, 58(1), 107–116. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0696-0>
- Rouanet E., Belloni B., Astruch P., de Monbrison D., Goujard A., Leteurtois M., Berthier L., (2017). État des connaissances des activités de plongée subaquatiques sur la façade méditerranéenne et appui à l’élaboration d’une stratégie de gestion durable des sites de plongée. Contrat d’étude Agence Française pour la Biodiversité – Direction Interrégionale de la Mer Méditerranée & GIS Posidonie – BRL ingénierie, GIS Posidonie publ., FR. : 1 – 184 + 12 annexes + 2 volumes annexes.
- Russell V. Lenth (2021). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.6.0. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Ruso, Y. D. P., la Ossa Carretero, J. A. D., Casalduero, F. G., & Lizaso, J. L. S. (2007). Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. *Marine Environmental Research*, 64(4), 492–503. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.04.003>
- Saaristo, M., Myers, J., Jacques-Hamilton, R., Allinson, M., Yamamoto, A., Allinson, G., Pettigrove, V., & Wong, B. B. (2014). Altered reproductive behaviours in male mosquitofish living downstream from a sewage treatment plant. *Aquatic Toxicology*, 149, 58–64.
- Sanchez, L., Arroyo, V., Garcia, J., Koev, K., & Revilla, J. (1998). Use of neural networks in design of coastal sewage systems. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(5), 457–464.
- Sbragaglia, V., Morroni, L., Bramanti, L., Weitzmann, B., Arlinghaus, R., & Azzurro, E. (2018). Spearfishing modulates flight initiation distance of fishes: The effects of protection, individual size, and bearing a speargun. *ICES Journal of Marine Science*, 75(5), 1779–1789.

- Scanes, P. R., & Philip, N. (1995). Environmental impact of deepwater discharge of sewage off Sydney, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4–12), 343–346.
- Semeniuk, C. A., Bourgeon, S., Smith, S. L., & Rothley, K. D. (2009). Hematological differences between stingrays at tourist and non-visited sites suggest physiological costs of wildlife tourism. *Biological Conservation*, 142(8), 1818–1829.
- Severin, T., Conan, P., De Madron, X. D., Houpert, L., Oliver, M. J., Oriol, L., Caparros, J., Ghiglione, J. F., & Pujo-Pay, M. (2014). Impact of open-ocean convection on nutrients, phytoplankton biomass and activity. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 94, 62–71.
- Sharpe, F. A., & Dill, L. M. (1997). The behavior of Pacific herring schools in response to artificial humpback whale bubbles. *Canadian Journal of Zoology*, 75(5), 725–730.
- Sih, A., Ferrari, M. C. O., & Harris, D. J. (2011). Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change: Behaviour and evolution. *Evolutionary Applications*, 4(2), 367–387. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00166.x>
- Simpson, S. D., Purser, J., & Radford, A. N. (2015). Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biology*, 21(2), 586–593.
- Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C., Chivers, D. P., McCormick, M. I., & Meekan, M. G. (2016). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications*, 7(1), 1–7.
- Skliris, N., Goffart, A., Hecq, J.-H., & Djenidi, S. (2001). Shelf-slope exchanges associated with a steep submarine canyon off Calvi (Corsica, NW Mediterranean Sea): A modeling approach. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C9), 19883–19901.
- Skliris, N., Hecq, J.-H., & Djenidi, S. (2002). Water fluxes at an ocean margin in the presence of a submarine canyon. *Journal of Marine Systems*, 32(1–3), 239–251.
- Skoufas, G., Tsirika, A., & Michel, C. (2018). Marine Animals' Ethology as a New Product in Recreational SCUBA Diving Market. In V. Katsoni & K. Velander (Eds.), *Innovative Approaches to Tourism and Leisure* (pp. 377–389). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-67603-6\\_29](https://doi.org/10.1007/978-3-319-67603-6_29)
- Smith, A. K., Ajani, P. A., & Roberts, D. E. (1999). Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. *Marine Environmental Research*, 47(3), 241–260.
- Sokolova, I., & Lannig, G. (2008). Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: Implications of global climate change. *Climate Research*, 37(2–3), 181–201. <https://doi.org/10.3354/cr00764>
- Sospedra, J., Niencheski, L. F. H., Falco, S., Andrade, C. F., Attisano, K. K., & Rodilla, M. (2018). Identifying the main sources of silicate in coastal waters of the Southern Gulf of Valencia (Western Mediterranean Sea). *Oceanologia*, 60(1), 52–64.
- Spalding, M., Burke, L., Wood, S. A., Ashpole, J., Hutchison, J., & Zu Ermgassen, P. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, 82, 104–113.

- Stamou, A. I., & Kamizoulis, G. (2009). Estimation of the effect of the degree of sewage treatment on the status of pollution along the coastline of the Mediterranean Sea using broad scale modelling. *Journal of Environmental Management*, *90*(2), 931–939.
- Stankowich, T., & Blumstein, D. T. (2005). Fear in animals: A meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *272*(1581), 2627–2634.
- Stephens, J. S., Hose, J. E., & Love, M. S. (1988). Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments. In *Marine organisms as indicators* (pp. 91–105). Springer.
- Stergiou, K. I., Tsikliras, A. C., & Pauly, D. (2009). Farming up Mediterranean food webs. *Conservation Biology*, *23*(1), 230–232.
- Strickland, J. D., & Parsons, T. R. (1977). A practical handbook of seawater analysis (1972) Fisheries Research Board of Canada. *Bulletin*, *167*, 310.
- Sumpter, J. P. (2009). Protecting aquatic organisms from chemicals: The harsh realities. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *367*(1904), 3877–3894.
- Terlizzi, A., Frascchetti, S., Guidetti, P., & Boero, F. (2002). The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, *44*(6), 544–550.
- Terrón-Sigler, A., León-Muez, D., Peñalver-Duque, P., & Torre, F. E. (2016). The effects of SCUBA diving on the endemic Mediterranean coral *Astroides calycularis*. *Ocean & Coastal Management*, *122*, 1–8.
- Tetreault, G. R., Bennett, C. J., Shires, K., Knight, B., Servos, M. R., & McMaster, M. E. (2011). Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquatic Toxicology*, *104*(3–4), 278–290.
- Thomsen, P. F., Kielgast, J., Iversen, L. L., Møller, P. R., Rasmussen, M., & Willerslev, E. (2012). *Detection of a diverse marine fish fauna using environmental DNA from seawater samples*.
- Titus, B. M., Daly, M., & Exton, D. A. (2015). Do Reef Fish Habituate to Diver Presence? Evidence from Two Reef Sites with Contrasting Historical Levels of SCUBA Intensity in the Bay Islands, Honduras. *PLOS ONE*, *10*(3), e0119645. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119645>
- Tréguer, P., & Le Corre, P. (1975). Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. *Laboratoire d'Océanographie Chimique, Université de Bretagne Occidentale, Brest*, 110.
- Tsikliras, A. C., & Polymeros, K. (2014). Fish market prices drive overfishing of the 'big ones'. *PeerJ*, *2*, e638.
- Tsounis, G., Rossi, S., Gili, J.-M., & Arntz, W. E. (2007). Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): Case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems*, *10*(6), 975–986.

- Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *13*(2), 57–149.
- Vermeulen, S., Sturaro, N., Gobert, S., Bouquegneau, J.-M., & Lepoint, G. (2011). Potential early indicators of anthropogenically derived nutrients: A multiscale stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series*, *422*, 9–22.
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1993). Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *172*(1–2), 215–226.
- Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, *18*(6), 653–694.
- Watson, W. R., Kim, W., & Watson, S. L. (2016). Learning outcomes of a MOOC designed for attitudinal change: A case study of an Animal Behavior and Welfare MOOC. *Computers & Education*, *96*, 83–93.
- Wear, S. L., & Thurber, R. V. (2015). Sewage pollution: Mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1355*(1), 15–30.
- Whitfield, A. K., & Becker, A. (2014). Impacts of recreational motorboats on fishes: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *83*(1), 24–31.
- Wood, S.N. (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.
- Wickham, H. (2009). Elegant graphics for data analysis. *Media*, *35*(211), 10–1007.
- Wilhelmsson, D., Thompson, R. C., Holmström, K., Lindén, O., & Eriksson-Hägg, H. (2013). Marine pollution. *Managing Ocean Environments in a Changing Climate: Sustainability and Economic Perspectives; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands*, 127–169.
- Wilson, M. A., Costanza, R., Boumans, R., & Liu, S. (2005). Integrated assessment and valuation of ecosystem goods and services provided by coastal systems. *The Intertidal Ecosystem: The Value of Ireland's Shores*, 1–24.
- Wilson, M. W., Ridlon, A. D., Gaynor, K. M., Gaines, S. D., Stier, A. C., & Halpern, B. S. (2020). Ecological impacts of human-induced animal behaviour change. *Ecology Letters*, *23*(10), 1522–1536. <https://doi.org/10.1111/ele.13571>
- Wirgin, I., & Waldman, J. R. (2004). Resistance to contaminants in North American fish populations. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, *552*(1–2), 73–100.
- Ydenberg, R. C., & Dill, L. M. (1986). The economics of fleeing from predators. *Advances in the Study of Behavior*, *16*, 229–249.
- Yeom, D.-H., Lee, S.-A., Kang, G. S., Seo, J., & Lee, S.-K. (2007). Stressor identification and health assessment of fish exposed to wastewater effluents in Miho Stream, South Korea. *Chemosphere*, *67*(11), 2282–2292.
- Yucel-Gier, G., Kucuksezgin, F., & Kocak, F. (2007). Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). *Aquaculture Research*, *38*(3), 256–267.

Zapata, M., Rodríguez, F., & Garrido, J. L. (2000). Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: A new HPLC method using a reversed phase C8 column and pyridine-containing mobile phases. *Marine Ecology Progress Series*, 195, 29–45.

## Chapitre III : La pression de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi

- Alve, E. (1995). Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution; a review. *The Journal of Foraminiferal Research*, 25(3), 190-203.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Mesa, G. L., Scarpato, A., & Axiak, V. (2010). Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Environmental Research*, 69(5), 390-397. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.01.006>
- Bahamonde, P. A., Fuzzen, M. L., Bennett, C. J., Tetreault, G. R., McMaster, M. E., Servos, M. R., Martyniuk, C. J., & Munkittrick, K. R. (2015). Whole organism responses and intersex severity in rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) following exposures to municipal wastewater in the Grand River basin, ON, Canada. Part A. *Aquatic Toxicology*, 159, 290-301.
- Barras, C., Jorissen, F. J., Labrune, C., Andral, B., & Boissery, P. (2014). Live benthic foraminiferal faunas from the French Mediterranean Coast : Towards a new biotic index of environmental quality. *Ecological Indicators*, 36, 719-743.
- Bell, J. D., & Harmelin-Vivien, M. L. (1982). Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. II : Feeding habits. *Tethys (Marseille)*, 11(1), 1-14.
- Bernhardt, E. S., Rosi, E. J., & Gessner, M. O. (2017). Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(2), 84-90.
- Bianchi, F., Acri, F., Aubry, F. B., Berton, A., Boldrin, A., Camatti, E., Cassin, D., & Comaschi, A. (2003). Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? *Marine Pollution Bulletin*, 46(8), 964-971. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00111-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00111-5)
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2). Springer.
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine pollution bulletin*, 40(12), 1100-1114.
- Borja, A., Muxika, I., & Franco, J. (2003). The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), 835-845.
- Brown, C. J., Knight, B. W., McMaster, M. E., Munkittrick, K. R., Oakes, K. D., Tetreault, G. R., & Servos, M. R. (2011). The effects of tertiary treated municipal wastewater on fish communities of a small river tributary in Southern Ontario, Canada. *Environmental pollution*, 159(7), 1923-1931.

- Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites : Indices and statistical inference. *Ecology*, *90*(12), 3566-3574.
- Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: A review. *Environmental management*, *44*(2), 205-217.
- Čelić, M., Gros, M., Farré, M., Barceló, D., & Petrović, M. (2019). Pharmaceuticals as chemical markers of wastewater contamination in the vulnerable area of the Ebro Delta (Spain). *Science of the Total Environment*, *652*, 952-963.
- Chabanet, P., Dufour, V., & Galzin, R. (1995). Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *188*(1), 29-48.
- Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K. S., Adare, K., & Jefferson, C. (1997). Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters : A review. *Water Quality Research Journal*, *32*(4), 659-714.
- Costello, M. J., Pohle, G., & Martin, A. (2001). Evaluating biodiversity in marine environmental assessments. *Research and Development Monograph Series*, 771-805.
- De Cáceres, M., Legendre, P., & Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, *119*(10), 1674-1684.
- Del-Pilar-Ruso, Y., De-la-Ossa-Carretero, J. A., Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L. M., Giménez-Casalduero, F., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts : Sewage and brine discharges. *Marine pollution bulletin*, *58*(5), 776-782.
- Desbiolles, F., Malleret, L., Tiliacos, C., Wong-Wah-Chung, P., & Laffont-Schwob, I. (2018). Occurrence and ecotoxicological assessment of pharmaceuticals : Is there a risk for the Mediterranean aquatic environment? *Science of the Total Environment*, *639*, 1334-1348.
- Deudero, S., Morey, G., Frau, A., Moranta, J., & Moreno, I. (2008). Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *Journal of Marine Systems*, *70*(1-2), 182-195. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.05.001>
- Donnay, A., Parent, B., Barras, C., & Pelaprat, C. (2016). *Comparison of ecological quality evaluated by soft-bottom macrofauna and by foraminifera along a sewage outfall transect in Calvi bay, Corsica*. 41, 455.
- Du, S. N., Choi, J. A., McCallum, E. S., McLean, A. R., Borowiec, B. G., Balshine, S., & Scott, G. R. (2019). Metabolic implications of exposure to wastewater effluent in bluegill sunfish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *224*, 108562.
- Du, S. N., McCallum, E. S., Vaseghi-Shanjani, M., Choi, J. A., Warriner, T. R., Balshine, S., & Scott, G. R. (2018). Metabolic costs of exposure to wastewater effluent lead to compensatory adjustments in respiratory physiology in bluegill sunfish. *Environmental science & technology*, *52*(2), 801-811.

- Dufrène, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species : The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366.
- Fabricius, K., De'ath, G., McCook, L., Turak, E., & Williams, D. McB. (2005). Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 384-398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.041>
- Fontaine, Q., Fullgrabe L., Arranz H., Marengo M., (2022). Inspection vidéo de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi. Rapport final. Contrat STARESO/VEOLIA(Kyrnolia), E01-22. 13p
- Francour, P. (1984). Biomasse de l'herbier à *Posidonia oceanica* : Données préliminaires pour les compartiments "matte", échinodermes et poissons. *Mémoire Diplôme Etudes Approfondies, Université Pierre et Marie Curie (Paris)*. 72p.
- Francour, P. (1990). *Dynamique de l'écosystème à Posidonia oceanica dans le parc national de Port-Cros : Analyse des compartiments matte, litière, faune vagile, échinodermes et poissons* [PhD Thesis]. Paris 6.
- Frankignoulle, M., & Bouqueneau, J.-M. (1990). Mise en evidence au moyen de l'alcalinite totale d'une remontée de masse d'eau en baie de Calvi. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 59.
- Fuzzen, M. L., Bennett, C. J., Tetreault, G. R., McMaster, M. E., & Servos, M. R. (2015). Severe intersex is predictive of poor fertilization success in populations of rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*). *Aquatic Toxicology*, 160, 106-116.
- Gerin, L., Pelaprat, C., & Barras, C. (2014). *Etude de cas de l'impact de la station d'épuration de Calvi* (p. 44) [Master thesis]. STARESO, Recent and Fossil Bio-Indicators - Angers university.
- Gray, C. A., Otway, N. M., Laurenson, F. A., Miskiewicz, A. G., & Pethebridge, R. L. (1992). Distribution and abundance of marine fish larvae in relation to effluent plumes from sewage outfalls and depth of water. *Marine Biology*, 113(4), 549-559.
- Grigg, R. W. (1994). *Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii*. 10.
- Guidetti, P. (2000). Differences Among Fish Assemblages Associated with Nearshore *Posidonia oceanica* Seagrass Beds, Rocky-algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(4), 515-529. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0584>
- Guidetti, P., Bussotti, S., & Conti, M. (1998). Fish fauna of the genoa-quinto *Posidonia oceanica* bed (Ligurian Sea, North-Western Mediterranean). *Rapports Commission International Mer Mediterranee*, 35, 35546-35547.
- Guidetti, P., Fanelli, G., Frascchetti, S., Terlizzi, A., & Boero, F. (2002). Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral. *Marine Environmental Research*, 53(1), 77-94.
- Guidetti, P., Terlizzi, A., Frascchetti, S., & Boero, F. (2003). Changes in Mediterranean rocky-reef fish assemblages exposed to sewage pollution. *Marine Ecology Progress Series*, 253, 269-278. <https://doi.org/10.3354/meps253269>



- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., & Duclerc, J. (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes. *Revue d'écologie*.
- Johnston, E. L., & Roberts, D. A. (2009). Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, *157*(6), 1745-1752.
- Karydis, M., & Kitsiou, D. (2012). Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea : A review. *Environmental monitoring and assessment*, *184*(8), 4931-4984.
- Khalaf, M. A., & Kochzius, M. (2002). Changes in trophic community structure of shore fishes at an industrial site in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *239*, 287-299.
- Lamb, J. B., Van De Water, J. A., Bourne, D. G., Altier, C., Hein, M. Y., Fiorenza, E. A., Abu, N., Jompa, J., & Harvell, C. D. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, *355*(6326), 731-733.
- Linton, D. M., & Warner, G. F. (2003). Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management*, *46*(3-4), 261-276. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(03\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00007-3)
- Loos, R., Carvalho, R., António, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., & Blaha, L. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water research*, *47*(17), 6475-6487.
- Mackenzie, K. (1999). Parasites as Pollution Indicators in Marine Ecosystems : A Proposed Early Warning System. *Marine Pollution Bulletin*, *38*(11), 955-959. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00100-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00100-9)
- Margot, J., Rossi, L., Barry, D. A., & Holliger, C. (2015). A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, *2*(5), 457-487.
- McCallum, E. S., Bose, A. P., Warriner, T. R., & Balshine, S. (2017). An evaluation of behavioural endpoints: The pharmaceutical pollutant fluoxetine decreases aggression across multiple contexts in round goby (*Neogobius melanostomus*). *Chemosphere*, *175*, 401-410.
- McCallum, E. S., Krutzelmann, E., Brodin, T., Fick, J., Sundelin, A., & Balshine, S. (2017). Exposure to wastewater effluent affects fish behaviour and tissue-specific uptake of pharmaceuticals. *Science of The Total Environment*, *605-606*, 578-588. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.073>
- McCallum, E. S., Nickel, K. E., Mehdi, H., Du, S. N. N., Bowman, J. E., Midwood, J. D., Kidd, K. A., Scott, G. R., & Balshine, S. (2019). Municipal wastewater effluent affects fish communities : A multi-year study involving two wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*, *252*, 1730-1741. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.075>

- McKinley, A., & Johnston, E. L. (2010). Impacts of contaminant sources on marine fish abundance and species richness : A review and meta-analysis of evidence from the field. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 175-191.
- McLean, A. R., Du, S. N. N., Choi, J. A., Culbert, B. M., McCallum, E. S., Scott, G. R., & Balshine, S. (2019). Proximity to wastewater effluent alters behaviour in bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Behaviour*, 156(15), 1495-1517. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003576>
- Mehdi, H., Dickson, F. H., Bragg, L. M., Servos, M. R., & Craig, P. M. (2018). Impacts of wastewater treatment plant effluent on energetics and stress response of rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) in the Grand River watershed. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 224, 270-279. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2017.11.011>
- Moranta, J., Palmer, M., Morey, G., Ruiz, A., & Morales-Nin, B. (2006). Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 579-592. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.008>
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied geography*, 22(2), 175-186.
- Norro, A. (1995). Etude pluridisciplinaire d'un milieu côtier. Approches expérimentale et de modelisation de la baie de Calvi (Corse). *Th Doctorat Univ Liège Belgique*, 258.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R. B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M. Henry H., Szoecs E. & Wagner H. (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Piola, R. F., & Johnston, E. L. (2008). Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions*, 14(2), 329-342.
- Pomfret, J. R. (1991). Spatial and temporal patterns in the fish communities in two U.K. North Sea estuaries. *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*, 19(18), 277.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ra, J. S., Kim, S. D., Chang, N. I., & An, K.-G. (2007). Ecological health assessments based on whole effluent toxicity tests and the index of biological integrity in temperate streams influenced by wastewater treatment plant effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 26(9), 2010-2018.
- Reopanichkul, P., Schlacher, T. A., Carter, R. W., & Worachananant, S. (2009). Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1356-1362. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.024>
- Ribeiro, J., Monteiro, C. C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J. M., Lino, P. G., & Erzini, K. (2008). Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa

- coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 57-68.
- Ruso, Y. D. P., la Ossa Carretero, J. A. D., Casaldueiro, F. G., & Lizaso, J. L. S. (2007). Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. *Marine Environmental Research*, 64(4), 492-503. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.04.003>
- Saaristo, M., Myers, J., Jacques-Hamilton, R., Allinson, M., Yamamoto, A., Allinson, G., Pettigrove, V., & Wong, B. B. (2014). Altered reproductive behaviours in male mosquitofish living downstream from a sewage treatment plant. *Aquatic toxicology*, 149, 58-64.
- Scanes, P. R., & Philip, N. (1995). Environmental impact of deepwater discharge of sewage off Sydney, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12), 343-346.
- Skliris, N., Goffart, A., Hecq, J.-H., & Djenidi, S. (2001). Shelf-slope exchanges associated with a steep submarine canyon off Calvi (Corsica, NW Mediterranean Sea): A modeling approach. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C9), 19883-19901.
- Skliris, N., Hecq, J.-H., & Djenidi, S. (2002). Water fluxes at an ocean margin in the presence of a submarine canyon. *Journal of Marine Systems*, 32(1-3), 239-251.
- Smith, A. K., Ajani, P. A., & Roberts, D. E. (1999). Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. *Marine Environmental Research*, 47(3), 241-260.
- Sokolova, I., & Lannig, G. (2008). Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: Implications of global climate change. *Climate Research*, 37(2-3), 181-201. <https://doi.org/10.3354/cr00764>
- Stamou, A. I., & Kamizoulis, G. (2009). Estimation of the effect of the degree of sewage treatment on the status of pollution along the coastline of the Mediterranean Sea using broad scale modelling. *Journal of environmental management*, 90(2), 931-939.
- Stephens, J. S., Hose, J. E., & Love, M. S. (1988). Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments. In *Marine organisms as indicators* (p. 91-105). Springer.
- Sumpter, J. P. (2009). Protecting aquatic organisms from chemicals: The harsh realities. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 367(1904), 3877-3894.
- Terlizzi, A., Frascchetti, S., Guidetti, P., & Boero, F. (2002). The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, 44(6), 544-550.
- Tetreault, G. R., Bennett, C. J., Shires, K., Knight, B., Servos, M. R., & McMaster, M. E. (2011). Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquatic Toxicology*, 104(3-4), 278-290.
- Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 13(2), 57-149.

- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1993). Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172(1-2), 215-226.
- Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices : A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*, 18(6), 653-694.
- Wear, S. L., & Thurber, R. V. (2015). Sewage pollution : Mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 15-30.
- Wickham H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Wirgin, I., & Waldman, J. R. (2004). Resistance to contaminants in North American fish populations. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 552(1-2), 73-100.
- Yeom, D.-H., Lee, S.-A., Kang, G. S., Seo, J., & Lee, S.-K. (2007). Stressor identification and health assessment of fish exposed to wastewater effluents in Miho Stream, South Korea. *Chemosphere*, 67(11), 2282-2292.

## Chapitre IV : La pression de l'aquaculture de la baie de Calvi

- Amoussou, N., Marengo, M., Iko Afe, O.H., Lejeune, P., Durieux, É.D.H., Douny, C., Scippo, M.-L., Gobert, S., (2022). Comparison of fatty acid profiles of two cultivated and wild marine fish from Mediterranean Sea. *Aquaculture International* 1–18.
- Arechavala-Lopez, P., Borg, J.A., Šegvić-Bubić, T., Tomassetti, P., Özgül, A., Sanchez-Jerez, P., (2015). Aggregations of wild Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) at Mediterranean offshore fish farm sites: environmental and management considerations. *Fisheries Research* 164, 178–184.
- Arechavala-Lopez, P., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J.T., Nilsen, R., (2010). Movements of grey mullet *Liza aurata* and *Chelon labrosus* associated with coastal fish farms in the western Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 127–136.
- Bacher, K., Gordo, A., (2016). Does marine fish farming affect local small-scale fishery catches? A case study in the NW Mediterranean Sea. *Aquac Res* 47, 2444–2454. <https://doi.org/10.1111/are.12692>
- Bacher, K., Gordo, A., Sagué, O., (2012). Spatial and temporal extension of wild fish aggregations at *Sparus aurata* and *Thunnus thynnus* farms in the north-western Mediterranean. *Aquacult. Environ. Interact.* 2, 239–252. <https://doi.org/10.3354/aei00042>
- Bagdonas, K., Humborstad, O.-B., Løkkeborg, S., (2012). Capture of wild saithe (*Pollachius virens*) and cod (*Gadus morhua*) in the vicinity of salmon farms: three pot types compared. *Fisheries Research* 134, 1–5.

- Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., (2017). Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. *Marine environmental research* 130, 166–173.
- Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., García-García, B., Aguado-Giménez, F., (2015). Husbandry and environmental conditions explain temporal variability of wild fish assemblages aggregated around a Mediterranean fish farm. *Aquacult. Environ. Interact.* 7, 193–203. <https://doi.org/10.3354/aei00148>
- Basaran, A.K., Aksu, M., Egemen, O., (2010). Impacts of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the eastern Aegean Sea (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment* 162, 439–451.
- Bayle-Sempere, J.T., Arreguín-Sánchez, F., Sanchez-Jerez, P., Salcido-Guevara, L.A., Fernandez-Jover, D., Zetina-Rejón, M.J., (2013). Trophic structure and energy fluxes around a Mediterranean fish farm. *Ecological Modelling* 248, 135–147.
- Belias, C.V., Bikas, V.G., Dassenakis, M.J., Scoullou, M.J., (2003). Environmental impacts of coastal aquaculture in eastern Mediterranean bays the case of Astakos Gulf, Greece. *Environmental Science and Pollution Research* 10, 287–295.
- Bell, J.D., Harmelin-Vivien, M.L., (1983). Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. II: feeding habits. *Tethys (Marseille)* 11, 1–14.
- Béné, C., Barange, M., Subasinghe, R., Pinstrop-Andersen, P., Merino, G., Hemre, G.-I., Williams, M., (2015). Feeding 9 billion by 2050—Putting fish back on the menu. *Food Security* 7, 261–274.
- Bonizzoni, S., Furey, N.B., Pirotta, E., Valavanis, V.D., Würsig, B., Bearzi, G., (2014). Fish farming and its appeal to common bottlenose dolphins: modelling habitat use in a Mediterranean embayment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24, 696–711.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., (2011). *Numerical ecology* with R. Springer.
- Boudouresque, C.-F., Blanfuné, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Perret-Boudouresque, M., Thibaut, T., (2020). Impacts of marine and lagoon aquaculture on macrophytes in Mediterranean benthic ecosystems. *Frontiers in Marine Science* 7, 218.
- Boyra, A., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Espino, F., Haroun, R., (2004). Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes* 70, 393–401.
- Cáceres, M.D., Legendre, P., (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574.
- Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O’Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., McKindsey, C.W., (2018). Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. *Rev Aquacult* 10, 924–949. <https://doi.org/10.1111/raq.12208>

- Costello, M.J., Pohle, G., Martin, A., (2001). Evaluating biodiversity in marine environmental assessments. Research and Development Monograph Series 771–805.
- De Cáceres, M., Legendre, P., Moretti, M., (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119, 1674–1684.
- Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Bayle-Sempere, J., Boyra, A., Haroun, R., (2005). Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304, 15–29. <https://doi.org/10.3354/meps304015>
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Giménez-Casaldueiro, F., Valle, C., (2002). Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 242, 237–252. <https://doi.org/10.3354/meps242237>
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Sempere, J.B., Kingsford, M., (2004). Extensive Aggregations of Wild Fish at Coastal Sea-Cage Fish Farms. *Hydrobiologia* 525, 245–248. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000038870.13985.0f>
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Uglem, I., Bjørn, P.-A., (2010a). Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 271–275. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.007>
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Uglem, I., Bjørn, P.-A., (2010b). Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 271–275.
- Dempster, T., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., Bjørn, P.A., (2009). Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series* 385, 1–14.
- Díaz López, B., (2017). Temporal variability in predator presence around a finfish farm in the Northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology* 38, e12378.
- Dimitriou, E., Katselis, G., Moutopoulos, D.K., Akovitiotis, C., Koutsikopoulos, C., (2007). Possible influence of reared gilthead sea bream (*Sparus aurata*, L.) on wild stocks in the area of the Messolonghi lagoon (Ionian Sea, Greece). *Aquaculture research* 38, 398–408.
- Divanach, P., (1985). Contribution à la connaissance de la biologie et de l'élevage de 6 sparides méditerranéens (PhD Thesis). Languedoc.
- Dosdat, A., (2001). Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: nutritional and feeding aspects. *Cah Options Mediterr* 55, 23–36.
- Dufrêne, M., Legendre, P., (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* 67, 345–366.
- FAO, F., 2020. The state of world fisheries and aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome.
- Fernandes, T.F., Eleftheriou, A., Ackefors, H., Eleftheriou, M., Ervik, A., Sanchez-Mata, A., Scanlon, T., White, P., Cochrane, S., Pearson, T.H., (2001). The scientific principles

- underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology* 17, 181–193.
- Fernandez-Jover, D., Arechavala-Lopez, P., Martinez-Rubio, L., Tocher, D., Bayle-Sempere, J., Lopez-Jimenez, J., Martinez-Lopez, F., Sanchez-Jerez, P., (2011). Monitoring the influence of marine aquaculture on wild fish communities: benefits and limitations of fatty acid profiles. *Aquacult. Environ. Interact.* 2, 39–47. <https://doi.org/10.3354/aei00029>
- Fernandez-Jover, D., Jimenez, J.A.L., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Casalduero, F.G., Lopez, F.J.M., Dempster, T., (2007a). Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated to sea cage fish farms. *Marine Environmental Research* 63, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.05.002>
- Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Carratala, A., Leon, V.M., (2007b). Addition of dissolved nitrogen and dissolved organic carbon from wild fish faeces and food around Mediterranean fish farms: Implications for waste-dispersal models. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.09.001>
- Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Valle, C., Dempster, T., (2008). Seasonal patterns and diets of wild fish assemblages associated with Mediterranean coastal fish farms. *ICES Journal of Marine Science* 65, 1153–1160. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn091>
- Francour, P., (1990). Dynamique de l'écosystème à *Posidonia oceanica* dans le parc national de Port-Cros: analyse des compartiments matte, litière, faune vagile, échinodermes et poissons (PhD Thesis). Paris 6.
- Francour, P., (1984). Biomasse de l'herbier à *Posidonia oceanica*: données préliminaires pour les compartiments "matte", échinodermes et poissons. Mémoire Diplôme Etudes Approfondies, Université Pierre et Marie Curie (Paris). 72p.
- Giacalone, V.M., Pipitone, C., Abecasis, D., Badalamenti, F., D'Anna, G., (2022). Movement ecology of the white seabream *Diplodus sargus* across its life cycle: a review. *Environmental Biology of Fishes* 1–15.
- Goldburg, R., Naylor, R., (2005). Future seascapes, fishing, and fish farming. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 21–28.
- Grigorakis, K., (2010). Ethical issues in aquaculture production. *Journal of agricultural and environmental ethics* 23, 345–370.
- Grigorakis, K., Rigos, G., (2011). Aquaculture effects on environmental and public welfare—the case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 85, 899–919.
- Halpern, B.S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J.S., Micheli, F., O'Hara, C., Scarborough, C., Selkoe, K.A., (2019). Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific reports* 9, 1–8.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *science* 319, 948–952.

- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J., (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes. *Revue d'écologie*.
- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G., Leboulleux, V., (1995). Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores, in: *Space Partition within Aquatic Ecosystems*. Springer, pp. 309–320.
- Holmer, M., (2010). Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 57–70.
- Holmer, M., Argyrou, M., Dalsgaard, T., Danovaro, R., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M., Frederiksen, M., Grau, A., Karakassis, I., Marbà, N., (2008). Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1618–1629.
- Holmer, M., Kristensen, E., (1992). Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine ecology progress series*. Oldendorf 80, 191–201.
- Holmer, M., Marba, N., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M., Tsapakis, M., Danovaro, R., (2007). Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) analyses. *Aquaculture* 262, 268–280.
- Israel, D., Lupatsch, I., Angel, D.L., (2019). Testing the digestibility of seabream wastes in three candidates for integrated multi-trophic aquaculture: Grey mullet, sea urchin and sea cucumber. *Aquaculture* 510, 364–370.
- Jacquet, J., Pauly, D., (2008). Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries. *Conservation biology* 22, 832–835.
- Kalantzi, I., Rico, A., Mylona, K., Pergantis, S.A., Tsapakis, M., (2021). Fish farming, metals and antibiotics in the eastern Mediterranean Sea: Is there a threat to sediment wildlife? *Science of The Total Environment* 764, 142843.
- Kousoulaki, K., Sæther, B.-S., Albrektsen, S., Noble, C., (2015). Review on European sea bass (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758) nutrition and feed management: a practical guide for optimizing feed formulation and farming protocols. *Aquaculture Nutrition* 21, 129–151.
- Kutti, T., Ervik, A., Hansen, P.K., (2007). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262, 367–381.
- Machias, A., Karakassis, I., Labropoulou, M., Somarakis, S., Papadopoulou, K.N., Papaconstantinou, C., (2004). Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 771–779. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.03.014>
- Marengo, M., Durieux, E.D., Ternengo, S., Lejeune, P., Degrange, E., Pasqualini, V., Gobert, S., (2018). Comparison of elemental composition in two wild and cultured marine fish and potential risks to human health. *Ecotoxicology and environmental safety* 158, 204–212.



- Marino, F., Chiofalo, B., Mazzullo, G., Panebianco, A., (2011). Multicentric infiltrative lipoma in a farmed Mediterranean seabass *Dicentrarchus labrax*: a pathological and biochemical case study. *Diseases of aquatic organisms* 96, 259–264.
- Mariojous, C., Girard, S., (2020). Regional Schemes for the Development of Marine Aquaculture (SRDAM) and Access to New Farming Sites on the French Mediterranean Coast, in: *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes*. Springer, pp. 441–456.
- Massa, F., Onofri, L., Fezzardi, D., (2017). Aquaculture in the Mediterranean and the Black Sea: a Blue Growth perspective, in: *Handbook on the Economics and Management of Sustainable Oceans*. Edward Elgar Publishing.
- Mohanty, B.P., Ganguly, S., Mahanty, A., Mitra, T., Patra, S., Karunakaran, D., Mathew, S., Chakraborty, K., Paul, B.N., Sarma, D., (2019). Fish in human health and nutrition. *Advances in fish research* 7, 189–218.
- Nagendra, H., (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied geography* 22, 175–186.
- Nickell, L.A., Black, K.D., Hughes, D.J., Overnell, J., Brand, T., Nickell, T.D., Breuer, E., Harvey, S.M., (2003). Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285, 221–233.
- Oakes, C.T., Pondella, D.J., (2009). The value of a net-cage as a fish aggregating device in southern California. *Journal of the World Aquaculture Society* 40, 1–21.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., (2013). Package 'vegan.' *Community ecology package, version 2*, 1–295.
- Otterå, H., Skilbrei, O.T., (2014). Possible influence of salmon farming on long-term resident behaviour of wild saithe (*Pollachius virens* L.). *ICES Journal of Marine Science* 71, 2484–2493.
- Pastor, J., (2008). Rôle des enrochements côtiers artificiels dans la connectivité des populations, cas du sar commun (*Diplodus sargus*, Linné, 1758) en Méditerranée nord-occidentale (PhD Thesis). Université de Perpignan; Ecole pratique des hautes études-EPHE PARIS.
- Pauly, D., Watson, R., Alder, J., (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, 5–12.
- Riera, R., Sanchez-Jerez, P., Rodriguez, M., Monterroso, O., (2014). Artificial marine habitats favour a single fish species on a long-term scale: the dominance of *Boops boops* around off-shore fish cages. *Scientia Marina* 78, 505–510.
- Rigos, G., Bitchava, K., Nengas, I., (2010). Antibacterial drugs in products originating from aquaculture: assessing the risks to public welfare. *Mediterranean marine science* 11, 33–42.
- Rigos, G., Troisi, G.M., (2005). Antibacterial agents in Mediterranean finfish farming: a synopsis of drug pharmacokinetics in important euryhaline fish species and

- possible environmental implications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15, 53–73.
- Ripple, W., Wolf, C., Newsome, T., Barnard, P., Moomaw, W., Grandcolas, P., (2019). World scientists' warning of a climate emergency. *BioScience*.
- Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Uglem, I., Arechavala-Lopez, P., Dempster, T., Bayle-Sempere, J.T., Valle Pérez, C., Izquierdo, D., Bjørn, P.-A., Nilsen, R., (2011). Coastal fish farms as fish aggregation devices (FADs). *Artificial Reefs in Fishery Management*. CRC Press. Taylor & Francis Group, FL, USA 187–208.
- Sapkota, A., Sapkota, A.R., Kucharski, M., Burke, J., McKenzie, S., Walker, P., Lawrence, R., (2008). Aquaculture practices and potential human health risks: current knowledge and future priorities. *Environment international* 34, 1215–1226.
- Sarà, G., Scilipoti, D., Milazzo, M., Modica, A., (2006). Use of stable isotopes to investigate dispersal of waste from fish farms as a function of hydrodynamics. *Marine Ecology Progress Series* 313, 261–270.
- Šegvić Bubić, T., Grubišić, L., Tičina, V., Katavić, I., (2011). Temporal and spatial variability of pelagic wild fish assemblages around Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* farms in the eastern Adriatic Sea. *Journal of Fish Biology* 78, 78–97.
- Sudirman, Halide, H., Jompa, J., Zulfikar, Iswahyudin, McKinnon, A.D., (2009). Wild fish associated with tropical sea cage aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture* 286, 233–239. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.09.020>
- Tičina, V., Katavić, I., Grubišić, L., (2020). Marine aquaculture impacts on marine biota in oligotrophic environments of the Mediterranean sea—a review. *Frontiers in marine science* 7, 217.
- Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A.H., Kautsky, N., Yarish, C., (2003). Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture* 226, 69–90.
- Tuya, F., Sanchez-Jerez, P., Dempster, T., Boyra, A., Haroun, R.J., (2006). Changes in demersal wild fish aggregations beneath a sea-cage fish farm after the cessation of farming. *J Fish Biology* 69, 682–697. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01139.x>
- Uglem, I., Dempster, T., Bjørn, P.-A., Sanchez-Jerez, P., Økland, F., (2009). High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. *Marine Ecology Progress Series* 384, 251–260.
- Uglem, I., Karlsen, Ø., Sanchez-Jerez, P., Sæther, B.-S., (2014). Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. *Aquaculture Environment Interactions* 6, 91–103.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). *World Population Prospects 2019*, custom data acquired via website.
- Valdemarsen, T., Kristensen, E., Holmer, M., (2009). Metabolic threshold and sulfide-buffering in diffusion controlled marine sediments impacted by continuous organic enrichment. *Biogeochemistry* 95, 335–353.
- Valle, C., Bayle-Sempere, J.T., Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Giménez-Casalduero, F., (2007). Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage

fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 299–307.

- Vita, R., Marín, A., Madrid, J., Jiménez-Brinquis, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L., (2004). Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 277, 253–261. <https://doi.org/10.3354/meps277253>
- Wu, R.S.S., (1995). The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine pollution bulletin* 31, 159–166.

## **Chapitre V : La pression de pêche récréative en Balagne**

- Andaloro, F., Campo, D., Castriota, L., Sinopoli, M., (2007). Annual trend of fish assemblages associated with FADs in the southern Tyrrhenian Sea. *J Appl Ichthyol* 23, 258–263. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.00860.x>
- Ardilly, P., Tillé, Y., (2006). *Sampling methods: Exercises and solutions*. Springer Science & Business Media.
- Arechavala-Lopez, P., Borg, J.A., Šegvić-Bubić, T., Tomassetti, P., Özgül, A., Sanchez-Jerez, P., (2015). Aggregations of wild Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) at Mediterranean offshore fish farm sites: environmental and management considerations. *Fisheries Research* 164, 178–184.
- Arlinghaus, R., Mehner, T., Cowx, I.G., (2002). Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and fisheries* 3, 261–316.
- Arlinghaus, R., Tillner, R., Bork, M., (2015). Explaining participation rates in recreational fishing across industrialised countries. *Fish Manag Ecol* 22, 45–55. <https://doi.org/10.1111/fme.12075>
- Armstrong, M., Brown, A., Hargreaves, J., Hyder, K., Pilgrim-Morrison, S., Munday, M., Proctor, S., Roberts, A., Roche, N., Williamson, K., (2013). *Sea Angling 2012 - a survey of recreational sea angling activity and economic value in England*. Crown copyright 2013, London, UK.
- Ashford, J.R., Jones, C.M., Fegley, L., (2009). A license registry improves sampling efficiency for a marine recreational survey. *Transactions of the American Fisheries Society* 138, 984–989.
- Asoh, K., Yoshikawa, T., Kosaki, R., Marschall, E.A., (2004). Damage to Cauliflower Coral by Monofilament Fishing Lines in Hawaii: *Coral Damage from Monofilament Lines*. *Conservation Biology* 18, 1645–1650. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00122.x>
- Azzurro, E., Sbragaglia, V., Cerri, J., Bariche, M., Bolognini, L., Ben Souissi, J., Busoni, G., Coco, S., Chryssanthi, A., Fanelli, E., (2019). Climate change, biological invasions, and the shifting distribution of Mediterranean fishes: A large-scale survey based on local ecological knowledge. *Global change biology* 25, 2779–2792.
- Ben Lamine, E., Di Franco, A., Romdhane, M.S., Francour, P., (2018). Comparing commercial, recreational and illegal coastal fishery catches and their economic values: a survey from the southern Mediterranean Sea. *Fisheries management and ecology* 25, 456–463.

- Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J., (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine pollution bulletin* 60, 2275–2278.
- Borch, T., Moilanen, M., Olsen, F., (2011). Marine fishing tourism in Norway: structure and economic effects. *Økonomisk fiskeriforskning* 21, 1–17.
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., Peterson, C.H., (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277, 509–515.
- Charbonnel, E., L. Le Direach, M. Simon, et al., (2011). Bilan des suivis de la pêche récréative et de la fréquentation dans le Parc Marin de la Côte Bleue, Rapport Parc Marin de la Côte Bleue, France: 1–38.
- Chiappone, M., White, A., Swanson, D.W., Miller, S.L., (2002). Occurrence and biological impacts of fishing gear and other marine debris in the Florida Keys. *Marine Pollution Bulletin* 44, 597–604. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00290-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00290-9)
- Christensen, V., Guenette, S., Heymans, J.J., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D., (2003). Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and fisheries* 4, 1–24.
- Colella S., Donato F., Cingolani N., and Santojanni A., (2010). Evaluation of the phenomenon of recreational fisheries in Italy: Biological and socioeconomic aspects and design and implementation of an integrated monitoring system. CNR Institute of Marine Science, U.O. of Ancona, Italy.
- Coleman, F.C., Figueira, W.F., Ueland, J.S., Crowder, L.B., (2004). The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *science* 305, 1958–1960.
- Cooke, S.J., Cowx, I.G., (2006). Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological conservation* 128, 93–108.
- Cooke, S.J., Cowx, I.G., (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience* 54, 857–859.
- Cooke, S.J., Venturelli, P., Twardek, W.M., Lennox, R.J., Brownscombe, J.W., Skov, C., Hyder, K., Suski, C.D., Diggles, B.K., Arlinghaus, R., (2021). Technological innovations in the recreational fishing sector: implications for fisheries management and policy. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 31, 253–288.
- Di Natale, A., Collette, B., Pollard, D., Juan Jorda, M., Miyabe, N., Kada, O., Nelson, R., Chang, S., Fox, W. & Uozumi, Y. (2011). *Thunnus thynnus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T21860A9330380. Accessed on 20 July 2022
- EU, (2004). Mediterranean: Guaranteeing sustainable fisheries. Fishing in Europe.
- FAO, (2012). Recreational fisheries, FAO technical guidelines for responsible fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Font, T., Lloret, J., (2014). Biological and Ecological Impacts Derived from Recreational Fishing in Mediterranean Coastal Areas. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 22, 73–85. <https://doi.org/10.1080/10641262.2013.823907>
- Font, T., Lloret, J., (2011). Biological implications of recreational shore angling and harvest in a marine reserve: the case of Cape Creus. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 21, 210–217. <https://doi.org/10.1002/aqc.1167>
- Freeman, G.H., Halton, J.H., (1951). Note on an exact treatment of contingency, goodness of fit and other problems of significance. *Biometrika* 38, 141–149.

- Freire, K. M. F., Belhabib, D., Espedido, J. C., Hood, L., Kleisner, K. M., Lam, V. W., Machado, M. L., Mendonça, J. T., Meeuwig, J. J., & Moro, P. S. (2020). Estimating global catches of marine recreational fisheries. *Frontiers in Marine Science*, 12.
- Girard, S., (2012). Caractérisation de la pêche récréative sur la zone de Bastia/Cap-Corse/Saint-Florent. Université de Corse, UMR6134, UMS CNRS 3514 Plateforme marine STELLA MARE.
- Goddard, C.I., Leonard, N.J., Stang, D.L., Wingate, P.J., Rattner, B.A., Franson, J.C., Sheffield, S.R., (2008). Management concerns about known and potential impacts of lead use in shooting and in fishing activities. *Fisheries* 33, 228–236.
- Gordoa, A., (2009). Characterization of the infralittoral system along the north-east Spanish coast based on sport shore-based fishing tournament catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82, 41–49.
- Gordoa, A., Dedeu, A.L., Boada, J., (2019). Recreational fishing in Spain: First national estimates of fisher population T size, fishing activity and fisher social profile. *Fisheries Research* 12.
- Herfaut, J., Levrel, H., Thébaud, O., Véron, G., (2013). The nationwide assessment of marine recreational fishing: A French example. *Ocean & Coastal Management* 78, 121–131. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.026>
- Hilborn, R., Branch, T.A., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C.V., Scheuerell, M.D., Valero, J.L., (2003). State of the World's Fisheries. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28, 359–399. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105509>
- Hussein, C., Verdoit-Jarraya, M., Pastor, J., Ibrahim, A., Saragoni, G., Pelletier, D., Mahévas, S., Lenfant, P., (2011). Assessing the impact of artisanal and recreational fishing and protection on a white seabream (*Diplodus sargus*) population in the north-western Mediterranean Sea using a simulation model. Part 1: Parameterization and simulations. *Fisheries Research* 108, 163–173.
- Hyder, K., Radford, Z., Prellezo, R., Weltersbach, M.S., Lewin, W.-C., Zarauz, L., Ferter, K., Ruiz, J., Townhill, B., Mugerza, E., (2017). Research for PECH Committee-Marine recreational and semi-subsistence fishing-its value and its impact on fish stocks.
- Hyder, K., Weltersbach, M.S., Armstrong, M., Ferter, K., Townhill, B., Ahvonen, A., Arlinghaus, R., Baikov, A., Bellanger, M., Birzaks, J., Borch, T., Cambie, G., de Graaf, M., Diogo, H.M.C., Dziemian, Ł., Gordoa, A., Grzebielec, R., Hartill, B., Kagervall, A., Kapis, K., Karlsson, M., Kleiven, A.R., Lejk, A.M., Levrel, H., Lovell, S., Lyle, J., Moilanen, P., Monkman, G., Morales-Nin, B., Mugerza, E., Martinez, R., O'Reilly, P., Olesen, H.J., Papadopoulos, A., Pita, P., Radford, Z., Radtke, K., Roche, W., Rocklin, D., Ruiz, J., Scougal, C., Silvestri, R., Skov, C., Steinback, S., Sundelöf, A., Svagzdys, A., Turnbull, D., van der Hammen, T., van Voorhees, D., van Winsen, F., Verleye, T., Veiga, P., Vølstad, J.-H., Zarauz, L., Zolubas, T., Strehlow, H.V., (2018). Recreational sea fishing in Europe in a global context-Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish Fish* 19, 225–243. <https://doi.org/10.1111/faf.12251>
- Ihde, T.F., Wilberg, M.J., Loewensteiner, D.A., Secor, D.H., Miller, T.J., (2011). The increasing importance of marine recreational fishing in the US: challenges for management. *Fisheries Research* 108, 268–276.
- INSEE, (2022). RP2008, RP2013 et RP2019, exploitations principales, géographie au 01/01/2022.
- Jiménez-Alvarado, D., Tovar, B., Baños, J.F., Castro, J.J., (2019). How to fish? Key factors influencing the probability of choosing a recreational fishing modality. *Fisheries Research* 212, 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.12.008>

- Kelleher, K., Westlund, L., Hoshino, E., Mills, D., Willmann, R., de Graaf, G., Brummett, R., (2012). Hidden harvest: The global contribution of capture fisheries (No. 66469-GLB). The World Bank.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R., Mehner, T., (2006). Documented and Potential Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14, 305–367. <https://doi.org/10.1080/10641260600886455>
- Lloret, J., Font, T., (2013). A comparative analysis between recreational and artisanal fisheries in a Mediterranean coastal area. *Fish Manag Ecol* 20, 148–160. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2012.00868.x>
- Lloret, J., Garrote, A., Balasch, N., Font, T., (2014). Estimating recreational fishing tackle loss in Mediterranean coastal areas: Potential impacts on wildlife. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 17, 179–185. <https://doi.org/10.1080/14634988.2014.910070>
- Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., Riera, V., (2008). Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fisheries Research* 91, 252–259. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.12.002>
- Luna-Pèrez, B., (2010). Anthropogenic impacts in Mediterranean Marine Protected Areas. Ph.D. Thesis, Universidad de Alicante, Alicante, Spain.
- Marteinsdottir, G., Begg, G.A., (2002). Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 235, 235–256.
- Martin, C.L., Momtaz, S., Jordan, A., Moltschaniwskyj, N.A., (2016). Exploring recreational fishers' perceptions, attitudes, and support towards a multiple-use marine protected area six years after implementation. *Marine Policy* 73, 138–145.
- McPhee, D.P., Leadbitter, D., Skilleter, G.A., (2002). Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific conservation biology* 8, 40–51.
- Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F., Cerdà, M., (2005). The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science* 62, 727–739. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.022>
- Moutopoulos, D.K., Katselis, G., Kios, K., Tsotskou, A., Tsikliras, A.C., Stergiou, K.I., (2013). Estimation and reconstruction of shore-based recreational angling fisheries catches in the Greek Seas (1950-2010). *Journal of Biological Research* 20, 376.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P., Watson, R., (2003). The future for fisheries. *Science* 302, 1359–1361.
- Pauly, D., Zeller, D., (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature communications* 7, 1–9.
- Pawson, M.G., Glenn, H., Padda, G., (2008). The definition of marine recreational fishing in Europe. *Marine Policy* 32, 339–350. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.07.001>
- Pelaprat, C., (2000). Le cantonnement de pêche, un véritable outil de gestion? Exemple du cantonnement de pêche de Calvi (Corse, Méditerranée nord-occidentale) (PhD Thesis). Thèse, Université de Corse, Corte.
- Pitcher, T.J., Hollingworth, C.E., (2002). Fishing for fun: where's the catch. *Recreational fisheries: Ecological, economic and social evaluation* 1, 1–16.

- Pokras, M., Kneeland, M., Ludi, A., Golden, E., Major, A., Miconi, R., Poppenga, R.H., (2009). Lead objects ingested by common loons in New England. *Northeastern Naturalist* 16, 177–182.
- Possatto, F.E., Barletta, M., Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Dantas, D.V., (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1098–1102. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>
- Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A.J., Jackson, L., Shuter, B.J., (2002). Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries* 27, 6–17.
- Rangel, M.O., Erzini, K., (2007). An assessment of catches and harvest of recreational shore angling in the north of Portugal. *Fisheries Management and Ecology* 14, 343–352.
- Relini, M., Orsi, L.R., Relini, G., (1994). AN OFFSHORE BUOY AS A FAD IN THE MEDITERRANEAN 8.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C.L., (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1999–2012.
- Šegvić Bubić, T., Grubišić, L., Tičina, V., Katavić, I., (2011). Temporal and spatial variability of pelagic wild fish assemblages around Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* farms in the eastern Adriatic Sea. *Journal of Fish Biology* 78, 78–97.
- Serra-Gonçalves, C., Lavers, J.L., Bond, A.L., (2019). Global review of beach debris monitoring and future recommendations. *Environmental science & technology* 53, 12158–12167.
- Smith, T.D., (2002). A history of fisheries and their science and management. *Handbook of Fish Biology and Fisheries: Fisheries* 2, 61–83.
- Taquet, M., (2004). Le comportement agrégatif des dorades coryphènes (*Coryphaena hippurus*) autour des objets flottants (PhD Thesis). Université Paris 6.
- Taquet, M., Dagorn, L., Gaertner, J.-C., Girard, C., Aumerruddy, R., Sancho, G., Itano, D., (2007a). Behavior of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) around drifting FADs as observed from automated acoustic receivers. *Aquat. Living Resour.* 20, 323–330. <https://doi.org/10.1051/alr:2008008>
- Taquet, M., Sancho, G., Dagorn, L., Gaertner, J.-C., Itano, D., Aumeeruddy, R., Wendling, B., Peignon, C., (2007b). Characterizing fish communities associated with drifting fish aggregating devices (FADs) in the Western Indian Ocean using underwater visual surveys. *Aquatic Living Resources* 20, 331–341.
- Thurstan, R.H., Buckley, S.M., Pandolfi, J.M., (2018). Trends and transitions observed in an iconic recreational fishery across 140 years. *Global Environmental Change* 52, 22–36.
- Tomasi, N., (2011). Caractérisation de la pêche de plaisance sur la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio. Rapport Parc Naturel Marin des Bouches de Bonifacio, Université de Corse, 72 pp.
- Trippel, E.A., (1999). Estimation of stock reproductive potential: history and challenges for Canadian Atlantic gadoid stock assessments. *Journal of Northwest Atlantic fishery science* 25.
- Trippel, E.A., Kjesbu, O.S., Solemdal, P., (1997). Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes, in: *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*. Springer, pp. 31–62.
- Unal, V., Acarli, D., Gordo, A., (2010). Characteristics of Marine Recreational Fishing in the anakkale Strait (Turkey). *Medit. Mar. Sci.* 11, 315. <https://doi.org/10.12681/mms.79>

- van der Hammen, T., de Graaf, M., Lyle, J.M., (2016). Estimating catches of marine and freshwater recreational fisheries in the Netherlands using an online panel survey. *ICES Journal of Marine Science* 73, 441–450.
- Vega, R., Licandeo, R., (2009). The effect of American and Spanish longline systems on target and non-target species in the eastern South Pacific swordfish fishery. *Fisheries research* 98, 22–32.
- Veiga, P., Ribeiro, J., Gonçalves, J.M.S., Erzini, K., (2010). Quantifying recreational shore angling catch and harvest in southern Portugal (north-east Atlantic Ocean): implications for conservation and integrated fisheries management. *Journal of fish biology* 76, 2216–2237.
- Venturini, S., Campodonico, P., Cappanera, V., Fanciulli, G., Cattaneo Vietti, R., (2017). Recreational fisheries in Portofino Marine Protected Area, Italy: some implications for the management. *Fisheries Management and Ecology* 24, 382–391.
- Watson, R.T., Fuller, M., Pokras, M., Hunt, W.G., (2009). Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans. The Peregrine Fund, Boise, ID, USA.
- Young, M.A., Foale, S., Bellwood, D.R., (2016). Why do fishers fish? A cross-cultural examination of the motivations for fishing. *Marine Policy* 66, 114–123.

## **Chapitre VI : Caractérisation de la pression de plongée sous-marine & Étude comportementale des plongeurs**

- Abidin, S. Z. Z., & Mohamed, B. (2014). A review of SCUBA diving impacts and implication for coral reefs conservation and tourism management. *SHS Web of Conferences*, 12, 01093.
- Agawin, N. S., Sunyer-Caldú, A., Díaz-Cruz, M. S., Frank-Comas, A., García-Márquez, M. G., & Tovar-Sánchez, A. (2022). Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* accumulates sunscreen UV filters. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113417.
- Asafu-Adjaye, J., & Tapsuwan, S. (2008). A contingent valuation study of scuba diving benefits: Case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand. *Tourism Management*, 29(6), 1122–1130.
- Barker, N. H. L., & Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120(4), 481–489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.021>
- Barker, S. M., Peddemors, V. M., & Williamson, J. E. (2010). Recreational SCUBA diver interactions with the critically endangered grey nurse shark *Carcharias taurus*. *Pacific Conservation Biology*, 16(4), 261–269.
- Bland, L. M., Rowland, J. A., Regan, T. J., Keith, D. A., Murray, N. J., Lester, R. E., Linn, M., Rodríguez, J. P., & Nicholson, E. (2018). Developing a standardized definition of ecosystem collapse for risk assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(1), 29–36.
- Camp, E., & Fraser, D. (2012). Influence of conservation education dive briefings as a management tool on the timing and nature of recreational SCUBA diving impacts



- on coral reefs. *Ocean & Coastal Management*, 61, 30–37.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.02.002>
- Chadwick-Furman, N. E. (1995). Effects of SCUBA diving on coral reef invertebrates in the US Virgin Islands: Implications for the management of diving. *Proceedings of the 6th International Conference on Coelenterate Biology*, 91(100), 1–5.
- Changeux, T., Blazy, C., & Ruitton, S. (2020). The use of citizen science for marine biodiversity surveys: From species identification to ecologically relevant observations. *Hydrobiologia*, 847(1), 27–43.
- Chung, S., Au, A., & Qiu, J.-W. (2013). Understanding the Underwater Behaviour of Scuba Divers in Hong Kong. *Environmental Management*, 51(4), 824–837.  
<https://doi.org/10.1007/s00267-013-0023-y>
- Cisneros-Montemayor, A. M., Barnes-Mauthe, M., Al-Abdulrazzak, D., Navarro-Holm, E., & Sumaila, U. R. (2013). Global economic value of shark ecotourism: Implications for conservation. *Oryx*, 47(3), 381–388.
- Davis, D., & Tisdell, C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean & Coastal Management*, 26(1), 19–40.  
[https://doi.org/10.1016/0964-5691\(95\)00004-L](https://doi.org/10.1016/0964-5691(95)00004-L)
- Davis, D., & Tisdell, C. (1996). Economic Management of Recreational Scuba Diving and the Environment. *Journal of Environmental Management*, 48(3), 229–248.  
<https://doi.org/10.1006/jema.1996.0075>
- De Brauwier, M., & Burton, M. (2018). Known unknowns: Conservation and research priorities for soft sediment fauna that supports a valuable SCUBA diving industry. *Ocean & Coastal Management*, 160, 30–37.
- De, K., Nanajkar, M., Mote, S., & Ingole, B. (2020). Coral damage by recreational diving activities in a Marine Protected Area of India: Unaccountability leading to ‘tragedy of the not so commons’. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111190.
- de la Nuez-Hernández, D., Valle, C., Forcada, A., Correa, J. M. G., & Torquemada, Y. F. (2014). Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecological Indicators*, 46, 193–200.
- Dearden, P., Bennett, M., & Rollins, R. (2007). Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. *Coastal Management*, 35(2–3), 305–317.
- Di Franco, A., Baiata, P., & Milazzo, M. (2013). Effects of recreational scuba diving on Mediterranean fishes: Evidence of involuntary feeding? *Mediterranean Marine Science*, 14(1), 15. <https://doi.org/10.12681/mms.321>
- Di Franco, A., Ferruzza, G., Baiata, P., Chemello, R., & Milazzo, M. (2010). Can recreational scuba divers alter natural gross sedimentation rate? A case study from a Mediterranean deep cave. *ICES Journal of Marine Science*, 67(5), 871–874.  
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq007>
- Di Franco, A., Milazzo, M., Baiata, P., Tomasello, A., & Chemello, R. (2009). Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Environmental Conservation*, 36(01), 32.  
<https://doi.org/10.1017/S0376892909005426>

- Dimmock, K., & Musa, G. (2015). Scuba Diving Tourism System: A framework for collaborative management and sustainability. *Marine Policy*, *54*, 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.12.008>
- Drius, M., Bongiorno, L., Depellegrin, D., Menegon, S., Pugnetti, A., & Stifter, S. (2019). Tackling challenges for Mediterranean sustainable coastal tourism: An ecosystem service perspective. *Science of the Total Environment*, *652*, 1302–1317.
- Garrod, B., & Gössling, S. (2008). *New frontiers in marine tourism: Diving experiences, management and sustainability*. Elsevier.
- Ghilardi-Lopes, N. P. (2015). Citizen science combined with environmental education can be a powerful tool for coastal-marine management. *J Coast Zone Manag*, *18*(407), 27–29.
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., Chadwick, N. E., & Ferreira, C. E. L. (2018). Using an educational video-briefing to mitigate the ecological impacts of scuba diving. *Journal of Sustainable Tourism*, *26*(5), 782–797. <https://doi.org/10.1080/09669582.2017.1408636>
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., & Ferreira, C. E. L. (2020). Ecological impacts and management strategies for recreational diving: A review. *Journal of Environmental Management*, *256*, 109949. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109949>
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., & Schiavetti, A. (2016). Recreational Diver Behavior and Contacts with Benthic Organisms in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. *Environmental Management*, *57*(3), 637–648. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0628-4>
- Gil, M. A., Renfro, B., Figueroa-Zavala, B., Penié, I., & Dunton, K. H. (2015). Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Marine Biology*, *162*(11), 2225–2233.
- Gissi, E., Manea, E., Mazaris, A. D., Frascetti, S., Almpnidou, V., Bevilacqua, S., Coll, M., Guarnieri, G., Lloret-Lloret, E., & Pascual, M. (2021). A review of the combined effects of climate change and other local human stressors on the marine environment. *Science of the Total Environment*, *755*, 142564.
- Green, A. J., Alcorlo, P., Peeters, E. T., Morris, E. P., Espinar, J. L., Bravo-Utrera, M. A., Bustamante, J., Díaz-Delgado, R., Koelmans, A. A., & Mateo, R. (2017). Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(2), 99–107.
- Guarnieri, G., Terlizzi, A., Bevilacqua, S., & Frascetti, S. (2012). Increasing heterogeneity of sensitive assemblages as a consequence of human impact in submarine caves. *Marine Biology*, *159*(5), 1155–1164.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., & Fox, H. E. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, *319*(5865), 948–952.
- Hammerton, Z. (2017a). Determining the variables that influence SCUBA diving impacts in eastern Australian marine parks. *Ocean & Coastal Management*, *142*, 209–217.

- Hammerton, Z. (2017b). Low-impact diver training in management of SCUBA diver impacts. *Journal of Ecotourism*, 16(1), 69–94. <https://doi.org/10.1080/14724049.2016.1194849>
- Hammerton, Z., & Bucher, D. (2015). Levels of intervention – reducing SCUBA-diver impact within subtropical marine protected areas. *Journal of Ecotourism*, 14(1), 3–20. <https://doi.org/10.1080/14724049.2015.1073738>
- Harriott, V. J., Davis, D., & Banks, S. A. (1997). Recreational Diving and Its Impact in Marine Protected Areas in Eastern Australia. *Ambio*, 26(3), 173–179.
- Hawkins, J. P., & Roberts, C. M. (1994). The growth of coastal tourism in the Red Sea: Present and future effects on coral reefs. *Ambio*, 23(8), 503–508.
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Van’T Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J., & Aldam, C. (1999). Effects of Recreational Scuba Diving on Caribbean Coral and Fish Communities. *Conservation Biology*, 13(4), 888–897. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97447.x>
- Hoegh-Guldberg, O., & Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world’s marine ecosystems. *Science*, 328(5985), 1523–1528.
- Iborra, L., Leduc, M., Fullgrabe, L., Cuny, P., & Gobert, S. (2022). Temporal trends of two iconic Mediterranean gorgonians (*Paramuricea clavata* and *Eunicella cavolini*) in the climate change context. *Journal of Sea Research*, 186, 102241.
- Jameson, S. C., Ammar, M. S. A., Saadalla, E., Mostafa, H. M., & Riegl, B. (1999). A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs*, 18(4), 333–339.
- Krieger, J. R., & Chadwick, N. E. (2013). Recreational diving impacts and the use of pre-dive briefings as a management strategy on Florida coral reefs. *Journal of Coastal Conservation*, 17(1), 179–189.
- Kulbicki, M. (1998). How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 222(1–2), 11–30. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00133-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00133-0)
- Lamb, J. B., Van De Water, J. A., Bourne, D. G., Altier, C., Hein, M. Y., Fiorenza, E. A., Abu, N., Jompa, J., & Harvell, C. D. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, 355(6326), 731–733.
- Le S., Josse J., Husson F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1-18. [10.18637/jss.v025.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01)
- Leujak, W., & Ormond, R. F. (2007). Visitor perceptions and the shifting social carrying capacity of South Sinai’s coral reefs. *Environmental Management*, 39(4), 472–489.
- Lindfield, S. J., Harvey, E. S., McIlwain, J. L., & Halford, A. R. (2014). Silent fish surveys: Bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(10), 1061–1069. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12262>
- Lobel, P. S. (2001). Fish Bioacoustics and Behavior: Passive Acoustic Detection and the Application of a Closed-Circuit Rebreather for Field Study. *Marine Technology Society Journal*, 35(2), 19–28. <https://doi.org/10.4031/002533201788001884>

- Lobel, P. S., & Hole, W. (2005). *Scuba Bubble Noise and Fish Behavior: A Rationale for Silent Diving Technology*. 11.
- Luna, B., Pérez, C. V., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science*, 66(3), 517–523. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp020>
- Marengo, M., Iborra, L., Leduc, M., Lejeune, P., Boissery, P., & Gobert, S. (2021). Assessing Spatial and Temporal Trends in a Mediterranean Fish Assemblage Structure. *Diversity*, 13(8), 368. <https://doi.org/10.3390/d13080368>
- Milazzo, M., Anastasi, I., & Willis, T. (2006). Recreational fish feeding affects coastal fish behavior and increases frequency of predation on damselfish *Chromis chromis* nests. *Marine Ecology Progress Series*, 310, 165–172. <https://doi.org/10.3354/meps310165>
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Camarda, R., & Riggio, S. (2002). The Impact of Human Recreational Activities in Marine Protected Areas: What Lessons Should Be Learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology*, 23(s1), 280–290. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2002.tb00026.x>
- Mulazzani, L., & Malorgio, G. (2017). Blue growth and ecosystem services. *Marine Policy*, 85, 17–24.
- Naranjo-Arriola, A. (2021). Tourist carrying capacity as a sustainability management tool for coral reefs in Caño Island Biological Reserve, Costa Rica. *Ocean & Coastal Management*, 212, 105857.
- Norström, A. V., Nyström, M., Jouffray, J.-B., Folke, C., Graham, N. A., Moberg, F., Olsson, P., & Williams, G. J. (2016). Guiding coral reef futures in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(9), 490–498.
- Oh, C.-O., Ditton, R. B., & Stoll, J. R. (2008). The economic value of scuba-diving use of natural and artificial reef habitats. *Society and Natural Resources*, 21(6), 455–468.
- O'Malley, M. P., Lee-Brooks, K., & Medd, H. B. (2013). The global economic impact of manta ray watching tourism. *PloS One*, 8(5), e65051.
- Ong, T. F., & Musa, G. (2012a). SCUBA divers' underwater responsible behaviour: Can environmental concern and divers' attitude make a difference? *Current Issues in Tourism*, 15(4), 329–351.
- Ong, T. F., & Musa, G. (2012b). Examining the influences of experience, personality and attitude on SCUBA divers' underwater behaviour: A structural equation model. *Tourism Management*, 33(6), 1521–1534. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2012.02.007>
- Parrish, F. A., & Pyle, R. L. (2002). Field Comparison of Open-Circuit Scuba to Closed-Circuit Rebreathers for Deep Mixed-Gas Diving Operations. *Marine Technology Society Journal*, 36(2), 13–22. <https://doi.org/10.4031/002533202787914052>
- Prior, M., Ormond, R., Hitchen, R., & Wormald, C. (1995). The impact on natural resources of activity tourism: A case study of diving in Egypt. *International Journal of Environmental Studies*, 48(3–4), 201–209. <https://doi.org/10.1080/00207239508710990>

- Radford, C. A., Jeffs, A. G., Tindle, C. T., Cole, R. G., & Montgomery, J. C. (2005). Bubbled waters: The noise generated by underwater breathing apparatus. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 38(4), 259–267. <https://doi.org/10.1080/10236240500333908>
- Ramírez, F., Afán, I., Davis, L. S., & Chiaradia, A. (2017). Climate impacts on global hot spots of marine biodiversity. *Science Advances*, 3(2), e1601198.
- Reopanichkul, P., Schlacher, T. A., Carter, R. W., & Worachananant, S. (2009). Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1356–1362. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.024>
- Ríos-Jara, E., Galván-Villa, C. M., Rodríguez-Zaragoza, F. A., López-Uriarte, E., & Muñoz-Fernández, V. T. (2013). The tourism carrying capacity of underwater trails in Isabel Island National Park, Mexico. *Environmental Management*, 52(2), 335–347.
- Roche, R. C., Harvey, C. V., Harvey, J. J., Kavanagh, A. P., McDonald, M., Stein-Rostaing, V. R., & Turner, J. R. (2016). Recreational Diving Impacts on Coral Reefs and the Adoption of Environmentally Responsible Practices within the SCUBA Diving Industry. *Environmental Management*, 58(1), 107–116. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0696-0>
- Rouanet E., Belloni B., Astruch P., de Monbrison D., Goujard A., Leteurtois M., Berthier L., (2017). Etat des connaissances des activités de plongée subaquatiques sur la façade méditerranéenne et appui à l’élaboration d’une stratégie de gestion durable des sites de plongée. Contrat d’étude Agence Française pour la Biodiversité – Direction Interrégionale de la Mer Méditerranée & GIS Posidonie – BRL ingénierie, GIS Posidonie publ., FR. : 1 – 184 + 12 annexes + 2 volumes annexes.
- Rouphael, A. B., & Inglis, G. J. (2001). “Take only photographs and leave only footprints”?: An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100(3), 281–287. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00032-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00032-5)
- Sánchez-Quiles, D., & Tovar-Sánchez, A. (2015). Are sunscreens a new environmental risk associated with coastal tourism? *Environment International*, 83, 158–170.
- Scheffer, M., Barrett, S., Carpenter, S. R., Folke, C., Green, A. J., Holmgren, M., Hughes, T. P., Kosten, S., Van de Leemput, I. A., & Nepstad, D. C. (2015). Creating a safe operating space for iconic ecosystems. *Science*, 347(6228), 1317–1319.
- Sieber, A., & Pyle, R. (2010). A review of the use of closed-circuit rebreathers for scientific diving. *Underwater Technology*, 29(2), 73–78. <https://doi.org/10.3723/ut.29.073>
- Spalding, M., Burke, L., Wood, S. A., Ashpole, J., Hutchison, J., & Zu Ermgassen, P. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, 82, 104–113.
- Sumanapala, D., Dimmock, K., & Wolf, I. D. (2022). A review of ecological impacts from recreational SCUBA diving: Current evidence and future practice. *Tourism and Hospitality Research*, 14673584221112602.
- Toyoshima, J., & Nadaoka, K. (2015). Importance of environmental briefing and buoyancy control on reducing negative impacts of SCUBA diving on coral reefs. *Ocean &*

- Uyarra, M. C., & Côté, I. M. (2007). The quest for cryptic creatures: Impacts of species-focused recreational diving on corals. *Biological Conservation*, 136(1), 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.006>
- Uyarra, M. C., Watkinson, A. R., & Cote, I. M. (2009). Managing dive tourism for the sustainable use of coral reefs: Validating diver perceptions of attractive site features. *Environmental Management*, 43(1), 1–16.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Williams, I. D., & Polunin, N. V. (2000). Differences between protected and unprotected reefs of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourists. *Environmental Conservation*, 27(4), 382–391.
- Worachananant, S., Carter, R. W., Hockings, M., & Reopanichkul, P. (2008). Managing the impacts of SCUBA divers on Thailand's coral reefs. *Journal of Sustainable Tourism*, 16(6), 645–663.
- Zakai, D., & Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105(2), 179–187. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00181-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00181-1)
- Zhang, L., & Chung, S. (2015). Assessing the social carrying capacity of diving sites in Mabul Island, Malaysia. *Environmental Management*, 56(6), 1467–1477.
- Zhang, L.-Y., Chung, S., & Qiu, J. (2016). Ecological carrying capacity assessment of diving site: A case study of Mabul Island, Malaysia. *Journal of Environmental Management*, 183, 253–259. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.075>

## **Chapitre VII : Influence des plongeurs sur la communauté ichthyologique**

- Alós, J., Palmer, M., Arlinghaus, R., (2012). Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. *PloS one* 7, e48030.
- Alós, J., Palmer, M., Trías, P., Díaz-Gil, C., Arlinghaus, R., (2015a). Recreational angling intensity correlates with alteration of vulnerability to fishing in a carnivorous coastal fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, 217–225.
- Alós, J., Puiggrós, A., Díaz-Gil, C., Palmer, M., Rosselló, R., Arlinghaus, R., (2015b). Empirical evidence for species-specific export of fish naïveté from a no-take marine protected area in a coastal recreational hook and line fishery. *PLoS One* 10, e0135348.
- Anderson, M.J., (2014). *Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA)*. Wiley statsref: statistics reference online 1–15.

- Andradi-Brown, D.A., Gress, E., Laverick, J.H., Monfared, M.A.A., Rogers, A.D., Exton, D.A., (2018). Wariness of reef fish to passive diver presence with varying dive gear type across a coral reef depth gradient. *J. Mar. Biol. Ass.* 98, 1733–1743. <https://doi.org/10.1017/S0025315417001278>
- Azzurro, E., Aguzzi, J., Maynou, F., Chiesa, J.J., Savini, D., (2013). Diel rhythms in shallow Mediterranean rocky-reef fishes: a chronobiological approach with the help of trained volunteers. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93, 461–470.
- Baker, M.R., Gobush, K.S., Vynne, C.H., (2013). Review of factors influencing stress hormones in fish and wildlife. *Journal for Nature Conservation* 21, 309–318.
- Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R., Marshall, D.J., (2018). Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360, 642–645.
- Bateman, P.W., Fleming, P.A., (2017). Are negative effects of tourist activities on wildlife over-reported? A review of assessment methods and empirical results. *Biological Conservation* 211, 10–19.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., Allen, S., (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series* 395, 177–185.
- Bell, J.D., Harmelin-Vivien, M.L., (1983). Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. II: feeding habits. *Tethys (Marseille)* 11, 1–14.
- Ben Miled, S., Kebir, A., Hbid, M.L., (2010). Individual based model for grouper populations. *Acta biotheoretica* 58, 247–264.
- Benevides, L.J., Nunes, J. de A.C., Costa, T.L., Sampaio, C.L., (2016). Flight response of the barber surgeonfish, *Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855 (Teleostei: Acanthuridae), to spearfisher presence. *Neotropical Ichthyology* 14.
- Blanchard, R.J., Blanchard, D.C., Rodgers, J., Weiss, S.M., (1990). The characterization and modelling of antipredator defensive behavior. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews* 14, 463–472.
- Boulanger, E., Loiseau, N., Valentini, A., Arnal, V., Boissery, P., Dejean, T., Deter, J., Guellati, N., Holon, F., Juhel, J.-B., (2021). Environmental DNA metabarcoding reveals and unpacks a biodiversity conservation paradox in Mediterranean marine reserves. *Proceedings of the Royal Society B* 288, 20210112.
- Buchholz-Sørensen, M., Vella, A., (2016). Population structure, genetic diversity, effective population size, demographic history and regional connectivity patterns of the endangered dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Teleostei: Serranidae), within Malta's fisheries management zone. *PloS one* 11, e0159864.
- Calò, A., Pereñiguez, J.M., Hernandez-Andreu, R., García-Charton, J.A., (2021). Quotas regulation is necessary but not sufficient to mitigate the impact of SCUBA diving in a highly visited marine protected area. *Journal of Environmental Management* 302, 113997.
- Carpenter, K.E., Russell, B., (2009). Dentex dentex. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170245A1300534.en>

- Chapman, C.J., Johnstone, A.D.F., Dunn, J.R., Creasey, D.J., (1974). Reactions of fish to sound generated by divers' open-circuit underwater breathing apparatus. *Mar. Biol.* 27, 357–366. <https://doi.org/10.1007/BF00394372>
- Claudet, J., Pelletier, D., (2004). Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources* 17, 129–138.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W.W., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., (2012). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography* 21, 465–480.
- Condini, M.V., García-Charton, J.A., Garcia, A.M., (2018). A review of the biology, ecology, behavior and conservation status of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 28, 301–330.
- Cooper Jr, W.E., Frederick, W.G., (2007). Optimal flight initiation distance. *Journal of theoretical biology* 244, 59–67.
- Dames, V., Bernard, A., Floros, C., Mann, B., Speed, C., Maggs, J., Laing, S., Meekan, M., Olbers, J., 2020. Zonation and reef size significantly influence fish population structure in an established marine protected area, iSimangaliso Wetland Park, South Africa. *Ocean & Coastal Management* 185, 105040.
- Dearden, P., Bennett, M., Rollins, R., (2007). Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. *Coastal Management* 35, 305–317.
- Dearden, P., Theberge, M., Yasué, M., (2010). Using underwater cameras to assess the effects of snorkeler and SCUBA diver presence on coral reef fish abundance, family richness, and species composition. *Environ Monit Assess* 163, 531–538. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0855-3>
- Demšar, J., Štrumbelj, E., Bajec, I.L., (2016). A balanced mixture of antagonistic pressures promotes the evolution of parallel movement. *Scientific reports* 6, 1–12.
- Desiderà, E., Guidetti, P., Panzalis, P., Navone, A., Valentini-Poirrier, C.-A., Boissery, P., Gervaise, C., Di Iorio, L., (2019). Acoustic fish communities: sound diversity of rocky habitats reflects fish species diversity. *Marine Ecology Progress Series* 608, 183–197.
- Di Franco, A., Baiata, P., Milazzo, M., (2013). Effects of recreational scuba diving on Mediterranean fishes: evidence of involuntary feeding? *Medit. Mar. Sci.* 14, 15. <https://doi.org/10.12681/mms.321>
- Di Franco, A., Milazzo, M., Baiata, P., Tomasello, A., Chemello, R., (2009). Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Envir. Conserv.* 36, 32. <https://doi.org/10.1017/S0376892909005426>
- Di Iorio, L., Audax, M., Deter, J., Holon, F., Lossent, J., Gervaise, C., Boissery, P., (2021). Biogeography of acoustic biodiversity of NW Mediterranean coralligenous reefs. *Scientific reports* 11, 1–10.



- Dickens, L.C., Goatley, C.H.R., Tanner, J.K., Bellwood, D.R., (2011). Quantifying Relative Diver Effects in Underwater Visual Censuses. *PLoS ONE* 6, e18965. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018965>
- Dimmock, K., Cummins, T., (2013). History of scuba diving tourism. *Scuba diving tourism* 14–28.
- Domenici, P., (2010). Context-dependent variability in the components of fish escape response: integrating locomotor performance and behavior. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology* 313, 59–79.
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner, H.H., Dray, M.S., (2018). Package ‘adespatial.’ *R Package* 2018, 3–8.
- Faught, E., Vijayan, M.M., (2018). Maternal stress and fish reproduction: The role of cortisol revisited. *Fish and fisheries* 19, 1016–1030.
- Fernö, A., Folkedal, O., Nilsson, J., Kristiansen, T.S., (2020). Inside the Fish Brain: Cognition, Learning and Consciousness, in: *The Welfare of Fish*. Springer, pp. 149–183.
- Floros, C., Schleyer, M.H., Maggs, J.Q., (2013). Fish as indicators of diving and fishing pressure on high-latitude coral reefs. *Ocean & Coastal Management* 84, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.08.005>
- Francour, P., (1994). Comparaison de l’ichtyofaune entre des secteurs fréquentés ou non par des plongeurs sous-marins dans le Parc national de Port-Cros (Var, Méditerranée Nord-Occidentale). *GIS Posidonie Publ.*, Marseille, France.
- Francour, P., (1990). Dynamique de l’écosystème à *Posidonia oceanica* dans le parc national de Port-Cros: analyse des compartiments matre, litière, faune vagile, échinodermes et poissons (PhD Thesis). Paris 6.
- Francour, P., (1984). Biomasse de l’herbier à *Posidonia oceanica*: données préliminaires pour les compartiments “matte”, échinodermes et poissons. *Mémoire Diplôme Etudes Approfondies, Université Pierre et Marie Curie (Paris)*. 72p.
- Gaynor, K.M., Hohnowski, C.E., Carter, N.H., Brashares, J.S., (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360, 1232–1235.
- Gazeau, F., Sallon, A., Maugendre, L., Louis, J., Dellisanti, W., Gaubert, M., Lejeune, P., Gobert, S., Borges, A.V., Harlay, J., (2016). First mesocosm experiments to study the impacts of ocean acidification on plankton communities in the NW Mediterranean Sea (MedSeA project). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 186, 11–29.
- Geffroy, B., Sadoul, B., Bouchareb, A., Prigent, S., Bourdineaud, J.-P., Gonzalez-Rey, M., Morais, R.N., Mela, M., Nobre Carvalho, L., Bessa, E., (2018). Nature-Based Tourism Elicits a Phenotypic Shift in the Coping Abilities of Fish. *Front. Physiol.* 9, 13. <https://doi.org/10.3389/fphys.2018.00013>
- Geffroy, B., Sadoul, B., Ellenberg, U., (2017). Physiological and Behavioral Consequences of Human Visitation, in: Blumstein, D.T., Geffroy, B., Samia, D.S.M., Bessa, E. (Eds.), *Ecotourism’s Promise and Peril*. Springer International Publishing, Cham, pp. 9–27. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-58331-0\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-58331-0_2)
- Gil, M.A., Emberts, Z., Jones, H., St. Mary, C.M., (2017). Social information on fear and food drives animal grouping and fitness. *The American Naturalist* 189, 227–241.

- Gobert, S., Chéry, A., Volpon, A., Pelaprat, C., Lejeune, P., (2014). The seascape as an indicator of environmental interest and quality of the Mediterranean benthos: the in situ development of a description index: the LIMA, in: Underwater Seascapes. Springer, pp. 277–291.
- Gobert, S., Laumont, N., Bouquegneau, J.-M., (2002). *Posidonia oceanica* meadow: a low nutrient high chlorophyll (LNHC) system? BMC ecology 2, 1–12.
- Gobert, S., Richir, J., (2019). Des indices pour la définition de l'état des masses d'eau en milieu marin: mises au point, applications et aide à la gestion. Geo-Eco-Trop 43, 353–364.
- Goetze, J.S., Januchowski-Hartley, F.A., Claudet, J., Langlois, T.J., Wilson, S.K., Jupiter, S.D., (2017). Fish wariness is a more sensitive indicator to changes in fishing pressure than abundance, length or biomass. Ecol Appl 27, 1178–1189. <https://doi.org/10.1002/eap.1511>
- Gonson, C., Pelletier, D., Gamp, E., Preuss, B., Jollit, I., Ferraris, J., (2016). Decadal increase in the number of recreational users is concentrated in no-take marine reserves. Marine pollution bulletin 107, 144–154.
- Guidetti, P., Vierucci, E., Bussotti, S., (2008). Differences in escape response of fish in protected and fished Mediterranean rocky reefs. J. Mar. Biol. Ass. 88, 625–627. <https://doi.org/10.1017/S0025315408000933>
- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J., (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes. Revue d'écologie.
- He, Q., Silliman, B.R., (2019). Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the Anthropocene. Current Biology 29, R1021–R1035.
- Hodge, J.R., Alim, C., Bertrand, N.G., Lee, W., Price, S.A., Tran, B., Wainwright, P.C., (2018). Ecology shapes the evolutionary trade-off between predator avoidance and defence in coral reef butterflyfishes. Ecology letters 21, 1033–1042.
- Holm, S., (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. Scandinavian journal of statistics 65–70.
- Iborra L., Leduc M., Patrissi M., Séverin T., Donnay A., Fullgrabe L., Marengo M. & Lejeune P. (2020) – Etude de l'influence de la plongée sous-marine sur le milieu marin en baie de Calvi. Contrat OFB/DIRMM/STARESO, 61pp.
- Ioannou, C.C., Guttal, V., Couzin, I.D., (2012). Predatory fish select for coordinated collective motion in virtual prey. Science 337, 1212–1215.
- Januchowski-Hartley, F.A., Graham, N.A., Cinner, J.E., Russ, G.R., (2015). Local fishing influences coral reef fish behavior inside protected areas of the Indo-Pacific. Biological Conservation 182, 8–12.
- Johnston, F.D., Arlinghaus, R., Dieckmann, U., (2013). Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. Fish and fisheries 14, 554–579.
- Koster, J., McElreath, R., (2017). Multinomial analysis of behavior: statistical methods. Behavioral Ecology and Sociobiology 71, 1–14.

- Kulbicki, M., (1998). How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 222, 11–30. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00133-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00133-0)
- Langridge, K.V., Broom, M., Osorio, D., (2007). Selective signalling by cuttlefish to predators. *Current Biology* 17, R1044–R1045.
- Le Corre, N., Saint-Pierre, A., Hughes, M., Peuziat, I., Cosquer, A., Michot, T., Bernard, N., (2021). Outdoor recreation in French Coastal and Marine Protected Areas. Exploring recreation experience preference as a way for building conservation support. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 33, 100332.
- Legendre, P., (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. *Ecology and evolution* 9, 3500–3514.
- Lindfield, S.J., Harvey, E.S., McIlwain, J.L., Halford, A.R., (2014). Silent fish surveys: bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. *Methods Ecol Evol* 5, 1061–1069. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12262>
- Lobel, P.S., (2001). Fish Bioacoustics and Behavior: Passive Acoustic Detection and the Application of a Closed-Circuit Rebreather for Field Study. *Mar Technol Soc J* 35, 19–28. <https://doi.org/10.4031/002533201788001884>
- Lobel, P.S., Hole, W., (2005). Scuba Bubble Noise and Fish Behavior: A Rationale for Silent Diving Technology 11.
- Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution* 239, 670–680.
- Luna, B., Pérez, C.V., Sánchez-Lizaso, J.L., (2009). Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science* 66, 517–523. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp020>
- Manassa, R.P., McCormick, M.I., (2012). Social learning and acquired recognition of a predator by a marine fish. *Animal Cognition* 15, 559–565.
- Marengo, M., Culioli, J.-M., Santoni, M.-C., Marchand, B., Durieux, E.D.H., (2015). Comparative analysis of artisanal and recreational fisheries for *Dentex dentex* in a Marine Protected Area. *Fisheries Management and Ecology* 22, 249–260.
- Marengo, M., Durieux, E.D., Marchand, B., Francour, P., (2014). A review of biology, fisheries and population structure of *Dentex dentex* (Sparidae). *Reviews in fish biology and fisheries* 24, 1065–1088.
- Marengo, M., Iborra, L., Leduc, M., Lejeune, P., Boissery, P., Gobert, S., (2021). Assessing Spatial and Temporal Trends in a Mediterranean Fish Assemblage Structure. *Diversity* 13, 368. <https://doi.org/10.3390/d13080368>
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Camarda, R., Riggio, S., (2002). The Impact of Human Recreational Activities in Marine Protected Areas: What Lessons Should Be Learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology* 23, 280–290. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2002.tb00026.x>
- Mitchell, M.D., Harborne, A.R., (2020). Non-consumptive effects in fish predator–prey interactions on coral reefs. *Coral Reefs* 1–18.

- Miya, M., (2021). Environmental DNA Metabarcoding: A Novel Method for Biodiversity Monitoring of Marine Fish Communities. *Annual Review of Marine Science* 14.
- Nagendra, H., (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied geography* 22, 175–186.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., (2013). Package 'vegan.' *Community ecology package, version 2*, 1–295.
- Pankhurst, N.W., (2016). Reproduction and development, in: *Fish Physiology*. Elsevier, pp. 295–331.
- Pelaprat, C., 2000. Le cantonnement de pêche, un véritable outil de gestion? Exemple du cantonnement de pêche de Calvi (Corse, Méditerranée nord-occidentale) (PhD Thesis). Thèse, Université de Corse, Corte.
- Pertierra, L.R., Hughes, K.A., Vega, G.C., Olalla-Tárraga, M.Á., (2017). High resolution spatial mapping of human footprint across Antarctica and its implications for the strategic conservation of avifauna. *PloS one* 12, e0168280.
- Pollard, D.A., Afonso, P., Bertoni, A.A., Fennessy, S., Francour, P., Barreiros, J., (2018). *Epinephelus marginatus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Polverino, G., Bierbach, D., Killen, S.S., Uusi-Heikkilä, S., Arlinghaus, R., (2016). Body length rather than routine metabolic rate and body condition correlates with activity and risk-taking in juvenile zebrafish *Danio rerio*. *Journal of Fish Biology* 89, 2251–2267.
- Preisser, E.L., Bolnick, D.I., Benard, M.F., (2005). Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology* 86, 501–509.
- R Core Team, (2018). R: A language and environment for statistical computing; 2018.
- Radford, C.A., Jeffs, A.G., Tindle, C.T., Cole, R.G., Montgomery, J.C., (2005). Bubbled waters: The noise generated by underwater breathing apparatus. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 38, 259–267. <https://doi.org/10.1080/10236240500333908>
- Ramirez-Llodra, E., Tyler, P.A., Baker, M.C., Bergstad, O.A., Clark, M.R., Escobar, E., Levin, L.A., Menot, L., Rowden, A.A., Smith, C.R., (2011). Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS one* 6, e22588.
- Rankin, C.H., Abrams, T., Barry, R.J., Bhatnagar, S., Clayton, D.F., Colombo, J., Coppola, G., Geyer, M.A., Glanzman, D.L., Marsland, S., (2009). Habituation revisited: an updated and revised description of the behavioral characteristics of habituation. *Neurobiology of learning and memory* 92, 135–138.
- Rao, N.S., Ghermandi, A., Portela, R., Wang, X., (2015). Global values of coastal ecosystem services: A spatial economic analysis of shoreline protection values. *Ecosystem services* 11, 95–105.
- Reñones, O., Grau, A., Mas, X., Riera, F., Saborido-Rey, F., (2010). Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834)(Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean.

- Reñones, O., Pineiro, C., Mas, X., Goñi, R., (2007). Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 71, 346–362.
- Ripley, B., Venables, W., Ripley, M.B., (2016). Package ‘nnet.’ R package version 7, 700.
- Roche, R.C., Harvey, C.V., Harvey, J.J., Kavanagh, A.P., McDonald, M., Stein-Rostaing, V.R., Turner, J.R., 2016. Recreational Diving Impacts on Coral Reefs and the Adoption of Environmentally Responsible Practices within the SCUBA Diving Industry. *Environmental Management* 58, 107–116. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0696-0>
- Rouanet E., Belloni B., Astruch P., de Monbrison D., Goujard A., Leteurtois M., Berthier L., (2017). Etat des connaissances des activités de plongée subaquatiques sur la façade méditerranéenne et appui à l’élaboration d’une stratégie de gestion durable des sites de plongée. Contrat d’étude Agence Française pour la Biodiversité – Direction Interrégionale de la Mer Méditerranée & GIS Posidonie – BRL ingénierie, GIS Posidonie publ., FR. : 1 – 184 + 12 annexes + 2 volumes annexes.
- Sbragaglia, V., Morroni, L., Bramanti, L., Weitzmann, B., Arlinghaus, R., Azzurro, E., (2018). Spearfishing modulates flight initiation distance of fishes: the effects of protection, individual size, and bearing a speargun. *ICES Journal of Marine Science* 75, 1779–1789.
- Semeniuk, C.A., Bourgeon, S., Smith, S.L., Rothley, K.D., (2009). Hematological differences between stingrays at tourist and non-visited sites suggest physiological costs of wildlife tourism. *Biological Conservation* 142, 1818–1829.
- Sharpe, F.A., Dill, L.M., (1997). The behavior of Pacific herring schools in response to artificial humpback whale bubbles. *Canadian Journal of Zoology* 75, 725–730.
- Sih, A., Ferrari, M.C.O., Harris, D.J., (2011). Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change: Behaviour and evolution. *Evolutionary Applications* 4, 367–387. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00166.x>
- Simpson, S.D., Purser, J., Radford, A.N., (2015). Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global change biology* 21, 586–593.
- Simpson, S.D., Radford, A.N., Nedelec, S.L., Ferrari, M.C., Chivers, D.P., McCormick, M.I., Meekan, M.G., (2016). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature communications* 7, 1–7.
- Skliris, N., Goffart, A., Hecq, J.-H., Djenidi, S., (2001). Shelf-slope exchanges associated with a steep submarine canyon off Calvi (Corsica, NW Mediterranean Sea): A modeling approach. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 106, 19883–19901.
- Skoufas, G., Tsirika, A., Michel, C., (2018). Marine Animals’ Ethology as a New Product in Recreational SCUBA Diving Market, in: Katsoni, V., Velandar, K. (Eds.), *Innovative Approaches to Tourism and Leisure*, Springer Proceedings in Business and Economics. Springer International Publishing, Cham, pp. 377–389. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-67603-6\\_29](https://doi.org/10.1007/978-3-319-67603-6_29)
- Spalding, M., Burke, L., Wood, S.A., Ashpole, J., Hutchison, J., Zu Ermgassen, P., (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy* 82, 104–113.

- Stankowich, T., Blumstein, D.T., (2005). Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272, 2627–2634.
- Terrón-Sigler, A., León-Muez, D., Peñalver-Duque, P., Torre, F.E., (2016). The effects of SCUBA diving on the endemic Mediterranean coral *Astroides calycularis*. *Ocean & Coastal Management* 122, 1–8.
- Thomsen, P.F., Kielgast, J., Iversen, L.L., Møller, P.R., Rasmussen, M., Willerslev, E., (2012). Detection of a diverse marine fish fauna using environmental DNA from seawater samples.
- Titus, B.M., Daly, M., Exton, D.A., (2015). Do Reef Fish Habituate to Diver Presence? Evidence from Two Reef Sites with Contrasting Historical Levels of SCUBA Intensity in the Bay Islands, Honduras. *PLoS ONE* 10, e0119645. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119645>
- Tsikliras, A.C., Polymeros, K., (2014). Fish market prices drive overfishing of the ‘big ones.’ *PeerJ* 2, e638.
- Vermeulen, S., Sturaro, N., Gobert, S., Bouquegneau, J.-M., Lepoint, G., (2011). Potential early indicators of anthropogenically derived nutrients: a multiscale stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 422, 9–22.
- Watson, W.R., Kim, W., Watson, S.L., (2016). Learning outcomes of a MOOC designed for attitudinal change: A case study of an Animal Behavior and Welfare MOOC. *Computers & Education* 96, 83–93.
- Whitfield, A.K., Becker, A., (2014). Impacts of recreational motorboats on fishes: a review. *Marine pollution bulletin* 83, 24–31.
- Wickham, H., (2009). Elegant graphics for data analysis. *Media* 35, 10–1007.
- Wilson, M.W., Ridlon, A.D., Gaynor, K.M., Gaines, S.D., Stier, A.C., Halpern, B.S., (2020). Ecological impacts of human-induced animal behaviour change. *Ecol. Lett.* 23, 1522–1536. <https://doi.org/10.1111/ele.13571>
- Ydenberg, R.C., Dill, L.M., (1986). The economics of fleeing from predators. *Advances in the Study of Behavior* 16, 229–249.

## **SYNTHESE, DISCUSSION ET PERSPECTIVES**

- Ahmed, N., Thompson, S., & Glaser, M. (2019). Global Aquaculture Productivity, Environmental Sustainability, and Climate Change Adaptability. *Environmental Management*, 63(2), 159-172. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1117-3>
- Alava, J. J., Cheung, W. W. L., Ross, P. S., & Sumaila, U. R. (2017). Climate change-contaminant interactions in marine food webs : Toward a conceptual framework. *Global Change Biology*, 23(10), 3984-4001. <https://doi.org/10.1111/gcb.13667>
- Anderson, D. M., Burkholder, J. M., Cochlan, W. P., Glibert, P. M., Gobler, C. J., Heil, C. A., Kudela, R. M., Parsons, M. L., Rensel, J. J., & Townsend, D. W. (2008). Harmful algal blooms and eutrophication : Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful algae*, 8(1), 39-53.

- Anderson, L. G., Roccliffe, S., Haddaway, N. R., & Dunn, A. M. (2015). The role of tourism and recreation in the spread of non-native species : A systematic review and meta-analysis. *PloS one*, *10*(10), e0140833.
- Arabadzhyan, A., Figini, P., García, C., González, M. M., Lam-González, Y. E., & León, C. J. (2021). Climate change, coastal tourism, and impact chains – a literature review. *Current Issues in Tourism*, *24*(16), 2233-2268. <https://doi.org/10.1080/13683500.2020.1825351>
- Arechavala-Lopez, P., Borg, J. A., Šegvić-Bubić, T., Tomassetti, P., Özgül, A., & Sanchez-Jerez, P. (2015). Aggregations of wild Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) at Mediterranean offshore fish farm sites: Environmental and management considerations. *Fisheries Research*, *164*, 178-184.
- Arnell, N. W. (1998). Climate change and water resources in Britain. *Climatic Change*, *39*(1), 83-110.
- Assefa, A., & Abunna, F. (2018). Maintenance of fish health in aquaculture : Review of epidemiological approaches for prevention and control of infectious disease of fish. *Veterinary medicine international*, *2018*.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, *81*(2), 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barker, S. M., Peddemors, V. M., & Williamson, J. E. (2010). Recreational SCUBA diver interactions with the critically endangered grey nurse shark *Carcharias taurus*. *Pacific Conservation Biology*, *16*(4), 261-269.
- Beardmore, B., Hunt, L. M., Haider, W., Dorow, M., & Arlinghaus, R. (2015). Effectively managing angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *72*(4), 500-513.
- Becken, S. (2010). *The importance of climate and weather for tourism : Literature review*.
- Ben Rais Lasram, F., Guilhaumon, F., Albouy, C., Somot, S., Thuiller, W., & Mouillot, D. (2010). The Mediterranean Sea as a 'cul-de-sac' for endemic fishes facing climate change. *Global Change Biology*, *16*(12), 3233-3245.
- Blumenau, A., Brooks, C., Finn, E., & Turner, A. (2011). Effects of sea level rise on water treatment & wastewater treatment facilities. *Worcester Polytechnic Institute: Worcester, MA, USA*.
- Boudouresque, C.-F., Blanfuné, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Perret-Boudouresque, M., & Thibaut, T. (2020). Impacts of marine and lagoon aquaculture on macrophytes in Mediterranean benthic ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, *7*, 218.
- Bouwer, L. M. (2019). Observed and projected impacts from extreme weather events : Implications for loss and damage. In *Loss and damage from climate change* (p. 63-82). Springer.
- Buck, B. H., Troell, M. F., Krause, G., Angel, D. L., Grote, B., & Chopin, T. (2018). State of the art and challenges for offshore integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Frontiers in Marine Science*, *5*, 165.

- Buckley, R. (2009). Evaluating the net effects of ecotourism on the environment: A framework, first assessment and future research. *Journal of Sustainable Tourism*, 17(6), 643-672.
- Buzinde, C. N., Manuel-Navarrete, D., Kerstetter, D., & Redclift, M. (2010a). Representations and adaptation to climate change. *Annals of tourism research*, 37(3), 581-603.
- Buzinde, C. N., Manuel-Navarrete, D., Yoo, E. E., & Morais, D. (2010b). Tourists' perceptions in a climate of change: Eroding Destinations. *Annals of tourism Research*, 37(2), 333-354.
- Byers, J. E. (2021). Marine Parasites and Disease in the Era of Global Climate Change. *Annual Review of Marine Science*, 13(1), 397-420. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-031920-100429>
- Callaway, R., Shinn, A. P., Grenfell, S. E., Bron, J. E., Burnell, G., Cook, E. J., Crumlish, M., Culloty, S., Davidson, K., & Ellis, R. P. (2012). Review of climate change impacts on marine aquaculture in the UK and Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(3), 389-421.
- Calò, A., Pereñiguez, J. M., Hernandez-Andreu, R., & García-Charton, J. A. (2021). Quotas regulation is necessary but not sufficient to mitigate the impact of SCUBA diving in a highly visited marine protected area. *Journal of Environmental Management*, 302, 113997.
- Campos, L. C., & Darch, G. (2015). Adaptation of UK wastewater infrastructure to climate change. *Infrastructure Asset Management*, 2(3), 97-106.
- Carozza, D. A., Bianchi, D., & Galbraith, E. D. (2019). Metabolic impacts of climate change on marine ecosystems: Implications for fish communities and fisheries. *Global Ecology and Biogeography*, 28(2), 158-169. <https://doi.org/10.1111/geb.12832>
- Cattano, C., Claudet, J., Domenici, P., & Milazzo, M. (2018). Living in a high CO2 world: A global meta-analysis shows multiple trait-mediated fish responses to ocean acidification. *Ecological Monographs*, 88(3), 320-335.
- Cavallaro, F., Ciari, F., Nocera, S., Prettenthaler, F., & Scuttari, A. (2017). The impacts of climate change on tourist mobility in mountain areas. *Journal of Sustainable Tourism*, 25(8), 1063-1083.
- Cesar, H. S., & van Beukering, P. (2004). Economic valuation of the coral reefs of Hawai'i. *Pacific Science*, 58(2), 231-242.
- Chapra, S. C. (2008). *Surface water-quality modeling*. Waveland press.
- Chapra, S. C., Camacho, L. A., & McBride, G. B. (2021). Impact of global warming on dissolved oxygen and BOD assimilative capacity of the world's rivers: Modeling analysis. *Water*, 13(17), 2408.
- Chefaoui, R. M., Duarte, C. M., & Serrão, E. A. (2018). Dramatic loss of seagrass habitat under projected climate change in the Mediterranean Sea. *Global change biology*, 24(10), 4919-4928.
- Chopin, T., Cooper, J. A., Reid, G., Cross, S., & Moore, C. (2012). Open-water integrated multi-trophic aquaculture: Environmental biomitigation and economic



- diversification of fed aquaculture by extractive aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 4(4), 209-220.
- Christensen, J. H., Hewitson, B., Busuioac, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R. K., Kwon, W.-T., & Laprise, R. (2007). *Regional climate projections. Chapter 11*.
- Chung, I. K., Oak, J. H., Lee, J. A., Shin, J. A., Kim, J. G., & Park, K.-S. (2013). Installing kelp forests/seaweed beds for mitigation and adaptation against global warming: Korean Project Overview. *ICES Journal of Marine Science*, 70(5), 1038-1044.
- Coghlan, A., & Prideaux, B. (2009). Welcome to the Wet Tropics: The importance of weather in reef tourism resilience. *Current Issues in Tourism*, 12(2), 89-104.
- Cubillo, A. M., Ferreira, J. G., Lencart-Silva, J., Taylor, N. G. H., Kennerley, A., Guilder, J., Kay, S., & Kamermans, P. (2021). Direct effects of climate change on productivity of European aquaculture. *Aquaculture International*, 29(4), 1561-1590. <https://doi.org/10.1007/s10499-021-00694-6>
- D'Abramo, L., & Slater, M. J. (2019). Climate change: Response and role of global aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 51(4).
- Dale, B., Edwards, M., & Reid, P. C. (2006). Climate Change and Harmful Algal Blooms. In E. Granéli & J. T. Turner (Éds.), *Ecology of Harmful Algae* (Vol. 189, p. 367-378). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8\\_28](https://doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8_28)
- Daufresne, M., Lengfellner, K., & Sommer, U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(31), 12788-12793.
- Davidson, K., Gowen, R. J., Harrison, P. J., Fleming, L. E., Hoagland, P., & Moschonas, G. (2014). Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *Journal of environmental management*, 146, 206-216.
- Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Bayle-Sempere, J., Boyra, A., & Haroun, R. (2005). Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: Implications for management. *Marine Ecology Progress Series*, 304, 15-29. <https://doi.org/10.3354/meps304015>
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Giménez-Casalduero, F., & Valle, C. (2002). Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: Spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*, 242, 237-252. <https://doi.org/10.3354/meps242237>
- De Silva, S. S. (2012). Aquaculture: A newly emergent food production sector—and perspectives of its impacts on biodiversity and conservation. *Biodiversity and conservation*, 21(12), 3187-3220.
- Diaz, P., Koundouri, P., Rulleau, B., & Remoundou, K. (2014). *Valuing climate change mitigation in coastal environments exposed to extreme natural hazards: A choice experiment simulated for different time horizons*. Athens University of Economics and Business.
- Dong, X., Guo, H., & Zeng, S. (2017). Enhancing future resilience in urban drainage system: Green versus grey infrastructure. *Water research*, 124, 280-289.
- Doshi, A., Pascoe, S., Thébaud, O., Thomas, C. R., Setiasih, N., Hong, J. T. C., True, J., Schuttenberg, H. Z., & Heron, S. F. (2012). *Loss of economic value from coral bleaching in SE Asia*.

- Dubois, G., Ceron, J.-P., Gössling, S., & Hall, C. M. (2016). Weather preferences of French tourists : Lessons for climate change impact assessment. *Climatic Change*, *136*(2), 339-351.
- Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R., & Skjoldal, H. R. (2008). Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage : A biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, *45*(4), 1029-1039.
- Dundas, S. J., & von Haefen, R. H. (2020). The Effects of Weather on Recreational Fishing Demand and Adaptation : Implications for a Changing Climate. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, *7*(2), 209-242. <https://doi.org/10.1086/706343>
- Englebert, E. T., McDermott, C., & Kleinheinz, G. T. (2008). Effects of the nuisance algae, *Cladophora*, on *Escherichia coli* at recreational beaches in Wisconsin. *Science of the Total Environment*, *404*(1), 10-17.
- Enríquez, A. R., & Bujosa Bestard, A. (2020). Measuring the economic impact of climate-induced environmental changes on sun-and-beach tourism. *Climatic Change*, *160*(2), 203-217. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02682-w>
- Falconer, L., Hjøllø, S. S., Telfer, T. C., McAdam, B. J., Hermansen, Ø., & Ytteborg, E. (2020). The importance of calibrating climate change projections to local conditions at aquaculture sites. *Aquaculture*, *514*, 734487.
- Flugman, E., Mozumder, P., & Randhir, T. (2012). Facilitating adaptation to global climate change : Perspectives from experts and decision makers serving the Florida Keys. *Climatic change*, *112*(3), 1015-1035.
- Fonds, M., Cronie, R., Vethaak, A. D., & Van der Puyl, P. (1992). Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Netherlands Journal of Sea Research*, *29*(1-3), 127-143.
- Fontaine Q., Fullgrabe L., Arranz H., & Marengo M. (2022). Inspection vidéo de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi. Rapport final. Contrat STARESO/VEOLIA(Kyrnolia). E01-22 : 13p
- Forster, J., Hirst, A. G., & Atkinson, D. (2012). Warming-induced reductions in body size are greater in aquatic than terrestrial species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(47), 19310-19314.
- Free, C. M., Moore, S. K., & Trainer, V. L. (2022). The value of monitoring in efficiently and adaptively managing biotoxin contamination in marine fisheries. *Harmful Algae*, *114*, 102226.
- Frost, M., Baxter, J. M., Buckley, P. J., Cox, M., Dye, S. R., & Withers Harvey, N. (2012). Impacts of climate change on fish, fisheries and aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *22*(3), 331-336.
- Garcia, O., & Cater, C. (2022). Life below water; challenges for tourism partnerships in achieving ocean literacy. *Journal of Sustainable Tourism*, *30*(10), 2428-2447.
- Geisz, H. N., Dickhut, R. M., Cochran, M. A., Fraser, W. R., & Ducklow, H. W. (2008). Melting glaciers : A probable source of DDT to the Antarctic marine ecosystem. *Environmental Science & Technology*, *42*(11), 3958-3962.

- Ghermandi, A., Galil, B., Gowdy, J., & Nunes, P. A. (2015). Jellyfish outbreak impacts on recreation in the Mediterranean Sea : Welfare estimates from a socioeconomic pilot survey in Israel. *Ecosystem services*, *11*, 140-147.
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., Chadwick, N. E., & Ferreira, C. E. L. (2018). Using an educational video-briefing to mitigate the ecological impacts of scuba diving. *Journal of Sustainable Tourism*, *26*(5), 782-797. <https://doi.org/10.1080/09669582.2017.1408636>
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., & Ferreira, C. E. L. (2020). Ecological impacts and management strategies for recreational diving: A review. *Journal of Environmental Management*, *256*, 109949. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109949>
- Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2018). Causes of harmful algal blooms. *Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference*, 1-38.
- Glibert, P. M., Seitzinger, S., Heil, C. A., Burkholder, J. M., Parrow, M. W., Codispoti, L. A., & Kelly, V. (2005). Eutrophication. *Oceanography*, *18*(2), 198.
- Gómez-Martín, M. B., Armesto-López, X. A., Cors-Iglesias, M., & Muñoz-Negrete, J. (2014). Adaptation strategies to climate change in the tourist sector : The case of coastal tourism in Spain. *Tourism: An International Interdisciplinary Journal*, *62*(3), 293-308.
- Gössling, S., & Hall, M. C. (2006). *Tourism and global environmental change*. Taylor & Francis.
- Gössling, S., Peeters, P., Hall, C. M., Ceron, J.-P., Dubois, G., & Scott, D. (2012a). Tourism and water use : Supply, demand, and security. An international review. *Tourism management*, *33*(1), 1-15.
- Gössling, S., Scott, D., Hall, C. M., Ceron, J.-P., & Dubois, G. (2012b). Consumer behaviour and demand response of tourists to climate change. *Annals of tourism research*, *39*(1), 36-58.
- Gowen, R. J., Tett, P., Bresnan, E., Davidson, K., McKinney, A., Harrison, P. J., Milligan, S., Mills, D. K., Silke, J., & Crooks, A.-M. (2012). Anthropogenic nutrient enrichment and blooms of harmful phytoplankton. In *Oceanography and marine biology* (p. 74-135). CRC Press.
- Graefe, A. R., & Fedler, A. J. (1986). Situational and subjective determinants of satisfaction in marine recreational fishing. *Leisure Sciences*, *8*(3), 275-295.
- Hall, C. M. (2011). Biosecurity, tourism and mobility : Institutional arrangements for managing tourism-related biological invasions. *Journal of Policy Research in Tourism, Leisure and Events*, *3*(3), 256-280.
- Hall, C. M., & Frost, W. (2009). National parks and the 'worthless lands hypothesis' revisited. *Tourism and national parks: International perspectives on development, histories and change*, 45-62.
- Hallegraeff, G. M. (2010). Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms : A formidable predictive challenge 1. *Journal of phycology*, *46*(2), 220-235.

- Hammerton, Z., & Bucher, D. (2015). Levels of intervention – reducing SCUBA-diver impact within subtropical marine protected areas. *Journal of Ecotourism*, 14(1), 3-20. <https://doi.org/10.1080/14724049.2015.1073738>
- Handisyde, N. T., Ross, L. G., Badjeck, M. C., & Allison, E. H. (2006). The effects of climate change on world aquaculture : A global perspective. *Aquaculture and Fish Genetics Research Programme, Stirling Institute of Aquaculture. Final Technical Report, DFID, Stirling*. 151pp.
- Harrison, P. J., Xu, J., Yin, K., Liu, H. B., Lee, J. H. W., Anderson, D. M., & Hodgkiss, I. J. (2010). Is There a Link Between N : P Ratios and Red Tides in Tolo Harbour? *KALLIOPI A. PAGOU*, 90.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., Dortch, Q., Gobler, C. J., Heil, C. A., & Humphries, E. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms : A scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1), 3-13.
- Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.
- Hinder, S. L., Hays, G. C., Edwards, M., Roberts, E. C., Walne, A. W., & Gravenor, M. B. (2012). Changes in marine dinoflagellate and diatom abundance under climate change. *Nature Climate Change*, 2(4), 271-275.
- Hollowed, A. B., Barange, M., Beamish, R. J., Brander, K., Cochrane, K., Drinkwater, K., Foreman, M. G. G., Hare, J. A., Holt, J., Ito, S., Kim, S., King, J. R., Loeng, H., MacKenzie, B. R., Mueter, F. J., Okey, T. A., Peck, M. A., Radchenko, V. I., Rice, J. C., ... Yamanaka, Y. (2013). Projected impacts of climate change on marine fish and fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 70(5), 1023-1037. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst081>
- Hönisch, B., Ridgwell, A., Schmidt, D. N., Thomas, E., Gibbs, S. J., Sluijs, A., Zeebe, R., Kump, L., Martindale, R. C., & Greene, S. E. (2012). The geological record of ocean acidification. *science*, 335(6072), 1058-1063.
- Hooper, M. J., Ankley, G. T., Cristol, D. A., Maryoung, L. A., Noyes, P. D., & Pinkerton, K. E. (2013). Interactions between chemical and climate stressors: A role for mechanistic toxicology in assessing climate change risks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(1), 32-48. <https://doi.org/10.1002/etc.2043>
- Hughes, J., Cowper-Heays, K., Oleson, E., Bell, R., & Stroombergen, A. (2021). Impacts and implications of climate change on wastewater systems: A New Zealand perspective. *Climate Risk Management*, 31, 100262.
- Hummel, M. A., Berry, M. S., & Stacey, M. T. (2018). Sea level rise impacts on wastewater treatment systems along the US coasts. *Earth's Future*, 6(4), 622-633.
- Iborra, L., Leduc, M., Fullgrabe, L., Cuny, P., & Gobert, S. (2022). Temporal trends of two iconic Mediterranean gorgonians (*Paramuricea clavata* and *Eunicella cavolini*) in the climate change context. *Journal of Sea Research*, 186, 102241.
- Imsland, A. K., Sunde, L. M., Folkvord, A., & Stefansson, S. O. (1996). The interaction of temperature and fish size on growth of juvenile turbot. *Journal of fish biology*, 49(5), 926-940.

- Jensen, Ø., Dempster, T., Thorstad, E. B., Uglem, I., & Fredheim, A. (2010). Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: Causes, consequences and prevention. *Aquaculture Environment Interactions*, 1(1), 71-83.
- Johnston, F. D., Arlinghaus, R., & Dieckmann, U. (2013). Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. *Fish and fisheries*, 14(4), 554-579.
- Jones, M. C., Dye, S. R., Pinnegar, J. K., Warren, R., & Cheung, W. W. (2012). Modelling commercial fish distributions: Prediction and assessment using different approaches. *Ecological Modelling*, 225, 133-145.
- Jordà, G., Marbà, N., & Duarte, C. M. (2012). Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature climate change*, 2(11), 821-824.
- Jordaan, S. M. (2018). Resilience for power systems amid a changing climate. *Bulletin of the Atomic Scientists*, 74(2), 95-101.
- Joshi, M., Hawkins, E., Sutton, R., Lowe, J., & Frame, D. (2011). Projections of when temperature change will exceed 2 C above pre-industrial levels. *Nature Climate Change*, 1(8), 407-412.
- Juan-Garcia, P., Butler, D., Comas, J., Darch, G., Sweetapple, C., Thornton, A., & Corominas, L. (2017). Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management. State of the art. *Water research*, 115, 149-161.
- Kettle, N. P., Dow, K., Tuler, S., Webler, T., Whitehead, J., & Miller, K. M. (2014). Integrating scientific and local knowledge to inform risk-based management approaches for climate adaptation. *Climate Risk Management*, 4, 17-31.
- Kirchhoff, C. J., & Watson, P. L. (2019). Are Wastewater Systems Adapting to Climate Change? *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 55(4), 869-880. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12748>
- Kirshen, P., Aytur, S., Hecht, J., Walker, A., Burdick, D., Jones, S., Fennessey, N., Bourdeau, R., & Mather, L. (2018). Integrated urban water management applied to adaptation to climate change. *Urban Climate*, 24, 247-263. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.03.005>
- Kitchel, Z. J., Conrad, H. M., Selden, R. L., & Pinsky, M. L. (2022). The role of continental shelf bathymetry in shaping marine range shifts in the face of climate change. *Global Change Biology*, 28(17), 5185-5199. <https://doi.org/10.1111/gcb.16276>
- Klinger, D. H., Levin, S. A., & Watson, J. R. (2017). The growth of finfish in global open-ocean aquaculture under climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1864), 20170834.
- Kontogianni, A. D., & Emmanouilides, C. J. (2014). The cost of a gelatinous future and loss of critical habitats in the Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 71(4), 853-866.
- Kragt, M. E., Roebeling, P. C., & Ruijs, A. (2009). Effects of Great Barrier Reef degradation on recreational reef-trip demand: A contingent behaviour approach. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 53(2), 213-229.
- Kreiss, C. M., Papathanasopoulou, E., Hamon, K. G., Pinnegar, J. K., Rybicki, S., Micallef, G., Tabeau, A., Cubillo, A. M., & Peck, M. A. (2020). Future socio-political scenarios for

- aquatic resources in Europe : An operationalized framework for aquaculture projections. *Frontiers in Marine Science*, 7, 568159.
- Lafferty, K. D., Harvell, C. D., Conrad, J. M., Friedman, C. S., Kent, M. L., Kuris, A. M., Powell, E. N., Rondeau, D., & Saksida, S. M. (2015). Infectious diseases affect marine fisheries and aquaculture economics. *Annual review of marine science*, 7(1), 471-496.
- Langeveld, J. G., Schilperoort, R. P. S., & Weijers, S. R. (2013). Climate change and urban wastewater infrastructure : There is more to explore. *Journal of Hydrology*, 476, 112-119. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.021>
- Last, P. R., White, W. T., Gledhill, D. C., Hobday, A. J., Brown, R., Edgar, G. J., & Pecl, G. (2011). Long-term shifts in abundance and distribution of a temperate fish fauna : A response to climate change and fishing practices. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 58-72.
- LaVanchy, G. T. (2017). When wells run dry : Water and tourism in Nicaragua. *Annals of Tourism Research*, 64, 37-50.
- Le Gouvello, R., & Simard, F. (2017). *Durabilité des aliments pour le poisson en aquaculture*.
- León, C. J., Araña, J. E., González, M., & De Leon, J. (2014). Tourists' evaluation of climate change risks in the Canary Islands : A heterogeneous response modelling approach. *Tourism Economics*, 20(4), 849-868.
- Limburg, K. E., Breitburg, D., Swaney, D. P., & Jacinto, G. (2020). Ocean deoxygenation : A primer. *One Earth*, 2(1), 24-29.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536.
- López Mengual, I., Sanchez-Jerez, P., & Ballester-Berman, J. (2021). Offshore aquaculture as climate change adaptation in coastal areas : Sea surface temperature trends in the Western Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions*, 13, 515-526. <https://doi.org/10.3354/aei00420>
- Mackay, M., Jennings, S., van Putten, E. I., Sibly, H., & Yamazaki, S. (2018). When push comes to shove in recreational fishing compliance, think 'nudge'. *Marine Policy*, 95, 256-266.
- Mackay, M., van Putten, E. I., Yamazaki, S., Jennings, S., & Sibly, H. (2020). Me and my behavior : An experiment on individual characteristics and compliance behavior in recreational fishing. *Frontiers in Marine Science*, 7, 579213.
- MacKenzie, B. R., Payne, M. R., Boje, J., Høyer, J. L., & Siegstad, H. (2014). A cascade of warming impacts brings bluefin tuna to Greenland waters. *Global change biology*, 20(8), 2484-2491.
- Marcogliese, D. J. (2008). The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Rev Sci Tech*, 27(2), 467-484.
- Marleni, N., Gray, S., Sharma, A., Burn, S., & Muttill, N. (2012). Impact of water source management practices in residential areas on sewer networks—a review. *Water Science and Technology*, 65(4), 624-642.
- Marshall, N. A., Marshall, P. A., Abdulla, A., Roupheal, T., & Ali, A. (2011). Preparing for climate change : Recognising its early impacts through the perceptions of dive

- tourists and dive operators in the Egyptian Red Sea. *Current Issues in Tourism*, 14(6), 507-518.
- McKinney, M. A., Pedro, S., Dietz, R., Sonne, C., Fisk, A. T., Roy, D., Jenssen, B. M., & Letcher, R. J. (2015). A review of ecological impacts of global climate change on persistent organic pollutant and mercury pathways and exposures in arctic marine ecosystems. *Current Zoology*, 61(4), 617-628.
- Montero-Serra, I., Edwards, M., & Genner, M. J. (2015). Warming shelf seas drive the subtropicalization of European pelagic fish communities. *Global Change Biology*, 21(1), 144-153.
- Moore, S. K., Trainer, V. L., Mantua, N. J., Parker, M. S., Laws, E. A., Backer, L. C., & Fleming, L. E. (2008). Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environmental health*, 7(2), 1-12.
- Mozumder, P., Berrens, R. P., & Bohara, A. K. (2006). Is there an environmental Kuznets curve for the risk of biodiversity loss? *The Journal of Developing Areas*, 175-190.
- Naylor, R. L., Hardy, R. W., Buschmann, A. H., Bush, S. R., Cao, L., Klinger, D. H., Little, D. C., Lubchenco, J., Shumway, S. E., & Troell, M. (2021). A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature*, 591(7851), 551-563.
- Neubauer, P., & Andersen, K. H. (2019). Thermal performance of fish is explained by an interplay between physiology, behaviour and ecology. *Conservation Physiology*, 7(1), coz025.
- Nilsson, J. H., & Gössling, S. (2013). Tourist responses to extreme environmental events : The case of Baltic Sea algal blooms. *Tourism Planning & Development*, 10(1), 32-44.
- Nunes, P. A., Loureiro, M. L., Piñol, L., Sastre, S., Voltaire, L., & Canepa, A. (2015). Analyzing beach recreationists' preferences for the reduction of jellyfish blooms : Economic results from a stated-choice experiment in Catalonia, Spain. *PloS one*, 10(6), e0126681.
- ONeil, J. (2010). Climate Change's Impact on the Design of Water. *Wastewater, and Stormwater Infrastructure Hydrology Days Retrieved from*, 79-88.
- Özgül, A., & Angel, D. (2013). Wild fish aggregations around fish farms in the Gulf of Aqaba, Red Sea : Implications for fisheries management and conservation. *Aquaculture Environment Interactions*, 4(2), 135-145
- Panasiuk, O., Hedström, A., Marsalek, J., Ashley, R. M., & Viklander, M. (2015). Contamination of stormwater by wastewater : A review of detection methods. *Journal of Environmental Management*, 152, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.050>
- Parsons, G. R., & Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems : A stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 593-608.
- Payet, R., & Obura, D. (2004). The negative impacts of human activities in the Eastern African region : An international waters perspective. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33(1), 24-33.
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., & Evengård, B. (2017). Biodiversity redistribution

- under climate change : Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332), eaai9214.
- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.-F., Pasqualini, V., & Pergent, G. (2006). Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows : A review. *Marine Ecology*, 27(4), 310-319.
- Pinnegar, J. K., Wright, P. J., Maltby, K., & Garrett, A. (2020). The impacts of climate change on fisheries, relevant to the coastal and marine environment around the UK. *MCCIP Sci. Rev*, 2020, 456-581.
- Pinsky, M. L., Worm, B., Fogarty, M. J., Sarmiento, J. L., & Levin, S. A. (2013). Marine taxa track local climate velocities. *Science*, 341(6151), 1239-1242.
- Plósz, B. G., Liltved, H., & Ratnaweera, H. (2009). Climate change impacts on activated sludge wastewater treatment : A case study from Norway. *Water Science and Technology*, 60(2), 533-541.
- Pocock, G., & Joubert, H. (2018). Effects of reduction of wastewater volumes on sewerage systems and wastewater treatment Plants. *Water Research Commission Report*, 2626/1, 18.
- Poloczanska, E. S., Burrows, M. T., Brown, C. J., García Molinos, J., Halpern, B. S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C. V., Moore, P. J., Richardson, A. J., & Schoeman, D. S. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science*, 62.
- Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Physiology and climate change. *Science*, 322(5902), 690-692.
- Pörtner, H. O., & Peck, M. A. (2010). Climate change effects on fishes and fisheries : Towards a cause-and-effect understanding. *Journal of fish biology*, 77(8), 1745-1779.
- Purcell, J. E. (2007). Environmental effects on asexual reproduction rates of the scyphozoan *Aurelia labiata*. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 183-196.
- Raybould, M., Anning, D., Ware, D., & Lazarow, N. (2013). *Beach and surf tourism and recreation in Australia : Vulnerability and adaptation*. Bond University.
- Reid, G. K., Gurney-Smith, H. J., Flaherty, M., Garber, A. F., Forster, I., Brewer-Dalton, K., Knowler, D., Marcogliese, D. J., Chopin, T., & Moccia, R. D. (2019a). Climate change and aquaculture : Considering adaptation potential. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 603-624.
- Reid, G. K., Gurney-Smith, H. J., Marcogliese, D. J., Knowler, D., Benfey, T., Garber, A. F., Forster, I., Chopin, T., Brewer-Dalton, K., & Moccia, R. D. (2019b). Climate change and aquaculture : Considering biological response and resources. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 569-602.
- Remoundou, K., Koundouri, P., Kontogianni, A., Nunes, P. A., & Skourtos, M. (2009). Valuation of natural marine ecosystems : An economic perspective. *Environmental science & policy*, 12(7), 1040-1051.
- Ressurreição, A., Gibbons, J., Dentinho, T. P., Kaiser, M., Santos, R. S., & Edwards-Jones, G. (2011). Economic valuation of species loss in the open sea. *Ecological Economics*, 70(4), 729-739.



- Rodrigues, L. C., van den Bergh, J. C. J. M., Loureiro, M. L., Nunes, P. A. L. D., & Rossi, S. (2016). The Cost of Mediterranean Sea Warming and Acidification : A Choice Experiment Among Scuba Divers at Medes Islands, Spain. *Environmental and Resource Economics*, 63(2), 289-311. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9935-8>
- Rosa, R., Andrade, A. M., Bandarra, N. M., & Nunes, M. L. (2010). Physiological and biochemical effects of conjugated linoleic acid and its use in aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 2(2), 59-72.
- Rosa, R., Marques, A., & Nunes, M. L. (2014). Mediterranean Aquaculture in a Changing Climate. In S. Goffredo & Z. Dubinsky (Éds.), *The Mediterranean Sea* (p. 605-616). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6704-1\\_37](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6704-1_37)
- Rudberg, P. M., Wallgren, O., & Swartling, Å. G. (2012). Beyond generic adaptive capacity : Exploring the adaptation space of the water supply and wastewater sector of the Stockholm region, Sweden. *Climatic Change*, 114(3), 707-721.
- Rutterford, L. A., Simpson, S. D., Jennings, S., Johnson, M. P., Blanchard, J. L., Schön, P.-J., Sims, D. W., Tinker, J., & Genner, M. J. (2015). Future fish distributions constrained by depth in warming seas. *Nature Climate Change*, 5(6), 569-573. <https://doi.org/10.1038/nclimate2607>
- Sargent, J. R., & Tacon, A. G. J. (1999). Development of farmed fish : A nutritionally necessary alternative to meat. *proceedings of the Nutrition Society*, 58(2), 377-383.
- Schuhmann, P. W., Casey, J. F., Horrocks, J. A., & Oxenford, H. A. (2013). Recreational SCUBA divers' willingness to pay for marine biodiversity in Barbados. *Journal of environmental management*, 121, 29-36.
- Schuhmann, P. W., & Mahon, R. (2015). The valuation of marine ecosystem goods and services in the Caribbean : A literature review and framework for future valuation efforts. *Ecosystem Services*, 11, 56-66.
- Scott, D. (2014). Climate-Change Implications for Tourism. *The Wiley Blackwell Companion to Tourism*, 466-478.
- Seneviratne, S., Nicholls, N., Easterling, D., Goodess, C., Kanae, S., Kossin, J., Luo, Y., Marengo, J., McInnes, K., & Rahimi, M. (2012). *Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment*.
- Sievers, M., Korsøen, Ø., Warren-Myers, F., Oppedal, F., Macaulay, G., Folkedal, O., & Dempster, T. (2022). Submerged cage aquaculture of marine fish : A review of the biological challenges and opportunities. *Reviews in Aquaculture*, 14(1), 106-119. <https://doi.org/10.1111/raq.12587>
- Snieszko, S. F. (1974). The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fish Biology*, 6(2), 197-208.
- Solomon, S., Intergovernmental Panel on Climate Change, & Intergovernmental Panel on Climate Change (Éds.). (2007). *Climate change 2007 : The physical science basis: contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

- Sreejariya, P., Gallardo, W., & Dabbadie, L. (2011). The Role of Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) in Climate Change Mitigation and Adaptation. *Asian Institute of Technology, Bangkok*.
- Stamation, K. A., Croft, D. B., Shaughnessy, P. D., Waples, K. A., & Briggs, S. V. (2007). Educational and conservation value of whale watching. *Tourism in Marine Environments*, 4(1), 41-55.
- Steckenreuter, A., & Wolf, I. D. (2013). How to use persuasive communication to encourage visitors to pay park user fees. *Tourism Management*, 37, 58-70.
- Steeves, L. E., Filgueira, R., Guyondet, T., Chasse, J., & Comeau, L. (2018). Past, present, and future : Performance of two bivalve species under changing environmental conditions. *Frontiers in Marine Science*, 5, 184.
- Sunday, J. M., Pecl, G. T., Frusher, S., Hobday, A. J., Hill, N., Holbrook, N. J., Edgar, G. J., Stuart-Smith, R., Barrett, N., & Wernberg, T. (2015). Species traits and climate velocity explain geographic range shifts in an ocean-warming hotspot. *Ecology letters*, 18(9), 944-953.
- Tacon, A. G. J. (2004). Use of fish meal and fish oil in aquaculture : A global perspective. *Aquatic Resources, Culture and Development*, 1(1), 3-14.
- Terk, E., & Knowlton, N. (2010). The role of SCUBA diver user fees as a source of sustainable funding for coral reef marine protected areas. *Biodiversity*, 11(1-2), 78-84.
- Thakali, R., Kalra, A., & Ahmad, S. (2016). Understanding the Effects of Climate Change on Urban Stormwater Infrastructures in the Las Vegas Valley. *Hydrology*, 3(4), 34. <https://doi.org/10.3390/hydrology3040034>
- Tovar-Sánchez, A., Sánchez-Quiles, D., & Rodríguez-Romero, A. (2019). Massive coastal tourism influx to the Mediterranean Sea : The environmental risk of sunscreens. *Science of the Total Environment*, 656, 316-321.
- Townhill, B. L., Radford, Z., Pecl, G., Putten, I., Pinnegar, J. K., & Hyder, K. (2019). Marine recreational fishing and the implications of climate change. *Fish and Fisheries*, 20(5), 977-992. <https://doi.org/10.1111/faf.12392>
- Toyoshima, J., & Nadaoka, K. (2015). Importance of environmental briefing and buoyancy control on reducing negative impacts of SCUBA diving on coral reefs. *Ocean & Coastal Management*, 116, 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.018>
- Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A. H., & Fang, J.-G. (2009). Ecological engineering in aquaculture—Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture*, 297(1-4), 1-9.
- Uyarra, M. C., Cote, I. M., Gill, J. A., Tinch, R. R., Viner, D., & Watkinson, A. R. (2005). Island-specific preferences of tourists for environmental features : Implications of climate change for tourism-dependent states. *Environmental conservation*, 32(1), 11-19.
- Vilà, M., & Pujadas, J. (2001). Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological conservation*, 100(3), 397-401.
- Ward, J. R., Lafferty, K. D., & Crowder, L. (2004). The elusive baseline of marine disease : Are diseases in ocean ecosystems increasing? *PLoS biology*, 2(4), e120.

- Weatherdon, L. V., Magnan, A. K., Rogers, A. D., Sumaila, U. R., & Cheung, W. W. L. (2016). Observed and Projected Impacts of Climate Change on Marine Fisheries, Aquaculture, Coastal Tourism, and Human Health : An Update. *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00048>
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological sciences journal*, 54(1), 101-123.
- Wielgus, J., Balmford, A., Lewis, T. B., Mora, C., & Gerber, L. R. (2010). Coral reef quality and recreation fees in marine protected areas. *Conservation Letters*, 3(1), 38-44.
- Wielgus, J., Chadwick-Furman, N. E., Zeitouni, N., & Shechter, M. (2003). Effects of coral reef attribute damage on recreational welfare. *Marine Resource Economics*, 18(3), 225-237.
- Williams, I. D., & Polunin, N. V. (2000). Differences between protected and unprotected reefs of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourists. *Environmental Conservation*, 27(4), 382-391.
- Yuan, C. (2010). *Impact of drought and water conservation on H2S formation in sewer pipes* [PhD Thesis]. RMIT University.
- Ziogas, A. I., Pechlivanidis, I. G., Romas, E. D., & Tzimas, A. M. (2021). Climate service derived indicators to assess the impact of climate change on local river assimilative capacity. *Climate Services*, 23, 100250.
- Zouboulis, A., & Tolkou, A. (2015). Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants : Reviewing the Problems and Solutions. In S. Shrestha, A. K. Anal, P. A. Salam, & M. van der Valk (Éds.), *Managing Water Resources under Climate Uncertainty* (p. 197-220). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6_10)

# Annexes

## Annexe A1

DOI : <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102241>

Journal of Sea Research 186 (2022) 102241



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Sea Research

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/seares](http://www.elsevier.com/locate/seares)



### Temporal trends of two iconic Mediterranean gorgonians (*Paramuricea clavata* and *Eunicella cavolini*) in the climate change context

L. Iborra<sup>a,b,c,\*</sup>, M. Leduc<sup>a</sup>, L. Fullgrabe<sup>a</sup>, P. Cuny<sup>b</sup>, S. Gobert<sup>a,c</sup>

<sup>a</sup> STARISE - Pointe de la Revellata - BP333, 20260 Cahé, France

<sup>b</sup> Aix - Marseille Université, Université de Toulon, CNRS, IRD, MIO - OCEANOMED Méditerranée - LUMINY - 163 Avenue de Luminy - Case 901 - 13009 Marseille - France

<sup>c</sup> Laboratoire d'Océanologie - Centre MARE - Université de Liège, Sart Tilman - B6c, 4000 Liège, Belgium

#### ARTICLE INFO

**Keywords:**  
Gorgonians  
Temperature  
Marine heat wave  
Climate change  
Mediterranean sea

#### ABSTRACT

Gorgonians are iconic species of Mediterranean benthic communities. They are ecosystem engineers and their conservation is essential for the biodiversity of marine communities. Yet these long-lived species are particularly vulnerable to natural or anthropogenic disturbances. The objective of this study is to define the demographic characteristics and health status of the gorgonian forests for two species of gorgonians *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) and *Eunicella cavolini* (Koch, 1887) over fifteen years. The potential impact of changing environmental conditions is assessed by studying, at different depths, trends in temperature and planktonic changes (phytoplankton biomass and zooplankton abundance) over the study period. Our results indicate that there is a change in population structure of the two gorgonian species with a significant decrease in recruitment in recent years. For *E. cavolini*, the necrosis significantly increased between 2004 and 2019 (from 9.66% to 25.63% of injured colonies and from 0.24% to 4.75% of dead colonies, respectively). For *P. clavata*, the population was particularly damaged in 2004 with 14.81% of dead colonies. While necrosis significantly decreased between 2004 and 2014, a significant increase is observed between 2014 and 2019 (from 1.92% to 4.44% of dead colonies). In addition, it appears that large size colonies are more affected by necrosis, and reciprocally. Our main hypothesis is that these changes could be related to the consequences of climate change. Seawater temperature recorded on the same site, over a period of 32 years, shows a significant increase of the number of marine heat waves (MHWs) per year, especially since 2008. In addition, the study of the temperature changes along depth showed fewer and shorter MHWs in deep waters. Disturbance levels observed in these two gorgonian species (shift in population structure, temporal development of necrosis) are discussed in relation to past and present human-induced threats. The quantitative information obtained in this study provides a data baseline precious for future long-term monitoring, appearing as particularly relevant in a context of climate change.

#### 1. Introduction

Mediterranean coralligenous assemblage is defined as a complex biogenic structure mainly produced by the accumulation of encrusting algae developing on hard substrates under dim light conditions (Ballesteros, 2006). This mediterranean habitat extends mainly from 20 to 130 m depth (Bellan-Santini and Poizat, 1994; Bensettiti et al., 2004). According to the typology of Mediterranean benthic biocenoses of the Barcelona Convention, 5 facies are referenced for coralligenous assemblage: facies with *Eunicella cavolini*, facies with *Eunicella singularis*, facies with *Leptogorgia sarmentosa*, facies with *Paramuricea clavata* and facies with *Parasaxanthus axinellae* (Michez et al., 2014). Gorgonian forests are

one of the most emblematic marine communities of the Mediterranean Sea, associated with coral assemblages, they constitute the second spot of high biodiversity in the coastal zone after *Posidonia oceanica* meadows (Gibson et al., 2006). Furthermore, due to their structural complexity and their beauty, gorgonian forests are among the most attractive seascapes for scuba divers (Chimienti et al., 2017).

The red gorgonian *Paramuricea clavata* and the yellow gorgonian *Eunicella cavolini* are key species in the shallow Mediterranean benthic ecosystem. They contribute to creating complex habitats that can provide shelter for other organisms. They grow to form dense forests enhancing the morphological seascape complexity structuring the habitat and favouring the maintenance of species richness (Ponti et al.,

\* Corresponding author.

E-mail address: [iborra.laura@gmail.com](mailto:iborra.laura@gmail.com) (L. Iborra).

<https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102241>

Received 30 September 2021; Received in revised form 9 June 2022; Accepted 10 June 2022

Available online 16 June 2022

1385-1101/© 2022 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## Annexe A2

**Tableau A2.** Liste des espèces recensées dans le chapitre III et classes de taille correspondantes.

Scientific name	Vernacular name	Size classes (cm)		
		Small	Medium	Large
<b>Atherinidae</b>				
<i>Atherina sp.</i>	Big-scale sand smelt	[0-6(	[6-12(	[12-20]
<b>Labridae</b>				
<i>Centrolabrus melanocercus</i> (Risso, 1810)	Blacktailed wrasse	[0-4(	[4-9(	[9-14]
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	Mediterranean rainbow wrasse	[0-10(	[10-20(	[20-30]
<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	Green wrasse	[0-20(	[20-35(	[35-50]
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonaterre, 1788)	Grey wrasse	[0-4(	[4-10(	[10-16]
<i>Symphodus doderleini</i> Jordan, 1890	Doderlein's wrasse	[0-4(	[4-6(	[6-10]
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	Axillary wrasse	[0-6(	[6-12(	[12-18]
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	Ocellated wrasse	[0-4(	[4-8(	[8-12]
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	Five-spotted wrasse	[0-6(	[6-12(	[12-17]
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	Long-snouted wrasse	[0-5(	[5-10(	[10-15]
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	East Atlantic peacock wrasse	[0-11(	[11-29(	[29-44]
<b>Mullidae</b>				
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	Surmullet	[0-13(	[13-26(	[26-40]
<b>Scyliorhinidae</b>				
<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	Lesser spotted dogfish	[0-33(	[33-66(	[66-100]
<b>Serranidae</b>				
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	Comber	[0-16(	[16-27(	[27-40]
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	Painted comber	[0-12(	[12-24(	[24-36]
<b>Sparidae</b>				
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Bogue	[0-14(	[14-28(	[28-40]
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	Common dentex	[0-40(	[40-70(	[70-100]
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	Annular seabream	[0-10(	[10-18(	[18-28]
<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	Sharpsnout seabream	[0-20(	[20-40(	[40-60]
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	White seabream	[0-16(	[16-31(	[31-45]
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Common two-banded seabream	[0-16(	[16-31(	[31-45]
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	Red porgy	[0-30(	[30-60(	[60-90]

<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	Salema	[0-17(	[17-34(	[34-51]
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Gilthead seabream	[0-33(	[33-51(	[51-70]
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	Blotched picarel and Picarel	[0-11(	[11-18(	[18-25]
<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Black seabream	[0-20(	[20-40(	[40-60]
<b>Sphyraenidae</b>				
<i>Sphyraena viridensis</i> Cuvier, 1829	Yellowmouth barracuda	[0-50(	[50-100(	[100-130]

## Annexe A3

**Tableau A3.** Liste des espèces recensées dans le chapitre IV et classes de taille correspondantes.

Scientific name	Vernacular name	Size classes (cm)		
		Small	Medium	Large
<b>Atherinidae</b>				
<i>Atherina sp.</i>	Big-scale sand smelt	[0-6(	[6-12(	[12-20]
<b>Carangidae</b>				
<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)	Mediterranean horse mackerel	[0-20(	[20-40(	[40-60]
<b>Haemulidae</b>				
<i>Pomadasys incisus</i> (Bowdich, 1825)	Bastard grunt	[0-18(	[18-36(	[36-56]
<b>Labridae</b>				
<i>Centrolabrus melanocercus</i> (Risso, 1810)	Blacktailed wrasse	[0-4(	[4-9(	[9-14]
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	Mediterranean rainbow wrasse	[0-10(	[10-20(	[20-30]
<i>Ctenolabrus rupestris</i> (Linnaeus, 1758)	Goldsinny-wrasse	[0-6(	[6-12(	[12-18]
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	Brown wrasse	[0-20(	[20-35(	[35-50]
<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	Green wrasse	[0-20(	[20-35(	[35-50]
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonaterre, 1788)	Grey wrasse	[0-4(	[4-10(	[10-16]
<i>Symphodus doderleini</i> Jordan, 1890	Doderlein's wrasse	[0-4(	[4-6(	[6-10]
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	Axillary wrasse	[0-6(	[6-12(	[12-18]
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	Ocellated wrasse	[0-4(	[4-8(	[8-12]
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	Five-spotted wrasse	[0-6(	[6-12(	[12-17]
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	Long-snouted wrasse	[0-5(	[5-10(	[10-15]
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	East Atlantic peacock wrasse	[0-11(	[11-29(	[29-44]
<b>Mugilidae</b>				
<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Thicklip grey mullet	[0-20(	[20-40(	[40-75]
<b>Mullidae</b>				
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	Surmullet	[0-13(	[13-26(	[26-40]
<b>Scombridae</b>				
<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	Atlantic bluefin tuna	[0-100(	[100-200[	>200
<b>Scyliorhinidae</b>				

<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	Lesser spotted dogfish	[0-33(	[33-66(	[66-100]
<b>Serranidae</b>				
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	Dusky grouper	[0-50(	[50-93(	[93-150]
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	Comber	[0-16(	[16-27(	[27-40]
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	Painted comber	[0-12(	[12-24(	[24-36]
<b>Sparidae</b>				
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Bogue	[0-14(	[14-28(	[28-40]
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	Common dentex	[0-40(	[40-70(	[70-100]
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	Annular seabream	[0-10(	[10-18(	[18-28]
<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	Sharpsnout seabream	[0-20(	[20-40(	[40-60]
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	White seabream	[0-16(	[16-31(	[31-45]
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Common two-banded seabream	[0-16(	[16-31(	[31-45]
<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	Sand steenbras	[0-20(	[20-40(	[40-60]
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	Saddled seabream	[0-13(	[13-26(	[26-37]
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	Red porgy	[0-30(	[30-60(	[60-90]
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	Salema	[0-17(	[17-34(	[34-51]
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Gilthead seabream	[0-33(	[33-51(	[51-70]
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	Blotched picarel and Picarel	[0-11(	[11-18(	[18-25]
<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Black seabream	[0-20(	[20-40(	[40-60]
<b>Sphyraenidae</b>				
<i>Sphyraena viridensis</i> Cuvier, 1829	Yellowmouth barracuda	[0-50(	[50-100(	[100-130]
<b>Zeidae</b>				
<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	John dory	[0-30(	[30-60(	[60-90]

## Annexe A4

**Tableau A4.** List of species studied and corresponding size-classes. Species shown in blue were counted only during SPCs. Species shown in orange were counted during SPCs and transects. All other species were counted during transects.

Scientific name	Vernacular name	Size classes (cm)		
		Small	Medium	Large
<b>Apogoninae</b>				
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	Cardinal fish	[0-5]	[5-10]	[10-15]
<b>Carangidae</b>				
<i>Seriola dumerilii</i> (Risso, 1810)	Greater amberjack	[0-70]	[70-130]	[130-190]
<b>Labridae</b>				
<i>Centrolabrus melanocercus</i> (Risso, 1810)	Blacktailed wrasse	[0-4]	[4-9]	[9-14]
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	Mediterranean rainbow wrasse	[0-10]	[10-20]	[20-30]
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	Brown wrasse	[0-20]	[20-35]	[35-50]

<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	Green wrasse	[0-20]	[20-35]	[35-50]
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonaterre, 1788)	Grey wrasse	[0-4]	[4-10]	[10-16]
<i>Symphodus doderleini</i> Jordan, 1890	Doderlein's wrasse	[0-4]	[4-6]	[6-10]
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	Axillary wrasse	[0-6]	[6-12]	[12-18]
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	Ocellated wrasse	[0-4]	[4-8]	[8-12]
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	Five-spotted wrasse	[0-6]	[6-12]	[12-17]
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	Long-snouted wrasse	[0-5]	[5-10]	[10-15]
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	East Atlantic peacock wrasse	[0-11]	[11-29]	[29-44]
<i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758)	Ornate wrasse	[0-8]	[8-16]	[16-26]
<b>Mullidae</b>				
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	Surmullet	[0-13]	[13-26]	[26-40]
<b>Phycidae</b>				
<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	Forkbeard	[0-20]	[20-40]	[40-60]
<b>Scianidae</b>				
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	Brown meagre	[0-25]	[25-50]	[55-75]
<b>Serranidae</b>				
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	Dusky grouper	[0-50]	[50-93]	[93-150]
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	Comber	[0-16]	[16-27]	[27-40]
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	Painted comber	[0-12]	[12-24]	[24-36]
<b>Sparidae</b>				
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Bogue	[0-14]	[14-28]	[28-40]
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	Common dentex	[0-40]	[40-70]	[70-100]
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	Annular seabream	[0-10]	[10-18]	[18-28]
<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	Sharpsnout seabream	[0-20]	[20-40]	[40-60]
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	White seabream	[0-16]	[16-31]	[31-45]
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Common two-banded seabream	[0-16]	[16-31]	[31-45]
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	Saddled seabream	[0-13]	[13-26]	[26-37]
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	Salema	[0-17]	[17-34]	[34-51]
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Gilthead seabream	[0-33]	[33-51]	[51-70]
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	Blotched picarel	[0-11]	[11-18]	[18-25]
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	Picarel	[0-10]	[10-16]	[16-20]
<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Black seabream	[0-20]	[20-40]	[40-60]
<b>Sphyraenidae</b>				
<i>Sphyraena viridensis</i> Cuvier, 1829	Yellowmouth barracuda	[0-50]	[50-100]	[100-130]



## Appendix A5

**Table A5.** Probability values ( $p$  - values) from multinomial logistic regression to evaluate the influence of size on dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) behaviour. Symbols represent significance of size differences between behaviour (\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*\*\*:  $p < 0.0001$  and ns:  $p > 0.05$ ).

	Distant flight (>10m)	Close flight (< 10m)	Attraction	Indifference	Change of position
Distant flight (>10m)		****	***	**	ns
Close flight (< 10m)	0,000032		*	ns	*
Attraction	0,000226	0,031900		**	**
Indifference	0,001480	0,094700	0,007199		ns
Change of position	0,184000	0,035200	0,002971	0,283893	

# Table des figures

<b>Figure 1 :</b> Jeune pocheteau noir ( <i>Dipturus oxyrinchus</i> ) à -495 m (A), faciès à <i>Leptometra phalangium</i> à -223 m (B) faciès à grands invertébrés à -80 m (C) Filet de pêche accroché à la roche et à une colonie de corail rouge ( <i>Corallium rubrum</i> ) d'environ 20 cm de hauteur à -113 m (D), corail rouge et corail noir ( <i>Antipathella subpinnata</i> ) à -99 m (E) et <i>Dendrobrachia bonsai</i> à -294 m (F) (d'après Goujard & Fourt, 2014).....	32
<b>Figure 2 :</b> Dauphin commun ( <i>Delphinus delphis</i> ) observé à la sortie de la baie de Calvi lors des embarquements réalisés avec les pêcheurs récréatifs. Crédit photo : Laura Iborra. ....	33
<b>Figure 3 :</b> Cartographie 3D de la baie de Calvi (modifiée d'après STARESO, 2021)....	36
<b>Figure 4 :</b> Évolutions temporelles des vagues de chaleur sous-marine à 3 m de profondeur, entre 1987 et 2019. De haut en bas : Nombre de vagues de chaleur sous-marine par an, durée moyenne des vagues de chaleur sous-marine par an (en jours), intensité moyenne des vagues de chaleur sous-marine par an (en C °). La ligne bleue représente une régression LOESS ( <i>LOcally Estimated Scatterplot Smoothing</i> , en anglais), la zone ombrée est la zone qui couvre un niveau de confiance de 95% de la régression LOESS. Figure tirée de Iborra et al., 2022 (Annexe 1).....	44
<b>Figure 5 :</b> Répartition des communes de Corse selon le type d'espace (recensement de population 2018) (Insee, 2018).....	60
<b>Figure 6 :</b> Cartographie du site d'étude et des points d'échantillonnage (en rouge, les points de pression, en bleu le point de référence). ....	70
<b>Figure 7 :</b> Schéma du fonctionnement général de la station d'épuration de Calvi (d'après Veolia, 2022).....	73
<b>Figure 8 :</b> Cartographie illustrant la localisation de l'émissaire en mer de la STEP de Calvi et les biocénoses marines de la baie de Calvi (d'après Fontaine et al., 2022). ....	74
<b>Figure 9 :</b> Les différents bassins de production de l'écloserie de la ferme marine de Spano. Crédit photo : Laura Iborra. ....	75
<b>Figure 10 :</b> Les loups ( <i>Dicentrarchus labrax</i> ) dans les cages flottantes de la ferme marine de Spano en baie de Calvi (Corse). Crédit photo : Ludovic Antonini. ....	76
<b>Figure 11 :</b> Individus de daurade royale ( <i>Sparus aurata</i> ) d'élevage, de provenances différentes, testés lors de l'analyse sensorielle effectuée le 20 et 21 avril 2022 à Corsic'Agropole. Crédit photo : Laura Iborra. ....	77
<b>Figure 12 :</b> Évolution temporelle des valeurs moyennes de température en fonction des 3 classes de profondeur considérées (de haut en bas : 1-5 m ; 8-12 m ; et 18-22 m) au niveau des 3 sites d'échantillonnage : DCE, le site de référence (en rouge) ; le site de l'aquaculture (en vert) ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi (en bleu). ....	80
<b>Figure 13 :</b> Évolution temporelle des profils verticaux de température au niveau des 3 sites d'échantillonnage (de haut en bas : DCE, le site de référence ; le site de l'aquaculture ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi).....	81

**Figure 14** : Évolution temporelle des valeurs moyennes d'oxygène en fonction des 3 classes de profondeur considérées (de haut en bas : 1-5 m ; 8-12 m; et 18-22 m) au niveau des 3 sites d'échantillonnage : DCE, le site de référence (en rouge) ; le site de l'aquaculture (en vert) ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi (en bleu). ..... 82

**Figure 15** : Évolution temporelle des profils verticaux d'oxygène au niveau des 3 sites d'échantillonnage (de haut en bas : DCE, le site de référence ; le site de l'aquaculture ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi). ..... 83

**Figure 16** : Évolution temporelle de la différence des moyennes marginales de concentrations moyennes d'ammonium sur le site de l'aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE). ..... 84

**Figure 17** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales en phosphate sur le site de l'aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 n'indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE). ..... 85

**Figure 18** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales en nitrite sur le site de l'aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE); au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE). ..... 86

**Figure 19** : Évolution temporelle des concentrations moyennes en nitrate au niveau des 3 sites d'échantillonnage : DCE, le site de référence (en rouge) ; le site de l'aquaculture (en vert) ; et le site de l'émissaire de la station d'épuration de Calvi (en bleu). ..... 87

**Figure 20** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales en silicates sur le site de l'aquaculture versus le site de référence DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus le site de référence DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE). ..... 88

**Figure 21** : Évolution temporelle de la différence des concentrations moyennes marginales de chlorophylle *a* sur le site de l'aquaculture versus DCE (en jaune) et sur le site de la STEP versus DCE (en bleu). La ligne en pointillés à 0 indique aucune différence entre les sites ; au-dessus de la ligne la différence est positive (concentration plus faible sur le site de référence DCE) ; au-dessous de la ligne la différence est négative (concentration plus forte sur le site de référence DCE). ..... 89

<b>Figure 22 :</b> Évolution temporelle des concentrations moyennes de chlorophylle <i>a</i> au niveau du site de l'aquaculture à 1 m (en rouge), 10 m (en vert) 20 m (en bleu). .....	90
<b>Figure 23 :</b> Évolution temporelle des concentrations moyennes de chlorophylle <i>a</i> au niveau du site de l'émissaire à 1 m (en rouge), 10 m (en vert) 20 m (en bleu) et à 30 m (en violet). .....	91
<b>Figure 24:</b> Total abundances, according to size classes, of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ).....	101
<b>Figure 25:</b> Total abundances, according to seasons, of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ).....	102
<b>Figure 26:</b> Alpha diversity indices on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	103
<b>Figure 27:</b> Alpha diversity indices, according to seasons, on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ).....	104
<b>Figure 28:</b> Mean abundance (A) and mean relative abundance (B) of species counted at each transect (close, intermediate, and far from outfalls). .....	105
<b>Figure 29:</b> Mean relative abundance of species, according to seasons, counted at each transect (close, intermediate, and far away from outfalls). .....	106
<b>Figure 30:</b> Total abundances, according to size categories, of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol indicates significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	120
<b>Figure 31:</b> Total abundance of all species observed on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes) according to the season. The asterisk symbol indicates significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	121
<b>Figure 32:</b> Alpha diversity indices on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol indicates significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	122
<b>Figure 33:</b> Alpha diversity indices, according to seasons, on close, intermediate, and far transects, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol indicates significant transect differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	123
<b>Figure 34:</b> nMDS plot showing fish assemblage differences between close farm transect (in green), intermediate transect (in orange) and far transect (in purple). 3d stress: 0.15 .....	124

<b>Figure 35:</b> Mean abundance (A) and mean relative abundance (B) of species counted within each transect (close, intermediate and far from cages).....	125
<b>Figure 36:</b> Mean relative abundance of species counted for each transect (close, intermediate and far away from cages), based on the season.....	126
<b>Figure 37:</b> Map of Balagne study area (Corsica, France). In red, the area where recreational fishers were sampled, the stripes represent Natura 2000 areas.....	137
<b>Figure 38:</b> Photograph sent by a boat fisher showing his catch of the day ( <i>Dentex dentex</i> ) and the measuring stick positioned next to it, allowing to estimate the fish size (in this case 64 cm).....	140
<b>Figure 39:</b> Measuring of a denti ( <i>Dentex dentex</i> ) during a boarding with a recreational fisher.....	141
<b>Figure 40:</b> Mean spatial distribution of recreational fishers on Balagne coastline, estimated from the surveys across the whole Balagne region. Software used for the interpolation is Quantum (GIS) 2.18.....	143
<b>Figure 41:</b> Mean spatial distribution of marine recreational fishers near and in the bay of Calvi (Corsica), estimated from opportunistic surveys in the bay of Calvi combined to fixed time counts carried out from the Revellata lighthouse. Software used for the interpolation is Quantum (GIS) 2.18.....	144
<b>Figure 42:</b> Proportion of recreational fishermen in Balagne and proportion of the different types of fishing practiced among fishers.....	145
<b>Figure 43:</b> Age of fishers according to their type of fishing, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant fishing modality differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	146
<b>Figure 44:</b> Employment status for each fishing modality.....	147
<b>Figure 45:</b> Annual budget of fishers according to their type of fishing, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant fishing modality differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ).....	148
<b>Figure 46:</b> Catch weight per unit effort of boat fisher (in g/day/fisher) according to seasons, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant differences between seasons (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	151
<b>Figure 47:</b> Catch per unit effort of boat fisher (in number of fish/day/fisher) according to seasons, with mean (diamond symbol), median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant differences between seasons (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ ). .....	152
<b>Figure 48:</b> Percentage of total biomass caught per species.....	153
<b>Figure 49:</b> Percentage of total number of individuals caught per species.....	154
<b>Figure 50:</b> Catch size distribution of Mediterranean regulated species sampled between 2018 and 2020 (n=439). Minimum catch sizes are indicated by the red dotted line.....	155

<b>Figure 51</b> : Photographie issue du dispositif photographique installé sur la pointe de la Revellata pour un suivi précis de la fréquentation du site.....	167
<b>Figure 52</b> : Cartographie de la fréquentation des plongeurs sur les différents sites de plongée dans la baie de Calvi et dans son voisinage proche sur la base des 25455 plongeurs dont le site de plongée avait été renseigné sur la feuille de sécurité des structures de plongée. ....	170
<b>Figure 53</b> : Résultats de l'AFDM avec A : le cercle des corrélations, B : le graphe des variables et C : le graphe des individus en fonction des modalités (Niveau et Photographe). ....	171
<b>Figure 54</b> : Nombre total de contacts involontaires par période d'observation de 10 minutes, en fonction du niveau des plongeurs (Débutant, Intermédiaire, Confirmé, Expert). Les astérisques représentent les différences significatives entre les niveaux des plongeurs (*: $p < 0,05$ ), **: $p < 0,01$ , ***: $p < 0,001$ , ****: $p < 0,0001$ )......	172
<b>Figure 55</b> : Nombre total de contacts volontaires par période d'observation de 10 minutes, en fonction du niveau des plongeurs (Débutant, Intermédiaire, Confirmé, Expert). Les astérisques représentent les différences significatives entre les niveaux des plongeurs (*: $p < 0,05$ ), **: $p < 0,01$ , ***: $p < 0,001$ , ****: $p < 0,0001$ )......	173
<b>Figure 56</b> : Nombre total de contacts involontaires par période d'observation de 10 minutes, en fonction du niveau des plongeurs (Débutant, Intermédiaire, Confirmé, Expert). Les astérisques représentent les différences significatives entre les niveaux des plongeurs (*: $p < 0,05$ ), **: $p < 0,01$ , ***: $p < 0,001$ , ****: $p < 0,0001$ )......	174
<b>Figure 57</b> : Parties du corps ou des instruments impliqués dans les contacts pour chaque modalité (volontaire ou involontaire).....	175
<b>Figure 58</b> : Location of the study area, the dive site Revellata (Red dot), in the Gulf of Calvi (Corsica, France). Grey lines represent the 5 m isobaths, dotted lines represent the delimitation of the fishery reserve of Calvi. ....	187
<b>Figure 59</b> : Mean abundance (A) and mean relative abundance (B) of species counted on all the counts combined, before and during/after the divers' passage.....	191
<b>Figure 60</b> : Alpha diversity indices on the transect 15 m, the transect 30 m and SPCs, before and during/after divers' passage, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant pre/post divers' differences (*: $p < 0.05$ ), **: $p < 0.01$ , ***: $p < 0.001$ , ****: $p < 0.0001$ )......	192
<b>Figure 61</b> : B-C plots comparing fish composition before and during/after divers' passage showing the losses (B) and gains (C) computed from the abundance data, for counts at the transect 15 m (plot A), counts at the transect 30 m (plot B) and counts at SPCs (plot C). The green line indicating slope of 1 corresponds to the line where gain equal loss. The red line was drawn parallel to the green line and passing through the centroid of the points. Its position below the green line indicates that, on average, species loss dominated gain between before and during/after divers' passage. Circles indicate the dominance of loss, while triangles indicate the dominance of gain contribution.....	193
<b>Figure 62</b> : Abundances, according to size classes, of <i>Diplodus vulgaris</i> observed at the 15 m depth transect, before and during/after the divers' passage, with median, first and	

third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant pre/post divers' differences (*:p < 0.05), **: p < 0.01, ***: p < 0.001, ****: p < 0.0001).....	194
<b>Figure 63:</b> SPCs abundances, according to size classes, of (A) <i>Epinephelus marginatus</i> and (B) <i>Dentex dentex</i> , before and during/after the divers' passage, with median, first and third quartiles (boxes). The asterisk symbol represents significant pre/post divers' differences (*:p < 0.05), **: p < 0.01, ***: p < 0.001, ****: p < 0.0001).....	195
<b>Figure 64:</b> Behaviours of <i>Epinephelus marginatus</i> with respect to divers according to their sizes, with median, first and third quartiles (boxes) and mean size (red diamond). Groups with a letter in common are not significantly different from each other. ....	196
<b>Figure 65 :</b> Photographie réalisée lors d'un comptage sur l'émissaire le 13 août 2020. Crédit photographique : Laura Iborra.....	207
<b>Figure 66 :</b> Photographie envoyée par un pêcheur montrant sa prise du jour ( <i>Sparus aurata</i> ) et le "Gabarit", permettant d'estimer la taille du poisson. ....	220
<b>Figure 67 :</b> Affiche (à gauche) et programme (à droite) de la "Rencontre autour de la pêche de loisir" organisée en 2019 à STARESO dans le cadre de ce travail de thèse. ....	222
<b>Figure 68 : A :</b> Front de la tempête approchant des Iles Sanguinaires (Corse du Sud) le 18 août 2022. Crédit photo : Paolini Photography. <b>B :</b> Des centaines de bateaux se sont échoués tout autour de la Corse suite à la tempête. Sur cette photo deux voiliers échoués à la pointe de Spano (baie de Calvi) au lendemain de la tempête. Crédit photo : Laura Iborra.....	225
<b>Figure 69 :</b> Efflorescence d'algues filamenteuses sur l'herbier de Posidonie (en haut) et sur le substrat rocheux (en bas) en Corse. Crédit photo : inconnu (photographies envoyées à STARESO).....	228
<b>Figure 70 :</b> Représentation simplifiée des multiples interactions entre pressions anthropiques, stress et perturbations induites par ces pressions et impacts dans la baie de Calvi. Impacts liés au changement climatique, impacts biologiques, chimiques et physiques.....	233





# Abstract/Résumé

The Mediterranean Sea is home to significant marine biodiversity with a high rate of endemism. The fish population is composed of 684 species, of which 9.2% are endemic. Beyond the fundamental role played by fish populations in the trophic dynamics and flows of matter and energy within marine ecosystems, they also provide human societies with many ecosystem services. However, biodiversity and the functioning of coastal ecosystems are deeply and increasingly affected by anthropic pressures, which are and will be amplified by the effects of climate change, particularly in the semi-closed Mediterranean Sea. In contrast with the complex dynamics of global change at a larger scale, local anthropogenic pressures can be identified and managed more easily at the regional scale. To do this, the quantification and evaluation of the consequences of these pressures are necessary, especially regarding the fish community.

In this study, we assessed the impacts of four anthropogenic pressures common to the Mediterranean coasts on the ichthyological community present in the Bay of Calvi in Corsica (France). The anthropogenic pressures included effluents from the outfall of the Calvi wastewater treatment plant, an aquaculture farm, recreational fishing activities and scuba diving. The results indicated that the discharges from the outfall do not lead to any modification of the ichthyological assemblage despite a local enrichment of the water column in nutrients. The research also revealed that small-scale aquaculture influences the fish community by causing an aggregation of omnivorous or carnivorous species, leading to an increase in total abundance and species richness in the vicinity of the cages. Although the aggregative effect of the cages is demonstrated, the radius of impact is very limited in space and the observed aggregation remains minimal compared to other larger fish farms. The multi-approach study carried out on recreational fishing made it possible to quantify and characterise the population of local fisher in Balagne for the first time. This assessment revealed that recreational boat fishers catch 28 tonnes of fish annually. In addition, our study has shown that around 50 % of catches did not meet the minimum authorised in terms of mesh size. Finally, the study carried out on SCUBA diving enabled the first quantification of the activity in the entire Bay of Calvi, with more than 25,000 divers recorded in 2019. This pressure has specific impacts on fish populations' habitat, with on average 1 contact per minute between divers and the substrate. In order to reduce the impact of divers on fish habitat, we implemented and tested a measure to raise diver awareness. As a result, divers who benefitted from information to raise awareness about their impact before diving had significantly less voluntary and involuntary contacts while diving. Lastly, the disturbance of fish by divers did not have the same effects depending on the species considered or size, within the same species. Although there were no major changes in the total abundance or diversity index, the abundance of three species (*D. dentex*, *E. marginatus* and *D. vulgaris*) was found to be significantly reduced during/after the divers' passage. Furthermore, the behaviour of dusky grouper towards divers showed variations based on the size of the individual considered, while noting a tendency to flee among larger individuals. The above-mentioned results were discussed in the context of global change and particularly of climate change, which will induce a major evolution of Mediterranean ecosystems in the upcoming decades.

This thesis shows the significant progress made in our ability to understand, prioritise and anticipate the impacts of local anthropogenic pressures on Mediterranean coastal fish populations. It further provides management recommendations that will need to be adapted to the human-environment dynamics in the context of global change.

**Keywords:** marine fish; Mediterranean Sea; anthropogenic pressure; climate change

## Résumé

La mer Méditerranée abrite une biodiversité marine importante avec un fort taux d'endémisme. Les poissons représentent 684 espèces dont 9,2 % sont endémiques. Outre le rôle nécessaire des poissons dans la dynamique trophique et les flux de matière et d'énergie au sein des écosystèmes marins, les sociétés humaines bénéficient également de nombreux services écosystémiques générés par les populations ichtyologiques. Cependant, la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes côtiers méditerranéens, sont parmi les plus touchés à l'échelle mondiale en raison de pressions anthropiques croissantes dont les impacts sont et seront amplifiés du fait des effets du changement climatique. Contrairement à la dynamique liée au changement global, les pressions anthropiques locales peuvent être identifiées et gérées plus facilement à l'échelle régionale. Pour cela, il est nécessaire de quantifier et d'évaluer précisément les impacts de ces pressions notamment sur la communauté ichtyologique.

Dans ce travail les impacts sur la communauté ichtyologique de quatre pressions anthropiques, communes sur les littoraux méditerranéens, ont été étudiés dans la baie de Calvi en Corse (France) : les effluents de l'émissaire de la station d'épuration, une ferme aquacole, les activités de pêche récréative et, enfin, de plongée sous-marine. Les résultats indiquent que les rejets de l'émissaire n'induisent pas de modification de l'assemblage ichtyologique malgré un enrichissement local de la colonne d'eau en nutriments. L'aquaculture étudiée influence la communauté ichtyologique sauvage en provoquant l'agrégation d'espèces conduisant à une augmentation de l'abondance totale et de la richesse spécifique à proximité des cages. Bien que l'effet agrégatif des cages soit avéré, le rayon d'impact est très limité spatialement. L'étude multi-approche menée sur la pêche récréative a permis de quantifier et de caractériser, pour la première fois, la population de pêcheurs locaux en Balagne. De plus, nos résultats révèlent que les pêcheurs embarqués récréatifs prélèvent annuellement 28 tonnes de poissons. De plus, notre étude a permis de mettre en évidence qu'environ 50 % des captures ne respectent pas la taille minimale de capture autorisée. Enfin, le travail conduit sur la pratique de la plongée sous-marine a permis de quantifier, pour la première fois, l'activité sur l'ensemble de la baie de Calvi, avec plus de 25 000 plongeurs recensés sur l'année 2019. Cette pression se traduit notamment par une pression sur l'habitat des populations ichtyologiques avec, en moyenne, 1 contact par minute des plongeurs avec le substrat. Les facteurs influençant le comportement des plongeurs ont également été étudiés. Afin de réduire l'impact des plongeurs sur l'habitat, une mesure de sensibilisation des plongeurs a été mise en place et testée. Enfin, bien qu'aucun changement majeur n'ait été relevé au niveau de l'abondance totale ou des indices de diversité, les abondances de trois espèces (*D. dentex*, *E. marginatus* et *D. vulgaris*) s'avèrent significativement réduites pendant/après le passage des plongeurs. De plus, le comportement du mérou brun face aux plongeurs a montré des variations en fonction de la taille de l'individu considéré avec un comportement de fuite marqué pour les individus de grande taille. Finalement, l'ensemble de ces résultats ont été discutés dans le contexte du changement climatique qui va induire une modification majeure des écosystèmes méditerranéens dans les décennies à venir.

Cette thèse représente une avancée significative dans notre capacité à comprendre, prioriser et anticiper les impacts des pressions anthropiques locales sur les populations ichtyologiques côtières méditerranéennes et préconise des mesures de gestions qui devront être adaptatives en fonction des évolutions futures du changement global.

**Mots clés** : poissons marins ; mer Méditerranée ; pression anthropique ; changement climatique