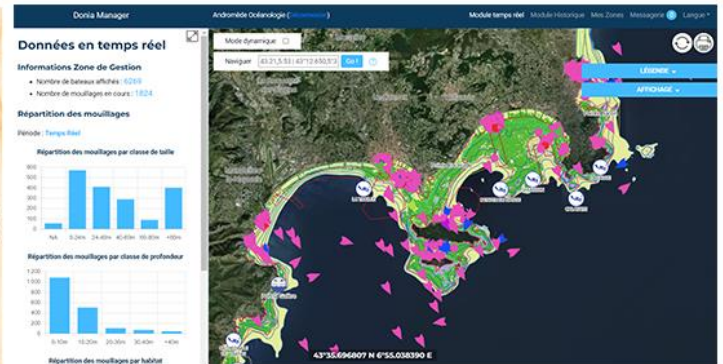
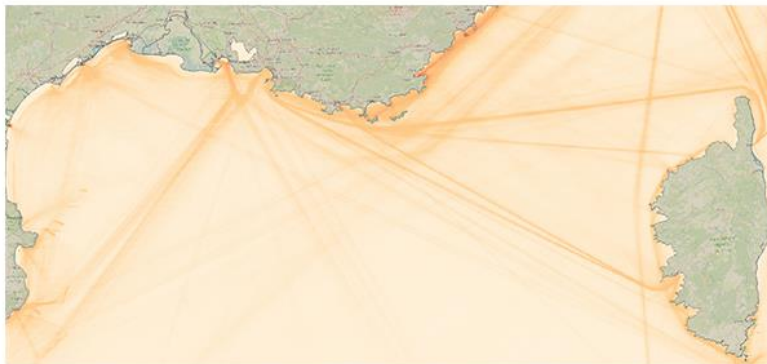


Suivi des pressions anthropiques en Méditerranée française

Réseau IMPACT 2021-2023



Septembre 2023

ANDROMÈDE
OCÉANOLOGIE

7, place Cassan - Quai des pêcheurs

34 280 Carnon - France

Tél. : 04.67.66.32.48

contact@andromede-ocean.com



Figure 1 Traces d'ancrage dans l'herbier (©Laurent Ballesta)

Coordination Andromède :

BOCKEL Thomas, thomas.bockel@andromede-ocean.com

HOLON Florian, florian.holon@andromede-ocean.com



Coordination Agence de l'Eau RMC :

BOISSERY Pierre, Pierre.BOISSERY@eurmc.fr



Traitement des données

AGEL Noémie, BOCKEL Thomas, DELARUELLE Gwenaëlle, MARRE Guilhem, SCHIES Jo-Ann

Rédaction :

BOCKEL Thomas, DELARUELLE Gwenaëlle, MARRE Guilhem

Ce document doit être cité sous la forme suivante :

ANDROMEDE Océanologie, 2023. *Suivi des pressions anthropiques en Méditerranée française – Réseau IMPACT 2021-2023. Contrat Andromède Océanologie / Agence de l'eau. 85 p.*

Sommaire

I.	INTRODUCTION.....	4
II.	DEVELOPPEMENT DU RESEAU IMPACT	5
	<i>II.A. Densification du réseau AIS et calculs d'indicateurs de la pression d'ancrage.....</i>	<i>5</i>
	II.A.1. Déploiement des nouvelles stations de réception	5
	II.A.2. Gestion de la base de données AIS.....	6
	II.A.3. Développement d'indicateurs et tableau de bord de suivi de l'ancrage	7
	<i>II.B. Synthèse et analyse historique des données d'ancrage</i>	<i>9</i>
	II.B.1. Mise à jour de l'application DONIA	9
	II.B.2. Développement d'un module « analyse historique des données d'ancrage ».....	11
	II.B.3. Fréquentation et bilan de la pression de mouillage (2019-2022).....	13
	II.B.4. Détection des zones exemptes de pressions en Méditerranée française	27
	<i>II.C. Mise à jour des cartographies des pressions anthropiques.....</i>	<i>32</i>
	II.C.1. Cartographie des pressions issues des rejets le long du littoral, et espèces exotiques envahissantes	32
	II.C.2. Cartographie de la pression de mouillage de la grande plaisance	35
	II.C.3. Cartographie de la pression de mouillage de la petite plaisance	37
	II.C.4. Cartographie de la pression issue du trafic maritime.....	38
	II.C.5. Mise à jour de la cartographie de la pression de pêche	47
	<i>II.D. Etude des algues filamenteuses sur le littoral</i>	<i>48</i>
	II.D.1. Création d'un projet « Sciences participatives »	48
	II.D.2. Cartographie de la probabilité d'occurrence et lien avec la température	49
	II.D.3. Création d'un site atelier	60
III.	BIBLIOGRAPHIE.....	75
IV.	ANNEXES	77
	<i>IV.A. Annexe 1 : Publication scientifique Bockel et al. 2023</i>	<i>77</i>

I. Introduction

Depuis 2010, Andromède Océanologie en partenariat avec l'Agence de l'eau RMC a développé **plusieurs dispositifs de surveillance**. Ils permettent de recueillir des **données biologiques sur deux écosystèmes clés de Méditerranée** que sont les herbiers de posidonie et les récifs à coralligène. Ces données issues de **TEMPO et RECOR** sont à la base de la connaissance et de la compréhension des écosystèmes herbiers de posidonie et récifs coralligènes, et permettent *in fine* d'évaluer leur état général (au sens des directives européennes concernées), en quantifiant l'écart entre l'état actuel et un état de référence non anthropisé¹ et, si possible, un état de référence vierge (« pristine »). Ces données sont complétées par d'autres réseaux de surveillance opérés simultanément lors de la même campagne de terrain ayant lieu tous les ans : **PISCIS** (peuplements ichtyologiques), **CALOR** (température de fond), et **CALME** (acoustique, avec la société Chorus). Ces réseaux ont permis l'acquisition de données biologiques ponctuelles décrivant l'état de santé des écosystèmes marins côtiers.

Pour une gestion efficace de ces écosystèmes, ces données doivent être analysées au regard des activités humaines pratiquées sur l'espace maritime et des pressions issues de ces activités, afin de mieux comprendre leurs impacts et d'y apporter les mesures de gestion appropriées.

Afin de mettre en relation les données biologiques sur les écosystèmes marins côtiers avec les activités humaines, nous avons souhaité cartographier finement les pressions côtières. C'est ainsi que le **projet IMPACT** a été initié en 2013, en collaboration avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Les modèles spatiaux disponibles dans ce réseau ont pour objectif d'améliorer la connaissance des liens entre pressions humaines et statut des écosystèmes côtiers. En corrélant spatialement ces données, il devient envisageable de réaliser une modélisation à grande échelle (Méditerranée française) de l'étendue et de l'interaction des pressions anthropiques sur le milieu marin.

Les cartographies de **dix pressions** ont été publiées en 2015 (Holon et al. 2015b) et nous ont déjà permis de cartographier leurs impacts sur les habitats sous-marins côtiers et d'analyser les données de régression d'herbiers de posidonie (Holon et al. 2018). En 2018, une mise à jour des pressions a été réalisée. Ainsi, **treize pressions anthropiques sont actuellement considérées pour leur origine et leur intensité dans le réseau IMPACT** : l'urbanisation/la population, les aménagements côtiers, le mouillage petite plaisance, le mouillage grandes unités, l'érosion/l'aggradation côtière, l'agriculture, les effluents industriels, l'aquaculture, la pêche professionnelle hors chalut, le tourisme balnéaire, le trafic maritime, la pollution par les cours d'eau, et les rejets urbains. Elles sont représentées selon un **gradient** allant de 0 (pas de pression) à 1 (pression maximale).

Ce rapport présente notamment les **mises à jour réalisées pour quatre pressions anthropiques** (trafic maritime, petite plaisance, grande plaisance, pêche professionnelle), le **développement de ce réseau** (mise en place de stations AIS, développement de l'application DONIA 6.0 et du module d'analyse des données historiques d'ancrage), une **synthèse de la fréquentation du mouillage** en Méditerranée française pour l'année 2022, le développement d'un **tableau de bord** de la surveillance de l'herbier, et l'initiation d'un observatoire sur une nouvelle pression que sont les **algues filamenteuses**. Ce rapport est associé aux rapport du projet RECOVERY, d'étude de la **recolonisation des herbiers de Posidonie** en Méditerranée française, et au rapport de **mise à jour du guide des rejets urbains**.

¹ Dans le cadre de la surveillance biologique, un état de référence n'est pas évalué sur un site TEMPO ou RECOR en particulier ; chaque paramètre mesuré a une valeur de référence fixée par région, c'est-à-dire une valeur maximale observée depuis le début des mesures, tout site confondu, et qui peut donc évoluer au cours des suivis.

II. Développement du réseau IMPACT

II.A. Densification du réseau AIS et calculs d'indicateurs de la pression d'ancrage

Les **données AIS** (système d'identification automatique) permettent **d'estimer spatialement et temporellement la pression de mouillage**. Les informations de mouillages sont extraites de ces positions AIS à l'aide de la méthodologie élaborée par Deter et al., 2017. Même si cette donnée ne permet pas de détecter l'intégralité des navires au mouillage, cette estimation se rapproche de la réalité pour les navires de grande taille (Deter et al. 2017) et permet donc d'avoir une visualisation précise des usages en mer concernant la grande plaisance.

Ces données AIS sont actuellement disponibles dans l'application DONIA dans le module DONIA Manager accolé à cette application, et dans le projet « Suivi du mouillage » sur la plateforme [MEDTRIX](#).

II.A.1. Déploiement des nouvelles stations de réception

Les données AIS exploitées par l'application DONIA et DONIA Manager proviennent du réseau [AISHub](#). Ce réseau de stations de réceptions AIS terrestres est implanté dans le monde entier. Il constitue un ensemble d'utilisateurs partageant leurs données pour enrichir les connaissances de la communauté.

Une station de réception AIS terrestre possède une portée moyenne de 20 miles nautiques, pouvant aller jusqu'à plus de 50 miles nautiques pour de rares cas. Le réseau de stations de réceptions [AISHub](#) en Méditerranée française présente cependant de nombreuses zones « blanches » où la réception AIS terrestre est très limitée voire inexistante.

Les « zones blanches » de réception AIS ont été cartographiées afin de positionner au mieux les nouvelles stations de réception (Figure 2).

Densité moyenne des positions AIS en 2020 - source AISHUB + VESSELFINDER

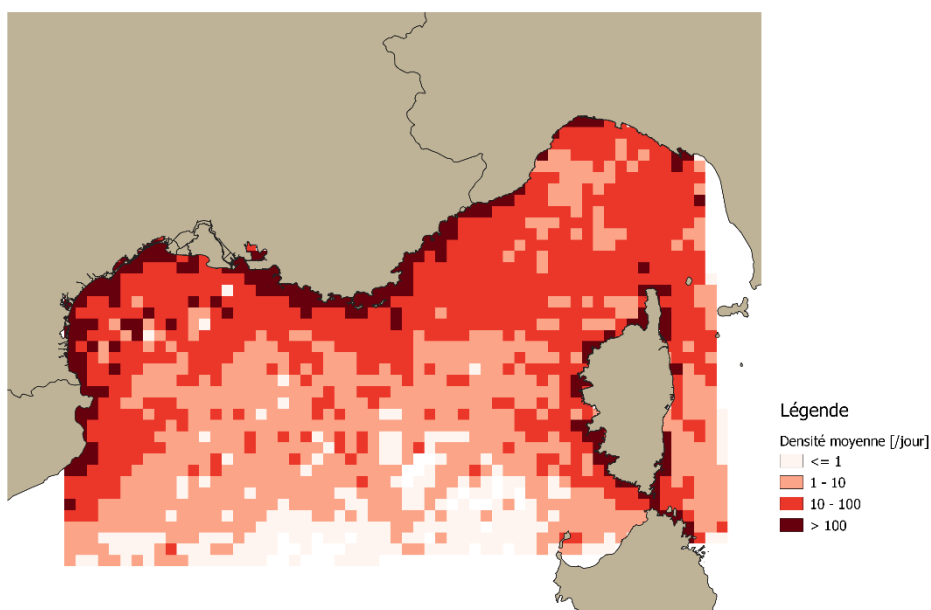


Figure 2 Cartographie des zones blanches de réception AIS en 2021

Sur la base de l'analyse ci-dessus et d'une consultation avec les partenaires présents localement sur le terrain, le réseau de réception AIS a été consolidé et comporte aujourd'hui des stations de réception à Carnon (2019), La Ciotat (2020), Argelès-sur-Mer (2021), Ajaccio (2021), Bravone (2021) et l'équipe d'Andromède est de plus venue en appui aux agents du Parc naturel marin du Cap Corse et de l'Agriate (PNMCCA) pour l'installation de deux stations AIS sur les communes de Maccinaggio (2022) et de Centuri (2022) (Figure 3).

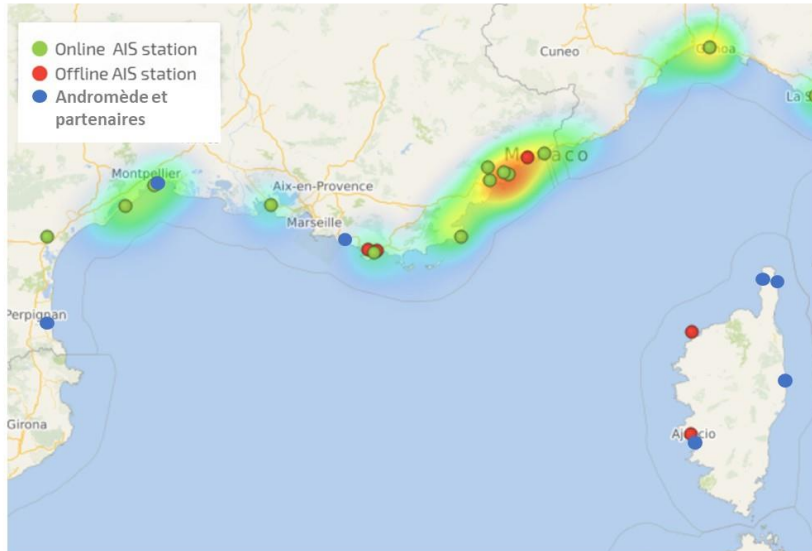


Figure 3 Cartographie des stations de réception AIS du réseau AIShub et des stations opérées par Andromède et ses partenaires

II.A.2. Gestion de la base de données AIS

La base de données AIS est exploitée par Andromède pour ses applications en temps réel (Donia, Donia manager module temps réel) et en différé (Donia manager module historique, Medtrix). Au fil du temps cette base de données s'est agrandie de manière considérable, représentant aujourd'hui plusieurs milliers de positions pour le temps réel, et un total de plusieurs milliards de positions pour les applications en différé (Figure 4). Ce jeu de données conséquent demande une gestion et une optimisation continue des systèmes de gestion de bases de données (MySQL, PostgreSQL).

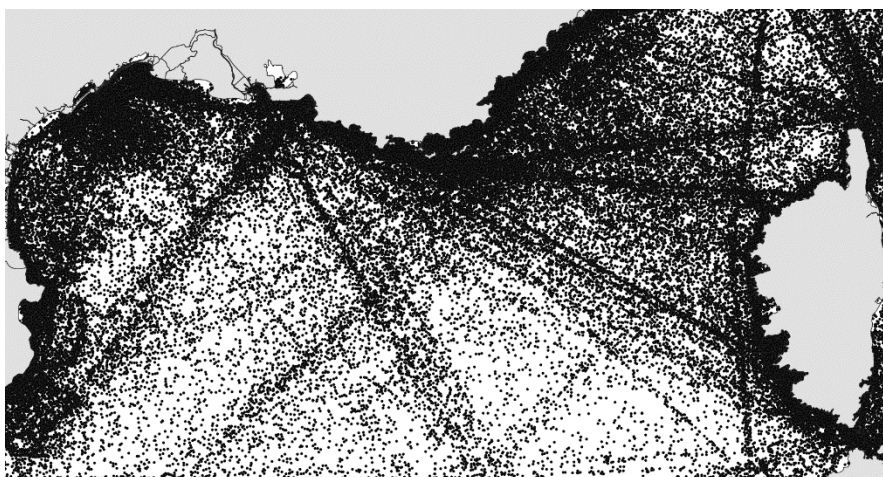


Figure 4 Positions AIS juillet 2021

Afin de perfectionner les services fournis pour la gestion des pressions de mouillage et de navigation, l'équipe d'Andromède a largement travaillé à l'amélioration des bases de données de **navires**, mais aussi à celle des **ports**, et à celle concernant la réglementation en mer et notamment les zones réglementant le mouillage, les zones de mouillage et d'équipements légers, les zones interdites aux engins motorisés, les zones protégées, Un travail manuel a ainsi été réalisé durant plusieurs mois et des scripts de collecte et d'analyse de données ont été perfectionnés afin notamment d'obtenir une information de taille et de type du navire plus précise et plus fiable.

Plusieurs jeux de données de positions AIS ont de plus été achetés. Les données déclaratives de positions AIS au mouillage de [Marine trafic](#) en 2019 pour une étude comparative avec les données [AISHub](#), et les données de positions AIS de [Vesselfinder](#) à une résolution temporelle de 4h sur la méditerranée française pour l'été 2022, afin de combler des « trous de données » dus à une panne informatique.

II.A.3. Développement d'indicateurs et tableau de bord de suivi de l'ancrage

Le suivi de la pression de mouillage sur les dernières années a permis de mieux cibler les indicateurs pertinents et nécessaires à une surveillance efficace. Andromède, en partenariat avec l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, a défini les contours d'un « **tableau de bord de gestion de l'ancrage** », accessible sur la plateforme MEDTRIX (Figure 5) (accès aujourd'hui restreint Andromède et Agence de l'eau).

Les indicateurs de suivi du mouillage ont été calculés aux échelles suivantes : région, masse. Les indicateurs sont disponibles en visualisation sur Medtrix à l'échelle des masses d'eau et par année (2021 et 2022). Les indicateurs suivants sont calculés :

- **Indicateurs de pression** : nombre de mouillages, surface d'herbier protégée, part de mouillages dans l'herbier, durée de mouillage cumulée dans l'herbier, surface d'herbier impactée par le mouillage, surface d'herbier impactée par le mouillage de la petite plaisance.
- **Indicateurs d'état** : surface d'herbier, surface de matie morte, surface de coralligène, régression de l'herbier.
- **Indicateurs de réponse** : nombre d'utilisateurs de Donia, nombre de zones de mouillage organisé, surface de zones de mouillage organisé, surface d'herbier protégé.

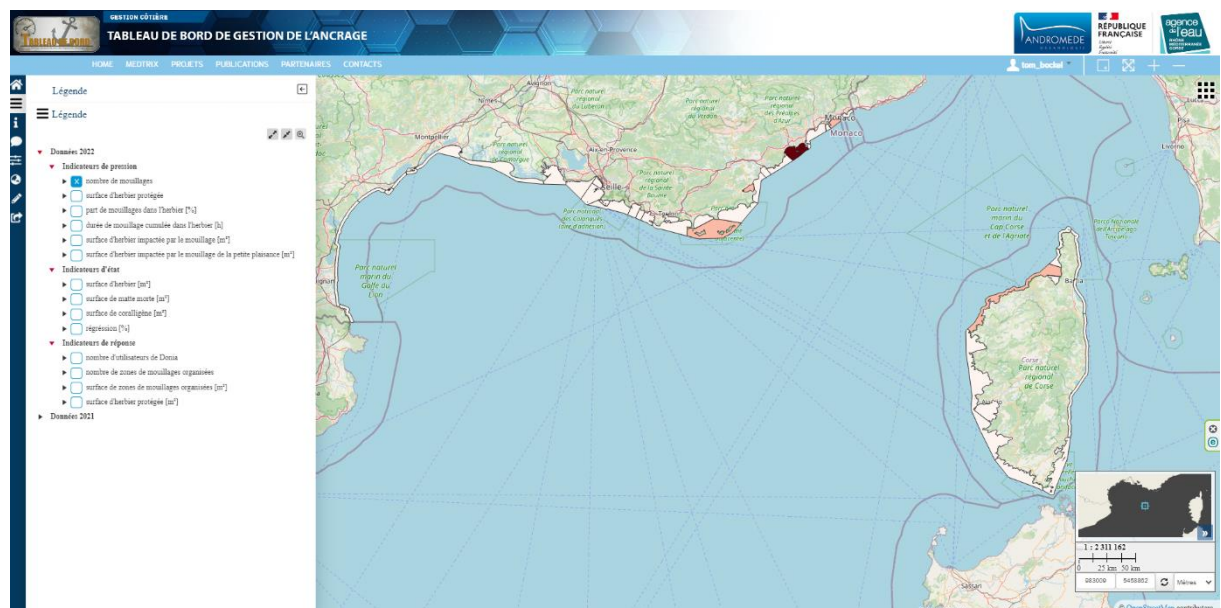


Figure 5 Tableau de bord de l'ancrage, plateforme MEDTRIX



Comparaison indicateurs

Enregistrer en PDF Imprimer

REGION	PACA	PACA	PACA	PACA	Échelle de comparaison Méditerranée Légende
CODE_ME	FRDC07h	FRDC08e	FRDC07h	FRDC08e	
ANNEE	2021	2021	2022	2022	
surface d'herbier [m ²]	41222990	16333445	41865296	16484445	0 78509066 14002616.62
surface de matie morte [m ²]	5172487	4769070	5262688	4636735	0 12476213 1430190.77
surface de coralligène [m ²]	2241321	694989	2094411	687389	0 7138661 672868.19
régession	0.1	0.2	0.1	0.2	0 1 0.16
cohésion	0	0	0.8	0.8	0 0.9 0.33
part des mouillages dans l'herbier [%]	52	41	53	39	0 77 22.94
durée de mouillage dans l'herbier [h]	27708	37928	20980	55226	0 55226 4068.67
nombre d'utilisateurs de Donia	195	311	237	367	0 367 71.68

Figure 6 Exemple de comparaison des masses d'eau FRDC07h (Porquerolles) et FRDC08e (Cannes) entre 2021 et 2022

L'outil comparaison permet de plus une comparaison des différents indicateurs au niveau spatial (entre les masses d'eau) et temporel (entre années) (Figure 6).

II.B. Synthèse et analyse historique des données d’ancrage

II.B.1. Mise à jour de l’application DONIA

La version de l’application DONIA, disponible sur Apple et Android, a été mise à jour en août 2022 (version 6.01), puis en 2023. Cette version présente une nouvelle interface, une meilleure fluidité et de nouvelles cartographies des fonds marins ont été ajoutées pour parfaire son but initial : préserver les herbiers de posidonie. L’application propose aussi de vivre la traditionnelle solidarité maritime en partageant des informations sur les dangers aperçus en mer (obstacles, accidents, méduses, alerte SOS, etc.).

II.B.1.a. Données disponibles et fonctionnalités gratuites

L’application offre à tous les usagers la possibilité de consulter en temps réel leur position ainsi que celle des autres utilisateurs, la cartographie des biocénoses sur lesquelles les bateaux sont positionnés, les isobathes (courbes de profondeur), les sites particuliers (plongée, zones de mouillage et d’équipements légers, ports) et aussi les spots partagés par les autres utilisateurs.

- **Communication** : Possibilité de créer une véritable communauté via un répertoire et une messagerie facilitant la communication en mer et l’échange d’informations d’intérêt.
- **Accès aux cartes enrichies** : DONIA fournit à ses utilisateurs des informations inédites en mer (cartographes précises des habitats marins, localisation des secs rocheux, des sites de plongée, de points d’ancrages de moindre impact sur les écosystèmes, des zones de mouillage et d’équipements légers), à terre (ports, points d’intérêt, images satellites) ou encore les activités de surface grâce aux partages des utilisateurs. Il est également possible de télécharger les cartes de navigation afin de continuer à bénéficier des données enrichies même sans connexion internet.
- **Réglementation en mer** : une couche présentant la réglementation en mer dans DONIA a été réalisée en intégrant la localisation des zones interdites à la pêche, à la chasse sous-marine, à la circulation, au mouillage, à la plongée ainsi que la localisation des zones réglementées (). Cette couche est régulièrement mise à jour avec les nouveaux périmètres d’interdiction au mouillage des navires supérieurs à 24m.
- **Aide à l’ancrage** : grâce à la fonction Ancrage, il est possible de visualiser des zones d’ancrage préférentielles (de moindre impact sur les écosystèmes) qui, couplées à la météo, permettent de choisir des zones d’abri pour les prochaines 72h.
- **Accès à une galerie photos** : des images sous-marines géoréférencées réalisées par le photographe Laurent Ballesta permettent de visualiser des paysages et espèces sur des zones données.
- **Des outils sécurisés et performants** : un pack alarmes dérapage, emmêlage, collision est disponible dans l’application pour plus de sécurité en mer. Il est possible d’enregistrer ses parcours, de mesurer les distances et le cap à suivre entre des points de navigation, de calculer et d’afficher en temps réel sa position prévue, d’accéder aux données AIS (Système d’identification automatique des navires).
- **Modèle de prévision atmosphérique** global français (toutes les 3h jusqu’à h+72h) : Grâce aux données sur la vitesse et l’orientation du vent, la température, la pluviométrie et la couverture nuageuse, il est possible de planifier ses parcours et d’organiser ses mouillages.
- **Module DONIA Mooring** – réservation de bouées et de coffres d’amarrage dans l’application DONIA. L’application DONIA incorpore depuis l’été 2022 la cartographie de bouées et coffres d’amarrage dans un module de réservation de bouées appelé « DONIA Mooring ». Il intègre, en temps réel : le calendrier des

disponibilités de ces dispositifs d’amarrage, la tarification par classe de navire et créneaux, la réservation, la gestion du paiement sécurisé via son téléphone mobile

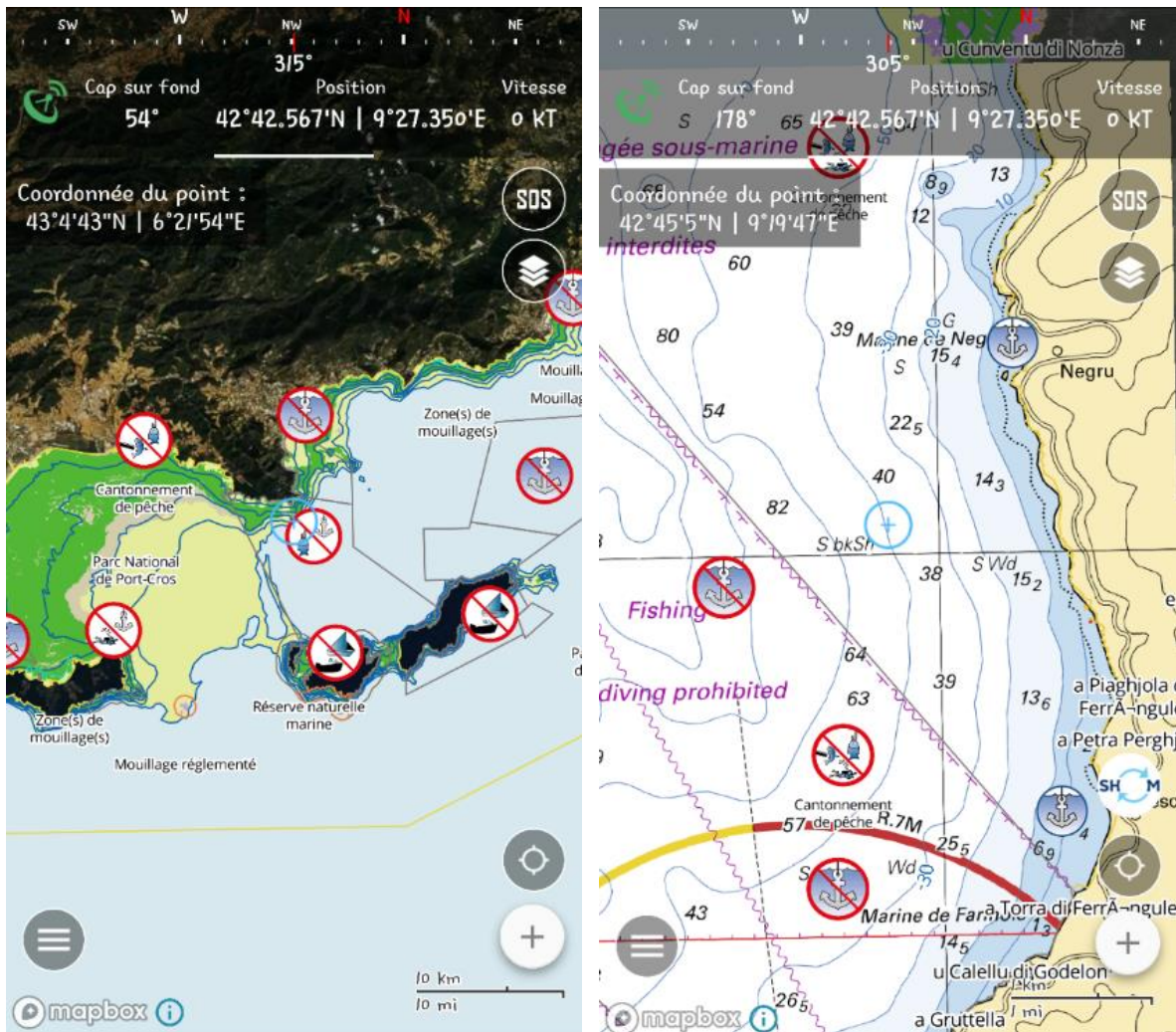


Figure 7 1) Exemple de réglementation visible sur DONIA 6.01 ; 2) Exemple de carte du SHOM disponible sur DONIA PREMIUM

II.B.1.b. DONIA Premium (fonctionnalités payantes)

La version Premium de l’application donne accès aux cartes marines du **SHOM** (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine) (mises à jour en 2022) ainsi qu’à près de 230 **dalles bathymétriques** haute définition permettant à tout usager de trouver de nouveaux sites d’intérêt, planifier des parcours de plongée, ou encore de visualiser des failles et secs rocheux. Ces dalles bathymétriques sont principalement situées en région Sud et sur la côte Ouest de la Corse.

II.B.2. Développement d'un module « analyse historique des données d'ancrage »

Accolé à l'application DONIA, un module de gestion de l'ancrage en temps réel a été mis en place et testé par le Parc naturel marin du cap Corse et de l'Agriate en 2021. Ce module est également mis à disposition des douanes maritimes depuis 2021. DONIA Manager est accessible sur internet (<https://donia.fr/manager>) et son module **Temps Réel** fournit un outil de surveillance de la navigation et du mouillage (Figure 8).



Figure 8 Module temps réel

En 2021-2022, l'équipe d'Andromède Océanologie a travaillé à la création d'un **module historique** (Figure 9), permettant à l'utilisateur d'investiguer les données historiques (données de mouillages depuis 2010) sur sa zone (de gestion ou de travail) en direct sur l'interface, et d'exporter les résultats (données, graphiques et cartes). L'utilisateur peut ainsi aujourd'hui, entre autres, repérer les pics de fréquentation, distinguer les navires ayant un comportement impactant sur l'herbier ou le coralligène, cibler les zones à enjeux prioritaires ...

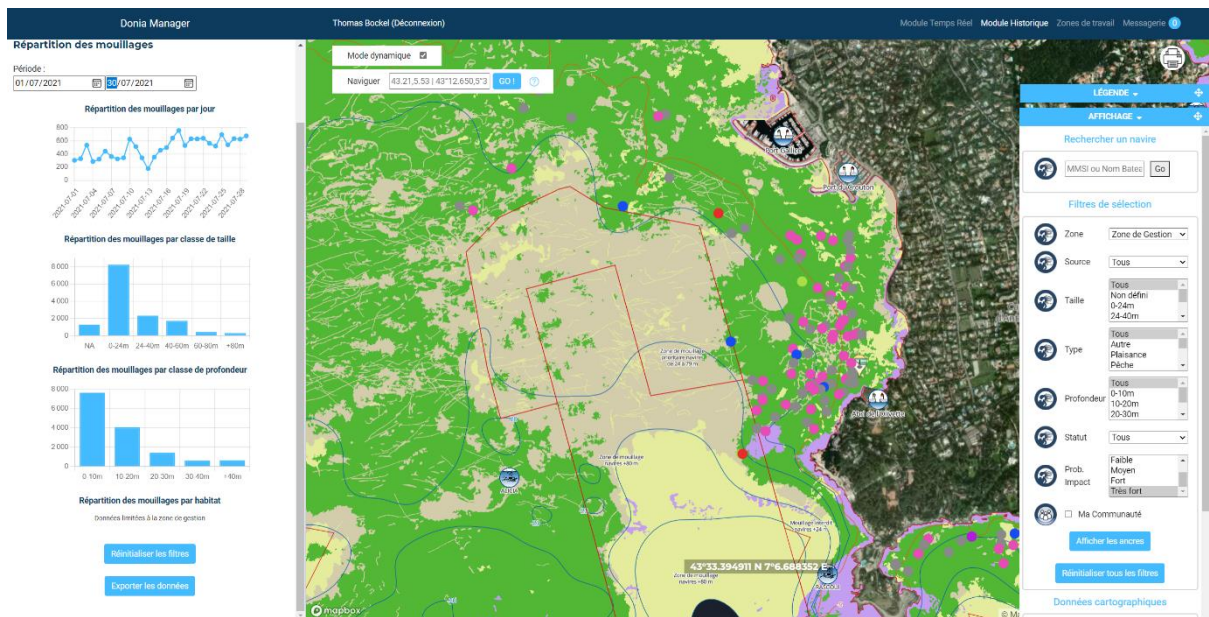


Figure 9 Module historique

Le détail des fonctionnalités offertes par le module historique est consultable sur le mode d'emploi joint en complément à ce rapport.

II.B.3. Fréquentation et bilan de la pression de mouillage (2019-2022)

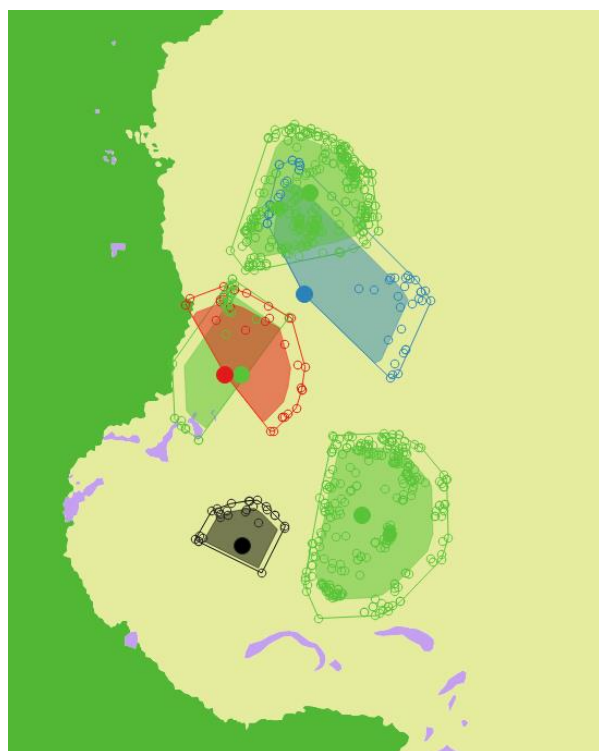
Des analyses des mouillages de la petite plaisance (navires inférieurs à 24 m) et de la grande plaisance (navires supérieurs à 24 m) en Méditerranée française ont été faites **pour les années 2019 à 2022**. Les données pour l'année 2023 seront traitées à la fin de l'année 2023.

Pour se faire, les données AIS (Automatic Identification System) et les données de positionnement des utilisateurs DONIA ont permis d'estimer spatialement et temporellement la pression d'ancrage subie par les habitats marins côtiers et de visualiser précisément des usages en mer concernant la plaisance.

Cette partie présente la caractérisation des mouillages (classe de taille et pavillon), la distribution des mouillages dans le temps, la distribution des mouillages dans l'espace (par secteur, par classe de profondeur, par habitat), et l'évolution du comportement de mouillage en lien avec la réglementation des navires de type plaisance. Un volet perspectives complète cette partie.

II.B.3.a. Introduction

Méthodologie



La description des mouillages est effectuée grâce aux données AIS de DONIA Manager (issues des plateformes [AISHub](#) et [Vesselfinder](#)). Les informations de mouillages sont extraites de ces positions AIS (Deter et al. 2017).

Les auteurs ont en effet montré qu'il est possible de localiser finement les ancrages des navires équipés d'AIS en analysant leurs positions et leur vitesse. Les positions successives d'un navire évitant autour de son ancre forment un arc de cercle dont le rayon est égal à la distance entre le navire et son ancre (Figure 10). Cette logique permet la cartographie précise des zones impactées par l'ancrage de la grande plaisance.

Figure 10 Les positions AIS permettent la cartographie précise de zones impactées par l'ancrage de la grande plaisance - méthodologie élaborée par Deter et al., 2017

L'application DONIA apporte des informations complémentaires sur la localisation des mouillages, principalement concernant les navires de taille inférieure à 24 mètres. Bien que l'application DONIA connaisse une forte croissance de son nombre d'utilisateurs actifs (60 000 utilisateurs actifs (en date de Septembre 2023)), l'analyse de la petite plaisance fournit un aperçu des comportements de mouillage mais il ne s'agit pas d'une analyse exhaustive en raison du nombre de plaisanciers non détectés ni par AIS ni par DONIA.

Evolution du nombre de mouillages

L'analyse du nombre de mouillages en Méditerranée montre en moyenne une augmentation sur la période 2019-2021 (Figure 11), et une légère diminution entre 2021 et 2022.

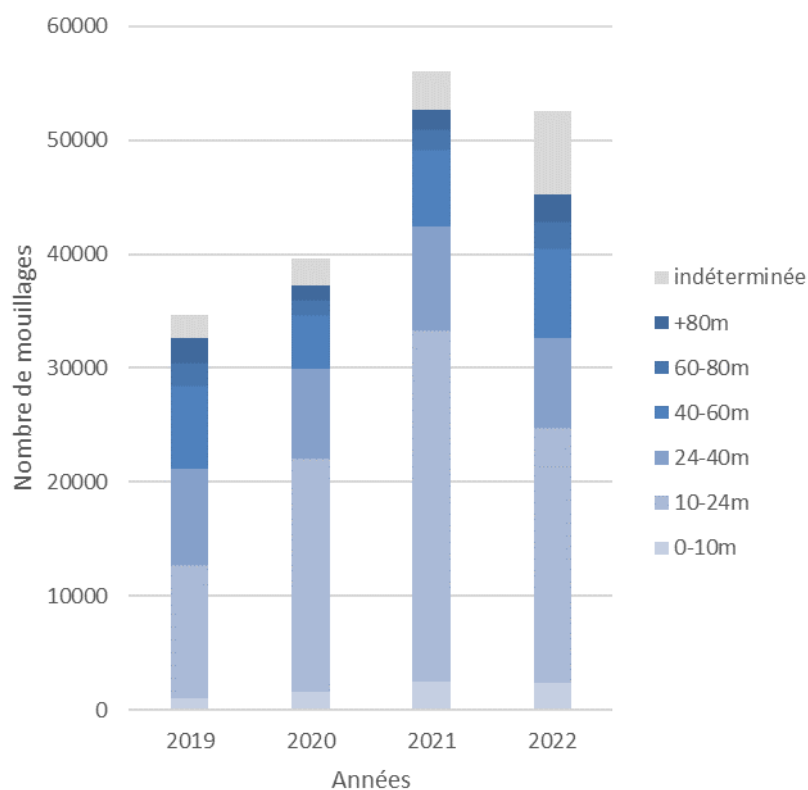


Figure 11 Nombre de mouillages détectés par classe de taille pour les années 2019 à 2022 en Méditerranée.

Pour la suite des analyses les mouillages de la grande et de la petite plaisance seront présentés séparément.

Mouillages de navires de taille inconnue

Les navires ne renseignant pas leur taille sur l'AIS sont majoritairement des navires de plaisance de petite taille. Les mouillages de navires de taille < 24m représentent de plus une large majorité des mouillages détectés. **Les mouillages de navires de taille inconnue sont donc considérés dans cette analyse comme des mouillages de petite plaisance.**

II.B.3.b. Bilan de la pression de mouillage issue de la grande plaisance

En 2022, le nombre de mouillages de la grande plaisance détectés en Méditerranée française est de 20 505, avec une majorité de bateaux compris entre 24 et 60 mètres (Figure 12). On observe une légère diminution du nombre de mouillages de la grande plaisance en 2020, probablement liée à la pandémie de COVID 19 (Bockel et al. 2023).

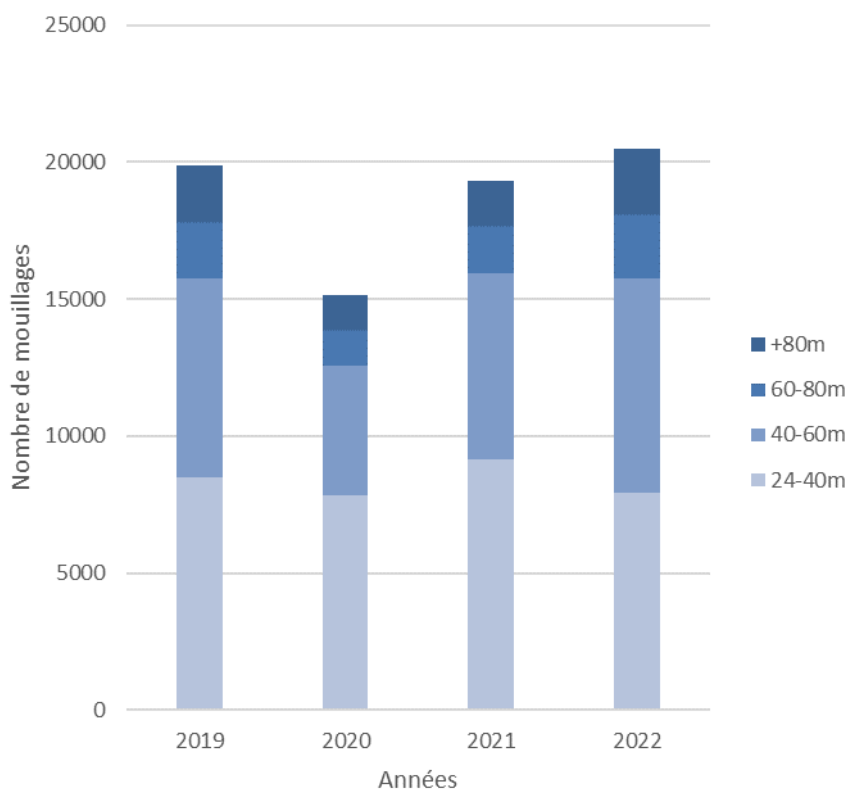


Figure 12 : Nombre de mouillages détectés pour la grande plaisance (+ de 24 m) par année, 2019-2022

Types de navires

En 2022, le type du navire au mouillage est connu pour 63,9 % des mouillages. Les mouillages connus et détectés en Méditerranée française concernent en majorité des navires de plaisance (52,2 %). Un petit nombre de mouillages de transport de passagers (2,4 %) et de navires pétroliers (3,5%) sont aussi observés.

La grande majorité des mouillages étant réalisée par des navires de plaisance, la suite des analyses est réalisée sur le navire de type plaisance (et type inconnu).

Les parties suivantes présentent la caractérisation des mouillages, la distribution des mouillages dans le temps, la distribution des mouillages dans l'espace et l'évolution du comportement de mouillage en lien avec la réglementation.

Caractérisation des mouillages de plaisance

Les classes de tailles concernées sont en majorité **entre 24 et 40 m (42 %) et entre 40 et 60 m (40 %)**.

Lorsqu'il est connu, les navires au mouillage arborent en majorité un **pavillon de complaisance (51 %)** qui regroupe de nombreux pays avec principalement des paradis fiscaux (Panama, Bermudes, Barbade, Iles Cayman ...). De nombreux navires sont enregistrés sous des pavillons « autres » (43 %) (Figure 13).

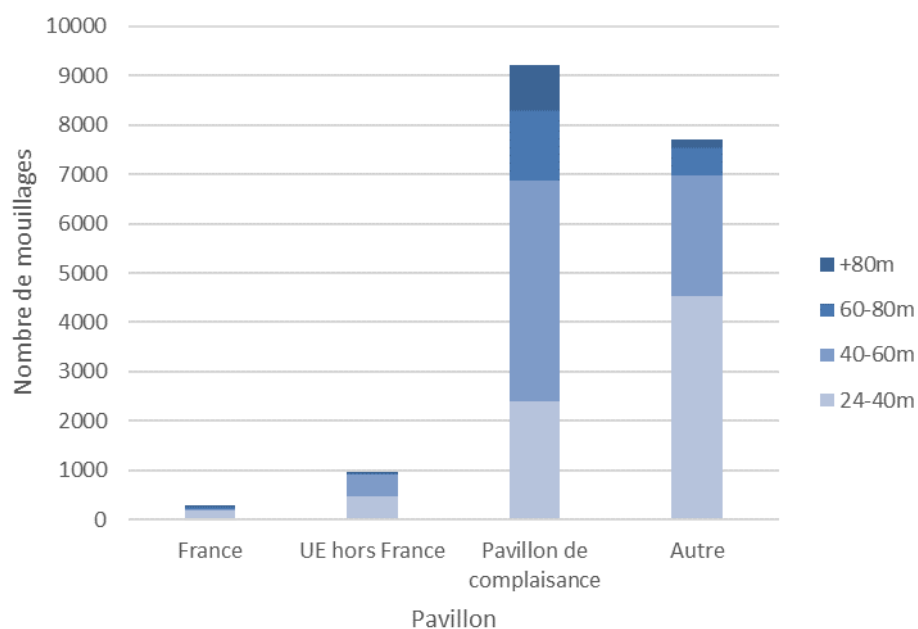


Figure 13 : Pavillon des navires au mouillage, 2022.

Distribution des mouillages dans le temps

Les mouillages sont concentrés sur les **mois de juin, juillet, août et septembre**. Les pics de fréquentation ont lieu les **18/06, 25/06, et 16/08** (Figure 14).

La distribution dans la semaine est relativement homogène, avec un **pic les journées du samedi et du dimanche**.

Les heures privilégiées se situent **autour de 12h-13h et autour de 18h-20h**.

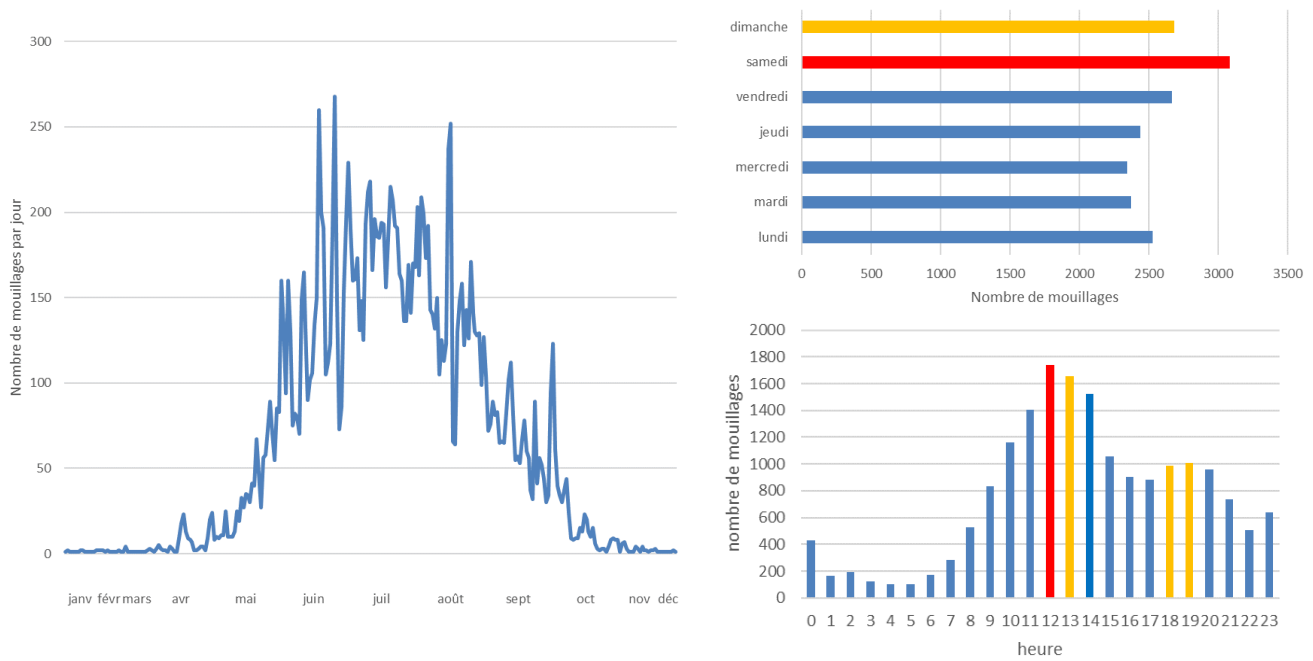


Figure 14 : Distribution du nombre de mouillages par jour sur l'année 2022 présentée par mois ; Evolution du nombre de mouillages par jour (en haut à droite) et par heure (en bas à droite) en 2022.

Distribution des mouillages dans l'espace

En Méditerranée, le plus grand nombre de mouillages se trouvent en **région Sud (PACA) (15°588 en 2022) suivi par la Corse (2°481 en 2022) et l'Occitanie (46 en 2022)** (Figure 15).

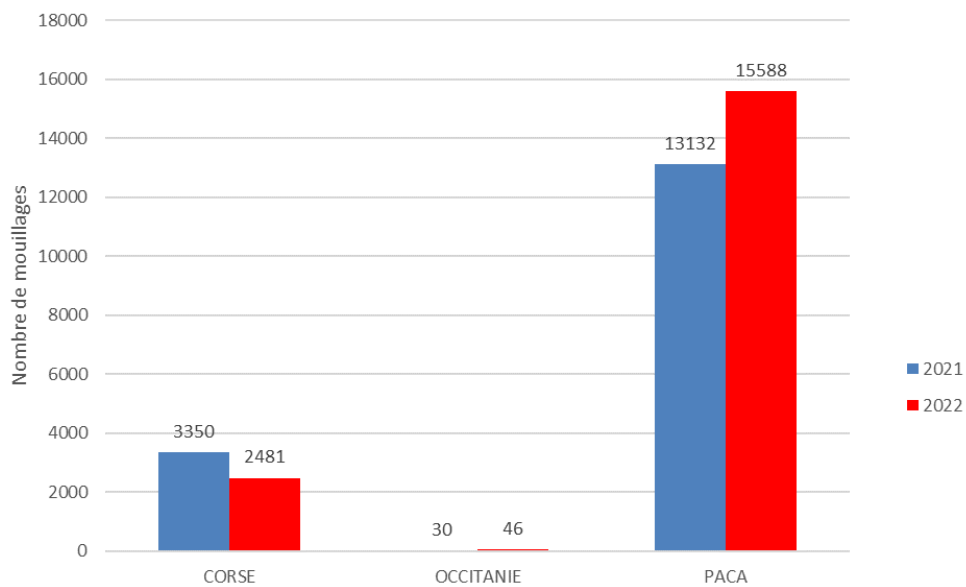


Figure 15 : Répartition du nombre de mouillages par région en 2021-2022.

Les mouillages de la grande plaisance sont localisés en majorité à une **profondeur comprise entre 10 et 20 m** (39 %) puis **entre 20 et 30 m** (23 %) (Figure 16). Au-delà de -20m, le nombre de mouillages diminue lorsque la profondeur augmente. On observe un décalage des mouillages de la grande plaisance vers des zones plus profondes entre 2021 et 2022, probablement dû à l'arrêté d'interdiction d'ancre.

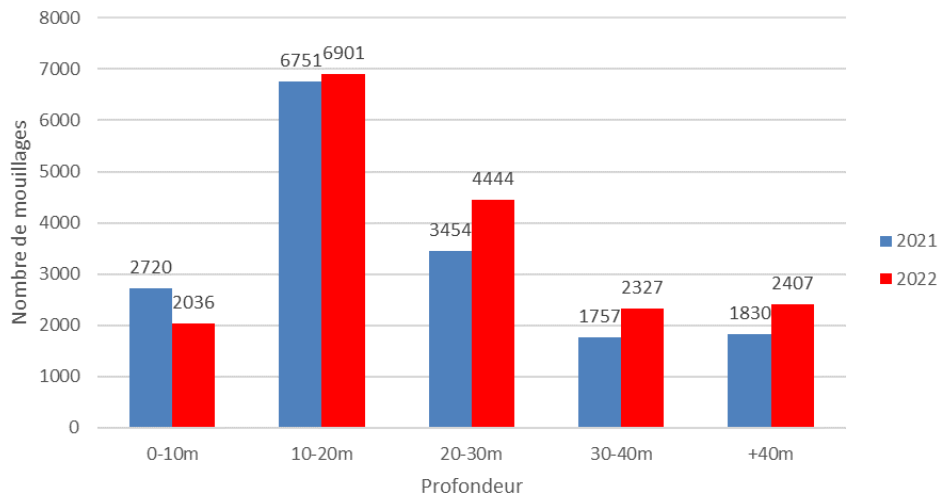
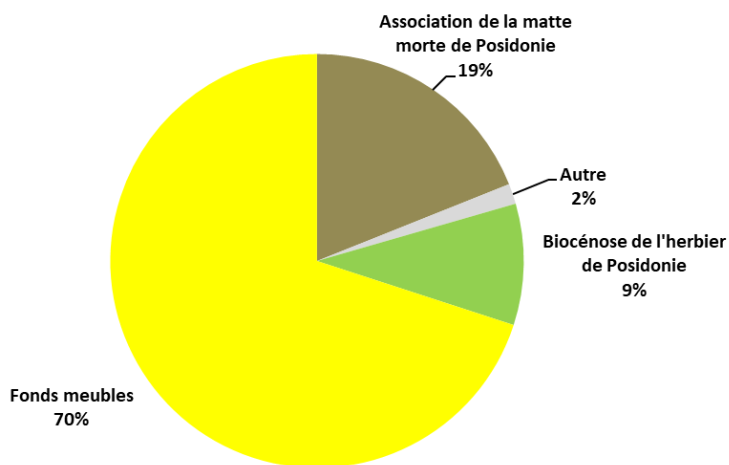


Figure 16 : Répartition des mouillages de la grande plaisance par classe de profondeur, 2021-2022



En 2022, **9 % des mouillages de la grande plaisance sont localisés sur l'herbier de posidonie contre 14 % en 2021**. Aucune ancre n'est détecté sur l'habitat Coralligène, mais **la surface de Coralligène impacté par l'ancre est non nulle** (impact de la chaine) (Figure 17).

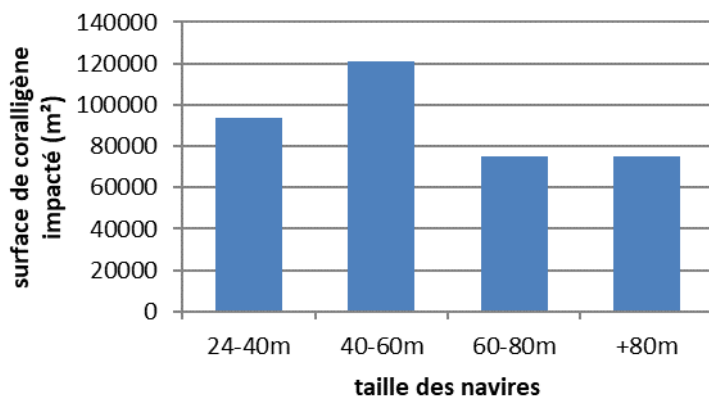


Figure 17 : Haut : Répartition des mouillages de la grande plaisance par habitat, 2022. Bas : Surface de coralligène impacté par l'ancre en 2022.

Evolution du comportement de mouillage en période de pic estival

En 2022, la proportion de mouillages estivaux situés dans l'herbier de posidonie pour les navires de plaisance de plus de 24 m est de 14 %. Par rapport à l'année 2021 où le taux était de 18 % et à celui des années antérieures (environ 40 %), on note une baisse du nombre de mouillages dans cet habitat sensible (Figure 18).

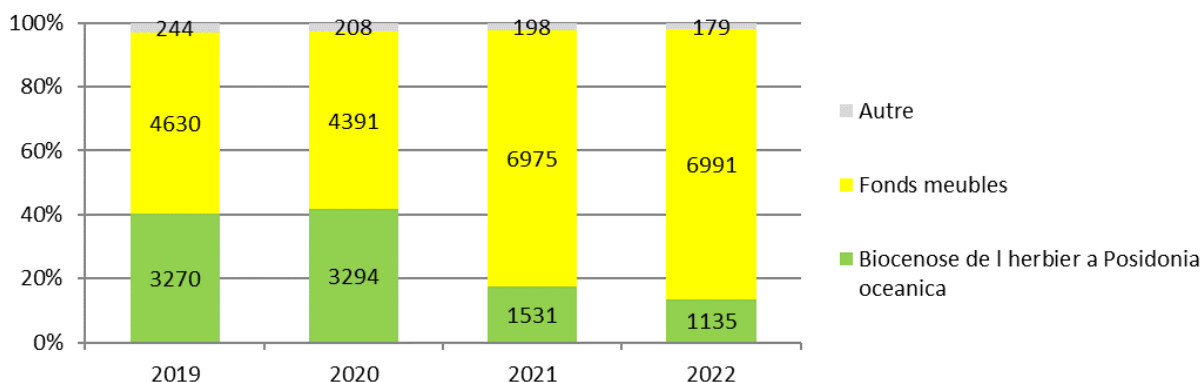


Figure 18 : Evolution de la distribution des mouillages de la grande plaisance en fonction de l'habitat, navires +24m, 2019-2022

Infractions à l'arrêté n°123/2019

L'arrêté n°123/2019 renforce la réglementation vis-à-vis du mouillage dans l'herbier de Posidonie et est décliné par des arrêtés spécifiques dans chaque département.

En 2022, le nombre d'infractions observées (réalisées par des navires supérieurs à 24 m) est de 1434.

Tout comme en 2021, la majorité des infractions (66 %) est réalisée par les navires compris entre 24 et 40 m. Ces infractions ont été réalisées durant les mois d'été 2022, principalement en Juillet (32 %) puis en août (28 %) (Tableau 1). La distribution des infractions par jour de la semaine et par heure est similaire à la distribution globale des mouillages de la grande plaisance (Figure 19).

Le plus grand nombre d'infractions en 2022 concerne la région Sud (PACA) (84 %).

Tableau 1 Infractions à l'arrêté n°123/2019 sur l'été 2022

Mois	Nombre infractions	% infractions sur l'année	Nombre navires différents
Juillet	458	32	253
Août	398	28	245

*Mauvais élèves = bateaux qui ont fait le plus d'infractions répétées.

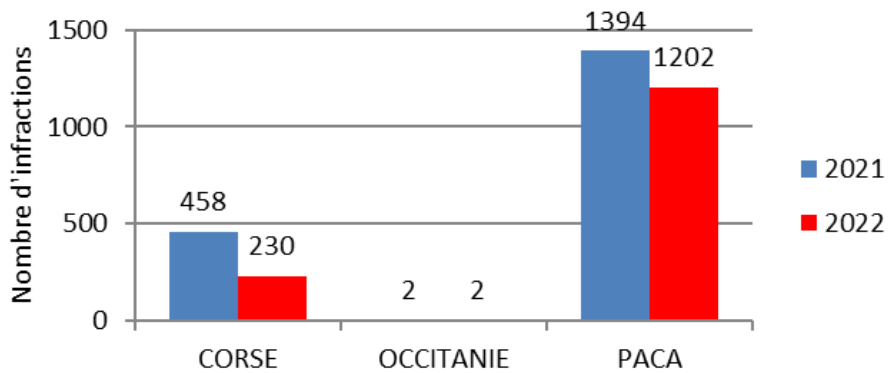
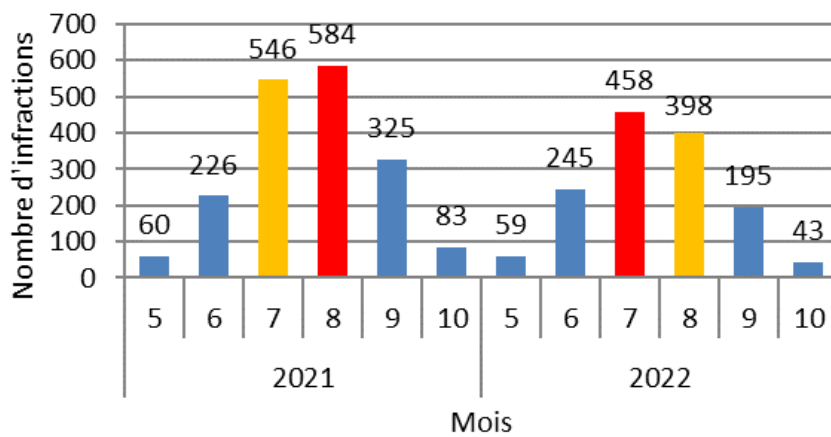
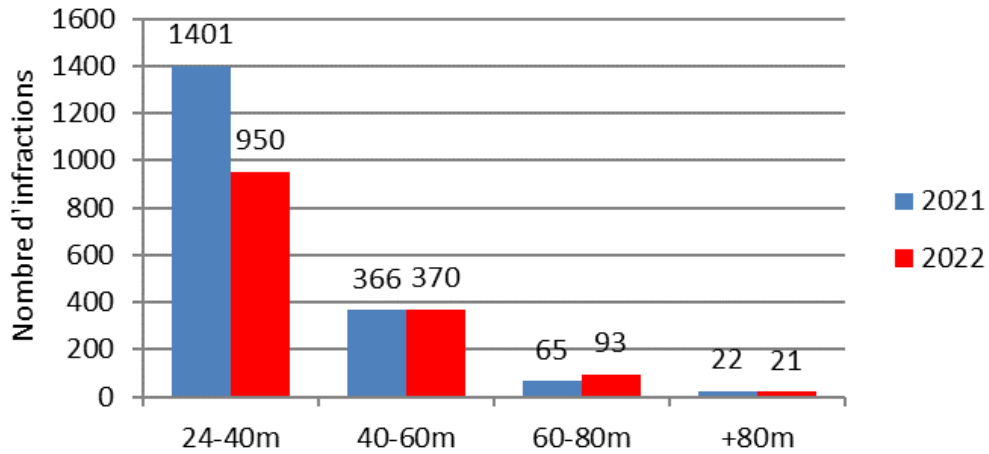


Figure 19 : Nombre d'infractions à l'arrêté n°123/2019, par classe de taille (en haut), par mois (au milieu), et par région (en bas), pour la période 2021-2022.

II.B.3.c. Bilan de la pression de mouillage issue de la petite plaisance

En 2022, le nombre de mouillages de la petite plaisance (< 24 m) détectés en Méditerranée française est de **31693**, qui se répartissent entre 27892 mouillages détectés par AIS et 3801 mouillages détectés par l'application DONIA (Figure 20). Les tailles de navires inconnues ont été intégrées aux analyses de la petite plaisance, la probabilité que la taille ne soit pas connue étant plus forte pour les petits bateaux.

Entre 2019 et 2022, il est observé une **augmentation du nombre de mouillages** détectés par les utilisateurs de l'application DONIA (**+373 %**). Le nombre total de mouillages de la petite plaisance détecté augmente entre 2019 et 2021 avant de diminuer **en 2022 (-12 %)** (Bockel et al. 2023).

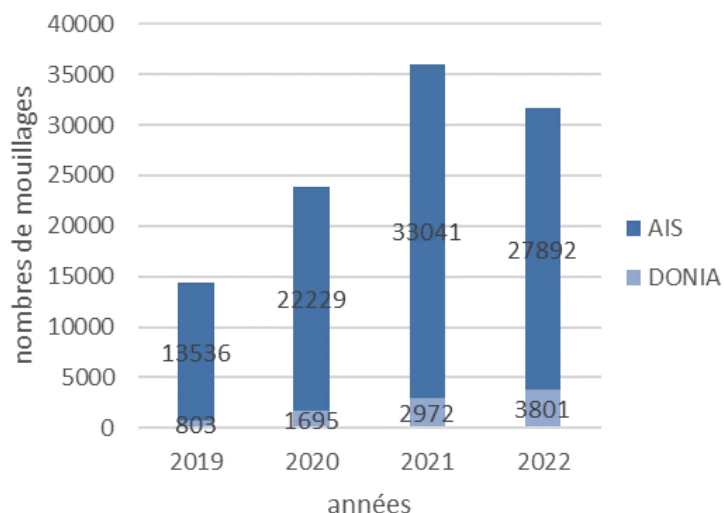


Figure 20 : Nombre de mouillages des navires de la petite plaisance par source de données et année

Distribution des mouillages de la petite plaisance dans le temps

Les mouillages de la petite plaisance suivent une répartition temporelle similaire aux mouillages de la grande plaisance. Ils sont concentrés sur les mois d'été (**Juillet et Août**), le **samedi et le dimanche**, et les heures privilégiées se situent autour de **12h et autour de 19h** (Figure 21).

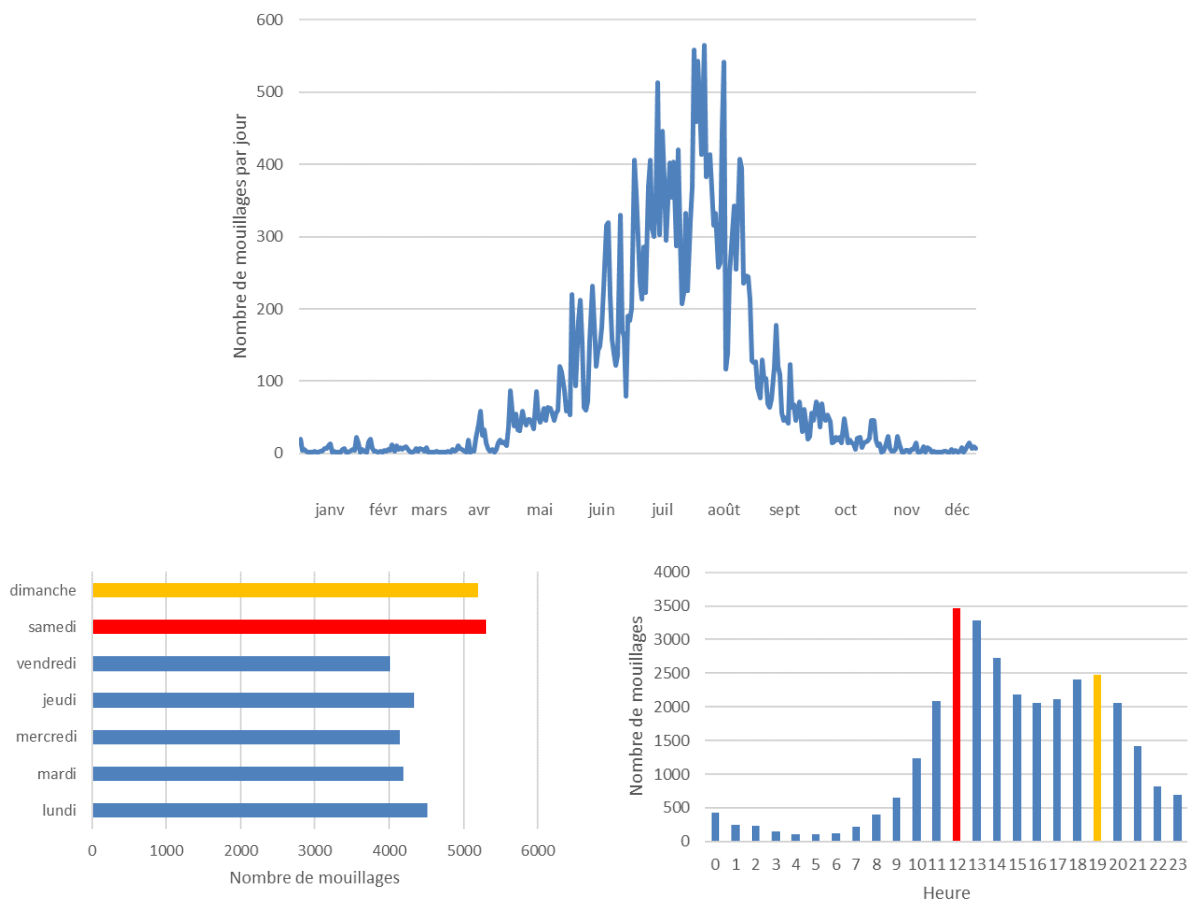


Figure 21 : Distribution du nombre de mouillages de petite plaisance par jour sur l'année 2022 (en haut); Evolution du nombre de mouillages par jour (en bas à gauche) et par heure (en bas à droite), 2022

Distribution des mouillages de la petite plaisance dans l'espace

L'étude de la fréquentation par région montre une concentration des mouillages de la petite plaisance en région Sud (PACA) avec **des chiffres plus faibles qu'en 2021** (36000 au total en 2021 contre 32000 en 2022) (Figure 22).

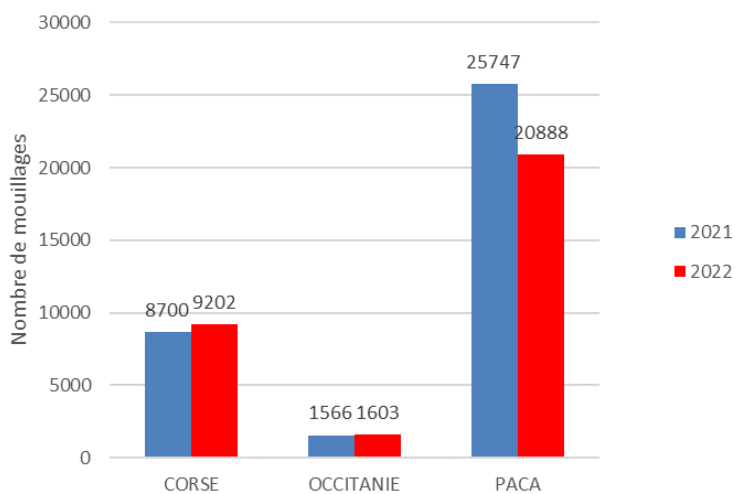


Figure 22 : Répartition du nombre de mouillages par région en 2021 et 2022.

Les mouillages de la petite plaisance se situent majoritairement à une **profondeur inférieure à 10 m** (71 %) (Figure 23). Cette répartition des mouillages par classe de profondeur est similaire à celle de 2021.

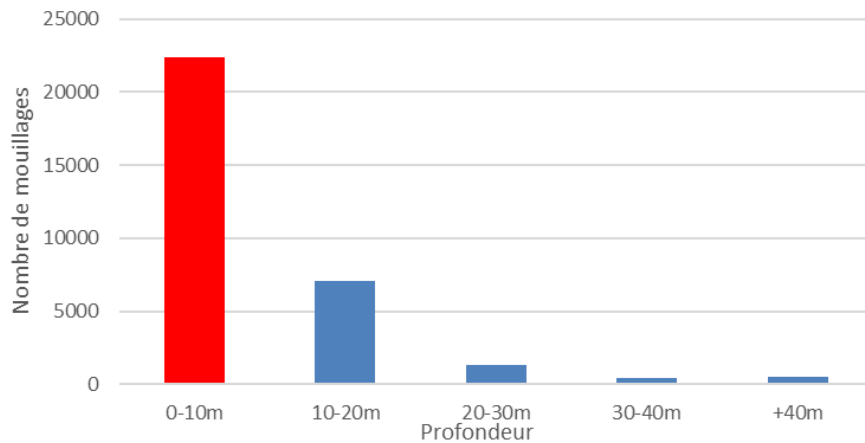
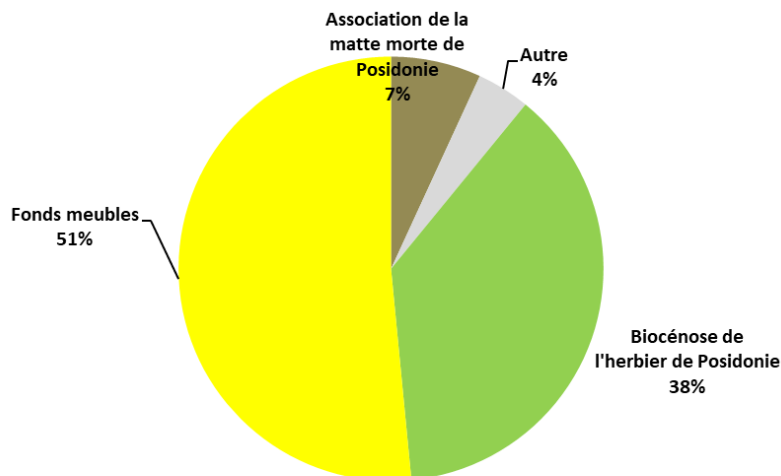


Figure 23 : Répartition des mouillages par classe de profondeur, 2022



En 2022, **38 % des mouillages de la petite plaisance sont localisés sur l'herbier de posidonie**. Ce chiffre est supérieur à celui de la grande plaisance. Aucune ancre n'est détecté sur l'habitat Coralligène, mais **la surface de Coralligène impacté par l'ancrage est non nulle** (impact de la chaîne) (Figure 24).

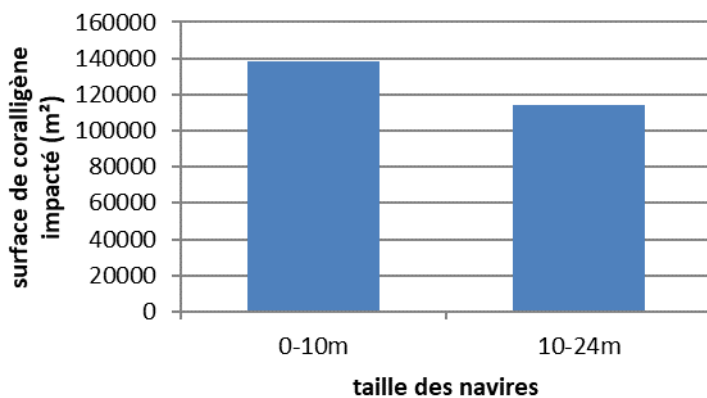


Figure 24 : Répartition des mouillages par habitat, 2022.

Evolution du comportement de mouillage de la petite plaisance en période de pic estival

Sur les quatre dernières années, on observe une **légère diminution de la proportion de mouillages estivaux situés dans l'herbier**, passant de 47 % en 2019 à 41 % en 2022 (Figure 25). Ce chiffre est supérieur à celui de la grande plaisance relevée en 2022.

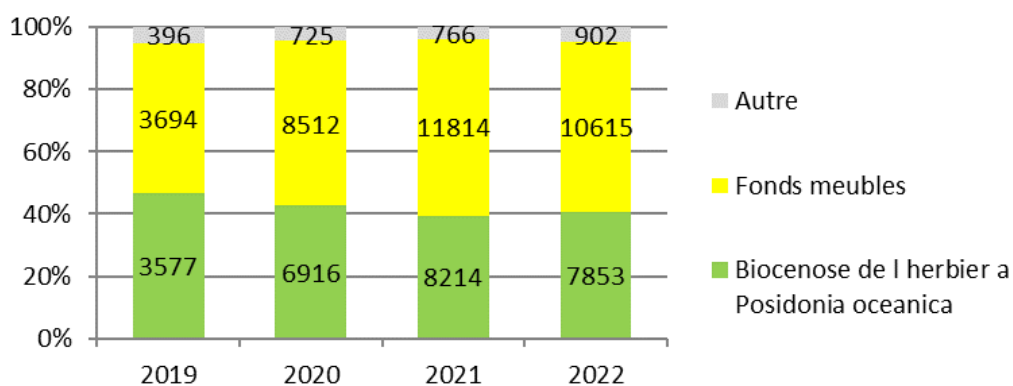


Figure 25 : Evolution de la distribution des mouillages en fonction de l'habitat, 2019-2022

II.B.3.d. Perspectives

Grande plaisance

Depuis 2019, l'[arrêté n°123/2019](#) renforce la réglementation vis-à-vis du mouillage dans l'herbier de posidonie et des zones de mouillages obligatoires ont été définies. La **baisse apparente de la part de mouillages dans l'herbier pour les navires de plus de 24 m** (40 % en 2019 et 13 % en 2022) semble montrer une tendance allant dans le sens de cet arrêté. Un nombre non négligeable d'infractions (1434 en 2022), en baisse par rapport à 2021 (1854), restent existantes et à surveiller à l'avenir, particulièrement en région Sud (PACA). La majorité des infractions en 2022 est réalisée par les navires compris entre 24 et 40 m (66 %), durant les mois d'été (60 %).

Une note d'ancrage (<https://medtrix.fr/note-dancrage-13/>) (Figure 26), une publication en ligne (<https://sfecologie.org/regard/r104-juin-2022-j-deter-et-al-posidonies/>) et une publication scientifique (Bockel et al. 2023) ont été produites afin de décrire la baisse du nombre d'ancrages de navires de la grande plaisance dans l'herbier de posidonies ces dernières années, et ainsi de prouver l'efficacité de la réglementation mise en place (arrêté n°123/2019).

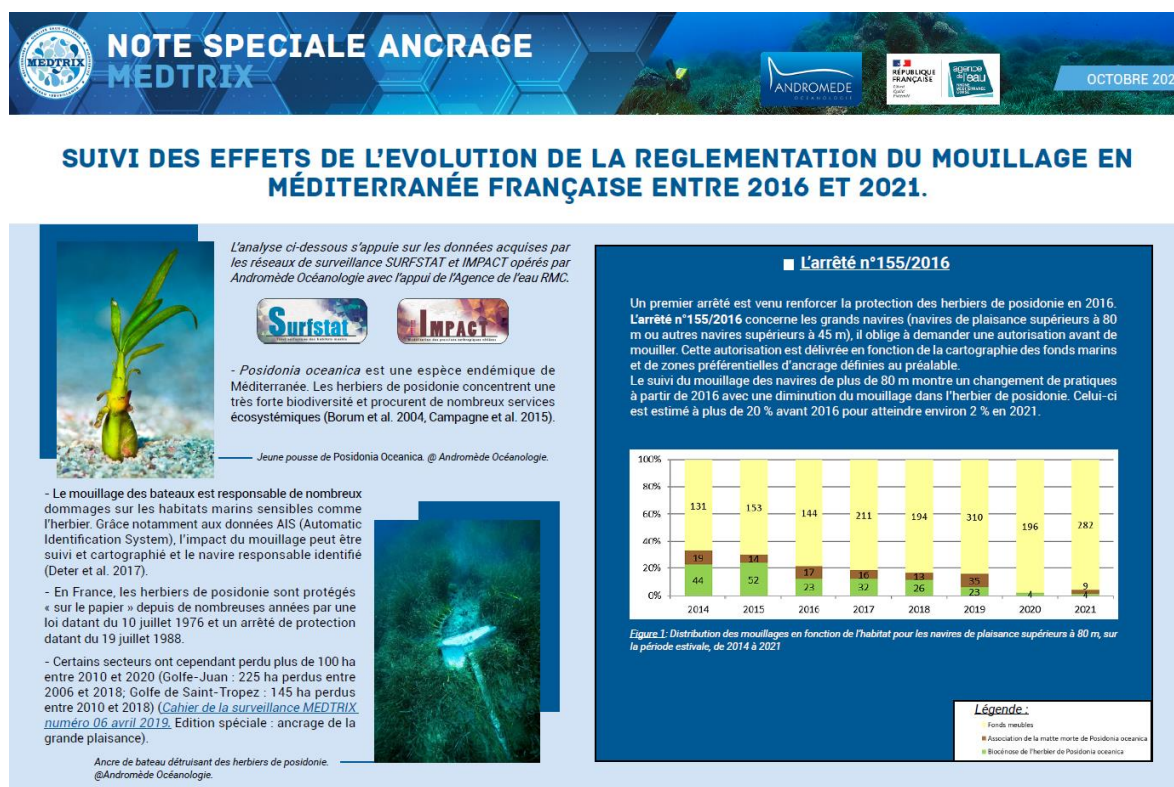


Figure 26 Illustration de la note d'ancrage publiée en 2021

Petite plaisance

L'analyse des données AIS et de l'application DONIA apporte une première vision de la petite plaisance, qui reste partielle. Il serait pertinent de réaliser des comparaisons à l'avenir avec des comptages visuels réalisés sur le terrain. Le **nombre d'utilisateurs DONIA augmente chaque année**. Le suivi régulier des comportements de mouillage des utilisateurs de DONIA se révèle donc être un outil adapté à la surveillance de la petite plaisance, pour laquelle les données manquent tout particulièrement, et qui devient un enjeu prioritaire en Méditerranée française.

En Méditerranée française, **le nombre de mouillages détectés pour la petite plaisance a diminué de 12 % entre 2021 et 2022**. Sur les quatre dernières années, on observe une **légère diminution de la proportion de mouillages estivaux situés dans l'herbier**, passant de 47 % en 2019 à 41 % en 2022. Ce chiffre reste bien supérieur à celui observé pour la grande plaisance.

Une thèse en cours à Andromède Océanologie et en partenariat avec l'Université de Montpellier traite plus en détails le mouillage de la petite plaisance, avec l'objectif de **mieux caractériser ces mouillages ainsi que leur impact** (Bockel Thomas).

Limitations techniques

De manière générale, il apparaît important de prendre conscience de certaines limites de la méthodologie de détection des mouillages et de calcul de leur impact :

-La méthodologie de détection des mouillages par AIS ne permet pas aujourd'hui la **distinction des navires à l'arrêt utilisant un système de positionnement dynamique**. Cela représente une limite du système mais reste relativement rare.

-Le calcul de l'impact du mouillage se base sur les données de cartographie des biocénoses au format vecteur avec une précision de l'ordre de la dizaine de mètres. La taille des jeux de données utilisés (mouillages et biocénoses) requiert pour des raisons computationnelles le passage **au format raster et donc l'agrégation des données sur un pixel de 20m par 20m**, ce qui engendre une perte de précision pour la donnée de biocénoses. L'impact est donc calculé sous forme de probabilité.

Cette méthodologie de calcul est sujette à un **développement et à une amélioration continue dans le temps**, des différences minimales dans les évaluations du nombre de mouillages peuvent donc être présentes d'une année sur l'autre. A titre d'exemple, les tailles des navires de taille inconnue sont mises à jour régulièrement à partir de bases de données enrichies au fur et à mesure de la collecte des données. Ces différences ne remettent pas en causes les interprétations fournies.

L'année 2022 a été mise à profit pour **préparer une publication scientifique visant à valoriser le travail de caractérisation des mouillages par l'AIS et l'application DONIA sur l'ensemble de la Méditerranée française** (Bockel et al. 2023), en annexe de ce rapport. Cette publication montre **l'efficacité réelle de la réglementation** de protection de l'herbier de Posidonies en Méditerranée française, ainsi que de **l'application DONIA, dont les utilisateurs montrent un comportement de mouillage plus respectueux que les non utilisateurs** (voir Annexe 1).. Les méthodes utilisées dans ce rapport ont largement bénéficié de ce travail de valorisation scientifique en terme de rigueur et de transparence.

II.B.4. Détection des zones exemptes de pressions en Méditerranée française

II.B.4.a. Contexte et objectifs

Les activités humaines induisent des pressions importantes sur le milieu marin, et en particulier sur les écosystèmes côtiers. Existe-t-il des zones vierges ou quasi vierges de toutes pressions humaines en Méditerranée française ? Pour répondre à cette question, nous avons dans un premier temps réalisé une **analyse spatiale de la combinaison de l'ensemble des pressions anthropiques** identifiées dans le réseau IMPACT. Dans un second temps, nous avons combiné la localisation de ces « zones exemptes de pression » (indice d'impacts cumulés très faible) aux **données récentes de cartographie des biocénoses marines** issues du réseau SURFSTAT afin d'identifier les masses d'eau pour lesquelles le niveau de pression est très faible sur les herbiers de posidonie et très faible sur les récifs coralligènes. Le dernier objectif de ce travail était d'évaluer s'il existe des masses d'eau pour lesquelles le niveau de pressions est très faible sur ces deux écosystèmes-clé de Méditerranée et, si tel est le cas, de **cibler d'éventuels nouveaux sites de surveillance** d'herbier et de coralligène à intégrer dans les réseaux RECOR et TEMPO.

II.B.4.b. Méthodes

Pour évaluer le niveau de pressions sur les deux écosystèmes clés de Méditerranée (herbiers de posidonie et récifs coralligènes) nous avons utilisé la méthodologie définie dans l'atlas de surveillance biologique et de qualité des eaux en Méditerranée².

L'état de l'herbier soumis aux pressions d'activités humaines côtières est basé sur **l'indice d'impacts cumulés sur l'herbier et la matte morte**. Celui du coralligène est basé sur **l'indice d'impacts cumulés sur le coralligène**. Pour cela, nous avons couplé la **carte de présence de l'herbier et de la matte morte ou celle du coralligène** (issue du réseau SURFSTAT) avec **la carte des pressions cumulées** (projet IMPACT disponible sur la plateforme MEDTRIX ;(Holon 2015a; Holon et al. 2015a) et une **matrice de sensibilité** ((Holon et al. 2015b). Les pressions considérées sont les suivantes : urbanisation, population côtière, érosion côtière, aggradation côtière, agriculture, aménagements côtiers, effluents industriels, aquaculture, pêche, mouillage, rejets urbains. L'impact de chaque pression a été calculé au sein de chaque cellule de 20 x 20 m. Ces impacts ont ensuite été cumulés (pour chaque cellule) en faisant la somme des pressions, puis moyennés pour chaque masse d'eau sur les cellules comprenant de l'herbier et/ou de la matte morte et/ou coralligène.

La grille de l'état de l'herbier ou du coralligène en fonction de la valeur de l'indice de pressions cumulées est indiquée ci-dessous :

Indice d'impacts cumulés	Etat de l'herbier ou du coralligène	Score
0-10	Très bon	5
11-20	Bon	4
21-50	Moyen	3
51-80	Médiocre	2
81-100	Mauvais	1

² Atlas de synthèse – Année 2020. Surveillance biologique et qualité des eaux de Méditerranée. Edition Andromède Océanologie & Agence de l'eau ReMC. 120 p.

II.B.4.a. Résultats

Les tableaux ci-dessous présentent les masses d'eau pour lesquelles le niveau de pressions a été évalué comme **très faible** (score=5, tableau précédent).

Le niveau de pressions sur l'herbier de posidonie a été évalué comme très faible uniquement pour **neuf masses d'eau localisées en Corse** :

FREC01ab	Pointe Palazzu - Sud Nonza
FREC01d	Canari
FREC01e	Cap Ouest
FREC02ab	Cap Est de la Corse
FREC02c	Littoral Bastiais
FREC02d	Plaine orientale
FREC03ad	Littoral S.E. de la Corse
FREC03eg	Littoral Sud-Ouest de la Corse
FREC04ac	Pointe Senetosa - Pointe Palazzu

Le niveau de pressions sur les récifs coralligènes a été évalué comme très faible pour **sept masses d'eau localisées en Corse et deux situées en région Sud** (Iles d'Hères (FRDC07h) et Iles de Marseille (FRDC06b)) :

FRDC06b	Pointe d'Endoume - Cap Croisette et Iles du Frioul
FRDC07h	Ile d'Hyères
FREC01ab	Pointe Palazzu - Sud Nonza
FREC01d	Canari
FREC02d	Plaine orientale
FREC03ad	Littoral S.E. de la Corse
FREC03eg	Littoral Sud Ouest de la Corse
FREC04ac	Pointe Senetosa - Pointe Palazzu
FREC04b	Golfe d'Ajaccio

Ainsi, il apparaît que l'**Ouest du Cap Corse** (FREC01d 'Canari'), **toute la côte Est de la Corse** (FREC02c 'Littoral Bastiais', FREC02d 'Plaine orientale', FREC03ad 'Littoral S.E. de la Corse') **et le Sud-Ouest de la Corse** (FREC03eg, 'Littoral Sud-Ouest de la Corse', FREC04ac 'Pointe Senetosa - Pointe Palazzu') **semblent encore relativement exemptes de pressions** puisque le niveau de pressions a été évalué comme très faible pour les deux écosystèmes dans ces six masses d'eau.

Pour chacune de ces six masses d'eau, les cartes suivantes présentent la cartographie des biocénoses marines et la localisation des sites de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbier de posidonie) existants.

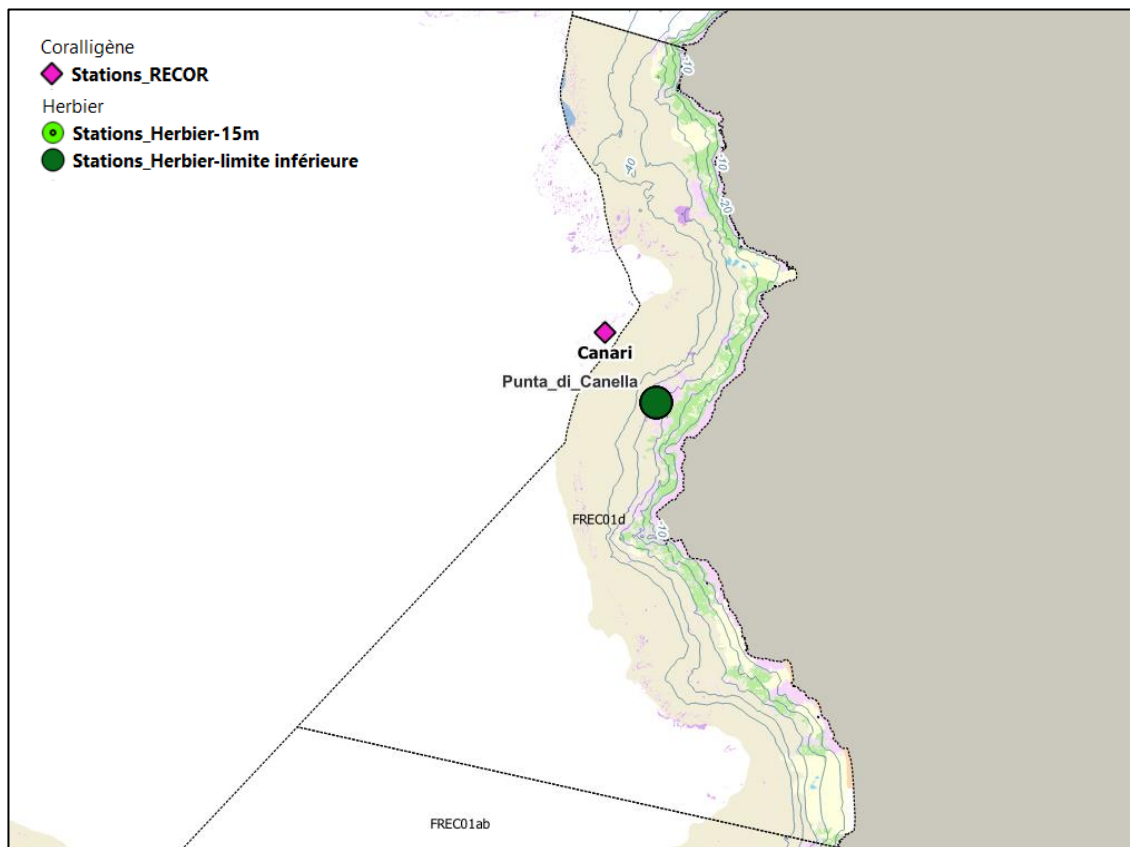


Figure 27 : Cartographie des biocénoses marines et localisation des sites de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbier de posidonie) existants dans la masse d'eau **FRECO1d** où le niveau de pressions est très faible pour ces deux écosystèmes.

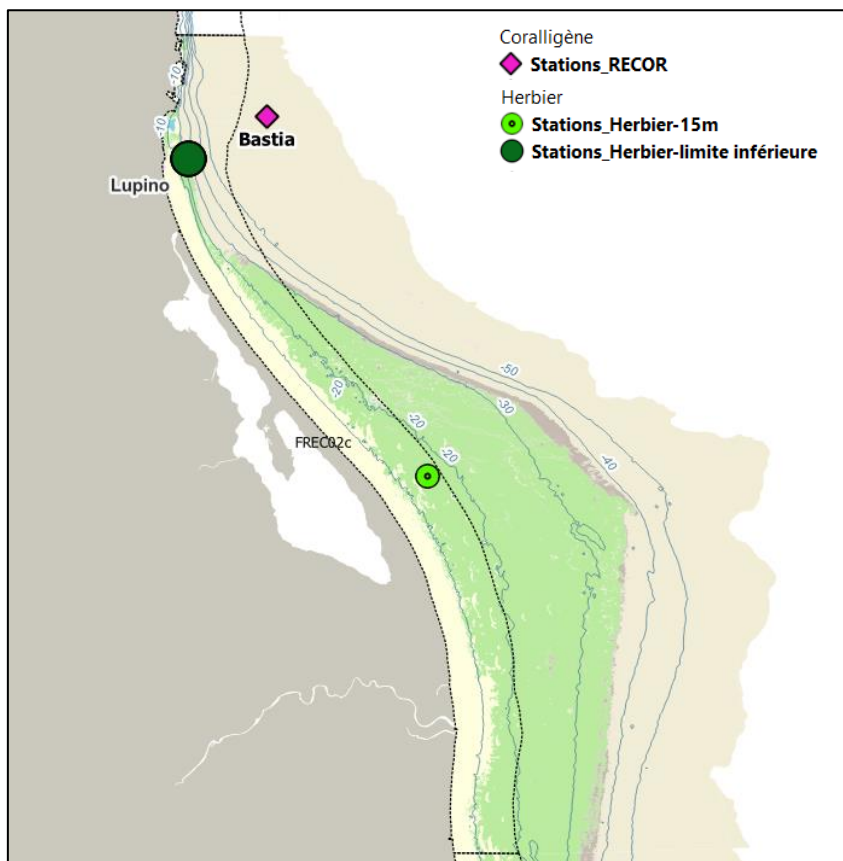


Figure 28 : Cartographie des biocénoses marines et localisation des sites de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbier de posidonie) existants dans la masse d'eau **FRECO2c** où le niveau de pressions est très faible pour ces deux écosystèmes.



Figure 29 : Cartographie des biocénoses marines et localisation des sites de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbier de posidonie) existants dans la masse d'eau **FREC02d** (à gauche) et la masse d'eau **FREC03ad** (à droite) où le niveau de pressions est très faible pour ces deux écosystèmes.

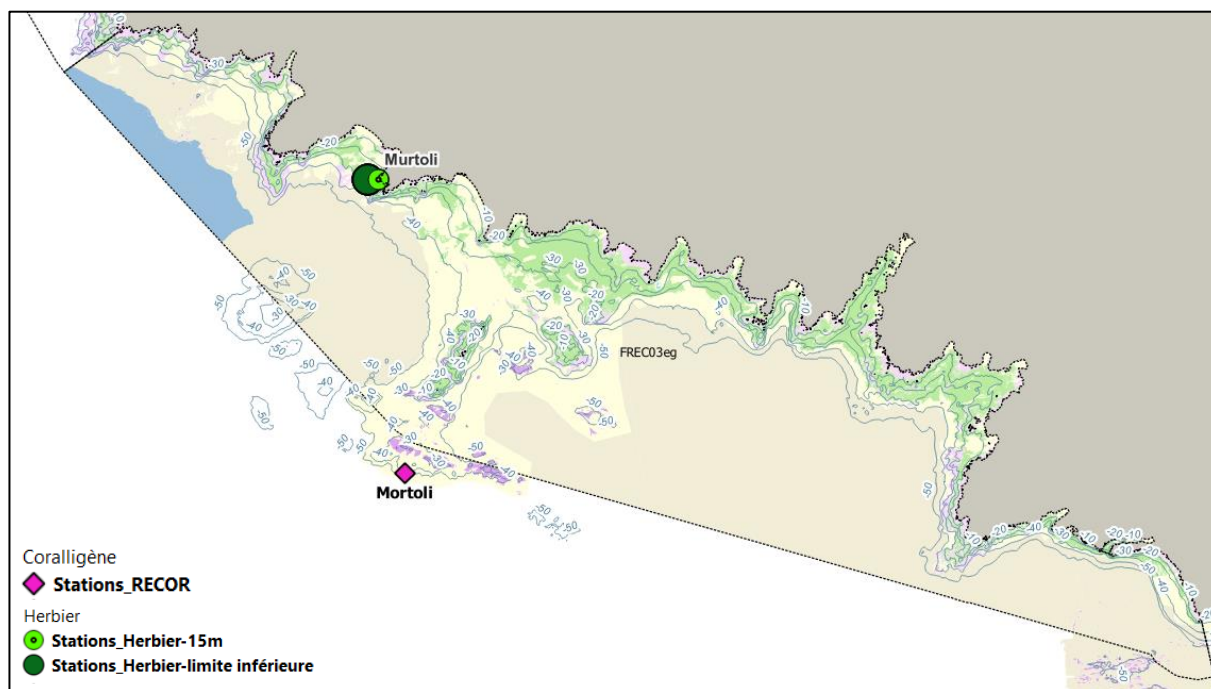


Figure 30 : Cartographie des biocénoses marines et localisation des sites de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbier de posidonie) existants dans la masse d'eau **FREC03eg** où le niveau de pressions est très faible pour ces deux écosystèmes.

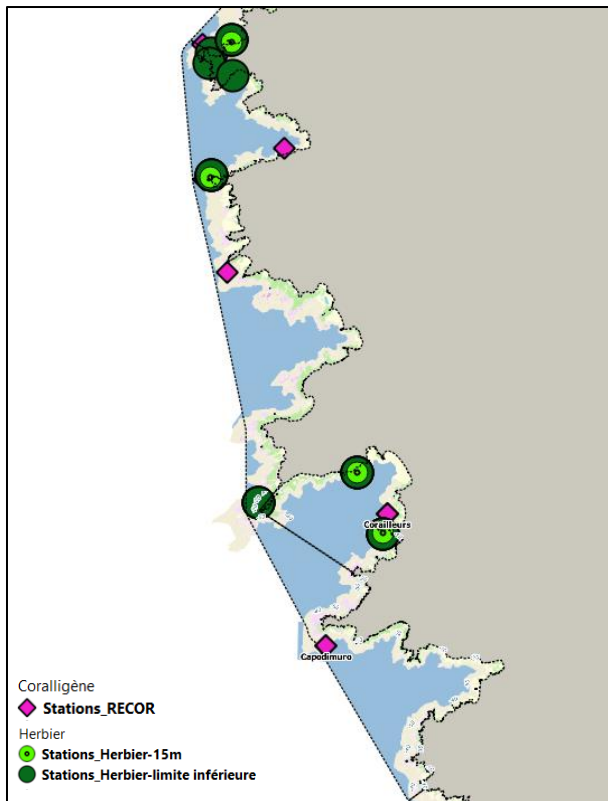


Figure 31 : Cartographie des biocénoses marines et localisation des sites de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbier de posidonie) existants dans la masse d'eau **FREC04ac** où le niveau de pressions est très faible pour ces deux écosystèmes.

II.B.4.a. Conclusion

Il apparaît que **l'Ouest du Cap Corse (FREC01d 'Canari') et le Sud de la Corse (FREC03eg, 'Littoral Sud-Ouest de la Corse', FREC04ac 'Pointe Senetosa - Pointe Palazzu', FREC03ad 'Littoral S.E. de la Corse')** **disposent d'un nombre suffisant de sites de surveillance**. En effet, les masses d'eau FREC01d et FREC03eg comprennent chacune un site RECOR et un site TEMPO. La masse d'eau FREC04ac, qui s'étend de la pointe Senetosa à la pointe Palazzu, comprend quatre sites RECOR et quatre sites TEMPO. Enfin la masse d'eau FREC03ad comprend deux sites RECOR et trois sites TEMPO.

En revanche, les masses d'eau FREC02c 'Littoral Bastiais' et FREC02d 'Plaine orientale' ne comprennent qu'un seul site de surveillance RECOR chacune. Or les données de la surveillance 2020 montrent que ces sites RECOR existants présentent un fort pourcentage de nécroses des algues rouges parmi le vivant (entre 9 et 14 %), une dégradation des peuplements de gorgones (augmentation du taux de nécroses), une importante diversité de poissons (détectée via les prélèvements d'ADNe) dont la présence d'espèces emblématiques et protégées comme la petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) et l'ange de mer commun (*Squatina squatina*) à Tarco.

De même, les masses d'eau FREC02c 'Littoral Bastiais' et FREC02d 'Plaine orientale' ne comprennent que deux sites et quatre sites TEMPO respectivement. Or les données de surveillance de 2020 montrent que ces sites TEMPO existants présentent une limite inférieure profonde, un herbier souvent stable en limite inférieure au cours du temps, une importante diversité de poissons (détectée via les prélèvements d'ADNe) dont la présence d'espèces emblématiques et protégées comme la petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) à Lupino PI, et une production sonore (quantité d'énergie acoustique cumulée pendant une nuit) très élevée (Fautea PI, données acoustiques CHORUS).

Ainsi, il serait pertinent d'ajouter une caractérisation de **l'état écologique et de fonctionnement du coralligène** sur **deux sites localisés sur la côte Est de la Corse** (un dans la masse d'eau FREC02c 'Littoral Bastiais' et un dans la masse d'eau FREC02d 'Plaine orientale') et une caractérisation de **l'état écologique et de fonctionnement des herbiers de posidonie** sur **six sites** localisés sur la côte Est de la Corse (deux dans la masse d'eau FREC02c 'Littoral Bastiais' situés à -15 m et en limite inférieure, et quatre dans la masse d'eau FREC02d 'Plaine orientale', deux situés à -15 m et deux en limite inférieure).

II.C. Mise à jour des cartographies des pressions anthropiques

L'ensemble des cartographies des pressions anthropiques modélisées en 2015 et actualisées en 2018 a été mis à jour avec les dernières données de pressions anthropiques disponibles en 2021. La zone cartographiée a été étendue afin de couvrir l'ensemble des nouvelles biocénoses cartographiées ainsi que l'ensemble des points suivis par Andromède dans le cadre des différents réseaux de surveillance.

II.C.1. Cartographie des pressions issues des rejets le long du littoral, et espèces exotiques envahissantes

Les pressions issues des **rejets urbains** (Figure 32) et **effluents industriels** (Figure 33) le long du littoral ont été mises à jour à l'aide des données disponibles auprès de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, complété par les observations de terrain (cartes ci-dessous).

Pressions anthropiques côtières

Rejets urbains

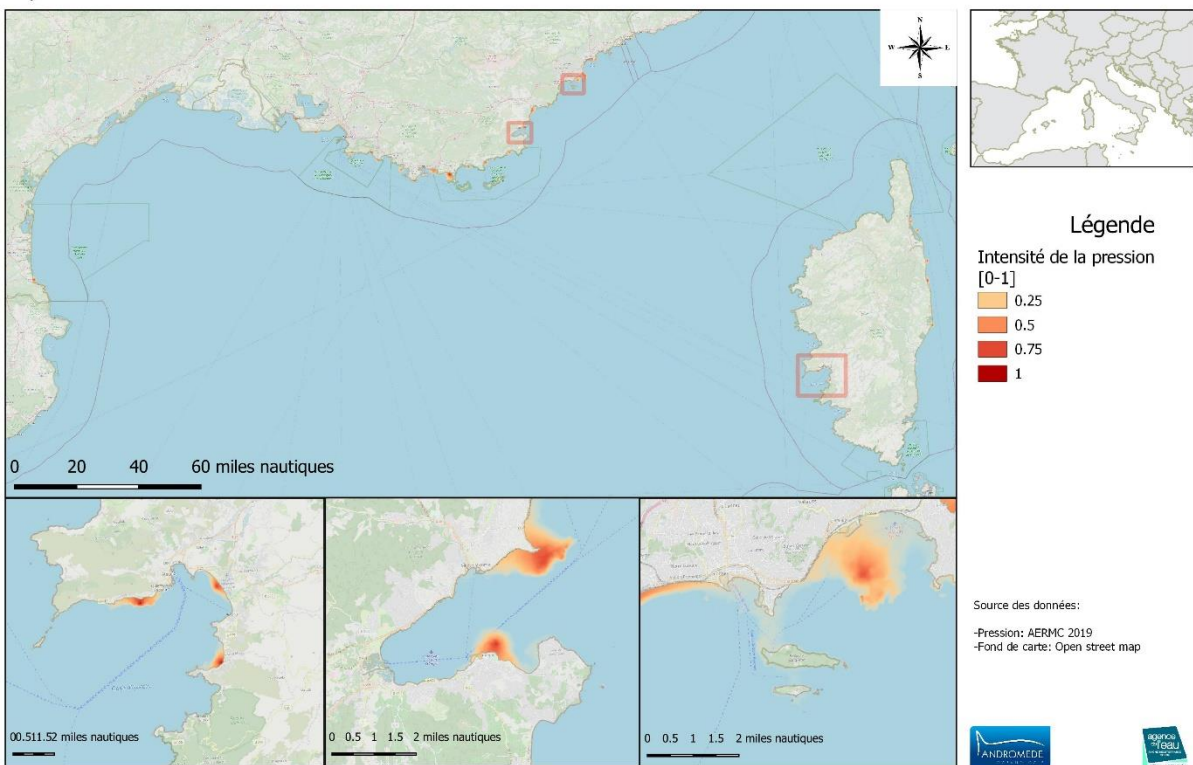


Figure 32 Mise à jour 2021 de la cartographie de la pression anthropique "rejets urbains"

Pressions anthropiques côtières

Rejets industriels

edition: 2021

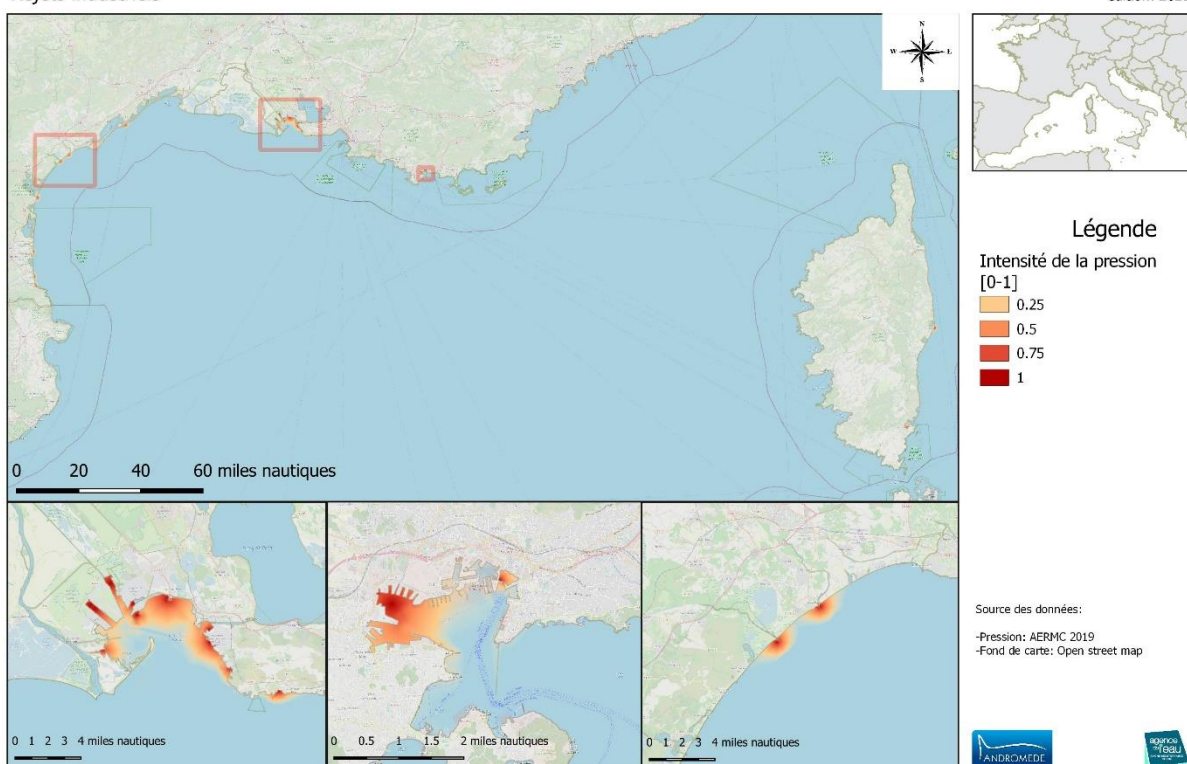


Figure 33 Mise à jour 2021 de la cartographie de la pression anthropique "rejets industriels"

Le projet IZOMARE a permis la réalisation d'une liste de l'ensemble des rejets en mer détectés le long du littoral (STEP, industriel, pluvial, sauvage, inconnu) (Figure 34). Cette liste est issue du travail de terrain et des différents projets d'Andromède océanologie, complété par une consultation des différents acteurs du littoral (https://medtrix.fr/wp-content/uploads/2023/08/Rapport_final_IZOMARE_23062023.pdf). Cette cartographie des rejets est disponible sur la plateforme Medtrix (<https://plateforme.medtrix.fr/>), sur le projet RESTAU-MED.

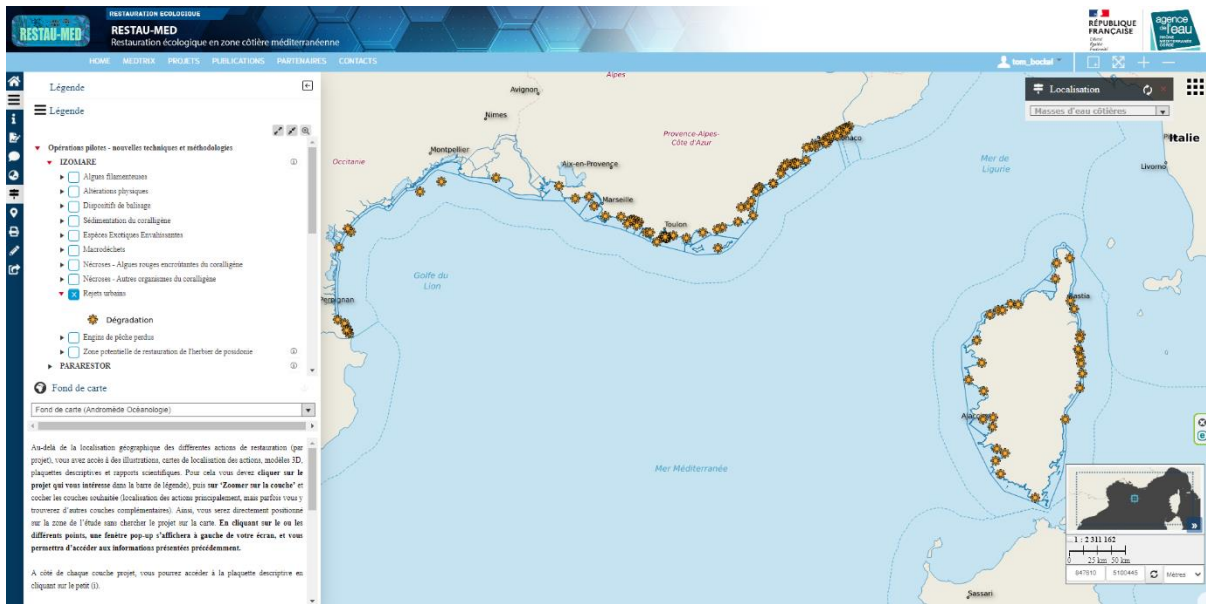


Figure 34 Illustration des observations de rejets en mer listées dans le projet IZOMARE

La pression exercée par les **Espèces Exotiques Envahissantes** n'a pas pu être modélisée comme initialement envisagée par manque de données. Les données récoltées à ce jour proviennent du réseau SURFSTAT (vérités terrain d'Andromède), du réseau PISCIS, et du réseau ALIEN de la FFESSM Corse). Elles ont été compilées dans une unique base de données et mises en ligne sur la plateforme MEDTRIX dans le projet [RESTAU-MED – IZOMARE](#). (Figure 35).

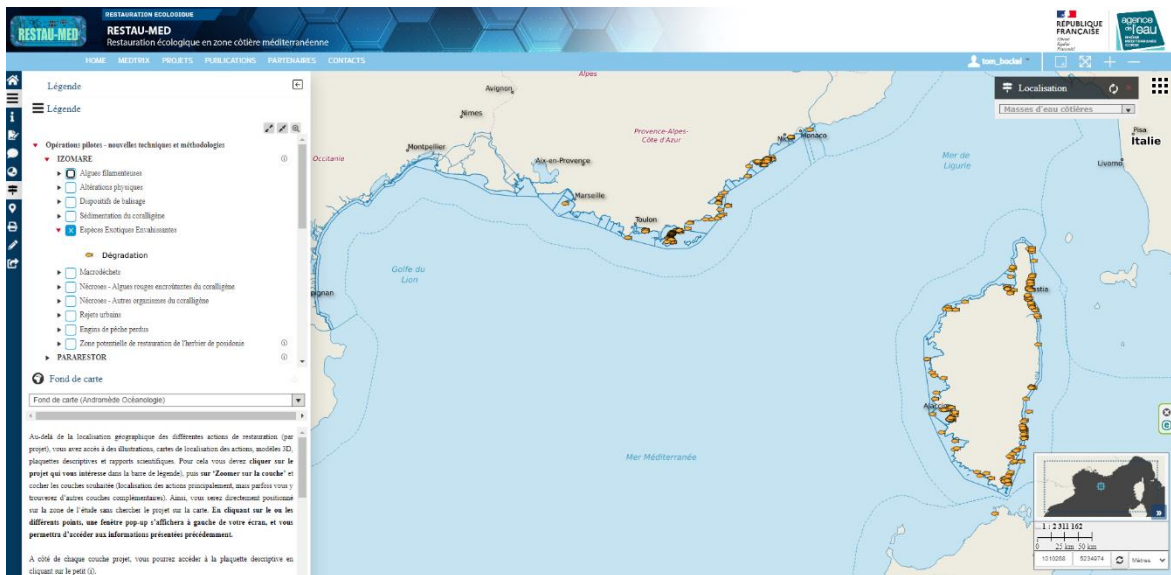


Figure 35 Illustration des observations d'espèces exotiques envahissantes listées dans le projet IZOMARE

Les principaux développements concernent les pressions issues du **mouillage**, du **trafic maritime** et de la **pêche**.

II.C.2. Cartographie de la pression de mouillage de la grande plaisance

La pression de mouillage issue de la grande plaisance (navires > 24 m) évolue dans le temps et les données disponibles sont enrichies via les différents réseaux de récupération de la donnée (Marine Traffic, Vessel Finder, DONIA, AISHub...).

II.C.2.a. Mise à jour et nouveaux développements

La cartographie de la pression et de l'impact issus de la grande plaisance a été mise à jour à partir des données AIS des navires supérieurs à 24 m pour les années 2019 à 2021 (Figure 36). Le calcul des positions d'ancrages et des polygones d'impact sur le fond a été largement amélioré depuis la version de 2018, bénéficiant des développements réalisés dans le cadre de la thèse de Thomas Bockel en partenariat avec l'UMR MARBEC et l'Université de Montpellier.

Pressions anthropiques côtières

Mouillage grandes unités

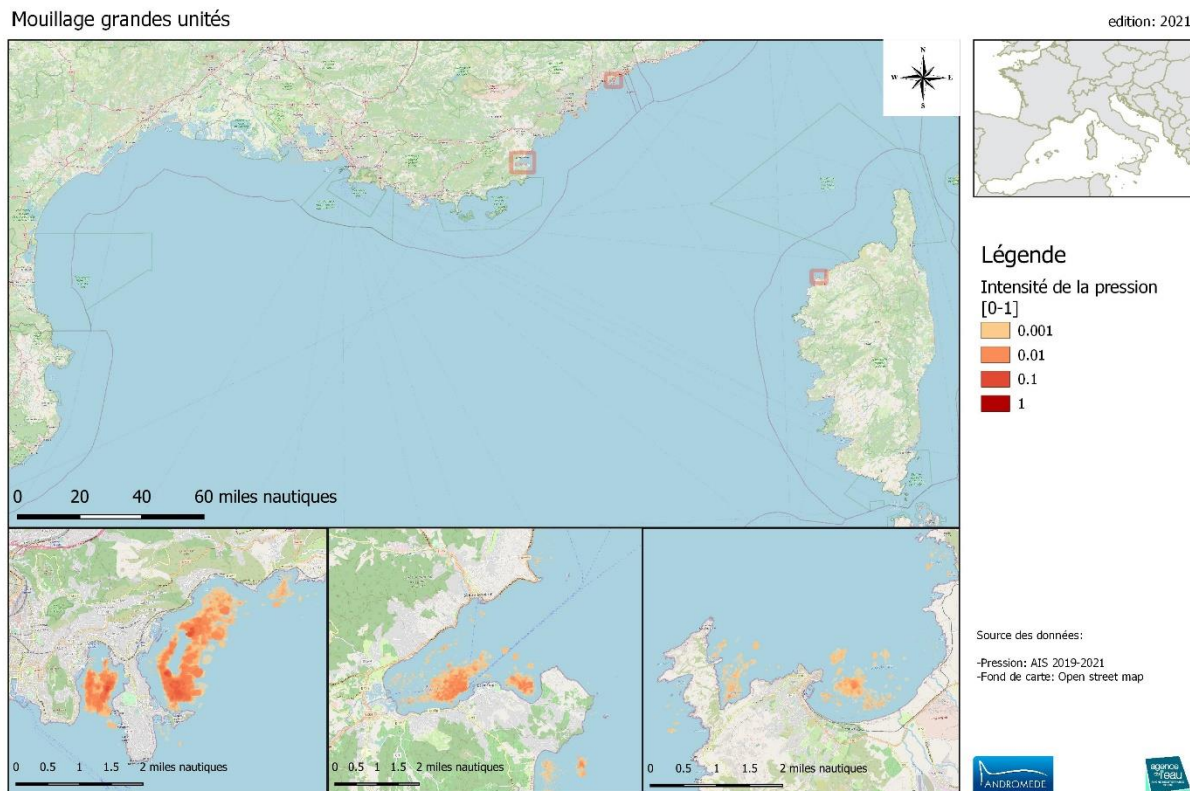


Figure 36 Mise à jour 2021 de la cartographie de la pression anthropique "Mouillage grandes unités"

II.C.2.b. Description du cas d'étude de la collision du Cap Corse

Le 11 octobre 2018, une collision a eu lieu au large du Cap Corse entre le navire Ulysse et le CSL Virginia (Figure 37). Ce dernier était alors au mouillage sur plus de 100 m de fond depuis environ 1 mois.



Figure 37 A gauche : Vue aérienne de la collision (source : www.lexpress.fr). A droite : Positions AIS des deux navires à l'évitement (vert et bleu), position estimée de l'ancre (rouge) et massifs coralligènes (violet).

Cette zone, en périphérie directe du Parc naturel marin du cap Corse et de l'Agriate, est une zone de fort passage des navires de commerce. Elle est de plus une zone présentant une richesse biologique considérable avec la présence de nombreuses formations coralligènes dont les atolls de coralligène. Une analyse approfondie des détections AIS a été réalisée pour cette zone, aboutissant à la conclusion d'un événement isolé. Une investigation sur place des impacts éventuels de cet événement sur les assemblages coralligènes voisins a été réalisée en plongée et à l'aide de sous-marins lors de l'expédition Gombessa 6 en Juillet 2023. Ces recherches n'ont pas mis en évidence d'impact particulier de l'ancrage à cet endroit.

Cet incident exceptionnel montre que **même rares, des événements de mouillage sur les récifs coralligènes profonds sont possibles par inadvertance.**

II.C.3. Cartographie de la pression de mouillage de la petite plaisance

II.C.3.a. Croisement des différentes sources de données et mise à jour

De multiples sources de données existent aujourd'hui pour décrire la petite plaisance :

- Les **données de comptages aériens** de l'observatoire MEDOBS fournissent une image précise de la fréquentation du littoral à un instant t.
- Le **système AIS** fournit une quantité impressionnante de données décrivant les navires de taille moyenne, de manière continue dans le temps mais discontinue dans l'espace (limité aux zones couvertes par les stations de réception AIS).
- **L'application DONIA** fournit une donnée continue dans l'espace (au-delà des seules zones couvertes par les stations de réception AIS) et dans le temps, mais décrit un échantillon limité de plaisanciers.

L'ensemble de ces données a été compilé et analysé conjointement afin de mettre à jour la cartographie de la pression d'ancrage de la petite plaisance (Figure 38).

Pressions anthropiques côtières

Mouillage petite plaisance

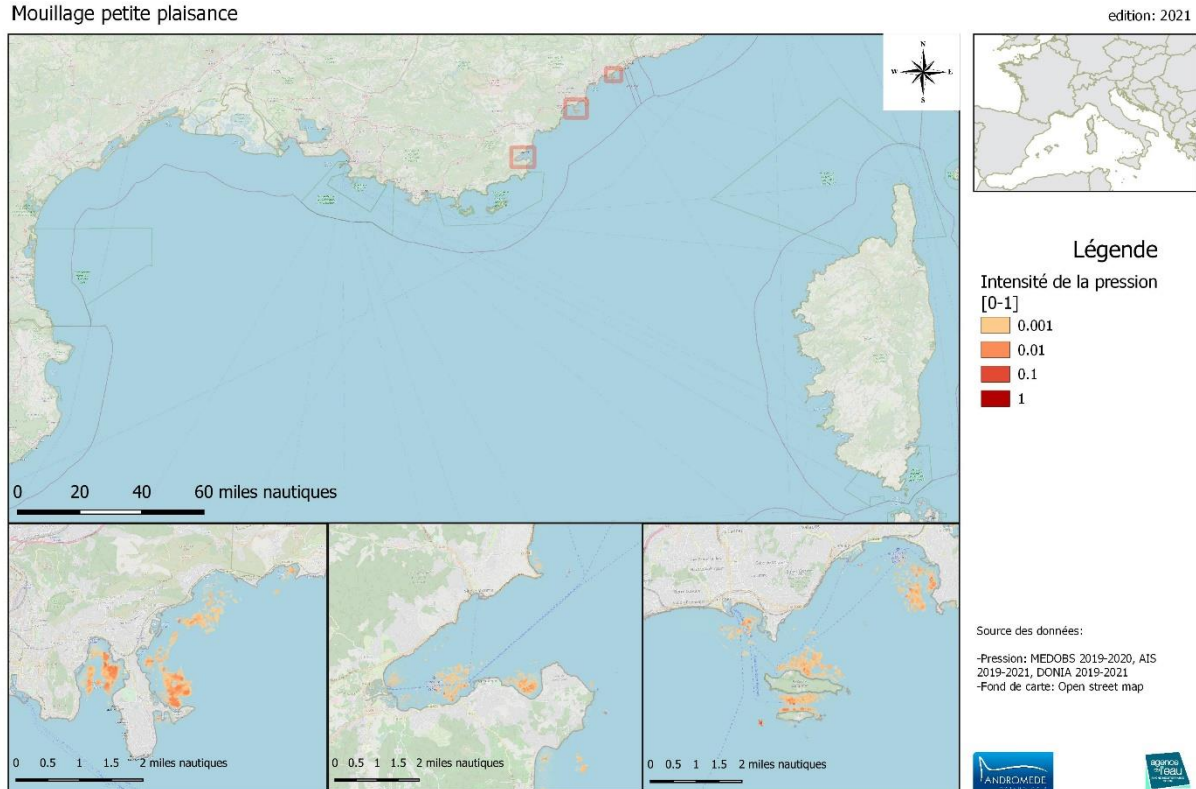


Figure 38 Mise à jour 2021 de la cartographie de la pression anthropique "Mouillage petite plaisance"

II.C.3.b. Nouveaux développements

Le calcul des positions d'ancrages et des polygones d'impact sur le fond a été largement amélioré depuis la version de 2018, bénéficiant des développements réalisés dans le cadre de la thèse de Thomas Bockel en partenariat avec l'UMR MARBEC et l'Université de Montpellier.

D'autres travaux sont actuellement en cours dans le cadre de cette thèse afin de développer de nouvelles méthodes de cartographie du mouillage de la petite plaisance venant compléter les sources de données utilisées dans ce rapport. Les pistes à l'étude concerne dans un premier temps l'exploitation des données d'imagerie multi sources (caméras fixes sur le littoral, drones, réseaux participatif (exemple DONIA)) via un outil de détection/localisation automatique des navires au mouillages sur les images. L'imagerie satellite haute et très haute résolution, qui représente un très fort potentiel couplée aux algorithmes modernes d'intelligence artificielle, sera dans un second temps étudiée, dans l'objectif d'être prêt à une utilisation opérationnelle lorsque le coût de ces images ne sera plus si prohibitif. Une réflexion est aussi menée à cette occasion sur la meilleure caractérisation de l'impact de l'ancrage des navires de petites tailles. En effet s'il est compliqué de savoir où mouillent les navires de petite taille, il reste de même aujourd'hui complexe de caractériser précisément leur impact. Des données de sonar latéral haute fréquence seront analysées, couplées à une analyse croisée des données historiques de mouillages et des indicateurs paysagers de l'herbier. Il est pour finir envisagé de tester l'importance des caractéristiques de la mat (compacité, épaisseur) dans la résilience de l'herbier face au mouillage des petites unités.

II.C.4. Cartographie de la pression issue du trafic maritime

Le réseau IMPACT proposait depuis 2018 une cartographie de la pression issue du trafic maritime, tous navires confondus pour l'année 2017. Cette cartographie a été mise à jour et déclinée pour chaque typologie de navires, et une cartographie des nuisances sonores issues du trafic maritime a été produite.

II.C.4.a. Modélisation et cartographie du trafic maritime par typologie de navires

La cartographie de la pression issue du trafic maritime a été mise à jour à partir des données AIS du réseau AISHub pour l'année 2021 (Figure 39). Cette cartographie a ensuite été déclinée par grand types de navires (plaisance, pêche, transport de marchandises, transport de passagers) (Figure 40 et Figure 41). Ces cartes pourront permettre à l'avenir de spatialiser finement les mesures de gestion adaptées aux différents types de navire et à leurs caractéristiques.

Pressions anthropiques côtières

Trafic maritime

édition: 2023

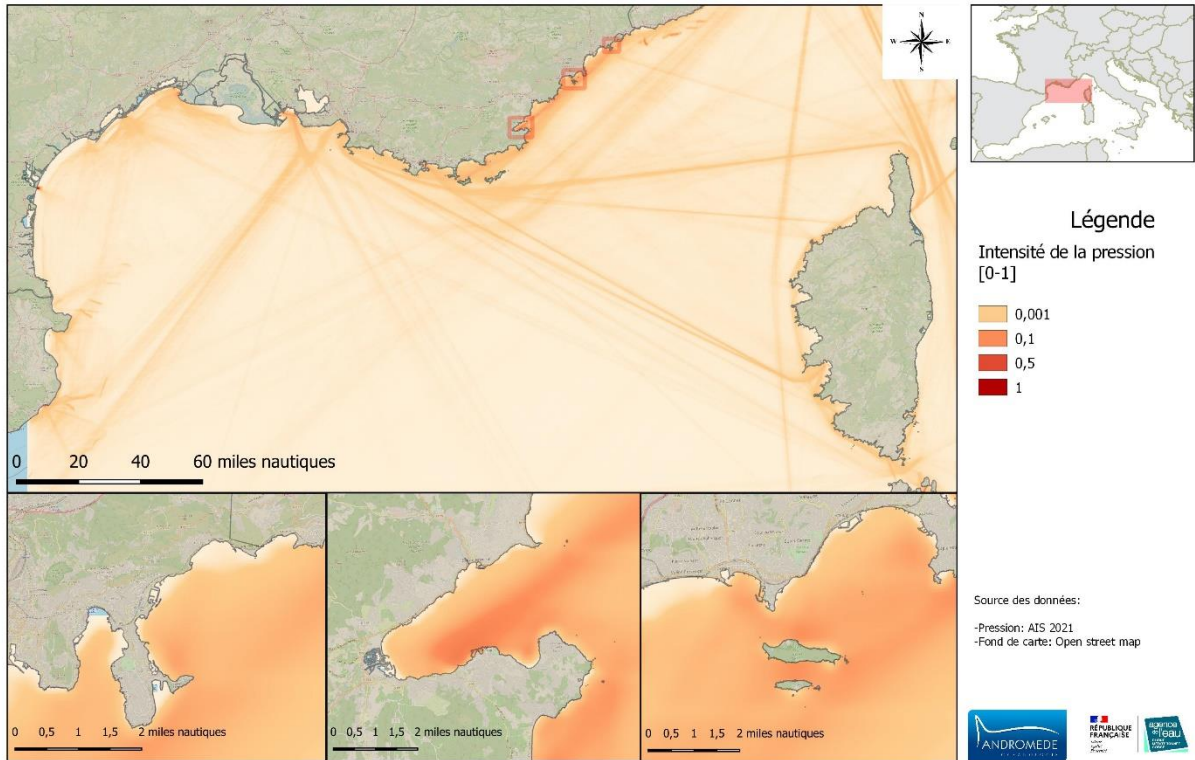
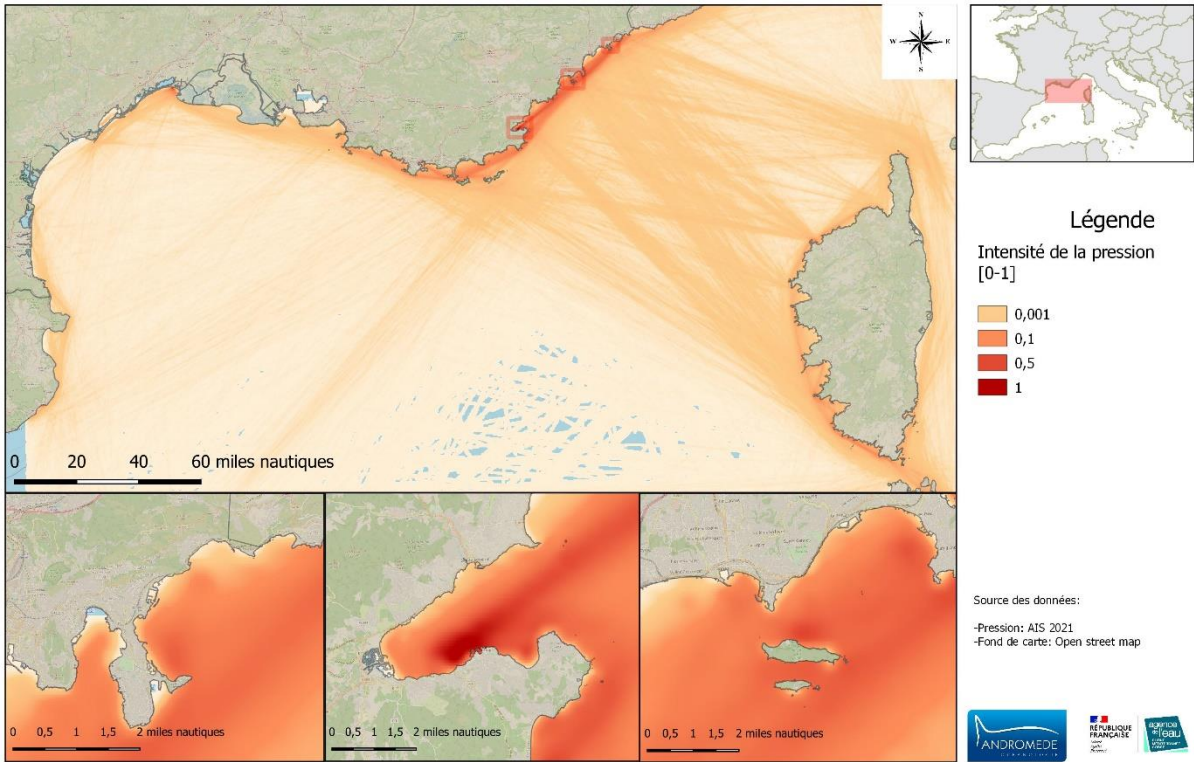


Figure 39 Cartographie du trafic maritime pour l'année 2021

Pressions anthropiques côtières

Trafic maritime - navires de plaisance

edition: 2023



Pressions anthropiques côtières

Trafic maritime - navires de pêche (grands navires)

edition: 2023

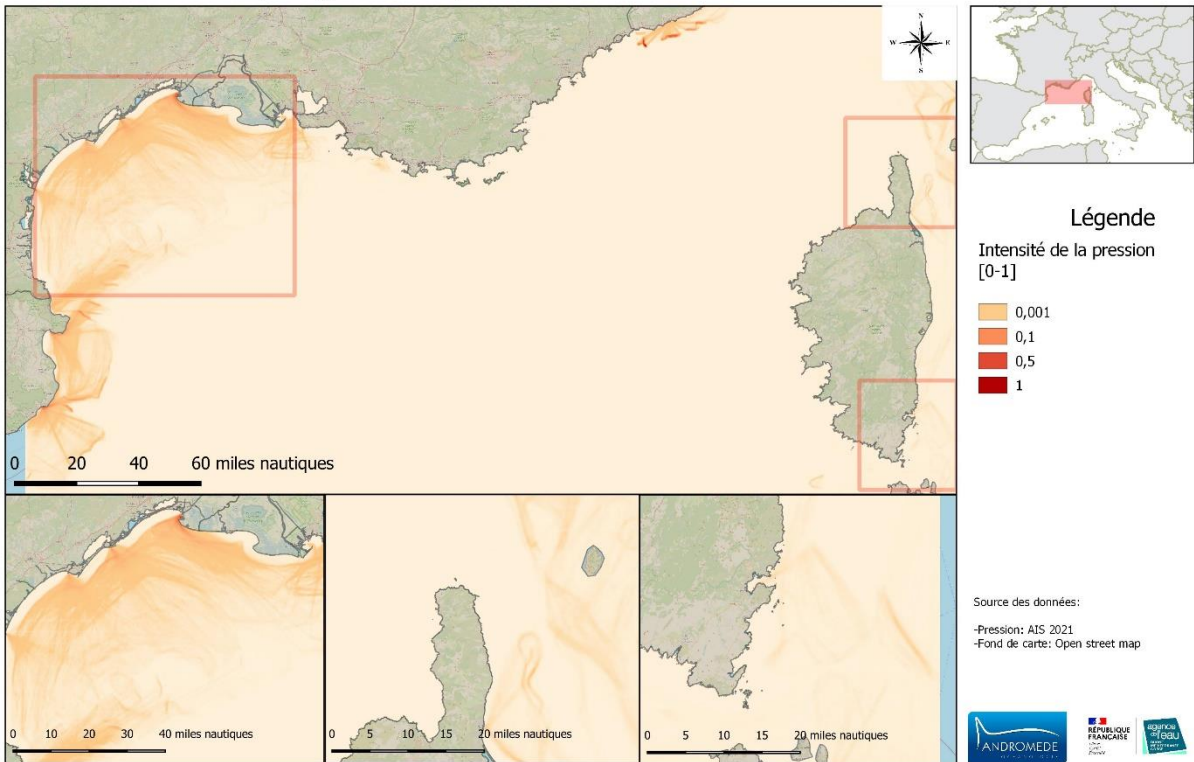
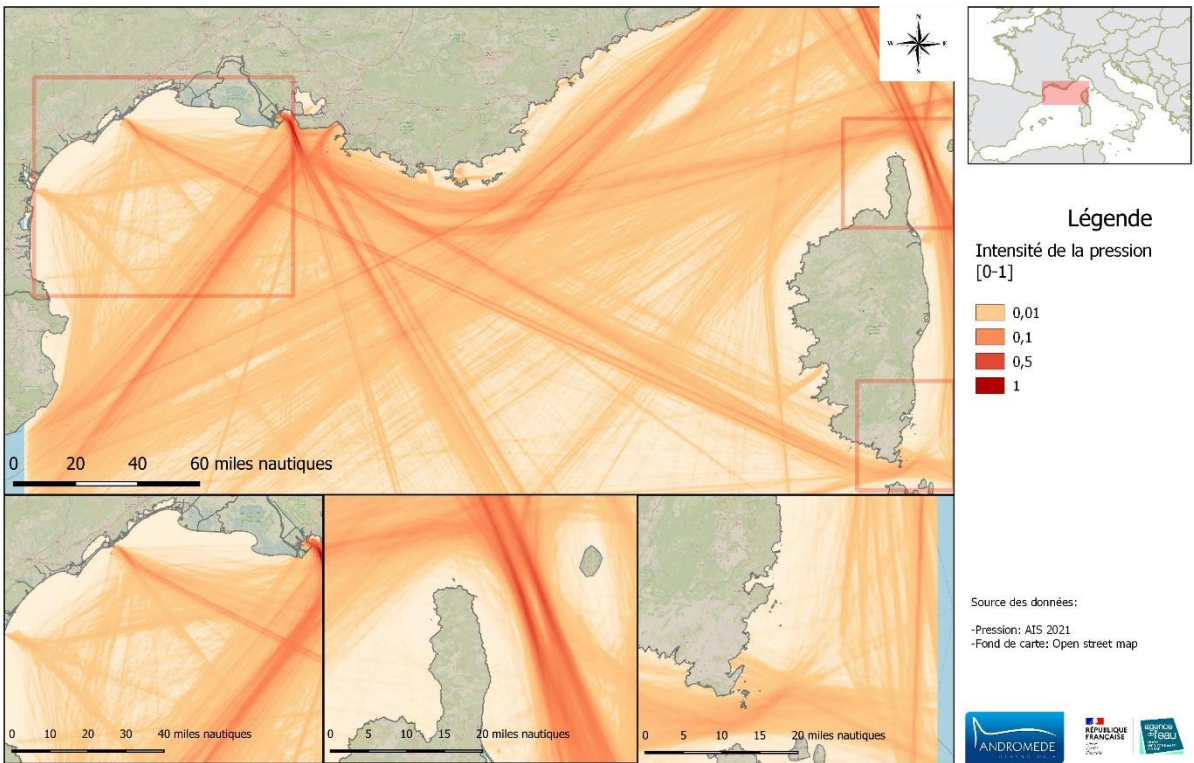


Figure 40 Cartographie du trafic maritime pour l'année 2021, déclinée pour les navires de plaisance (en haut) et les navires de pêche (en bas)

Pressions anthropiques côtières

Trafic maritime - transport de marchandises

edition: 2023



Pressions anthropiques côtières

Trafic maritime - transport de passagers

edition: 2023

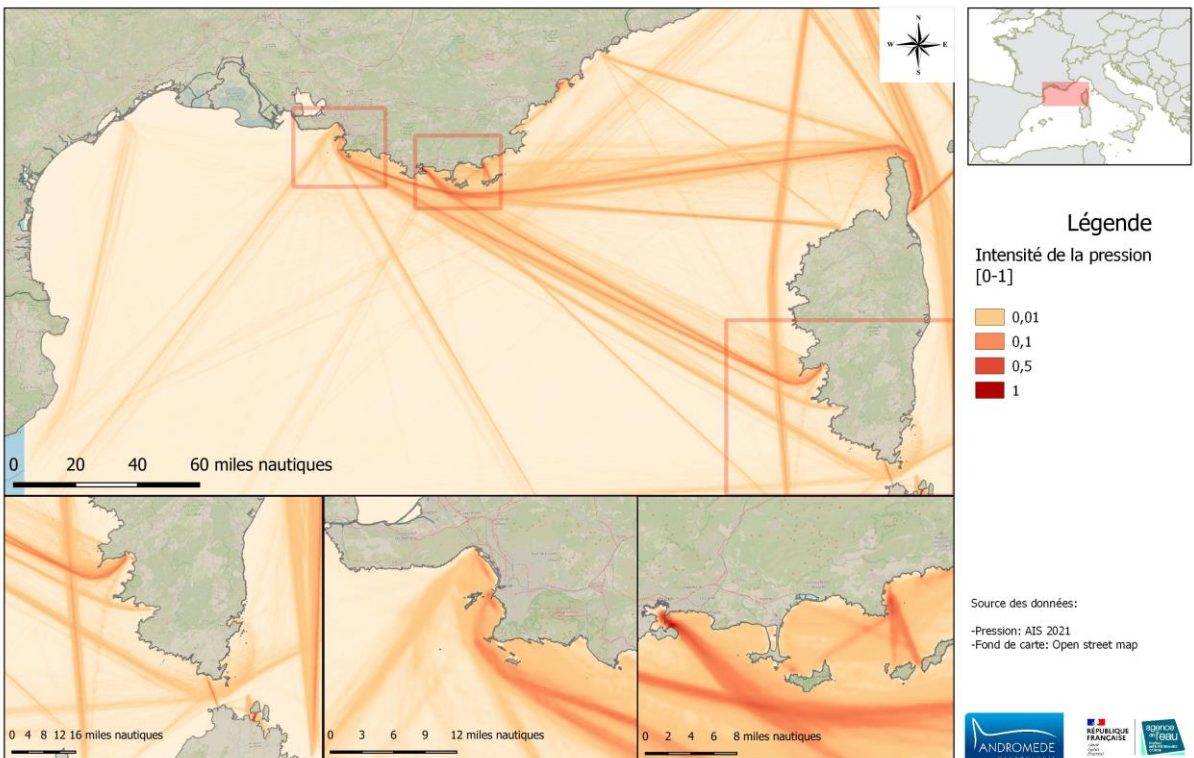


Figure 41 Cartographie du trafic maritime pour l'année 2021, déclinée pour les navires transport de marchandises (en haut) et les navires de transport de passagers (en bas)

II.C.4.b. Modélisation et cartographie des nuisances sonores issues du trafic maritime

Le trafic maritime est source de nuisances sonores se diffusant sur de longues distances dans le milieu sous-marin. Le bruit sous-marin exerce une pression non négligeable sur la faune marine et les cétacés en particulier (Weilgart 2007, 2008).

La vitesse des navires semblent être un paramètre prioritaire dans la caractérisation du bruit produits par les navires (Barlett and Wilson 2002; Grelowska et al. 2013). La cartographie fine du trafic maritime décrite précédemment a été couplée avec les données de vitesse moyenne dérivées des données AIS pour l'année 2021 (Figure 42).

Pressions anthropiques côtières

Vitesse moyenne AIS

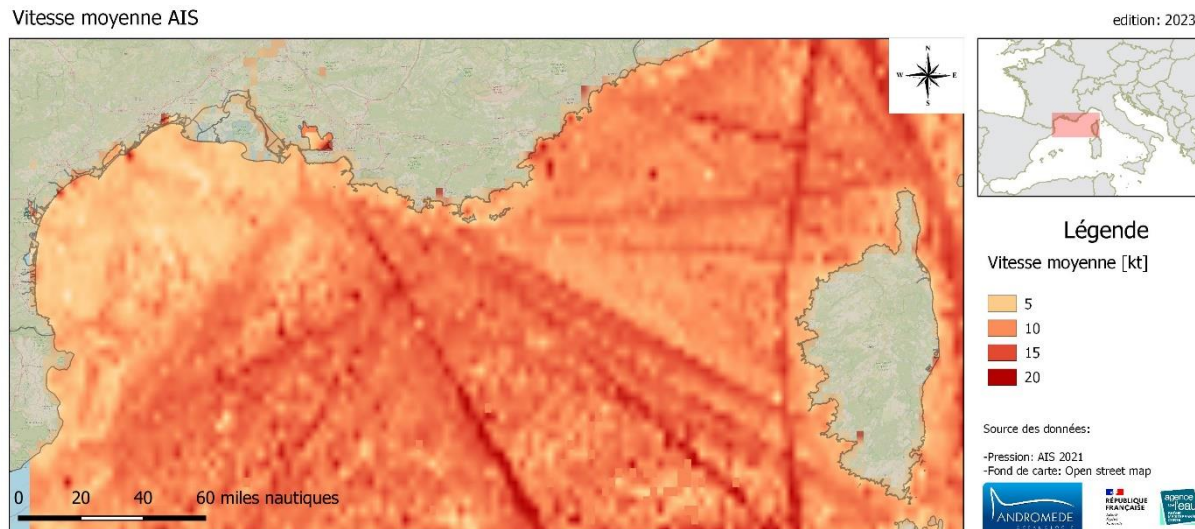


Figure 42 Vitesse moyenne AIS, 2021

Cette analyse a permis **l'élaboration d'une première version de carte de bruit** (Figure 43)..

A noter que les données AIS ne couvrent pas les petites embarcations, qui produisent une nuisance sonore considérable en milieu côtier (Barlett and Wilson 2002; Grelowska et al. 2013).

La pression sonore est caractérisée par un temps d'exposition moyen basé sur une vitesse moyenne, cumulé sur chacune des trajectoires de navires détectées par AIS. La propagation acoustique dans l'eau est ensuite prise en compte (Farcas et al. 2016) : $PL = 15 \log_{10} R$ (PL = atténuation par propagation, R = rayon). La pression sonore cumulée est ensuite pondérée par la vitesse moyenne AIS calculée sur la zone.

Pressions anthropiques côtières

Bruit issu du trafic maritime

édition: 2023

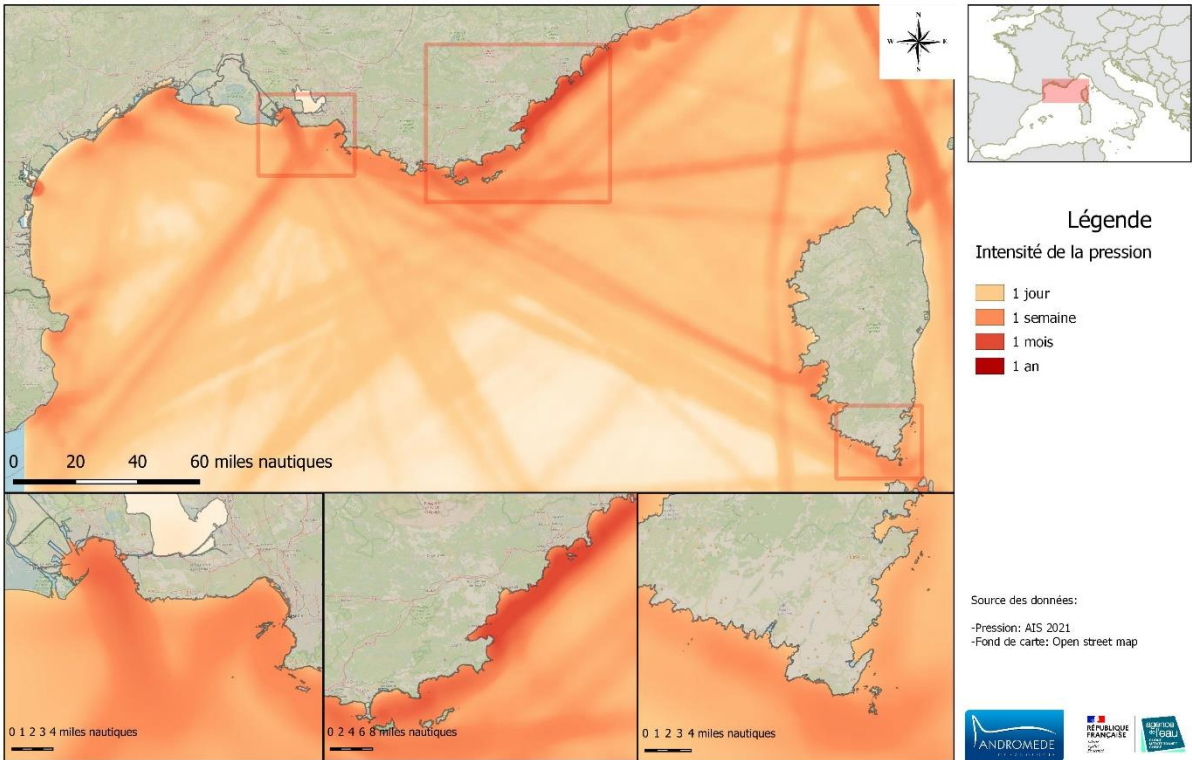


Figure 43 Cartographie du bruit anthropique issu du trafic maritime, 2021

II.C.4.c. Investigation de l'impact de la fréquentation sur les peuplements de poissons

Un état de référence de la biodiversité en vertébrés dans les masses d'eaux de méditerranée française a été réalisée par Andromède océanologie, L'UMR MARBEC, la société SPYGEN et l'agence de l'eau Rhône méditerranée Corse (Deter Julie, Agel Noémie, Bockel Thomas, Boube Tatiana, Dalongeville Alicia, Dejean Tony, Delaruelle Gwenaëlle, Grondin Jonathan, Guilbert Antonin, Hocde Régis, Holon Florian, Juhel Jean-Baptiste, Marques Virginie, Pichot Franck, Valentini Alice, Velez Laure et Mouillot David 2023).

Les deux confinements de l'année 2020 semblent être propices aux populations de poissons / cétacés pour lesquels des observations inédites ont été réalisées (requin peau bleue dans le port de Sète, observations de baleines au large des calanques, requin ange en Corse, ...).

Les cartographies des pressions anthropiques et notamment du trafic maritime permettent de quantifier de manière précise dans le temps et l'espace les perturbations humaines liées à la fréquentation. Le réseau PISCIS offre une vision ponctuelle de la distribution des populations de poissons avant et pendant ces périodes de confinement (par exemple en 2020, 84 sites ont fait l'objet de prélèvements d'ADNe répartis sur l'ensemble du littoral méditerranéen français).

Les données de pressions et les données ichtyologiques ont été analysées conjointement afin de mieux comprendre l'impact du dérangement sur la distribution des populations de poissons en Méditerranée française.

L'objectif de cette partie est d'explorer d'éventuelles relations entre les indicateurs de diversité calculés à partir des inventaires d'espèces issus de l'ADN environnemental et les pressions anthropiques, notamment celles modélisées dans le cadre du réseau IMPACT.

Les données utilisées dans cette analyse regroupent l'ensemble des indicateurs calculés sur les échantillons d'ADN environnemental entre 2019 et 2021 (310 échantillons) avec leurs caractéristiques (habitat, année, profondeur, présence d'une AMP) et les valeurs des 13 pressions du réseau IMPACT (Agriculture, Aménagements côtiers, Aquaculture, Pollution par les cours d'eau, Erosion/aggradation côtière, Effluents industriels, Mouillages grandes et petites unités, Pêche professionnelle, Urbanisation, Rejets urbains, Trafic maritime, Tourisme Balnéaire) mises à jour en 2021 à partir du travail de doctorat de Florian Holon (Holon 2015b), au droit de ces sites.

Une variable de fréquentation est ajoutée mesurant le nombre de navires différents passés à proximité (10 km) de chaque point d'échantillonnage ADNe dans les trois jours précédant chaque date de collecte ADNe. Différentes méthodes de collecte de données ont été utilisées sur ces échantillons (transects de fond, transects de surface, plongée sans transect, niskin).

La période 2019-2020 a vu un épisode de confinement strict en 2020. Lors du confinement, on observe une légère chute de la fréquentation en navires sur les sites situés hors réserve (échantillons de surface, n = 136) (Figure 44). Cette tendance n'est pas observée pour les échantillons non réalisés en surface (n = 142).

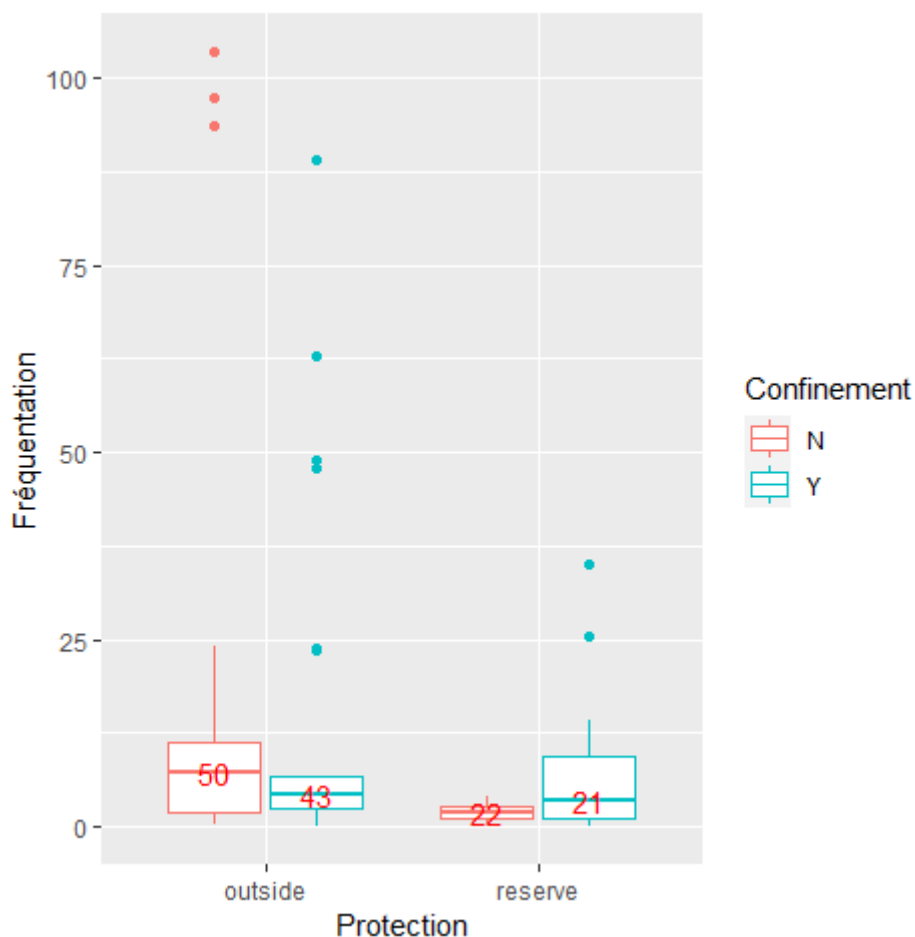


Figure 44. Effet du confinement sur la variable de fréquentation, en lien avec le statut de protection (136 échantillons en surface entre 2019 et 2020).

On observe de plus une **augmentation de la richesse spécifique en présence de confinement** sur les zones situées hors réserve et à l'intérieur des réserves (échantillons de surface, n = 136) (Figure 45). Cette tendance est aussi observée pour les échantillons non réalisés en surface (n = 142). Plus de détails sur ces analyses seront disponibles prochainement via une publication scientifique en partenariat entre l'UMR MARBEC et Andromède Océanologie (comm. Pers. David Mouillot (The COVID-19 lockdown disentangles the relative influence of fisheries and boat traffic on coastal fish occurrences)).

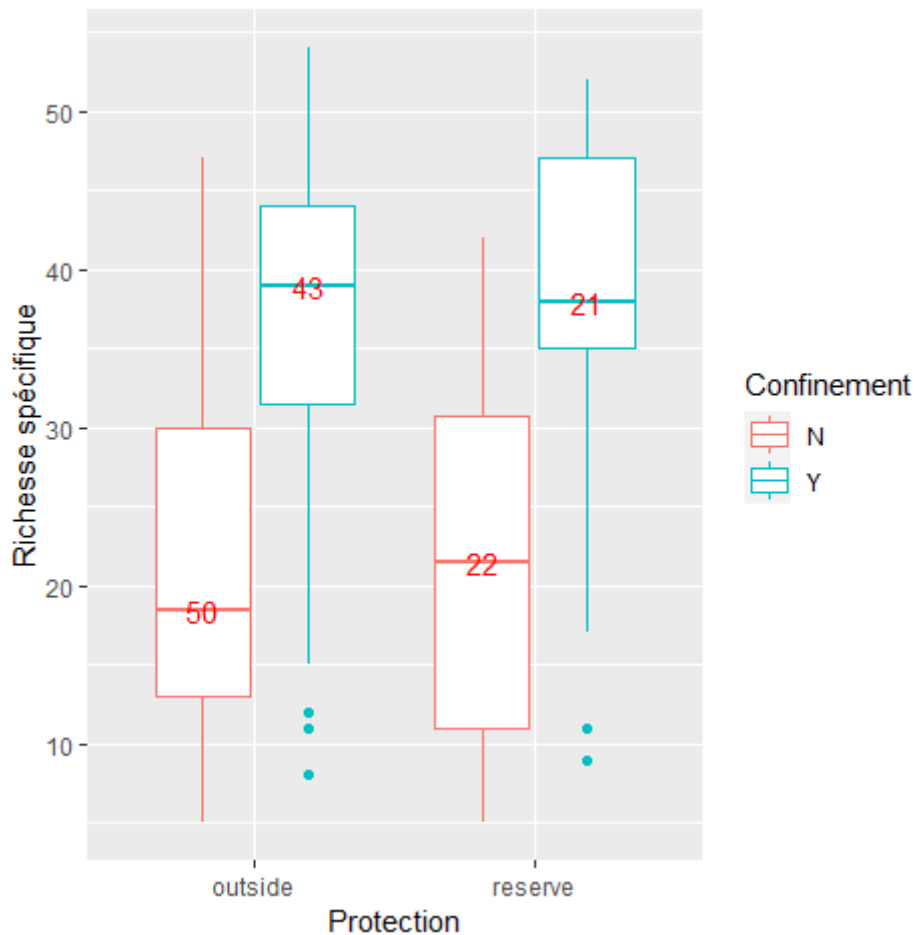


Figure 45. Richesse spécifique pendant et hors confinement dans et en dehors des réserves marines (136 échantillons de surface entre 2019 et 2020).

On regarde pour finir si l'influence des descripteurs de pressions anthropiques sur la richesse spécifique est différente pendant ou en dehors du confinement, à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM).

On ne garde pour cette analyse que les descripteurs profondeur, habitat et statut de protection ainsi que les pressions issues de l'agriculture, des aménagements côtiers, des apports des cours d'eau, de l'érosion, du mouillage des grands navires, de la pêche, des rejets urbains et du trafic maritime, les autres descripteurs de pression étant trop corrélés entre eux.

Tableau 2. Résultats des deux GLM expliquant la richesse spécifique d'une part durant le confinement et d'autre part en dehors du confinement, pour les échantillons ADNe de surface entre 2019 et 2020, n = 136). Les variables influentes sont indiquées avec la p-value associée à leur effet respectif (. = p < 0.1, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001)

Confinement	% variance expliquée	Variabes influentes
oui	15	Rejets urbains (.)
non	30	Aménagements côtiers (***), agriculture (**)

Pour les échantillons de surface, les pressions anthropiques expliquent une faible part de la variance de la richesse spécifique, part diminuée de moitié lors du confinement. Alors que les aménagements urbains et l'agriculture sont les pressions qui expliquent le plus la richesse spécifique en temps normal, seuls les rejets urbains persiste comme variable explicative lors du confinement. Cette tendance est aussi observée pour les échantillons non réalisés en surface.

En conclusion, une **légère chute de la fréquentation est observée hors réserve pendant le confinement**. On observe de plus une **augmentation de la richesse spécifique en présence de confinement** sur les zones situées hors réserve et à l'intérieur des réserves. De manière générale, en présence ou en l'absence de confinement, **les pressions anthropiques expliquent une faible part de la variance de la richesse spécifique**.

II.C.5. Mise à jour de la cartographie de la pression de pêche

La cartographie de la pression de pêche a été mise à jour à partir des données AIS de 2021 (Figure 46). L'accès aux données VMS et aux listes de navires de pêche en activité n'a pas été possible à ce jour.

Pressions anthropiques côtières

Pêche (grands navires)

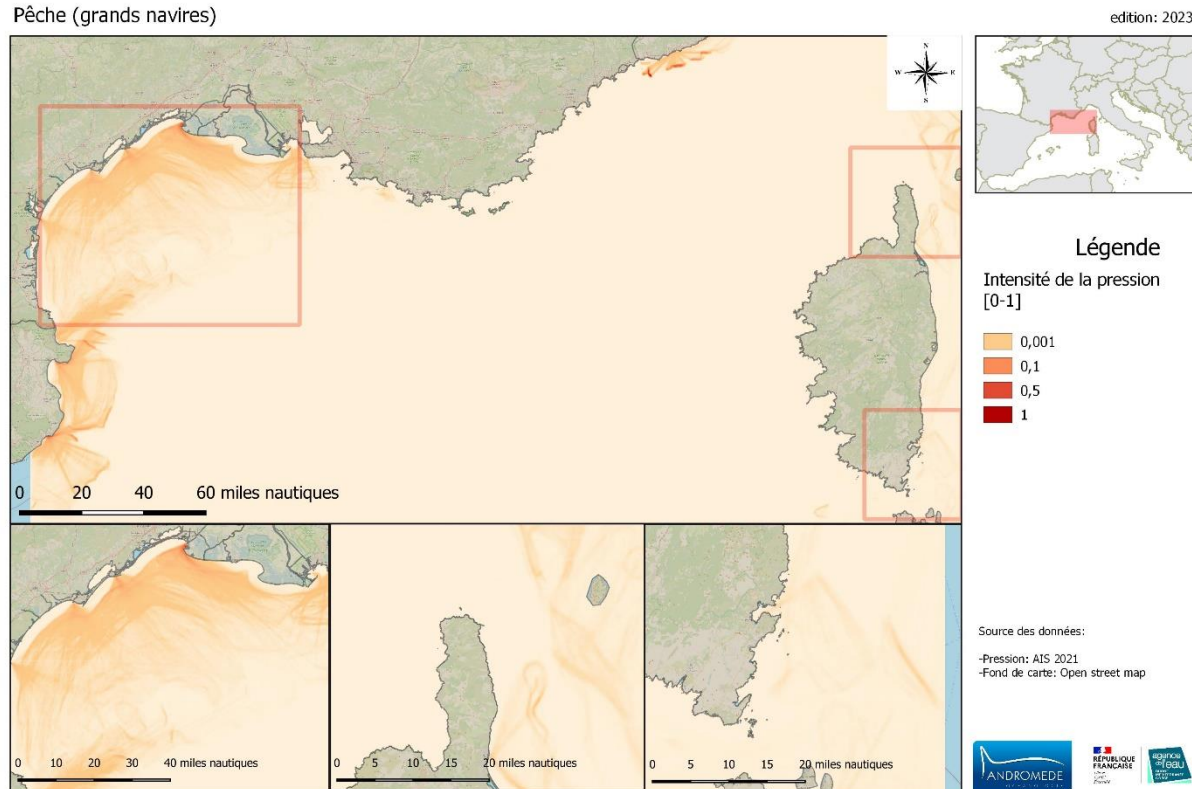


Figure 46 Mise à jour 2021 de la cartographie de la pression "pêche"

II.D. Etude des algues filamenteuses sur le littoral

Rares voire inexistantes par le passé, depuis quelques années, les observations d'algues filamenteuses (=mucilage) en période estivale se multiplient de manière préoccupante sur les fonds de Méditerranée française. Au titre du Plan d'action pour le milieu marin, il existe une disposition fondamentale (obligation de travail) qui porte sur les algues filamenteuses : **étudier et réduire les algues filamenteuses sur nos côtes.**

II.D.1. Création d'un projet « Sciences participatives »

La meilleure compréhension des mécanismes complexes de fonctionnement des écosystèmes marins nécessite la collecte et l'analyse d'une quantité importante de données. Des campagnes de communication sont fréquemment lancées afin de sensibiliser le grand public aux enjeux de la biodiversité. Les sciences participatives sont des programmes mixtes scientifiques/public qui proposent aux citoyens, spécialistes ou amateurs, de s'investir dans la préservation de la biodiversité et de contribuer à l'amélioration des connaissances par la collecte de données. Malgré la multitude de programmes existants en mer (BioLit - <https://www.biolit.fr/> ; Fish Watch - <https://www.fish-watch.org/> ; MedMIS - <http://www.iucn-medmis.org/> ; BioObs - <https://bioobs.fr/> ; ou encore le réseau régional des Sentinelles de la mer – Occitanie (<https://www.sentinellesdelamer-occitanie.fr/>), la mise en place d'outils participatifs est beaucoup plus délicate sous l'eau que sur terre, l'accessibilité étant restreinte aux plongeurs.

L'esprit de ce projet participatif en **libre accès** sur la plateforme MEDTRIX (aucune inscription requise) est de permettre à tous les passionnés de la mer (plongeurs, plaisanciers, personnes pratiquant divers sports nautiques, etc.) de renseigner leurs observations.

Malgré l'importance des sciences participatives, un tel projet n'est pas dénué de défauts. En effet, les participants ne sont pas tous des professionnels, ce qui soulève naturellement des questions quant à leur compétence pour identifier sans erreur une espèce donnée. Chaque participant n'a pas la même perception, en termes de surface de recouvrement par exemple (faible, moyen, fort), de taille (petite, moyenne, grande) ou d'abondance.

Il est donc indispensable à l'avenir **d'instaurer un cadre et d'avoir des éléments de référence** :

- (1) définir un protocole précis fixant les conditions de réalisation des observations (nombre d'observateurs, date, heure, indication du lieu, coordonnées GPS précises, etc.) ;
- (2) mettre à disposition des plaquettes de reconnaissance d'espèces afin de limiter les erreurs d'identification ;
- (3) inciter les participants à prendre des photos à des fins de validation ultérieure par un expert ;
- (4) établir des valeurs/classes de référence et décrire les différents cas de figures possibles en termes de surface de recouvrement, de taille ou d'abondance par exemple ;
- (5) animer et faire vivre le projet ;
- (6) donner l'accès aux données aux participants (une fois validées) et en assurer l'appropriation pour éviter les utilisations postérieures erronées.

Le projet « **Sciences participatives** » a pour vocation de servir de plateforme de recensement des différentes pressions observées par les usagers du milieu marin :

- **Perturbations biologiques** (algues filamenteuses et espèces invasives : *Caulerpa cylindracea*, *Caulerpa taxifolia*, *Womersleyella setacea*, *Siganus rivulatus*, *Pterois miles*, ...)
- **Perturbations physiques** (engins de pêche, traces de mouillage, structures artificielles, blocs de mattes arrachés) ;
- **Pollutions** (hydrocarbures, macrodéchets, ...)

Nous avons également intégré dans ce nouveau projet, les observations que les utilisateurs de l'application DONIA partagent avec la communauté via « les spots partagés » (pollution, biodiversité, danger). Nous aurons, de la même manière que précédemment, une fenêtre pop-up en attente de validation. Les données ont été mises à jour en 2021 et le nombre de « spots partagés » entre 2019 et 2021 atteint le millier.



Figure 47 : Carte du réseau des sciences participatives illustrant la biocénose et les points partagés par la communauté Donia ainsi que les sites particuliers au niveau de l'île de Porquerolles.

Ce projet participatif permettra d'actualiser les projets FILAM'ED, DONIA et IMPACT. Les données ajoutées par les citoyens seront en attente jusqu'à validation, puis accessibles directement sur le projet. Cet outil de signalisation est similaire à l'outil d'édition sur MEDTRIX avec l'apparition d'une fenêtre pop-up permettant au participant de renseigner son nom, le type d'observation réalisée (diffuse ou ponctuelle) ainsi que les informations associées (abondance, taille, surface de recouvrement), la date de l'observation, le lieu, la photo, etc.

II.D.2. Cartographie de la probabilité d'occurrence et lien avec la température

II.D.2.a. Objectifs

Les **algues filamenteuses** correspondent à un vaste **ensemble d'espèces autotrophes** (qui synthétisent leur propre matière organique grâce à la photosynthèse) classés dans **plusieurs embranchements** (algues, bactéries...) et forment des filaments, généralement en surface ou sur le fond en saison **chaude** et par **forte luminosité**. Si la dynamique de prolifération de ces algues est encore mal connue, les facteurs probables sont **l'augmentation de la température** et la **concentration en nutriments**. L'objectif de cette étude est de réaliser

un **inventaire des observations** d'algues filamenteuses et **d'analyser les liens** avec **l'évolution de la température**. Plus spécifiquement, il s'agit de :

- Réaliser un **état des lieux** de l'ensemble des **observations réalisées** au 31 décembre 2021 sur le territoire afin de **centraliser les données existantes**. Les données issues des réseaux de surveillance **TEMPO** et **RECOR**, réalisées par Andromède, ainsi que l'ensemble des données du réseau **Bioobs** (<https://bioobs.fr>) seront exploitées ;
- Réaliser une **cartographie de la probabilité d'occurrence** basée sur l'ensemble de la base de données ainsi compilée, sous forme de **carte de chaleur** ;
- **Modéliser** les liens statistiques entre les **observations** et les **données de température** du réseau **CALOR**, afin d'évaluer les effets du changement climatique sur l'apparition de ces algues.

L'ensemble des cartographies produites seront mises en ligne sur la plateforme MEDTRIX dans le projet FILAMED (https://medtrix.fr/portfolio_page/filamed).

II.D.2.b. Résultats

Etat des lieux des observations

Les données du **réseau RECOR**, opéré par Andromède Océanologie depuis 2010, comptabilisaient **424 observations** d'algues filamenteuses en Méditerranée Française entre **mai 2011** et **juin 2021**, entre 17 et 75 m de profondeur. Ces observations étant basées sur des analyses spatiales de quadrats photographiques, la **proportion d'algues observées** est précisément mesurée et disponible.

Les données du **réseau TEMPO**, opéré par Andromède Océanologie depuis 2011, comptabilisaient **44 observations** d'algues filamenteuses en Méditerranée Française sur la même période, entre **mai 2011** et **juin 2021**, entre 15 et 37 m de profondeur. Ces observations étant basées sur évaluations visuelles des plongeurs, la **proportion d'algues observées** est connue mais imprécise (tranches de 20 % entre 0 et 100 % de recouvrement).

Les données du **réseau Bioobs**, opéré depuis 2004, comptabilisaient **929 observations** d'algues filamenteuses en Méditerranée Française entre **mai 2002** et **décembre 2021**. Bioobs étant un réseau de sciences participatives, les observations correspondent à des occurrences mais **sans information concernant le taux de recouvrement**. Par ailleurs, la profondeur n'étant pas précisée, nous avons **extrait la profondeur locale** à partir de notre Modèle Numérique de Terrain à 20m de résolution le plus à jour.

Au final, le jeu de données global comprend **1397 observations** d'algues filamenteuses en Méditerranée Française entre 2002 et 2021. La carte suivante montre la localisation de l'ensemble de ces observations :

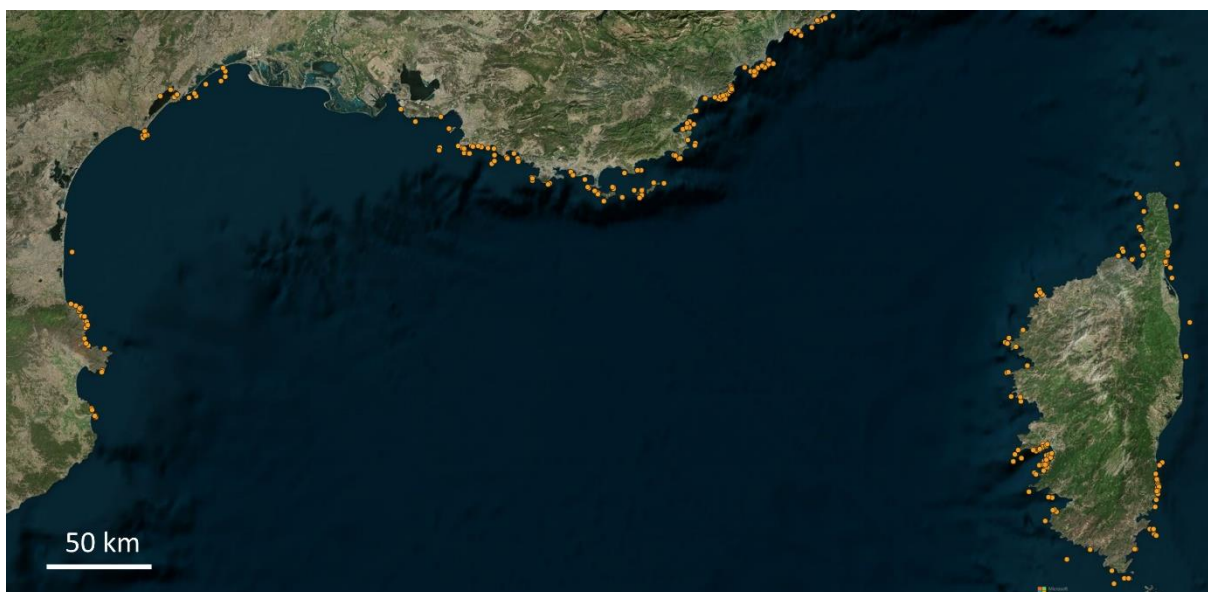


Figure 48 : Localisation des 1397 observations d'algues filamenteuses (en orange) entre 2004 et 2021 (réseaux RECOR, TEMPO et Bioobs)

La **dynamique temporelle** du nombre d'observations n'est **pas directement interprétable** dans la mesure où elle dépend de la mise en place des réseaux, mais il semble malgré tout y avoir une **augmentation du nombre d'observations sur les dernières années (2019-2021)**. La figure suivante montre le nombre d'observations par année et par réseau de surveillance :

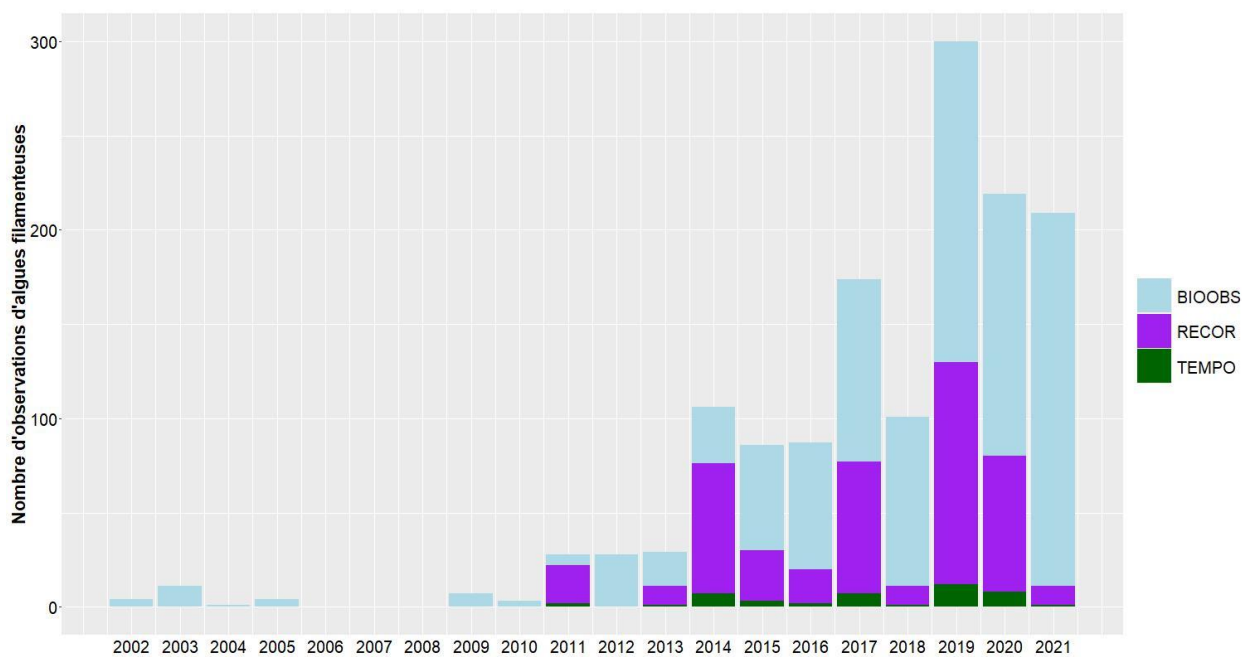


Figure 49 : Nombre d'observations d'algues filamenteuses par année et par réseau de surveillance

Cartographie de la probabilité d'occurrence

Grâce à cette base de données de **1397 observations**, nous avons construit une **carte de chaleur** représentant la **densité d'observations** en pondérant par le **taux de recouvrement** lorsqu'il était disponible (afin de donner davantage de poids aux observations avec un fort taux de recouvrement). Cette carte fournit une « **probabilité d'occurrence** » d'algues filamenteuses basée uniquement sur les observations passées (sans modélisation géostatistique en lien avec les conditions environnementales ni prise en compte du changement climatique). La figure suivante montre cette carte de chaleur :



Figure 50 : Carte de chaleur de l'ensemble des observations d'algues filamenteuses, pondérées par le taux de recouvrement (en bleu les zones les moins impactées, en rouge les zones les plus sévèrement impactées).

En détaillant les **observations par année** sur les six dernières années (2016-2021, voir figure suivante), on retrouve les **mêmes zones principalement impactées** que sur le cumul de l'ensemble des données : Marseille, Toulon, Fréjus, Nice, Ajaccio et Solenzara. Bien entendu, il existe un **fort biais d'observation** dans les trois réseaux, notamment Bioobs qui est un réseau participatif et donc dépendant des plongeurs amateurs qui se **concentrent géographiquement** dans les zones où les plongées sont réputées, mais aussi TEMPO et RECOR qui dénombrent davantage de sites en région Sud (PACA) et Corse qu'en Occitanie. Par ailleurs, les réseaux TEMPO et RECOR ont une **dynamique tri-annuelle**, avec des mesures réalisées tous les trois ans sur chaque site avec un roulement par région (Occitanie + région Sud (PACA) Ouest, région Sud (PACA) Est, Corse), ce qui biaise géographiquement les observations par année.

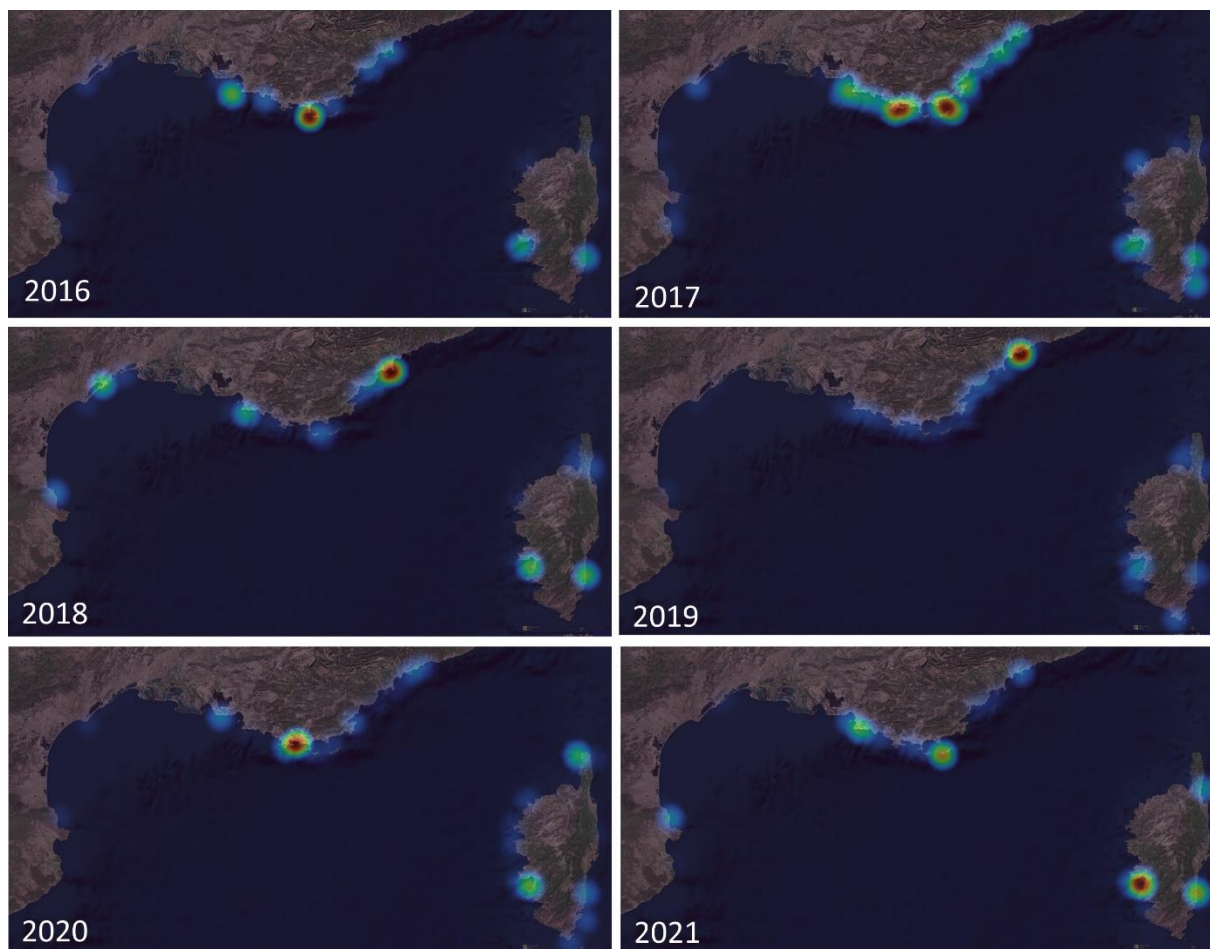


Figure 51 : Carte de chaleur des observations d'algues filamenteuses par année (2016-2021), pondérées par le taux de recouvrement (en bleu les zones les moins impactées, en rouge les zones les plus sévèrement impactées).

Modélisation des effets de la température

Le **changement climatique** ne bouleverse pas uniquement les compartiments atmosphérique et terrestre, mais affecte bel et bien l'environnement marin, et la **température**, en surface comme en profondeur, présente des **anomalies régulières** (écart à la normale saisonnière). Lorsque des **anomalies positives** durent plusieurs jours consécutifs, on parle alors de **Vague de Chaleur Marine (VCM)**, celles-ci pouvant affecter temporairement ou durablement les écosystèmes marins.

Température de surface par satellite

La détermination d'une **normale saisonnière** (ou « climatologie »), préalable nécessaire au calcul d'**anomalies thermiques** et de **VCM**, nécessite des séries de données d'au moins 20-30 ans pour être statistiquement fiables. **N'ayant pas à disposition** un tel jeu de données concernant les données de **température de fond** avec le réseau CALOR, nous avons réalisé une première analyse de la **température de surface** grâce à des séries de données satellites historiques. Nous avons compilé les données de **température de surface** issues du jeu de données mixte **MUR-JPL-L4-GLOB-v4.1** (<https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/MUR-JPL-L4-GLOB-v4.1>) pour l'ensemble des sites **RECOR** et **TEMPO** depuis 2002 jusqu'à 2021, et défini les **normales saisonnières**, **anomalies thermiques** et **VCM** grâce au package « heatwaveR ». La figure suivante montre les **anomalies moyennes** de la température de surface et la **durée totale des VCM** observées sur tous les sites RECOR et TEMPO depuis 2002 :

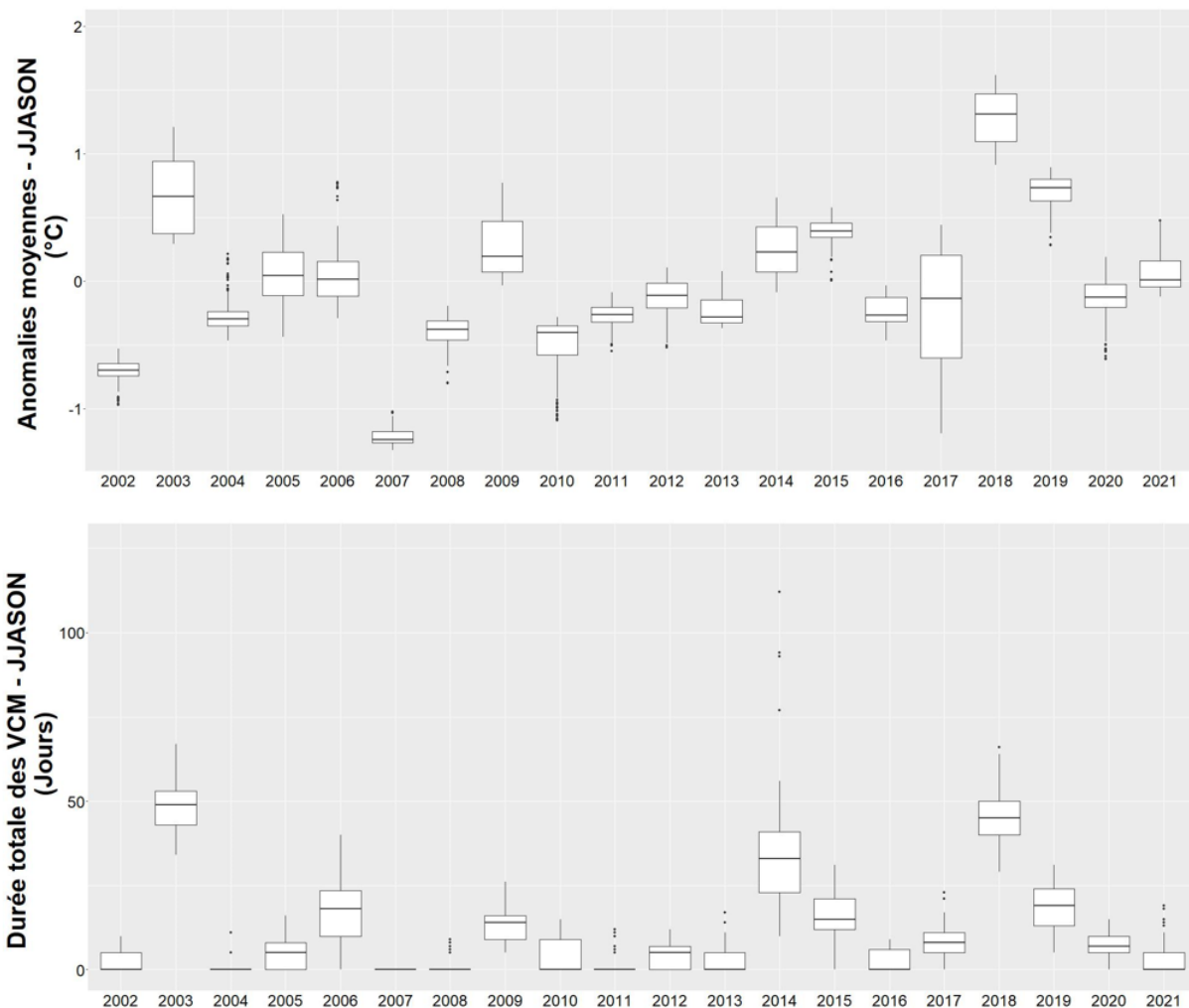


Figure 52 : Anomalies moyennes annuelles de la température de surface (en haut) et durée totale des Vagues de Chaleur Marine (VCM ; en bas) sur les mois de Juin à Novembre, pour l'ensemble des sites TEMPO et RECOR.

Nous observons sur la figure précédente **certaines années** qui **se détachent très clairement** en termes d'anomalies et VCM : 2003, 2014 et 2018 notamment. Ces années-là, la température de surface **dépasse largement la normale saisonnière** sur la saison estivale (juin à novembre), et le nombre cumulé de jours de VCM est nettement plus important. A l'inverse, des années sont **plus froides que la normale saisonnière**, avec une **anomalie moyenne négative** et peu voire pas de jours de VCM sur la période estivale : 2004, 2007, 2008 et 2011. Mais il semblerait que **ces années se raréfient**, et on n'observe **plus d'année froide depuis sans VCM** depuis 2011.

Température de fond du réseau CALOR

Afin de chercher les **liens entre observations d'algues filamenteuses et température** de l'eau, il faut prendre en compte la température de fond à la profondeur des observations. Le **réseau CALOR** est opéré par Andromède Océanologie depuis 2013, et permet de mesurer la **température horaire in-situ** sur l'ensemble des **sites RECOR et TEMPO** grâce à des capteurs HOBO Water Temp Pro v2. Nous avons utilisé l'ensemble des données disponibles pour chercher à faire du **lien entre température de fond et apparition d'algues filamenteuses** (pour les sites RECOR uniquement, afin d'avoir des mesures quantitatives de recouvrement), en calculant plusieurs indicateurs thermiques sur la **période précédant l'observation** (sur les 12, 24 et 36 derniers mois). Cela correspond à **55 séries de données de températures** précédant une observation RECOR avec quantification du **recouvrement par les filamenteuses**.

Les algues filamenteuses semblent toucher particulièrement la **zone des 30-50m** (à l'exception de Bastia – 60 en 2017), ce qui est cohérent avec les besoins en **lumière et chaleur** pour leur prolifération.

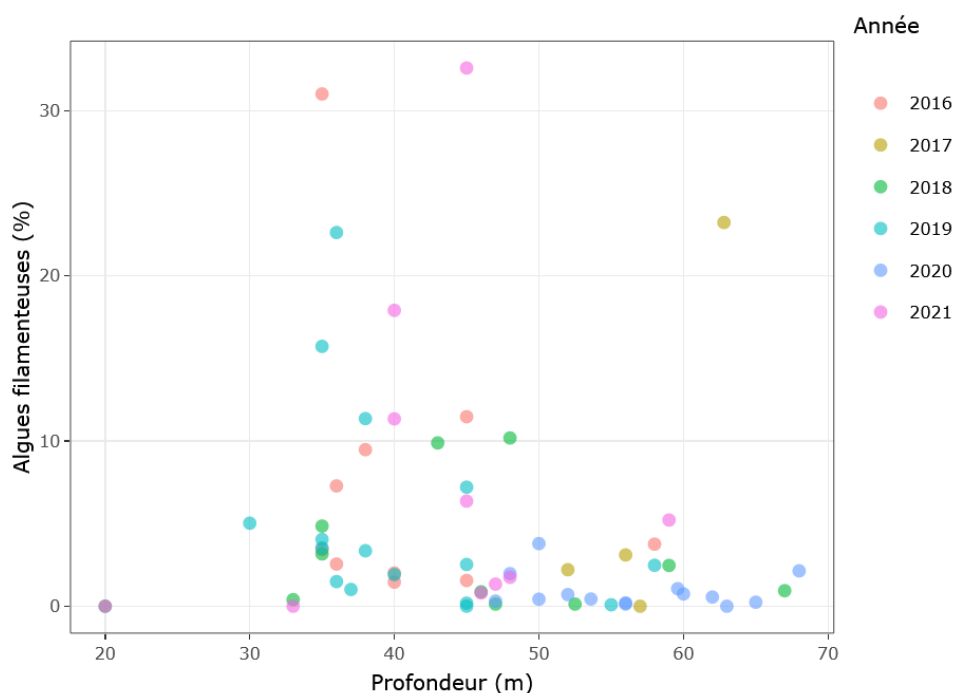


Figure 53 : Abondance relative d'algues filamenteuses sur les sites RECOR en fonction de la profondeur, par année.

Par la suite, nous avons cherché les **corrélations** entre le **taux de recouvrement** par les algues filamenteuses et les **descripteurs statistiques** de chaque série de donnée, puis avec les nombres de VCM.

I.A.1.a. Descripteurs statistiques de température

Il n'existe **pas de lien significatif** entre l'**abondance relative d'algues filamenteuses** et la **température moyenne** sur 12 mois (t-test ; p-value > 0.05), voir figure suivante.

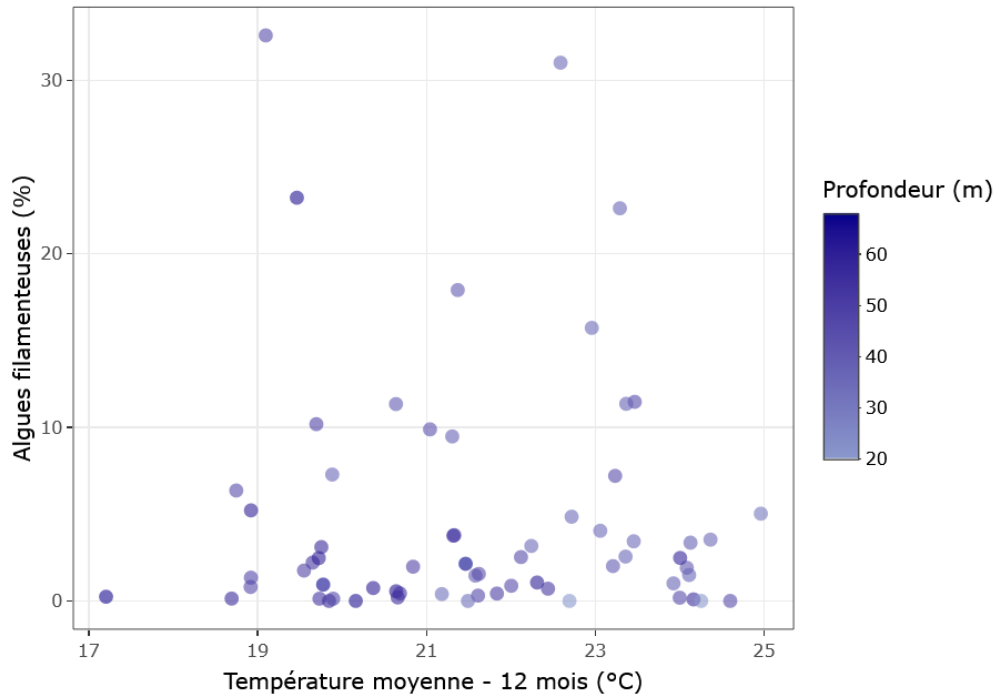


Figure 54 : Abondance relative d'algues filamenteuses sur les sites RECOR en fonction de la température moyenne sur 12 mois.

Il en est de même pour l'effet de l'**amplitude thermique** sur les **12 derniers mois** :

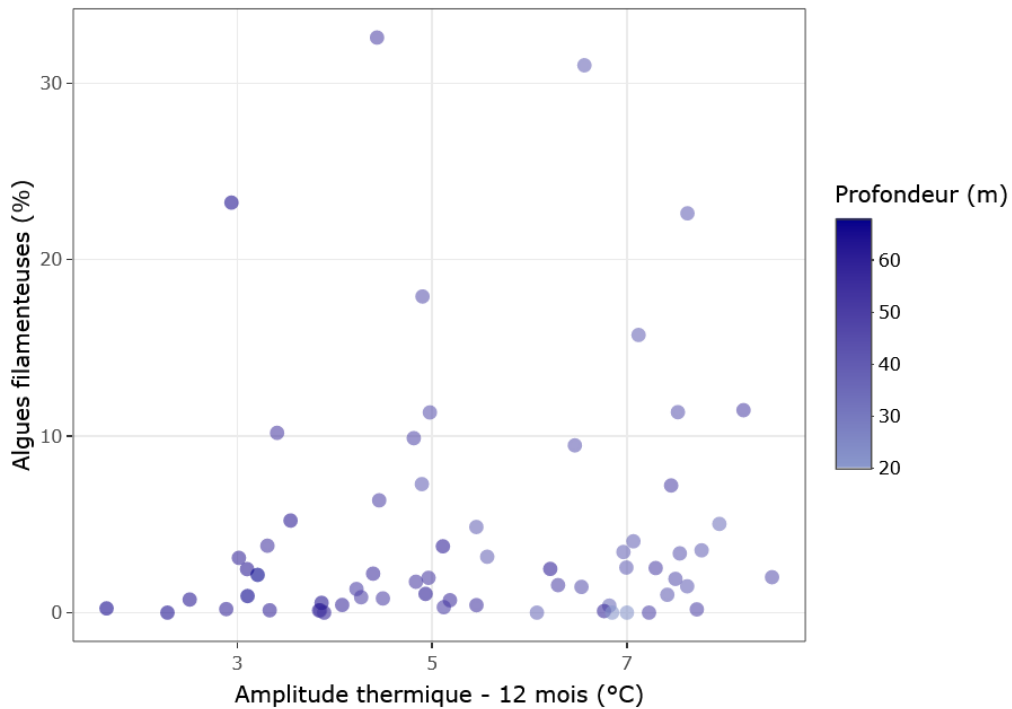


Figure 55 : Abondance relative d'algues filamenteuses sur les sites RECOR en fonction de l'amplitude thermique sur les 12 derniers mois

En s'intéressant aux **fluctuations saisonnières** de la température sur les **12 derniers mois** avant chaque observation RECOR, il ressort **qu'aucune variable de température n'a d'effet significatif** sur l'abondance relative d'algues filamenteuses (t-test ; p-value > 0.05) à l'exception d'un faible effet positif du **percentile Q5 l'été et l'automne** précédant l'observation (t-test ; p-value < 0.05, $0.02 < R^2 < 0.06$).

Les résultats de cette partie ne **permettent pas de faire de lien statistique** entre les différents **descripteurs thermiques** testés et **l'abondance relative d'algues filamenteuses**.

Vagues de Chaleur Marines

Pour les **55 observations** RECOR avec **36 mois de données** de températures (réseau CALOR) précédant l'observation (durée minimale pour pouvoir calculer la courbe de référence et les différentes courbes seuil), nous avons appliqué l'algorithme de **détection de vagues de chaleur marines** (malgré la durée totale très courte des séries de données).

Il existe une **faible relation négative** mais **significative** entre **l'abondance relative d'algues filamenteuses** et le **nombre de vagues de chaleur marines** (après log-transformation : t-test ; p-value < 0.05, $R^2 = 0.09$), voir la figure suivante. La pondération des vagues de chaleur par intensité de l'évènement, avec les différentes pondérations testées, ne permet pas de mieux expliquer l'apparition d'algues filamenteuses. En effet, les deux valeurs maximales d'abondance d'algues filamenteuses, concernant les stations « Sicié – 42m » en 2021 et « Carqueiranne – 37m » en 2016, correspondent à un nombre nul de vagues de chaleur.

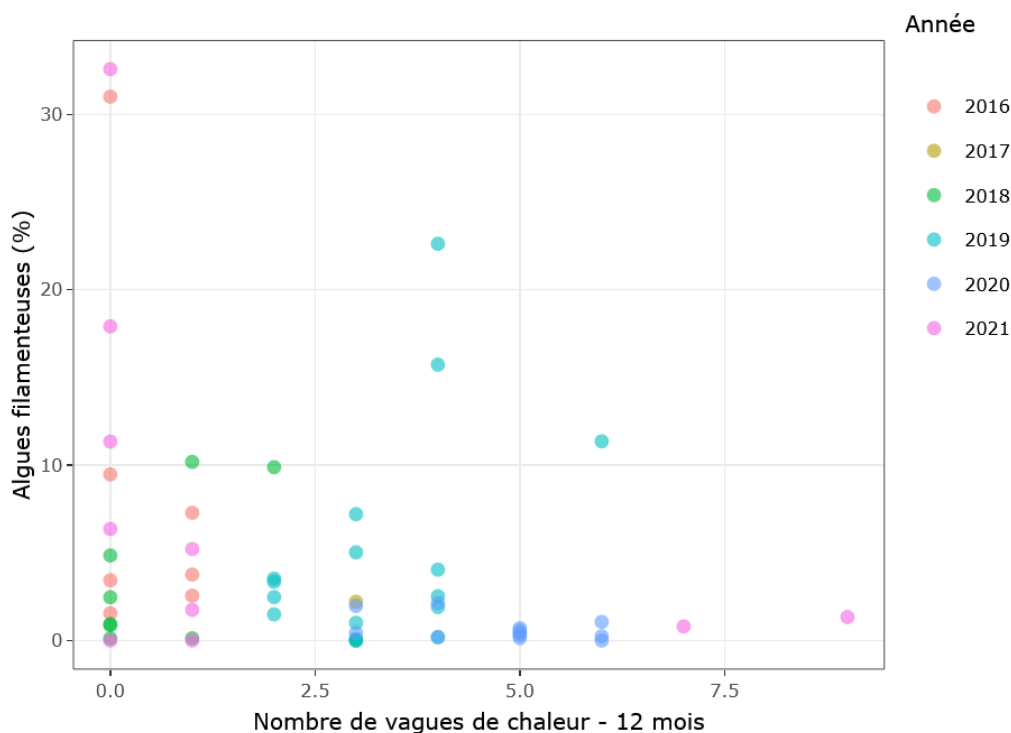


Figure 56 : Abondance relative d'algues filamenteuses sur les sites RECOR en fonction du nombre de vagues de chaleur marines sur les 12 derniers mois

Les résultats sont similaires avec le **nombre de jours de vagues de chaleur sur les 12 derniers mois**, avec un **léger effet négatif** sur l'abondance relative d'algues filamenteuses (après log-transformation : t-test ; p-value < 0.05, $R^2 = 0.06$).

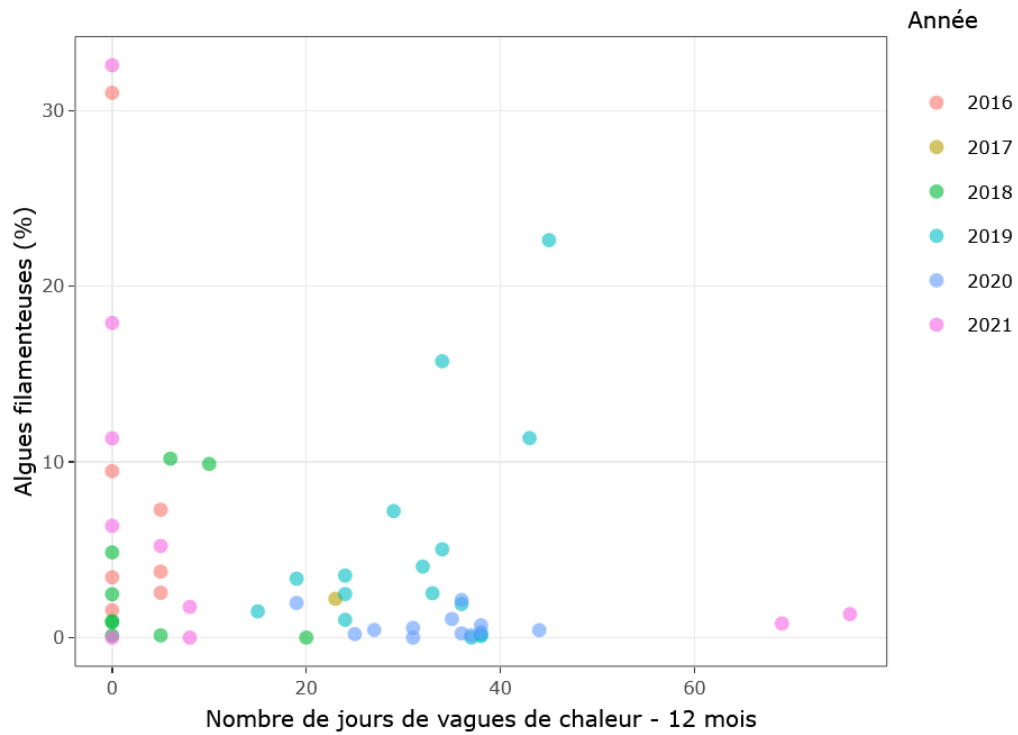


Figure 57 : Abondance relative d'algues filamenteuses sur les sites RECOR en fonction du nombre de jours de vagues de chaleur sur les 12 derniers mois

Enfin, il n'existe pas de relation significative entre l'abondance relative d'algues filamenteuses et l'intensité cumulée des vagues de chaleur sur les 12 derniers mois (après log-transformation : t-test ; p-value > 0.05).

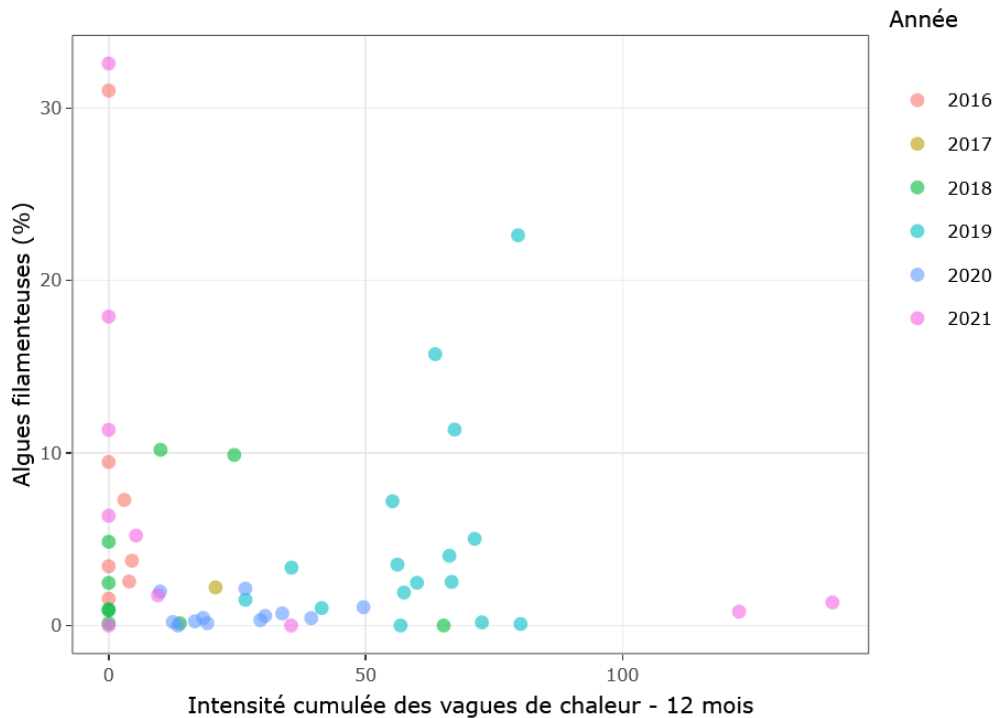


Figure 58 : Abondance relative d'algues filamenteuses sur les sites RECOR en fonction de l'intensité cumulée des vagues de chaleur sur les 12 derniers mois

A ce stade, nos données **ne permettent pas** de faire la lumière sur les **relations entre la température** et l'apparition de blooms **d'algues filamenteuses**. Si la température est probablement un facteur important dans leur développement, la **lumière** et **l'apport de nutriments** jouent très certainement un rôle encore plus important. Par ailleurs, le **développement** des algues filamenteuses est **extrêmement rapide** en comparaison avec la dynamique des récifs coralligènes, et compte tenu de la date des suivis RECOR (fin de printemps, début d'été), il est **possible de « rater » un bloom** à quelques jours près avec l'évolution des conditions qui deviendraient alors favorables à leur développement.

II.D.3. Création d'un site atelier

II.D.3.a. Contexte et objectifs

Le développement des algues filamenteuses est connu depuis longtemps mais **sa fréquence et son intensité augmentent** depuis les années 1980. C'est un phénomène **non localisé**, qui concerne de vastes zones en Méditerranée occidentale et dans l'Adriatique, et n'est pas directement lié à une pollution locale. **Quatre espèces** sont impliquées, à croissance rapide (Verlaque, 2015) : *Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau, *Chrysonephos lewisii* (W.R.Taylor) W.R.Taylor, *Nematochryopsis marina* (J.Feldmann) C.Billard, *Zosterocarpus oedogonium* (Meneghini) Bornet. Ces espèces, associées à des diatomées, sécrètent un **mucus riche en polysaccharides**.

Les principales hypothèses de leurs développement (Verlaque, 2015) sont les suivantes :

- **enrichissement en nutriments**, dû aux apports continentaux (fleuves, émissaires)
- remontée de ces eaux riches (et froides) en nutriments à la faveur des courants et de la topographie (phénomènes d'upwelling)
- conditions météorologiques particulières (soleil et temps calme pendant une longue période)

Leur développement entraîne une gêne des organismes benthiques mobiles, et des nécroses des organismes fixés si période de prolifération longue.



Figure 59 : Développement d'algues filamenteuses sur le site de la Cassidaigne (©Andromède Océanologie, 2015).



Afin de suivre précisément dans l'espace et dans le temps un site présentant un intérêt sur l'enjeu « algues filamenteuses », Andromède Océanologie a collaboré en 2022 avec le **Groupe de Pêche et d'Etudes Sous-Marines GPES** situé à La Ciotat, à la mise en œuvre de l'observatoire de la baie de La Ciotat intitulé "**OBLADES**" (Observatoire sur la Baie de LA Ciotat Des Espèces Sous-marines). Les objectifs globaux de cet observatoire sont de collecter et structurer des données analysées par des scientifiques (algues filamenteuses, post-larves, poissons adultes) et de former ses membres à la biologie marine.



Figure 60 : Localisation des zones ciblées par l'observatoire OBLADES.

Le partenariat mis en place entre Andromède et le GPES a porté sur le suivi du développement des algues filamenteuses sur le site de plongée « **Les Rosiers** » localisé en Baie de la Ciotat, et plus particulièrement sur la définition des méthodes d'observations, l'interprétation des données, la diffusion et la valorisation auprès des membres du club et des citoyens.

Les principaux objectifs de ce partenariat étaient les suivants :

- 1/ Réaliser un **suivi sur six mois (15 avril – 15 octobre 2022) du développement des algues filamenteuses** sur un site coralligène localisé en Baie de la Ciotat.
- 2/ **Intégrer le site coralligène localisé en Baie de la Ciotat au réseau de surveillance [RECOR](#)** et réaliser son suivi sur six mois.

II.D.3.b. Matériel et méthodes

Plusieurs protocoles ont été mis en place pour la première année de mise en place de l'observatoire OBLADES. Des **relevés photographiques** ont été effectués afin de suivre les **algues filamenteuses** et les **espèces sessiles du coralligène**. Pour tenter de corréliser leur développement à des paramètres environnementaux, un suivi de la **température de fond** et un **suivi des nutriments** dans l'eau ont été effectués.

1/ Relevés photographiques et analyses

Au début du suivi, en Avril 2022, les plongeurs du club GPES ont balisé sur le site du Rosier **cinq zones permanentes de 50 x 50 cm** localisées à deux profondeurs (-15 m et – 30 m) soit un total de **10 zones**.

Les balises ont été disposées selon le schéma suivant :

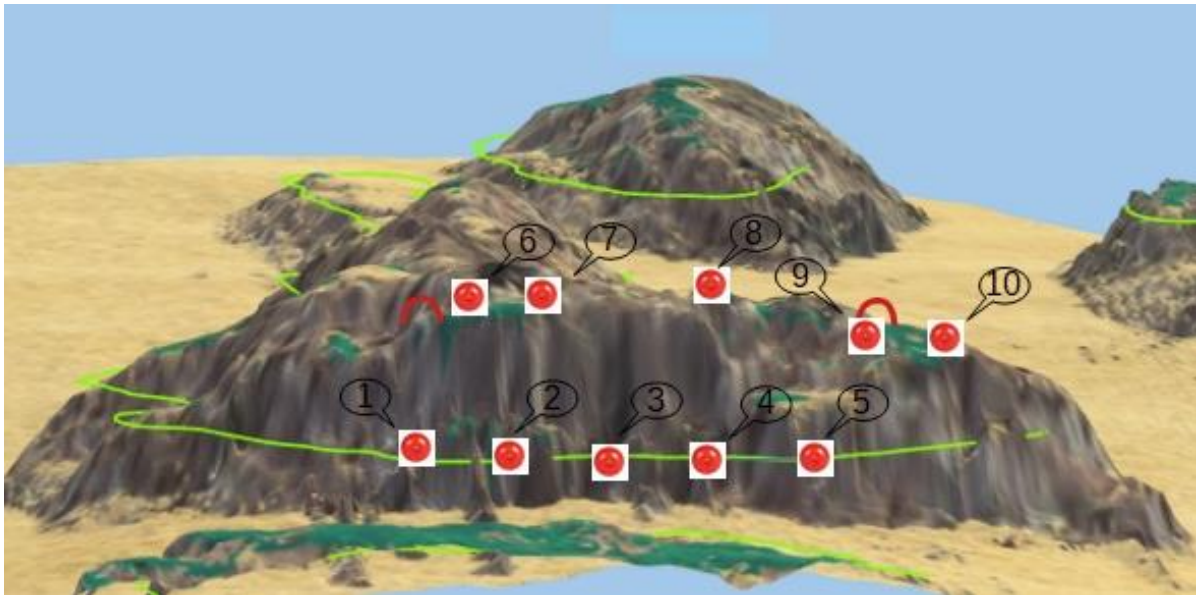


Figure 61 : Schéma illustrant la position des 10 balises sur le site des Rosiers.

N° balise	Profondeur (m)	N° balise	Profondeur (m)
1	30	6	16,7
2	30	7	16,7
3	30	8	15,9
4	30	9	17,2
5	30	10	17,7

A chaque suivi, les plongeurs devaient noter la date et l'heure de la plongée, le nom des plongeurs, la visibilité (en mètres, à l'appréciation du plongeur), la température, les perturbations éventuelles (engins de pêche, macrodéchets, espèces invasives, algues filamenteuses sur le site, ...) et le protocole réalisé (pose du capteur de température, prélèvements d'eau, prélèvements d'algues, réalisation des quadrats photographiques, ...) dans un **fichier terrain** (format Excel) transmis par Andromède Océanologie.

Le développement des algues filamenteuses sur les zones balisées a été suivi par analyse de leur recouvrement à partir de quadrats photographiques. A chaque suivi, les plongeurs ont réalisé sur chacune des dix zones balisées **des photographies d'un quadrat de 50 x 50 cm**. Ce quadrat devait être positionné toujours de la même manière : angle supérieur gauche au niveau du piquet de balisage et même orientation et direction pour l'angle inférieur droit (définies par les plongeurs lors du premier suivi). Avant chaque photographie de quadrat, les plongeurs devaient réaliser une photographie de leur main ou d'une plaquette indiquant le numéro de la zone balisée.

A la fin de la plongée, le fichier terrain Excel ainsi que les photographies des quadrats de chaque zone étaient mises en ligne sur un **Drive**.

Ces prises de vue photographiques (quadrats de 50 x 50 cm) réalisées sur les 10 balises implantées par le GPES ont été analysées selon la méthodologie utilisée dans le réseau de surveillance RECOR. Ainsi, lors de l'analyse de ces photos, le logiciel CPCe 4.1 « coralligenous assemblage version » (librement téléchargeable sur www.medtrix.fr dans le projet dédié au réseau RECOR) a réparti 64 points aléatoirement sur chacune des photographies, représentant ainsi un total de 640 points sur le site par suivi (64 points X 10 photos).

L'identification de la nature des espèces ou du substrat sur lesquels étaient disposés ces points a été réalisée par un même observateur d'Andromède Océanologie. Au total, de nombreuses variables quantitatives sont extraites de ces résultats issus des points analysés par suivi :

- Les pourcentages de recouvrement total par le non vivant (cavités, substrats (vase, sable, roche), débris biologiques, macrodéchets) et par le vivant. La somme de ces deux pourcentages de recouvrement fait 100 %.
- Les proportions relatives de différents taxons / catégories d'intérêt parmi le vivant.

Parmi les organismes vivants, seuls les organismes sessiles et peu mobiles (oursins) sont identifiés. Les points positionnés aléatoirement sur une ombre, la règle ou le quadrat sont supprimés des analyses.

Différents niveaux de taxons sont identifiés : les actiniaires, les alcyonaires, les ascidies, les astérides, les algues brunes, les algues vertes, les algues rouges, les cérianthaires, les échinodermes, les bryozoaires érigés, les bryozoaires encroûtants, les grands foraminifères, les gorgonaires, les hydraires, les scléactiniaires, les vers sédentaires, les zoanthaires. Nous évaluons la proportion relative de chacun de ces taxons parmi les organismes vivants. Pour chaque taxon une identification peut être réalisée au niveau du genre et/ou de l'espèce. Au total 182 espèces et 32 genres peuvent être identifiés tels que :

- Les algues bioconstructrices *Mesophyllum sp.*, *Lithophyllum sp.* et *Peyssonnelia sp.*
- Des espèces protégées et d'intérêt commercial comme le corail rouge *Corallium rubrum*
- Des algues au potentiel envahissant comme *Caulerpa taxifolia* et *C. cylindracea*
- Des espèces sensibles à la pression « plongée sous-marine » (Sala et al. 1996) comme l'ascidie *Halocynthia papillosa*
- Des vers *Filograna sp* / *Salmacina sp* sensibles à la dégradation du milieu (Ballesteros, comm. pers.).

Parmi le vivant, des proportions classées par catégories d'intérêt peuvent être extraites :

- Bioconstructeurs principaux (les algues *Mesophyllum sp.*, *Lithophyllum sp.* et *Peyssonnelia sp.*, les algues rouges encroûtantes non identifiées, les coraux jaunes solitaires *Leptopsammia pruvoti*, les scléactiniaires *Hoplangia durotrix*, *Caryophyllia inornata* et *Caryophyllia smithii*, les foraminifères *Miniacina miniacea*) ;
- Eponges *Cliona sp* (bio-érosion)
- Bryozoaires totaux (encroûtants et érigés)
- Espèces dressées selon les taxons (fragilité due au port érigé) : les gorgones (comme *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii*, *Eunicella singularis*, le corail rouge *Corallium rubrum*), les espèces de bryozoaires érigés, les éponges dressées *Axinella sp.*

2/ Suivi de la température de fond

Deux capteurs de température ont été mis en place au début du suivi, en Avril 2022, à -15 et -30 m sur le site, à proximité des balises 3 et 8. Ces capteurs, fournis par Andromède Océanologie, disposaient d'une étiquette plastifiée. Ils devaient être récupérés par les plongeurs à la fin du suivi, en Octobre 2022.

3/ Suivi des nutriments dans l'eau

La coordination de ce suivi a été assurée par Andromède. Le laboratoire d'analyse de l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO) avait envoyé le flaconnage au club de plongée en Avril 2022 (huit flacons plastiques 125 ml,

faciles à manipuler et à transporter, contenant de l'eau pure). Les plongeurs devaient réaliser quatre prélèvements à -15 m et quatre prélèvements à -30 m entre mai et octobre 2022. A chacune de ces périodes, les plongeurs sont descendus avec deux flacons sur le site Le Rosier. Ces flacons étaient, au préalable, numérotés avec la date et la profondeur de prélèvement. Une fois arrivés à chaque profondeur de prélèvement, les plongeurs ont bullé l'eau du flacon avec leur détendeur (plusieurs fois si nécessaire) puis ils l'ont rempli avec l'eau de mer en retournant le flacon. A terre, les plongeurs ont vidé un tout petit d'eau des deux flacons puis ils les ont mis dans un congélateur avec une étiquette indiquant le nom du site, la profondeur, la date de prélèvement. Les huit flacons ont été récupérés au club de plongée par une personne du MIO à la fin du suivi, en octobre, pour analyse de Nitrate et Ammonium, carbone organique total (COT), nitrates, phosphore total (POT).

II.D.3.c. Résultats

16 immersions ont été réalisées sur le site Les Rosiers :

- Une plongée installation balisage
- Deux plongées pour uniquement les prélèvements eau
- Deux plongées d'observations (en août) car problème technique avec l'appareil photos
- 11 plongées avec réalisation de quadrats photographiques

1/ Relevés photographiques

Le suivi du développement des **algues filamenteuses et des espèces sessiles du coralligène** à partir de quadrats photographiques a été effectué au niveau de cinq zones permanentes à -15 m et cinq autres à -30 m. **11 sessions** d'acquisitions de données ont été effectuées en 2022 les 12/05, 20/05, 11/06, 25/6, 02/07 (partiel), 10/07, 24/07, 31/07, 28/08, 11/09, 5/10. **Différents problèmes** ont été relevés lors de l'analyse des quadrats photographiques : problème de flash, scellement chimique ou capteur température ou balise visibles → analyse CPCe difficile, problème de mise au point avec appareil, décalage position quadrat entre les suivis, distance différente entre les suivis.

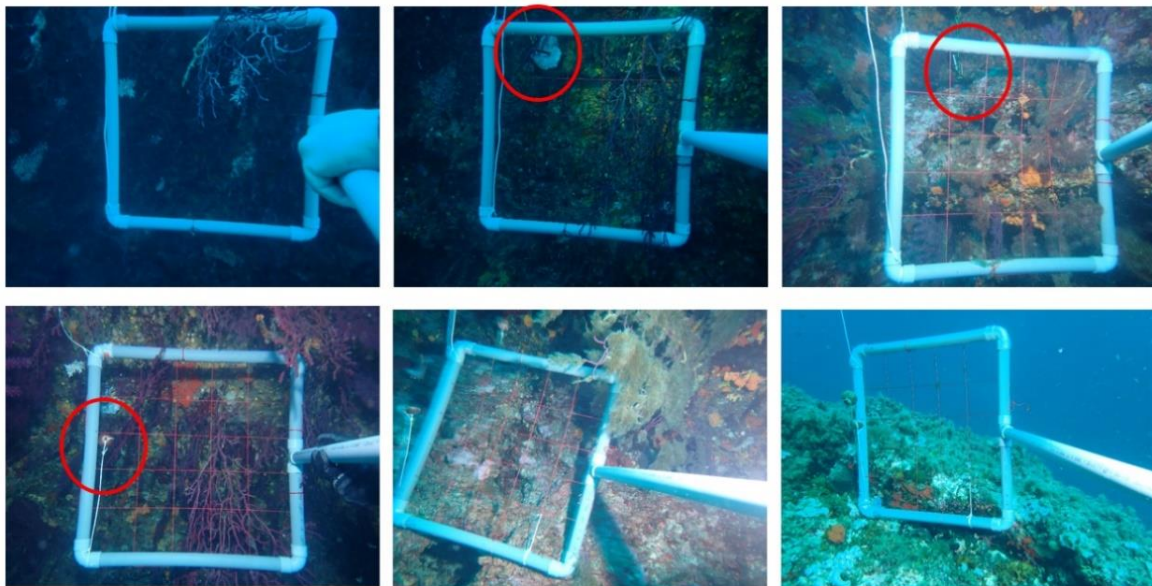


Figure 62 : Différents problèmes ont été rencontrés lors de l'analyse des quadrats photographiques

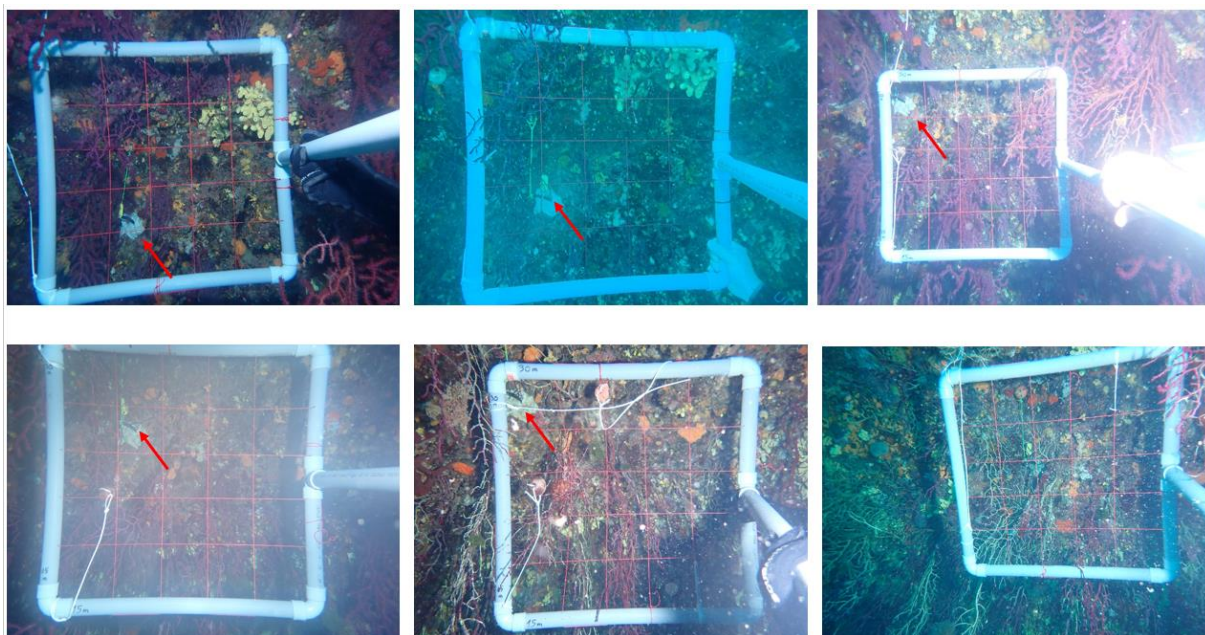


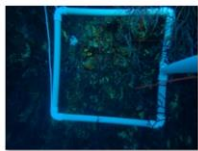
Figure 63 : Différents problèmes ont été rencontrés lors de l'analyse des quadrats photographiques comme par exemple un décalage de la position quadrat entre les suivis ou une distance différente entre les suivis.

A -15 m, les algues filamenteuses n'étaient pas visibles sur les quadrats.

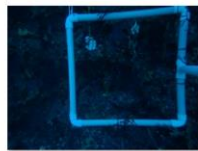


Figure 64 : Pas d'algues filamenteuses visibles à -15 m.

Les résultats des quadrats effectués à -30 m aux différentes périodes sont présentés dans les pages suivantes.



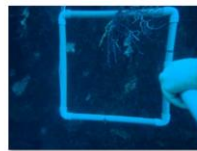
B01_20220512.JPG



B02_20220512.JPG



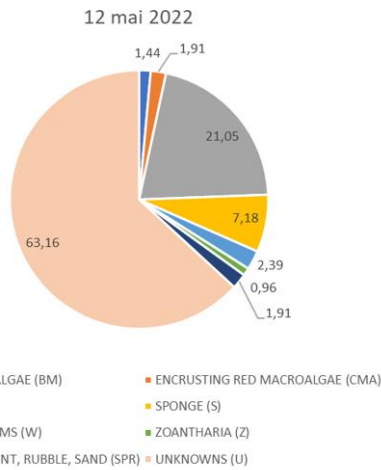
B03_20220512.JPG



B04_20220512.JPG

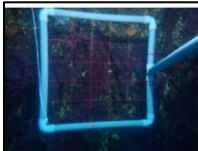


B05_20220512.JPG

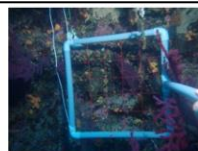


Nécroses des organismes vivants : 0,5 %

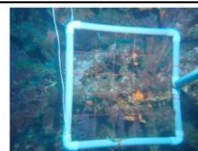
- Inconnu
- Gorgones rouges
- Eponges



B01_20220530.JPG



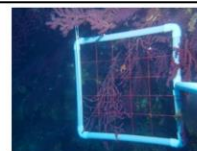
B02_20220530.JPG



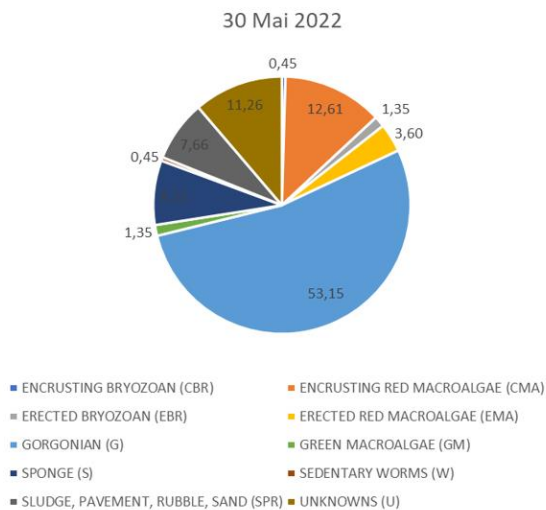
B03_20220530.JPG



B04_20220530.JPG

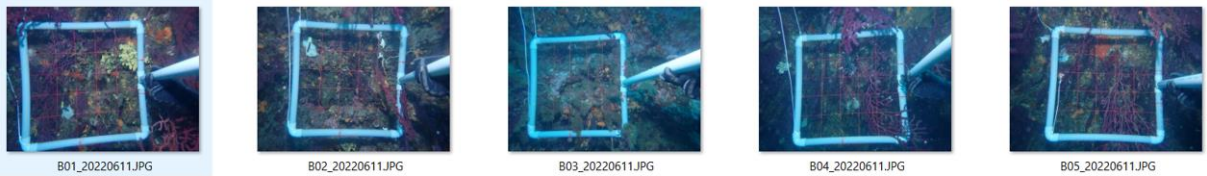


B05_20220530.JPG

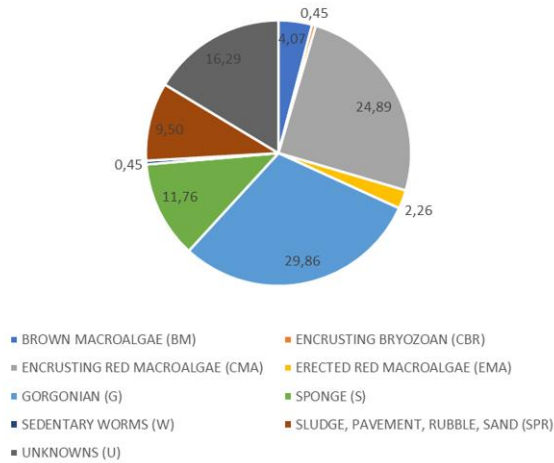


Nécroses des organismes vivants : 0 %

- Gorgones rouges
- Algues rouges encrustantes
- Inconnu
- Eponges

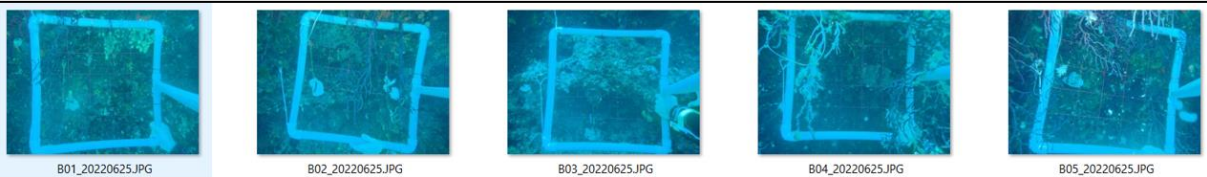


11 juin 2022

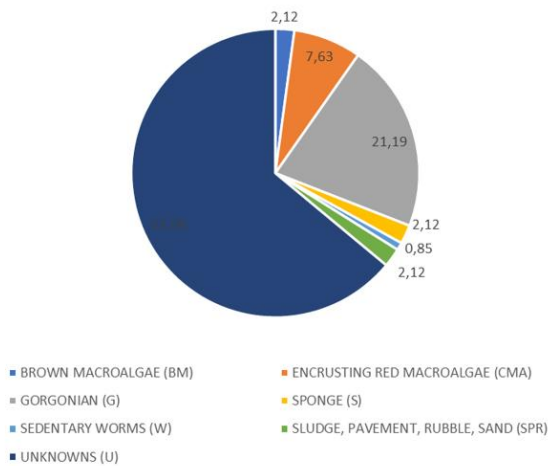


Nécroses des organismes vivants : 0,4 %

- Gorgones rouges
- Algues rouges encrustantes
- Inconnu
- Eponges

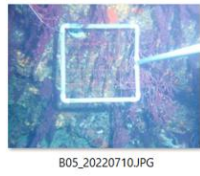
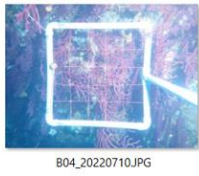
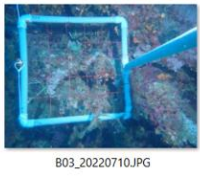
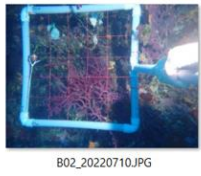


25 juin 2022



Nécroses des organismes vivants : 1,7 %

- Inconnu
- Gorgones rouges
- Algues rouges encrustantes



B01_20220710.JPG

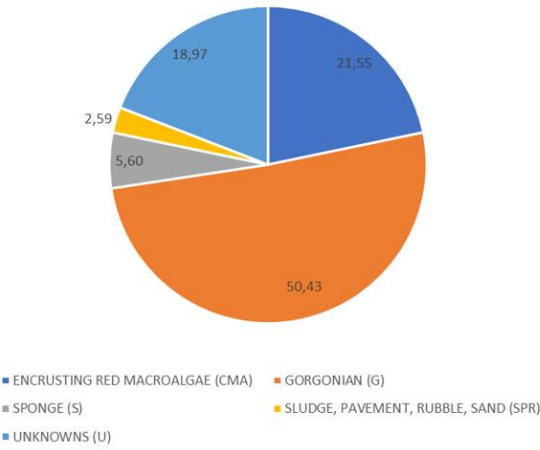
B02_20220710.JPG

B03_20220710.JPG

B04_20220710.JPG

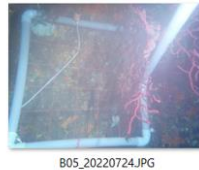
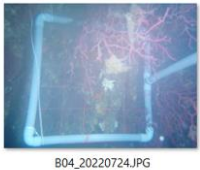
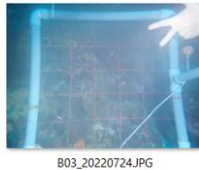
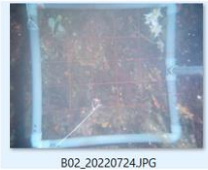
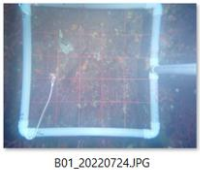
B05_20220710.JPG

10 juillet 2022



Nécroses des organismes vivants : 0,9 %

- Gorgones rouges
- Algues rouges
- Encroutantes
- Inconnu
- Eponges



B01_20220724.JPG

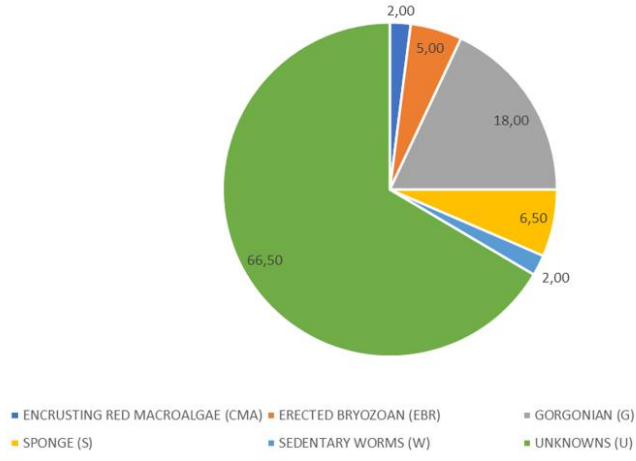
B02_20220724.JPG

B03_20220724.JPG

B04_20220724.JPG

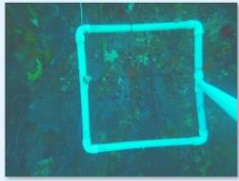
B05_20220724.JPG

24 juillet 2022

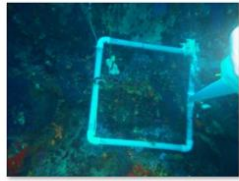


Nécroses des organismes vivants : 0 %

- Inconnu
- Gorgones rouges
- Eponges
- Bryozoaires érigés



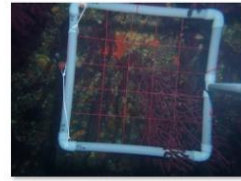
B01_20220731.jpg



B02_20220731.jpg

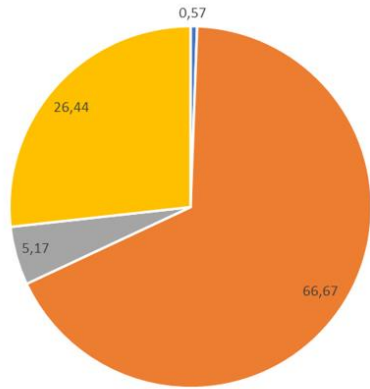


B04_20220731.jpg



B05_20220731.JPG

31 juillet 2022



■ ENCRUSTING RED MACROALGAE (CMA) ■ GORGONIAN (G) ■ SPONGE (S) ■ UNKNOWNNS (U)

Nécroses des organismes vivants : 0,5 %

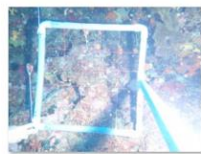
- Gorgones rouges
- Inconnu
- Eponges



B01_20220828.JPG



B02_20220828.JPG



B03_20220828.JPG

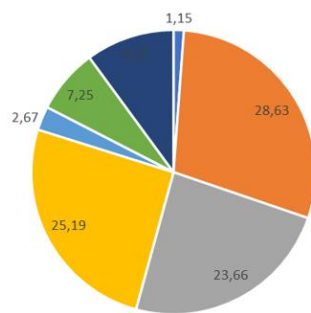


B04_20220828.JPG



B05_20220828.JPG

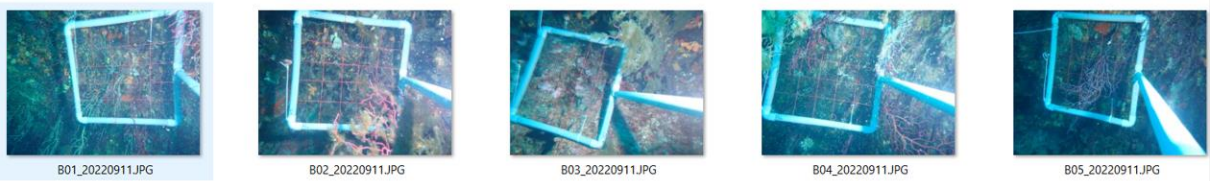
28 août 2022



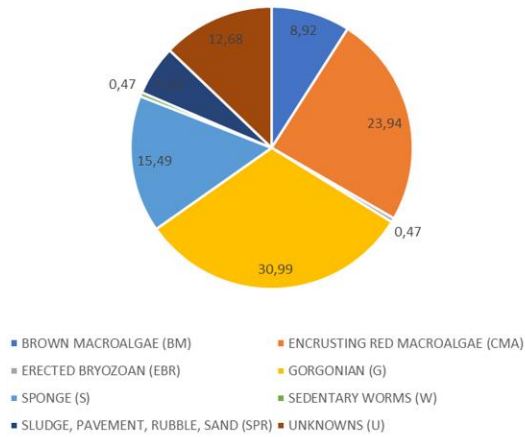
■ BROWN MACROALGAE (BM) ■ ENCRUSTING RED MACROALGAE (CMA)
 ■ GORGONIAN (G) ■ SPONGE (S)
 ■ ZOANTHARIA (Z) ■ SLUDGE, PAVEMENT, RUBBLE, SAND (SPR)
 ■ UNKNOWNNS (U)

Nécroses des organismes vivants : 4,2 %

- Algues rouges encroutantes
- Eponges
- Gorgones rouges
- Inconnu

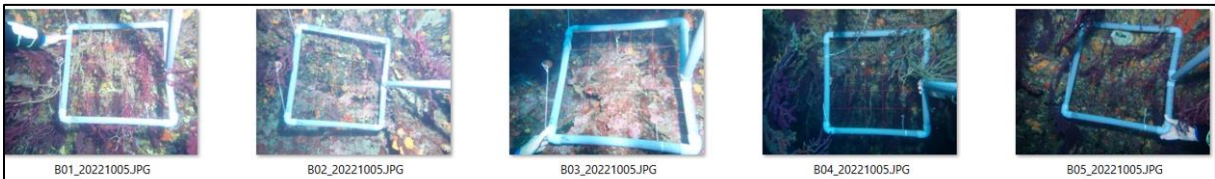


11 septembre 2022

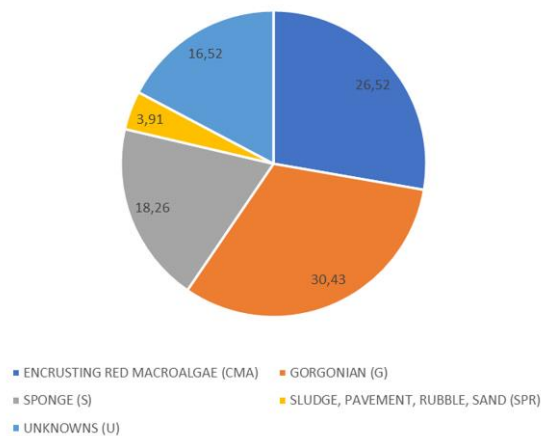


Nécroses des organismes vivants : 7 %

- Gorgones rouges
- Algues rouges encrustantes
- Éponges
- Inconnu



5 octobre 2022



Nécroses des organismes vivants : 3,9 %

- Gorgones rouges
- Algues rouges encrustantes
- Éponges
- Inconnu

L'analyse des quadrats photographiques à 30 m a permis de voir l'augmentation du pourcentage de nécroses entre juillet et août, avec un pic en septembre après la vague de chaleur. L'identification jusqu'à l'espèce n'a pu être réalisée à cause de la qualité des quadrats, mais la répartition des grands groupes, gorgones rouges, algues rouges encroutantes, éponges, inconnu ont pu être mises en évidence.

2/ Suivi de la température de fond

Deux capteurs de température ont été posés le 24/04/22 à -15 m et le 25/04/2022 à -30 m à proximité des balises 3 et 8. Malheureusement, ces deux capteurs ont disparu en juillet, ne permettant pas de réaliser des analyses fines de l'évolution de la température sur la zone.

Une courbe de température a cependant été effectuée à partir des données des ordinateurs des plongeurs, qui montre un **pic de température à -16 m** juste avant l'épisode de mortalité des gorgones identifié en Méditerranée. En effet, des observations d'août 2022 ont fait état **d'une mortalité inquiétante des gorgones rouges (*Paramuricea clavata*) dans les eaux du Parc national des Calanques et d'autres aires marines protégées du littoral méditerranéen français** (source : <http://www.calanques-parcnational.fr/fr/actualites/episode-de-mortalite-de-gorgones-en-mediterranee>). A des profondeurs de 12 à 30 mètres, les nécroses ont touché de nombreuses colonies avec, pour certaines, la disparition totale des tissus vivants.

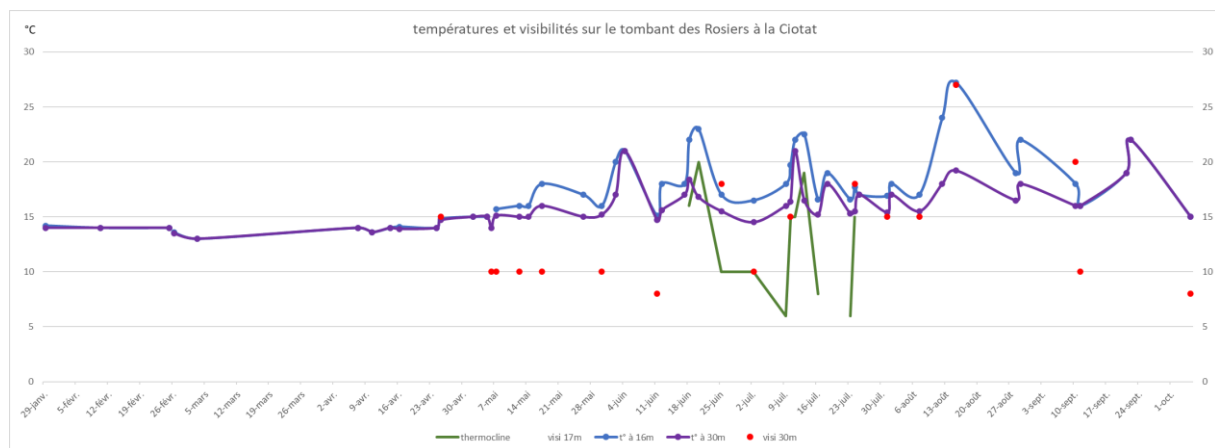


Figure 65 : Courbes des températures à -16 m, -30 m issues des ordinateurs des plongeurs d'OBLADES avec ajout des données de thermocline et de visibilité.

Etant donné les relevés **partiels de température** de fond, aucune analyse de la corrélation entre développement des algues et température n'a pu être réalisée.

3/ Suivi des nutriments dans l'eau

Cinq sessions de prélèvements d'eau ont été effectués dans le cadre d'OBLADES :

*Printemps : 06/05, 17/05

*Été : 10/7, 15/8

*Automne : 5/10

A chaque session, un prélèvement a été réalisé à chacune des deux profondeurs (-15 m / -30 m), soit 10 flacons de 125 ml. Les analyses ont été effectuées en Novembre par le MIO et ont porté sur les concentrations en Nitrates, Ammonium, Azote, Phosphore total, Carbone organique total.

Les résultats montrent des différences significatives (Dunn test – test non paramétrique) pour l'**Ammonium**, le **Phosphore**, le **Carbone** entre Mai et Octobre (*Toutes profondeurs confondues*) et une différence significative (Dunn test) pour le **Carbone** entre Mai et Octobre à **-30 m**.

Les résultats de ces analyses montrent que le nitrate et l'azote ne semblent pas présenter de variations significatives. **L'ammonium, le phosphore et le carbone, eux, présentent des différences significatives** entre le Printemps (Mai) et l'Automne (Octobre). Le **Carbone** est le seul élément à présenter des différences significatives en **fonction de la profondeur** entre le Printemps (Mai) et l'Automne (Octobre).

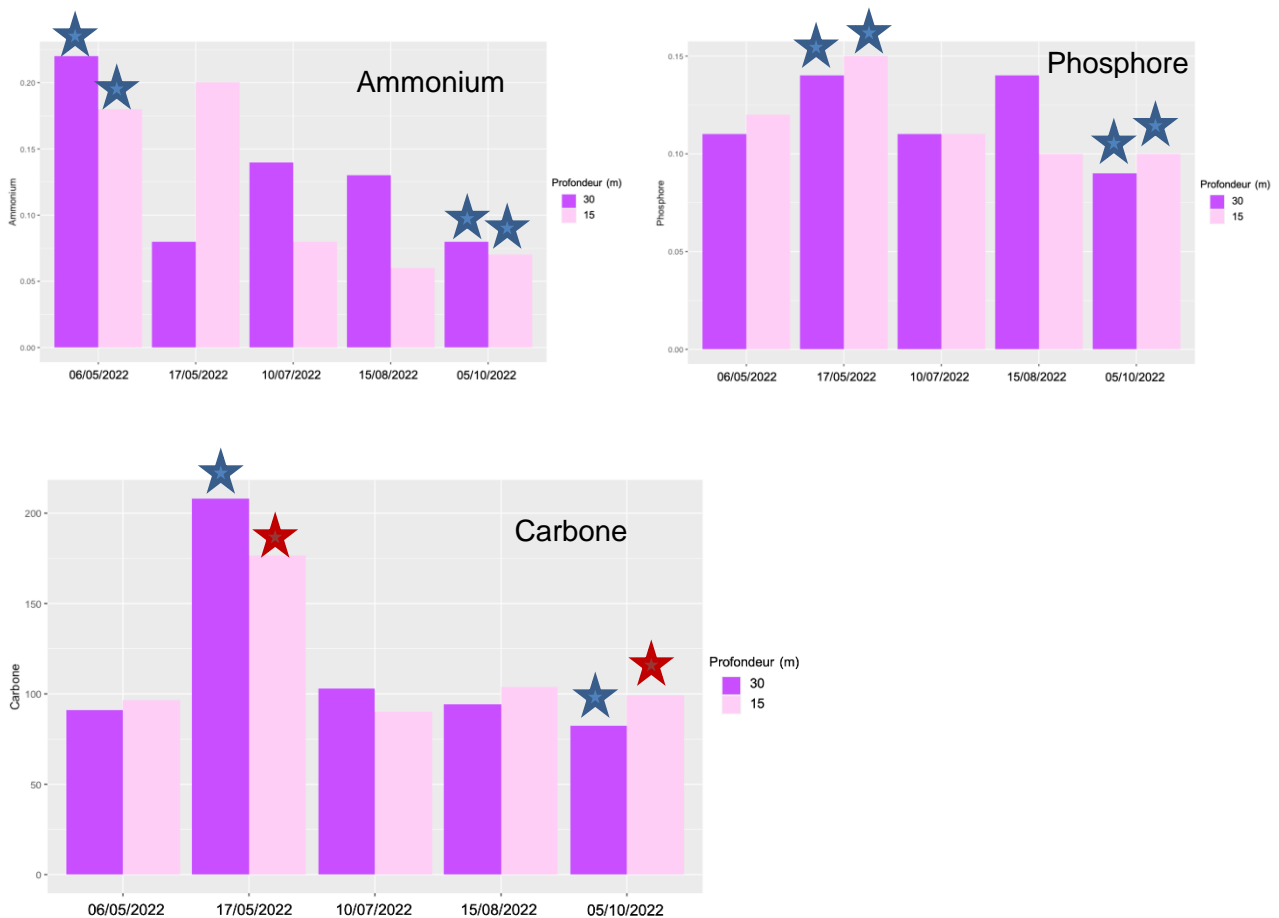


Figure 66 : Résultats des analyses de nutriment dans l'eau. Les différences significatives sont indiquées par une étoile. [1] Une différence significative pour Ammonium entre 06/05 et 5/10 ($p=0,02$) - toutes profondeurs confondues ; [2] Une différence significative pour Phosphore entre 17/05 et 5/10 ($p=0,005$) – toutes profondeurs confondues ; [3] Une différence significative pour Carbone entre 17/05 et 5/10 ($p=0,02$) – toutes profondeurs confondues. Une différence significative pour Carbone entre 17/05 et 5/10 ($p=0,02$) à **-30 m**

L'analyse des fiches terrain remplies par les plongeurs explique que les algues filamenteuses ont été observées dès -15 m au premier suivi (12/05/2022), et qu'une semaine plus tard (20/05/2022) elles se trouvaient entre -25 et -30 m en recouvrement important (80 %) puis elles diminuaient en juin. Elles étaient présentes tout l'été (juillet, août, début septembre) mais les informations sur extension et recouvrement étaient absentes dans les fiches. Elles disparaissaient entre mi-septembre et début octobre. Ainsi, le **fort développement des algues**

filamenteuses noté par les plongeurs le 20/05/2022 à -30 m correspondait à la valeur max du carbone (valeur significativement différente avec la fin du bloom).

II.D.3.d. Améliorations des protocoles et perspectives

Tous ces résultats ont été présentés lors d'une réunion de restitution au GPES et à l'Agence de l'eau RMC en Janvier 2023.

Plusieurs pistes d'amélioration ont été mises en évidence dans le cas d'une poursuite du partenariat Andromède / GPES en 2023 :

- Effectuer une plongée commune Andromède / GPES pour préparer le site et valider les protocoles
- Suivre la périodicité définie initialement :

Période	fréquence
De mai à fin juin	Toutes les 2 semaines
Juin (début du bloom)	
Juillet-août	Hebdomadaire
Septembre-octobre	Toutes les 2 semaines

- Positionner des capteurs de température cachés ou sur autre site à proximité (moins plongé) à profondeurs équivalentes ou utiliser les données du réseau CALOR

- Réaliser des quadrats photographiques où l'on voit la totalité du substrat

- Réaliser des quadrats photographiques à différents niveaux de profondeurs séparés d'environ 5 m (approximativement -35 m, - 30 m, -25 m et -20 m) et cibler aussi les gorgones.

- Améliorer la réalisation des quadrats photographiques : pas d'objet visible au sein des quadrats, mettre flash, faire mise au point sur substrat, conserver même position et distance au substrat pour éviter les décalages.

- Créer une plaquette submersible et ajout d'informations sur algues filamenteuses comme leur recouvrement, épaisseur, longueur filamenteuses, extension bathymétrique...

- Réaliser des prélèvements d'eau au même moment que l'acquisition des quadrats photographiques et analyser uniquement les teneurs en carbone.

- Faire une analyse données pluviométrie et/ou débit cours d'eau proche et/ou rejets en mer (émissaire) pour comprendre origine nutriments

III. Bibliographie

- Barlett ML, Wilson GR (2002) Characteristics of small boat acoustic signatures. *The Journal of the Acoustical Society of America* 112:2221. <https://doi.org/10.1121/1.4778778>
- Bockel T, Marre G, Delaruelle G, et al (2023) Anchoring pressure and the effectiveness of new management measures quantified using AIS data and a mobile application. *Marine Pollution Bulletin* 195:115511. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115511>
- Deter J, Lozupone X, Inacio A, et al (2017) Boat anchoring pressure on coastal seabed: Quantification and bias estimation using AIS data. *Marine Pollution Bulletin* 123:175–181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.065>
- Deter Julie, Agel Noémie, Bockel Thomas, Boube Tatiana, Dalongeville Alicia, Dejean Tony, Delaruelle Gwenaëlle, Grondin Jonathan, Guilbert Antonin, Hocde Régis, Holon Florian, Juhel Jean-Baptiste, Marques Virginie, Pichot Franck, Valentini Alice, Velez Laure et Mouillot David (2023) eREF : État de référence de la biodiversité en vertébrés dans les masses d’eaux côtières méditerranéennes à partir d’ADN environnemental. Rapport final. 68 pages et annexes
- Farcas A, Thompson PM, Merchant ND (2016) Underwater noise modelling for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 57:114–122. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.012>
- Grelowska G, Kozaczka E, Kozaczka S, Szymczak W (2013) Underwater Noise Generated by a Small Ship in the Shallow Sea. *Archives of Acoustics* 38:. <https://doi.org/10.2478/aoa-2013-0041>
- Holon F (2015a) Interactions entre écosystèmes marins et pressions anthropiques. Applications au suivi et à la gestion des eaux côtières de la mer Méditerranée. University of Montpellier, France
- Holon F (2015b) Interactions entre écosystèmes marins et pressions anthropiques. Applications au suivi et à la gestion des eaux côtières de la mer Méditerranée. University of Montpellier, France
- Holon F, Boissery P, Guilbert A, et al (2015a) The impact of 85 years of coastal development on shallow seagrass beds (*Posidonia oceanica* L. (Delile)) in South Eastern France: A slow but steady loss without recovery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 1–9
- Holon F, Marre G, Parravicini V, et al (2018) A predictive model based on multiple coastal anthropogenic pressures explains the degradation status of a marine ecosystem: Implications for management and conservation. *Biological Conservation* 222:125–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.006>
- Holon F, Mouquet N, Boissery P, et al (2015b) Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: A relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS ONE* 10:1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135473>
- Sala E, Garrabou J, Zabala M (1996) Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology* 126:451–459
- Weilgart LS (2008) The Impact of Ocean Noise Pollution on Marine Biodiversity
- Weilgart LSWS (2007) The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*. <https://doi.org/10.1139/Z07-101>

IV. Annexes

IV.A. Annexe 1 : Publication scientifique Bockel et al. 2023



Anchoring pressure and the effectiveness of new management measures quantified using AIS data and a mobile application

Thomas Bockel^{a,b,*}, Guilhem Marre^a, Gwenaëlle Delaruelle^a, Florian Holon^a, Pierre Boissery^c, Agathe Blandin^a, Nicolas Mouquet^{b,d}, Julie Deter^{a,b}

^a Andromède océanologie, 7 place Cassan, Carnon plage, 34130 Mauguio, France

^b MARBEC, UMR IRD-CNRS-UM-IFREMER 9190, Université Montpellier, 34095 Montpellier Cedex, France

^c Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-, Corse, Délégation de Marseille, Marseille Cedex 01, France

^d FRB - CESAB, Institut Bouisson Bertrand, 5, rue de l'École de médecine, 34000 Montpellier, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Anchoring
Posidonia oceanica
 Boating
 Marine habitat conservation
 Regulation
 Seagrass
 Blue carbon

ABSTRACT

Large boats can have a major impact on sensitive marine habitats like seagrass meadows when anchoring. The anchoring preference of large boats and their impacts can be mapped using Automatic Identification System (AIS). We found a constant increase in the number of anchoring events with, until recently, a large part of them within the protected *Posidonia oceanica* seagrass meadows. French authorities adopted a new regulation in 2019 forbidding any anchoring within *P. oceanica* seagrass meadows for boats larger than 24 m. The number of large ships (>24 m) anchoring in *P. oceanica* meadows significantly decreased after the enforcement of the regulation. The surface of avoided impact thanks to the new regulation corresponds to 134 to 217 tons of carbon sequestered by the preserved meadow in 2022. This work illustrates that a strict regulation of anchoring, based on accurate habitat maps, is effective in protecting seagrass meadows.

1. Introduction

Marine ecosystems and especially coastal ecosystems are severely threatened at the global level by human activities (Díaz et al., 2019; Halpern et al., 2019; Halpern et al., 2008). In the European Union (EU), a legal framework has emerged to face the challenge of maintaining good ecosystem health while allowing sustainable economic development in coastal areas. The European Water Framework Directive (2000/60/EC) and the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) both aim at achieving a good ecological status for all surface waters in the EU. Achieving this objective first required to implement multiple measures among them to define the “good ecological status”, then to limit the impacts and finally to evaluate the ecological status in the concerned water bodies. At the regional scale, the Mediterranean Action Plan works toward a healthy Mediterranean Sea and a sustainable development in the area, within the framework of the Barcelona Convention (UNEP, 2022). Evaluating the efficiency of management measures is crucial in the management process and requires adapted indicators based on reliable and accessible datasets (European Environment Agency, 2020; OFB, 2021). Quantifying human pressures and

their impacts is a major challenge in the marine environment (Holon et al., 2018; Holon et al., 2015; Micheli et al., 2013; Quemmerais et al., 2020; Saeedi et al., 2019) and it is crucial when trying to evaluate the effectiveness of the regulations in place (Iglesias and Buono, 2009; Stelzenmüller et al., 2018).

Marine traffic is a priority human activity in our globalized society, currently using the sea for 90 % of its exchanges (OECD [WWW Document], 2022). Nevertheless, its impact on the environment is high (Walker et al., 2018), in particular on sensitive marine habitats. The Automatic Identification System (AIS (IMO, 2022), communicating information of position and identification between ships to avoid collisions) while initially developed as a security tool, reveals an interesting asset in quantifying marine traffic pressure and impacts. AIS data was used in the past for evaluating vessel density, navigation route, underwater anthropogenic noise, interactions with whales, non-native species introduction, and compliance with protected areas (Robards et al., 2016), or mapping fishing activity (Ferrà et al., 2018). It was also previously used to map anchoring pressure and its impact on marine habitats including seagrass beds (Deter et al., 2017; Pergent-Martini et al., 2022). Mobile applications for navigation (e.g. NAVIONICS, DONIA,

* Corresponding author at: Andromède océanologie, 7 place cassan, Carnon plage, 34130 Mauguio, France.

E-mail address: thomas.bockel@andromede-ocean.com (T. Bockel).

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115511>

Received 13 March 2023; Received in revised form 1 September 2023; Accepted 4 September 2023

Available online 12 September 2023

0025-326X/© 2023 Elsevier Ltd. All rights reserved.

NAVILY), helping boaters in their journey by providing them information on local regulations, bathymetric maps, weather forecasts and more, are becoming more and more popular within the boating community (e.g. the number of DONIA users was multiplied by approx. 20 between the beginning of 2019 (approx. 2200) and the end of 2022 (approx. 46,000)). These tools, together with participatory data and social networks, can provide valuable data on human activities to marine managers (Goldberg and McClintock, 2016). Among them, DONIA (Andromède océanologie, 2022a), specifically aims at saving *Posidonia oceanica* and other seagrass beds (Cymodocea, Zostera) from anchoring in several Mediterranean countries (France, Spain, Italy, Tunisia).

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile, 1813, is an endemic species that forms large meadows between the surface and approximately 40 m deep in the Mediterranean Sea. *P. oceanica* is very sensitive to anchoring pressure (Fig. S1) (Abadie, 2016; Andromède océanologie, 2022b; Boudouresque et al., 2012) and shows a very slow recolonization speed once damaged (Boudouresque, 2006). Major declines of *P. oceanica* were observed in the Mediterranean Sea in the last century (Marbà et al., 2014; Telesca et al., 2015). *P. oceanica* meadows build deep mattes structures, made of an accumulation of underground non putrescible roots sequestering carbon over thousands of years (Boudouresque, 2006). They were recently recognized as major carbon sinks (Leduc et al., 2023; Monnier et al., 2021) with average sequestration rates ranging from 0.278 t of Carbon/ha/yr (Pergent-Martini et al., 2021) to 0.45 t of Carbon/ha/yr (Monnier et al., 2020). This rate has been shown to be greater in shallower areas and can be estimated as a function of depth (Pergent-Martini et al., 2021).

The French Mediterranean coastal area is a hotspot for tourism and recreational boating (UNEP/MAP, 2017) and is home to large areas of *Posidonia oceanica* meadows (Traganos et al., 2022). *P. oceanica* indeed covers 79,131 ha in the French Mediterranean sea (Deter et al., 2022), 5 % of which are subject to anchoring pressure (Deter et al., 2017). *P. oceanica* has been protected in France for many years (19/07/1988 decree) and many pressures have been regulated (wastewater policy of the French Water Agency, “loi littoral” in 1986 for coastal constructions). In addition, new strict regulations have recently been adopted (Prefectoral decrees n°155/2016 (abrogated by n°131/2022) and n°123/2019) (Deter et al., 2022), first regulating and then forbidding any anchoring in *P. oceanica* meadows for boats larger than 24 m. This change in the regulation was accompanied by adapted training of concerned state services (legal and surveillance actors), and led to multiple controls and court sentences (Deter et al., 2022).

The objective of this paper is to show how AIS data and mobile applications can be useful in managing and protecting marine habitats. In particular, we aimed to (1) use AIS data to assess the effectiveness of the new regulation on *Posidonia oceanica* meadows in France, (2) show how a mobile application such as DONIA can help to better understand anchoring patterns of small boats not equipped with AIS and even influence anchoring preference.

2. Materials and methods

The study area encompassed the entire Mediterranean French coast including Corsica (i.e. 1800 km of coastline) between 0 and 80 m deep, containing the entire anchoring depth range. The study period spanned from January 2010 to December 2022.

2.1. AIS positions

AIS data were collected from two different sources. AIS data from 2010 to 2018 came from Marine traffic database (www.marinetraffic.com) (Fig. S3a). Those AIS positions correspond to positions of declared anchoring activity, received by terrestrial AIS stations, with an hourly frequency. AIS data from 2019 to 2022 came from the terrestrial receiving stations of AIShub network (www.aishub.net) (Fig. S3b). Those AIS data are raw positions that were collected with a frequency of

one position every two minutes. All AIS data contain information on boat identification, time of detection, geographic coordinates, heading direction, speed, dimensions, type, and destination (when declared). All AIS positions were combined in a unique database independently of source or frequency.

2.2. DONIA (application) positions

The DONIA mobile application (Andromède océanologie, 2022a) was created in 2013 and developed in its last version in 2018; it counted >45,000 users in December 2022. It aims to provide sea users with a free of charge and continuous map of the French Mediterranean Sea marine habitats at a depth between 0 and 80 m, in order to encourage good anchoring practices. The anonymized data from the DONIA application contain information on boat position, time, speed and dimensions, with a frequency of one position every two minutes. In total about 100 million positions were available.

2.3. Anchoring positions

The methodology used to obtain the anchoring positions from AIS (approx. 55,000 between 2010 and 2018 and approx. 160,000 between 2019 and 2022) and from DONIA (approx. 9900 between 2019 and 2022) was derived from the work of Deter et al. (2017). AIS data were filtered with the following conditions: speed <1 knot, distance between the hourly AIS points \leq 600 m, contiguous AIS points per vessel \geq 4, no anchoring within harbors or equipped mooring areas, and anchoring time >2 h. A regression circle was then fitted to the AIS positions and its center was defined as the position of the anchor. In case of a calculated radius higher than 600 m, the centroid of AIS positions was considered as the position of the anchor. The anchoring zone was finally defined as a polygon including the anchoring position of a vessel and its AIS points and reduced by one third in a concentric manner to obtain the anchoring impact area. The theoretical surface of degraded *Posidonia oceanica* was obtained by overlaying anchoring polygons and the habitat map. This surface under anchoring pressure is considered as potentially degraded, and the term of “impacted surface” is therefore used in this work. Data analysis was performed using R version 4.1.2 (R Core Team, 2022). The computation challenges posed by the large number of AIS positions, due to the use of raw AIS data, were addressed using Postgresql 9.6 and Postgis 2.4 (PostgreSQL Global Development Group, 2022) spatial database management tools.

All the anchoring positions are freely available for visualization in the cartographic platform Medtrix (Andromède océanologie, 2022c) (a free registration is requested) within the “Suivi du mouillage” project.

2.4. Seabed habitat maps

We used a 1:10,000 seabed habitat map (between 0 and 80 m) covering the entire study area. This continuous map was first built in 2014 (and locally updated almost yearly ever since) using a combination of aerial pictures, multi-beam echosounder data, side-scan sonar data and direct observations (“ground-truth points”) by divers (Andromède Océanologie, 2014). This map is composed of eleven habitat classes: *Cymodocea nodosa* seagrass, *Posidonia oceanica* seagrass, dead matte association, infralittoral shingle association, infralittoral soft bottoms, photophilous algae association, coralligenous reefs (= biogenic reefs), circalittoral soft bottoms, artificial habitats, offshore rocks and the bathyal zone. Dead matte association is the habitat resulting from the death of *P. oceanica* seagrass beds building matte (Boudouresque et al., 2012). The seabed habitat map is freely available for visualization on Medtrix, within the “DONIA expert” project. For the purpose of this study, habitat data was grouped into four classes: *P. oceanica* seagrass, dead matte association, soft bottom (infralittoral soft bottoms, circalittoral soft bottoms) and other.

2.5. Anchoring regulation

The two recent French Prefectoral decrees (n°155/2016 (abrogated by n°131/2022)) and in particular n°123/2019 (Table 1) have been locally translated in 18 decrees (2 abrogated) between 2019 and 2022 with the definition of forbidden anchoring areas (Table S2). A small part of the coastline still must provide a local declination of the decree n°123/2019, that should enter in force in 2023. A regulation database was created regrouping all polygons of anchoring interdiction. This regulation database is freely available for visualization on Medtrix (Andromède océanologie, 2022c) within the “DONIA” project.

2.6. Data analysis

The proportion of anchoring events per marine habitat (four categories) and the total number of anchoring events, during the summer (July and August), according to the boat size and period (before/after regulation), were analyzed to investigate the effect of the regulation. This analysis was first realized for the boats longer than 80 m (hereafter named “very large boats”) between 2010 and 2022, then for the boats longer than 24 m (hereafter named “large boats”) over the same period, and finally for the boats smaller than 24 m (hereafter named “small boats”) between 2019 and 2022:

- For very large boats, the change of anchoring preference was investigated after the new regulation in 2016 (Decree n°155/2016). This was done by testing if the proportion of anchoring on *Posidonia oceanica* beds was different before and after 2016 using a χ^2 test. A second test was performed on the boats smaller than 80 m to control the effect of the regulation; the dataset stopped in 2020 for this control group in order to avoid an effect of the second decree applied in 2020.
- For large boats, the change of anchoring preference was investigated after the application of the regulation in 2020 (n°123/2019). This was done by testing if the proportion of anchoring on *Posidonia oceanica* beds was different before and after the decree application date (2020 in most cases) using a χ^2 test, on the water bodies concerned by the decree. A second test was performed on boats of the same size class but on the water bodies not yet concerned by the decree to control this effect. The year 2020 was chosen as the decree application date for the control group.
- For small boats that were not concerned by any of the decrees n°155/2016 or n°123/2019, the change of anchoring preference was investigated with or without the use of the DONIA application. This was done by testing the relationship between the use of DONIA (users or non-users) and the habitat (in or out of *Posidonia oceanica* beds) using a χ^2 test. This analysis was performed from 2019 (first complete year of DONIA anchoring positions) to 2022. When a boat

anchoring position was detected with both DONIA and AIS, it was only considered as a DONIA user.

The surface of *Posidonia oceanica* preserved by both the regulation (decrees n°155/2016 and n°123/2019) and the DONIA application (for small boats) was calculated separately. The surface preserved by the regulation was calculated as the difference between the current scenario and a scenario without implementation of the decrees, considering a constant surface of *P. oceanica* degraded from the year before each decree until 2022 (2016 for very large boats and 2019 for large boats respectively). The surface preserved by the DONIA application for small boats (S_p) was calculated by multiplying the total surface of anchoring on *P. oceanica* seagrass by DONIA users each year (S_a) by the difference of the ratio of anchorings on *P. oceanica* between DONIA users (R_d) and non-users (R_{nd}) ($S_p = S_a * (R_{nd} - R_d)$). An estimation of the equivalent quantity of carbon sequestered by the seagrass preserved by both the regulation and the DONIA application was also evaluated based on the literature (Monnier et al., 2020; Pergent-Martini et al., 2021). These estimations used sequestration rates averaged over the depth range of *P. oceanica* (Monnier et al., 2020; Pergent-Martini et al., 2021) or as a function of depth (Mean C sequestration ($\text{g C.m}^{-2} \text{yr}^{-1}$) = $-40.46 \times \ln(\text{depth}) + 145.53$) (Pergent-Martini et al., 2021).

3. Results

The estimated total surface impacted by anchoring between 2010 and 2022 was about 58,000 ha (12 % on *Posidonia oceanica*, 11 % on dead matte, 76 % on soft bottoms and 1 % on other habitats; 12 % between 0 and 10 m deep, 24 % between 10 and 20 m deep, 37 % between 20 and 40 m deep, and 27 % deeper than 40 m). In 2022 > 800 ha of *P. oceanica* meadows were still impacted by anchoring, with >250 ha due to large boats, and >500 ha due to small boats.

The number of anchoring positions per marine habitat highlighted contrasting results for the different boat size categories:

- For very large boats (Fig. 1), the proportion of anchoring positions within *Posidonia oceanica* beds significantly decreased ($\chi^2 = 69$, $N = 4869$, $p\text{-value} < 0.001$) from the period before 2016 (422 positions, i.e. 16 % of total anchoring positions) to the period after 2016 (179 positions, i.e. 8.1 % of total anchoring positions). The control group (boats smaller than 80 m) showed however a reversed trend (before 2016: 5587, i.e. 9.5 % of total anchoring positions; after 2016: 15,876, i.e. 27 % of total anchoring positions; $\chi^2 = 74$, $N = 59,126$, $p\text{-value} < 0.001$). An almost constant increase in the number of very large boats anchoring positions was observed between 2010 and 2022 (Fig. S3), except for a reduction in 2020 (−45 %), mainly concerning foreign boats sailing under flags of convenience (−54 %) (i.e. registered under a national jurisdiction different from that of the owner(s)).
- For large boats (Fig. 1), the proportion of anchoring positions within the seagrass *Posidonia oceanica* significantly decreased ($\chi^2 = 2756$, $N = 55,487$, $p\text{-value} < 0.001$) between the period before the decree application (13,630 positions, i.e. 34 % of total anchoring positions) and the period after the decree application (1955 positions, i.e. 12 % of total anchoring positions), when looking at the water bodies concerned by the local translations of the Prefectoral decree n°123/2019. The control group (water bodies not concerned by the local translations of the Prefectoral decree n°123/2019), although lighter, showed a similar trend (before 2020: 930, i.e. 14 % of total anchoring positions; after 2020: 344, i.e. 12 % of total anchoring positions; $\chi^2 = 5.9$, $N = 9361$, $p\text{-value} < 0.05$). An almost constant increase in the number of large boats anchoring positions was observed between 2010 and 2022 (Fig. S3), except for a reduction in 2020 (−9 %), mainly concerning foreign boats sailing under flags of convenience (−18 %).

Table 1

Description of the French prefectoral decrees n°155/2016 and n°123/2019.

	French Prefectoral decree 155/2016	French Prefectoral decree 123/2019
Publication date	24/06/2016 (abrogated by n°131/2022)	03/06/2019
Application date	2016	2020 to 2022 depending on areas (see Appendix 1)
Target	Pleasure boats longer than 80 m, and other boats longer than 45 m	Boats longer than 24 m
Content	Captains must ask permission for anchoring to the nearest semaphore	Anchoring is forbidden in <i>Posidonia oceanica</i>
URL	https://www.premar-mediterranee.gouv.fr/uploads/mediterranee/arretes/7faf64e16548a431e40cfa183d8cb167.pdf	https://www.premar-mediterranee.gouv.fr/uploads/mediterranee/arretes/eec503812bac663e9c5536c6d5a59ee1.pdf

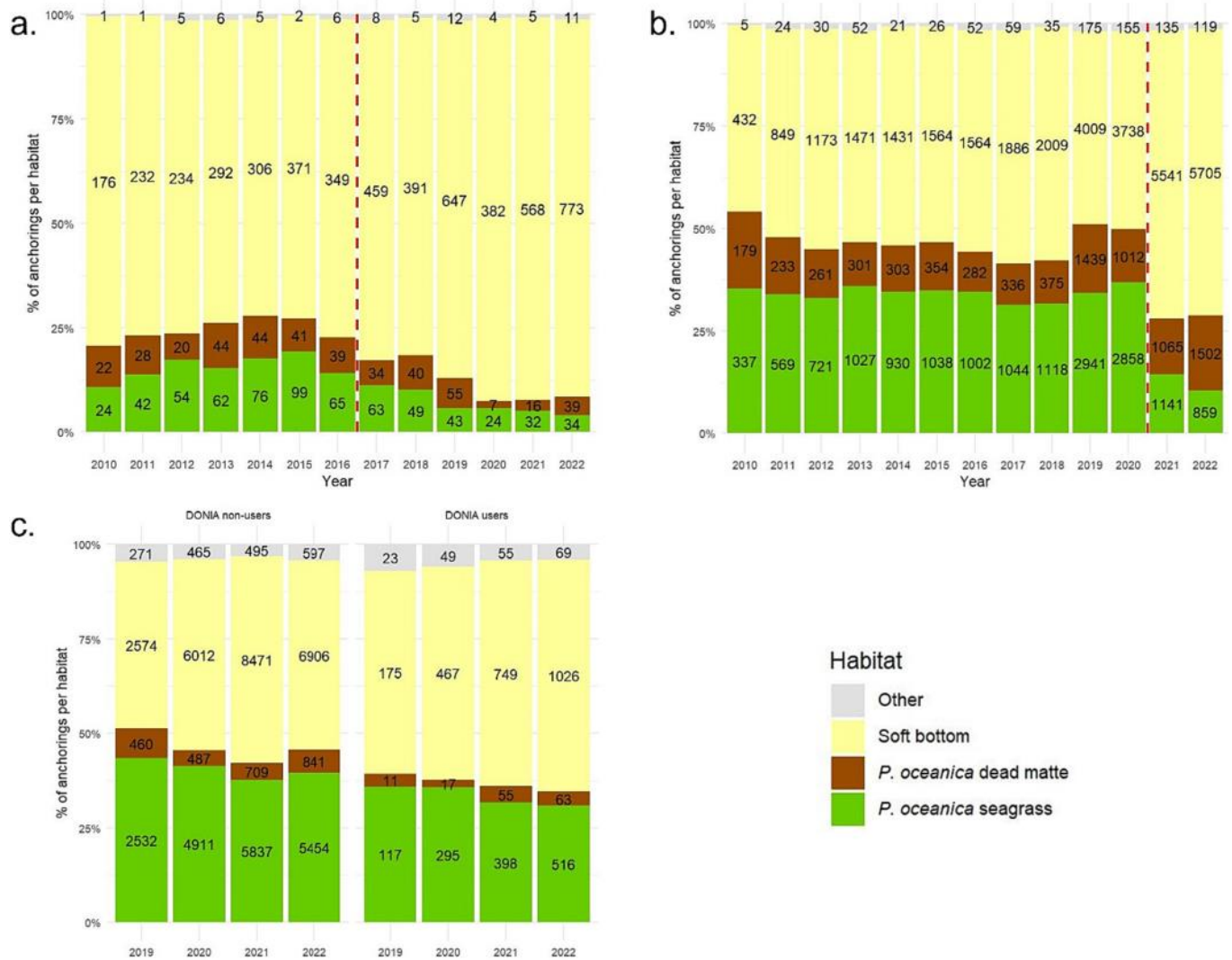


Fig. 1. Percentage of anchoring positions per year and habitat. a. during the summer between 2010 and 2018 (“declarative” anchorings) and between 2019 and 2022 (“calculated” anchorings) for very large boats (> 80 m). The dashed red line shows the limit used to test the effect of the decree (2016). b. During the summer between 2010 and 2018 (“declarative” anchorings) and between 2019 and 2022 (“calculated” anchorings) for large boats (> 24 m), within water bodies concerned by the local declinations of the Prefectoral decree n° 123/2019. The dashed red line shows the limit used to test the effect of the decree (2020). c. for DONIA users and non-users during the summer between 2019 and 2022 (“calculated” anchorings) for small boats (< 24 m). Number of anchorings per category inside the bars. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

- For small boats (Fig. 1), the proportion of anchoring positions within the seagrass *Posidonia oceanica* slightly decreased for both DONIA users and non-users between 2019 (DONIA users: 117 positions, i.e. 36 % of total anchoring positions; DONIA non-users: 2532 positions, i.e. 43 % of total anchoring positions) and 2022 (DONIA users: 516 positions, i.e. 31 % of total anchoring positions; DONIA non-users: 5454 positions, i.e. 40 % of total anchoring positions). During this period, the proportion of anchoring positions within the meadows was lower for DONIA users compared to non-users ($\chi^2 = 86$, $N = 51,107$, p -value < 0.001). A strong increase was observed between 2019 and 2022 in the number of anchoring positions for small boats using DONIA (+ 414 %). The number of anchorings not using DONIA also increased during this period (+ 136 %).

The total surface of anchoring within *Posidonia oceanica* decreased on average between 2019 and 2022 for large boats (– 72 %), and increased for small boats (+ 67 %). A small decrease was however observed between 2021 and 2022 in the total surface of anchoring within *P. oceanica* for boats between 10 and 24 m length (– 17 %)

(Fig. 2). The surface of *P. oceanica* preserved by the anchoring regulation (both decrees) and the DONIA application ranged from 0.74 ha in 2017 to 490 ha in 2022 for a total surface of 894 ha from 2017 to 2022 (Fig. 2). These surfaces corresponded to a yearly carbon sequestration ranging from 0.21 to 0.33 tons (0.24 when taking into account depth) in 2017 and to 136.14 to 220.37 tons (212 when taking into account depth) in 2022 (98 % thanks to the regulation for large boats and 2 % thanks to the DONIA application for small boats).

4. Discussion

This study aimed at testing the ability of AIS and mobile application data to assess the anchoring behavior of boats and their subsequent pressure on *Posidonia oceanica* meadows over the period 2010–2022. By comparing the number of anchoring events within the seagrass per boat size class through time, this study also assessed the change in anchoring preference after the introduction of new regulations.

This work confirmed that AIS data are effective to monitor anchoring pressure distribution and its variation in time and also highlights its

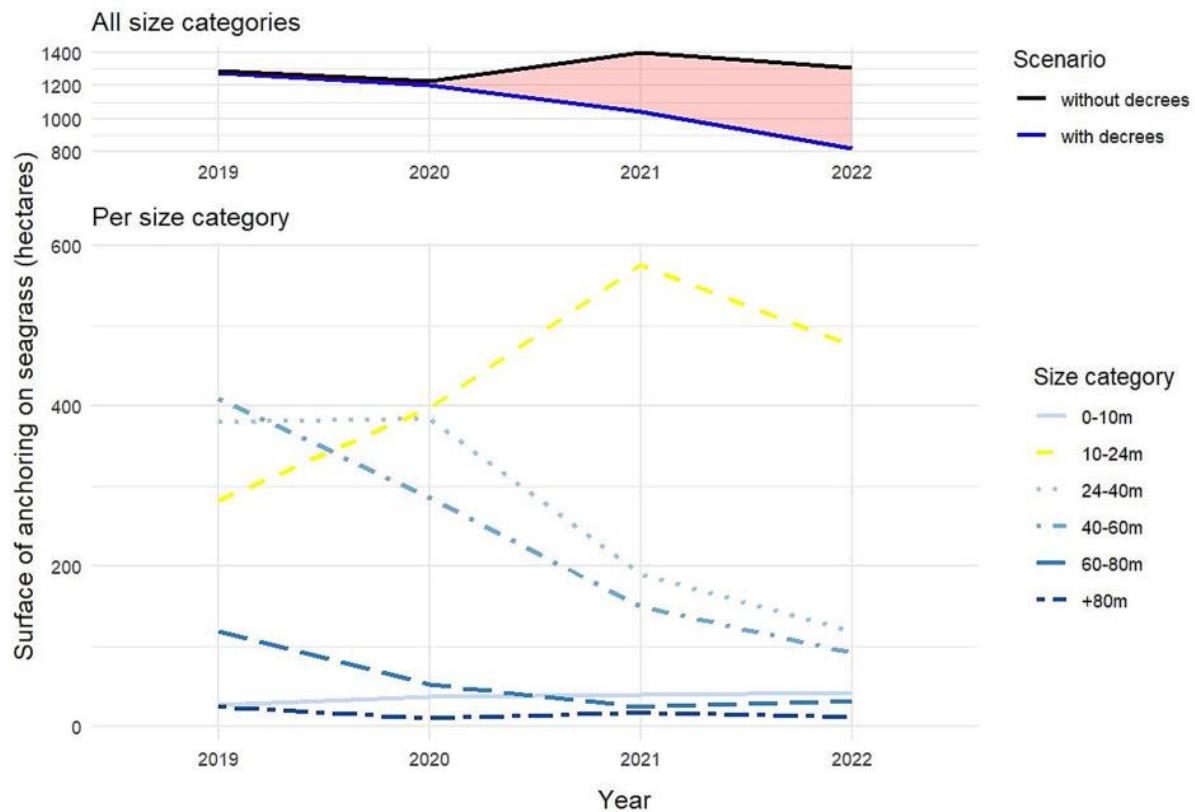


Fig. 2. Top: Total surface of anchoring within *Posidonia oceanica* between 2019 and 2022 per year. The blue line represents the evolution of the total surface of anchoring on *P. oceanica*. The black line represents the evolution of the surface of anchoring on *P. oceanica* in a scenario without anchoring regulation and without the DONIA application. The red transparent area represents the surface of *P. oceanica* preserved by the regulation and by the DONIA application. Bottom: Surface of anchoring on *P. oceanica* between 2019 and 2021 per boat size category and per year. The yellow line represents the boats between 10 and 24 m length. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

usefulness in regulation effectiveness evaluation. While the total number of anchoring keeps increasing, the total surface of anchoring within *P. oceanica* is indeed decreasing since 2019 thanks to the application of the new regulation.

The evolution of anchoring events in *Posidonia oceanica* detected from AIS data well reflects the restrictions enforced by decree n°155/2016 and n°123/2019 regarding very large boats and large boats respectively. The control group did not confirm the effect of the decree n°123/2019, most probably because the general decree caused fear and induced a change of behavior even on waterbodies where it was not yet locally translated (used as control group), and because of side actions combined to the new regulation. Side actions can indeed help conservation (Bickford et al., 2012; Bruner et al., 2001), and include here communication and sensibilization in the recent years toward boat captains and boaters on *P. oceanica* ecological importance and sensitivity to anchoring, control by local managers and national custom services, sometimes followed by court sentences, and an increasing number of mooring buoys or areas with regulated mooring outside harbors (sometimes also as a consequence of the regulation).

Data obtained from the DONIA application allowed to better detect a small portion of small boats that did not use AIS (only approx. 5 % of boats <24 m are equipped with AIS (Deter et al., 2017)). The DONIA application, based on a unique mapping dataset of marine habitats in the French Mediterranean sea, was developed to help boaters anchor outside of *Posidonia oceanica* meadows. The first version of the DONIA application was released in 2013, hence before the regulation forbidding anchoring on *P. oceanica* meadows. The proportion of DONIA users' anchorings in *P. oceanica* was lower than non-users (31 % for DONIA users' and 40 % for non-users in 2022), showing the effectiveness of

DONIA and more generally the role such applications can have in promoting good practices in order to preserve marine ecosystems.

While a slight decrease in the proportion of anchorings within *Posidonia oceanica* was also observed for small boats not using DONIA, their anchoring behavior remained impacting with >1/3 of the anchoring events within *P. oceanica* in 2022. In the absence of regulation, small boats owners might think they do not impact the seagrass when anchoring. All anchorings however impact the seafloor, although differing in intensity according to the boat size (Griffiths et al., 2017; Rouanet et al., 2013). While the anchoring of these small boats is not damaging the entire polygon of anchoring, the scars created in the meadow can expand in the long term under the effect of hydrodynamic erosion (Abadie, 2016). The anchoring surface within *P. oceanica* of small boats is moreover very important (especially for boats between 10 and 24 m length, see results) although underestimated when using AIS data (Deter et al., 2017). More studies are therefore needed to better localize and characterize the impact of small boats anchoring within *P. oceanica* meadows using innovative monitoring tools including satellite or drone images analysis with artificial intelligence (Goswami et al., 2020; Kanjir et al., 2018) that are currently under development.

The regulation protecting *Posidonia oceanica* in France, and to a smaller extent the DONIA mobile application, allowed a relatively “low-cost” blue carbon sequestration, particularly interesting in the context of climate change, with the sequestration in 2022 of 136.14 to 220.37 tons of carbon (98 % thanks to the regulation for large boats and 2 % thanks to the DONIA application for small boats). It should here be emphasized that the role of the DONIA application in the protection of *P. oceanica* cannot be limited to those numbers (concerning only small boats), the mapping database behind the application being one of the cornerstones

of the new regulation (concerning large and very large boats). Carbon labels should moreover be investigated in the future to finance such tools as well as mooring buoys, as is currently the case in France with the “Prométhée – Med” project (EcoAct, 2022) aiming to certify marine seagrass conservation measures in the framework of the French low carbon label.

Between 2010 and 2022, >6500 ha of *Posidonia oceanica* seagrass were impacted by anchoring in the French Mediterranean territorial waters. The constant increase in the number of anchorings in the seagrass had to be tackled by the French authorities, and the decrees recently applied by the French Maritime Prefect have proved effective in protecting *P. oceanica*. However, >800 ha of *P. oceanica* meadows were still impacted by anchoring in 2022, with >250 ha due to large boats despite an ambitious and effective regulation in place, and >500 ha due to small boats for which there is no specific regulation yet (although *P. oceanica* is a protected species (19/07/1988 decree) and its degradation remains forbidden). *P. oceanica* is also considered as a threatened species at the Mediterranean scale by the Barcelona convention (UNEP, 2022), and such impact assessment could therefore be relevant for the whole Mediterranean sea. In France, as a consequence of the new regulation, large boats' anchoring pressure was then transferred to other habitats, mostly sandy bottoms (>6000 ha in 2022) and dead matte (>900 ha in 2022). While considered less ecologically important, sandy bottoms are still poorly known and are subject to growing attention of the scientific community (Jac et al., 2022; Jac et al., 2021). In addition, *P. oceanica* dead matte is not actually dead in terms of biodiversity (Borg et al., 2006) and is known as a favorable substrate for natural recolonization and restoration (Boudouresque et al., 2021; Calvo et al., 2021; Pansini et al., 2022) and the idea of its protection against anchoring should also be studied, at least partially on limited time periods and/or areas, and/or based on acceptable thresholds of pressures to be defined (Holon et al., 2018). The European commission adopted in 2022 the Nature Restoration Law, aiming to restore ecosystems, habitat and species across the EU. A similar initiative is needed at the European level to better protect seagrass meadows from anchoring.

5. Conclusion

Posidonia oceanica seagrass covers a total of 19,020 km² in the Mediterranean Sea, almost 5 % of which being present in the French waters (Traganos et al., 2022). *P. oceanica* has been protected in France for many years and the strict regulations recently adopted (Prefectoral decrees n°155/2016 (abrogated by n°131/2022) and n°123/2019) allowed to significantly decrease the anchoring pressure on its meadows. This work showed that French *P. oceanica* meadows can be an inspiring case study for other countries, proving that ambitious regulation, combined with adapted and intelligent monitoring and control efforts, are effective in preserving protected habitats and associated carbon stocks without a priori negatively impacting touristic frequentation. Mobile applications might also bring a serious added value in actions as wide as communication, sensibilization, monitoring, control, and behavior influence.

Funding

This work is part of Thomas Bockel's Phd work funded by Agence Nationale pour la Recherche (ANR), France Relance and Andromède océanologie (convention ANR-21-PRRD-0102-01) in collaboration with UMR MARBEC and Université de Montpellier (research collaboration contract n° 211672).

CRedit authorship contribution statement

T.B., F.H. and J.D. designed the study. T.B., G.M., G.D. and A.B. collected the data. T.B. analyzed the data. G.M., P.B. and N.M. helped in interpreting the results and drafting the article. All authors contributed

to the final manuscript.

Declaration of competing interest

Donia is a tablet and smartphone application created by Andromède océanologie and made freely available thanks to the funding / collaboration with Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse and Naos. Therefore, the results of this publication have no commercial impact.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

The authors would like to thank the team of Andromède Océanologie for the work on the habitat maps database, the DONIA application, and the AIS database, and Caroline Ballesta for the spell check in English. The authors also wish to thank the maritime prefect and his team, and the staff of the marine service at Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse for their support and their interest in this analysis. The authors finally thank the NAOS group for his support in the development of the DONIA application, and the DONIA community. Many thanks to all these partners for their contribution in preserving French *Posidonia oceanica* meadows.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115511>.

References

- Abadie, A., 2016. Etude des intermattes des herbiers à *Posidonia oceanica*. Université de Liège, Liège, Belgique.
- Andromède Océanologie, 2014. Les dessous de la mer méditerranéenne—Cartographie de la méditerranéenne française au 1/10000ème. Publi int Agence de l'eau RMC. 2014. Available: http://www.eaurmc.fr/fileadmin/documentation/brochures_d_information/Mer_Mediterranee/Livret_Surfstat-WEB.pdf.
- Andromède océanologie, 2022a. DONIA [WWW Document]. URL: www.donia.fr.
- Andromède océanologie, 2022b. Impact of Anchors on Posidonia Meadows [WWW Document]. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=KfQeNZXjySg>.
- Andromède océanologie, 2022c. Medtrix [WWW Document]. URL: <https://plateforme.medtrix.fr/>.
- Bickford, D., Posa, M.R.C., Qie, L., Campos-Arceiz, A., Kudavidanage, E.P., 2012. Science communication for biodiversity conservation. Biol. Conserv. 151, 74–76. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.016>. ADVANCING ENVIRONMENTAL CONSERVATION: ESSAYS IN HONOR OF NAVJOT SODHI.
- Borg, J.A., Rowden, A.A., Attrill, M.J., Schembri, P.J., Jones, M.B., 2006. Wanted dead or alive: high diversity of macroinvertebrates associated with living and 'dead' *Posidonia oceanica* matte. Mar. Biol. 149, 667–677. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0250-3>.
- Boudouresque, C.F., 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. GIS Posidonie, 13-Marseille.
- Boudouresque, Bernard, Bonhomme, Charbonnel, Diviacco, Meinesz, Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., 2012. Protection and Conservation of *Posidonia oceanica* Meadows. RAMOGE - RAC/SPA.
- Boudouresque, C.-F., Blanfuné, A., Pergent, G., Thibaut, T., 2021. Restoration of seagrass meadows in the Mediterranean Sea: a critical review of effectiveness and ethical issues. Water 13, 1034. <https://doi.org/10.3390/w13081034>.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., da Fonseca, G.A.B., 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. Science 291, 125–128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>.
- Calvo, S., Calvo, R., Luzzu, F., Raimondi, V., Assenzo, M., Cassetti, F.P., Tomasello, A., 2021. Performance assessment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile restoration experiment on dead matte twelve years after planting—structural and functional meadow features. Water 13, 724. <https://doi.org/10.3390/w13050724>.
- Deter, J., Lozupone, X., Inacio, A., Boissery, P., Holon, F., 2017. Boat anchoring pressure on coastal seabed: quantification and bias estimation using AIS data. Mar. Pollut. Bull. 123, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.065>.
- Deter, J., Bockel, T., Delaruelle, G., Holon, F., Ballarin, M., Duschene, T., Boissery Pierre, 2022. Préservation des posidonies: les ressorts d'une collaboration efficace [WWW Document]. sfecologie.org (web archive link, 12 October 2022). URL <https://sfecologie.org/regard/r104-juin-2022-j-deter-et-al-posidonies/> (accessed 12.10.22).
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Armeth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Watson, R.T., Baste, I.A., Larigauderie, A., Leadley, P.,

- Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., Fischer, M., María, A., Karki, M., Mathur, V., Pataridze, T., Pinto, I.S., Stenseke, M., Török, K., Vilá, B., 2019. Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) 45.
- EcoAct, 2022. Prométhée - Med project [WWW Document]. URL <http://www.calanques-parcnational.fr/fr/actualites/lancement-du-projet-promethee-med-pour-la-protection-des-herbiers-de-positonia>.
- European Environment Agency, 2020. Management Effectiveness in the EU's Natura 2000 Network of Protected Areas. Publications Office, LU.
- Ferrà, C., Tassetti, A.N., Grati, F., Pellini, G., Polidori, P., Scarcella, G., Fabi, G., 2018. Mapping change in bottom trawling activity in the Mediterranean Sea through AIS data. *Mar. Policy* 94, 275–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.013>.
- Goldberg, G., D. M., McClintock, W.J., 2016. Applied marine management with volunteered geographic information. In: *Geoinformatics for Marine and Coastal Management*. CRC Press.
- Goswami, N., Kathiriyaa, K., Yadav, S., Bhatt, J., Degadwala, S., 2020. Satellite imagery classification with deep learning : a survey. *Int. J. Sci. Res. Comput. Sci. Eng. Inform. Technol.* 36–46 <https://doi.org/10.32628/CSEIT2065124>.
- Griffiths, C.A., Langmead, O.A., Readman, J.A.J., Tillin, H.M., 2017. *Anchoring and Mooring Impacts in English and Welsh Marine Protected Areas (Reviewing Sensitivity, Activity, Risk and Management. A Report to Defra Impacts Evidence Group)*.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 946–948. <https://doi.org/10.1126/science.1151084>.
- 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. *Sci. Rep.* 9, 11609. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>.
- Holon, F., Mouquet, N., Boissery, P., Bouchoucha, M., Delaruelle, G., Tribot, A.-S., Deter, J., 2015. Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS One* 10, e0135473. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135473>.
- Holon, F., Marre, G., Parravicini, V., Mouquet, N., Bockel, T., Descamp, P., Tribot, A.-S., Boissery, P., Deter, J., 2018. A predictive model based on multiple coastal anthropogenic pressures explains the degradation status of a marine ecosystem: implications for management and conservation. *Biol. Conserv.* 222, 125–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.006>.
- Iglesias, A., Buono, F., 2009. Towards sustainability of water policies in Mediterranean countries: evaluation approaches in the SWAP project. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 133–140. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.012>.
- IMO, 2022. AIS transponders [WWW Document]. URL <https://www.imo.org/en/OurWork/Safety/Pages/AIS.aspx>.
- Jac, C., Desroy, N., Duchêne, J.-C., Foveau, A., Labrune, C., Lescure, L., Vaz, S., 2021. Assessing the impact of trawling on benthic megafauna: comparative study of video surveys vs. scientific trawling. *ICES J. Mar. Sci.* 78, 1636–1649. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab033>.
- Jac, C., Desroy, N., Foveau, A., Vaz, S., 2022. Disentangling trawling impact from natural variability on benthic communities. *Cont. Shelf Res.* 247, 104828 <https://doi.org/10.1016/j.csr.2022.104828>.
- Kanjir, U., Greidanus, H., Ostir, K., 2018. Vessel detection and classification from spaceborne optical images: a literature survey. *Remote Sens. Environ.* 207, 1–26. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.033>.
- Leduc, M., Abadie, A., Viala, C., Bouchard, A., Iborra, L., Fontaine, Q., Lepoint, G., Marengo, M., Pergent, G., Gobert, S., Lejeune, P., Monnier, B., 2023. A multi-approach inventory of the blue carbon stocks of *Posidonia oceanica* seagrass meadows: large scale application in Calvi Bay (Corsica, NW Mediterranean). *Mar. Environ. Res.* 183, 105847 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105847>.
- Marbà, N., Dfaz-Almela, E., Duarte, C.M., 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biol. Conserv.* 176, 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.024>.
- 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, e79889. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079889>.
- Monnier, B., Pergent, G., Valette-Sansevin, A., Boudouresque, C.F., Mateo, M.Á., Pergent-Martini, C., 2020. The *Posidonia oceanica* mat: a unique coastal carbon sink for climate change mitigation and implications for management. *Vie et Milieu / Life & Environment* 70.
- Monnier, B., Pergent, G., Mateo, M.Á., Carbonell, R., Clabaut, P., Pergent-Martini, C., 2021. Sizing the carbon sink associated with *Posidonia oceanica* seagrass meadows using very high-resolution seismic reflection imaging. *Mar. Environ. Res.* 170, 105415 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105415>.
- OECD [WWW Document], 2022. URL <https://www.oecd.org/ocean/topics/ocean-shipping/>.
- OFB, 2021. Guide d'élaboration des plans de gestion des espaces naturels. Coll. Cahiers techniques n°88 [WWW Document]. Le portail technique de l'OFB. URL <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-cahiers-techniques/guide-delaboration-plans-gesti-on-espaces-naturels> (accessed 10.28.22).
- Pansini, A., Bosch-Belmar, M., Berlino, M., Sarà, G., Ceccherelli, G., 2022. Collating evidence on the restoration efforts of the seagrass *Posidonia oceanica*: current knowledge and gaps. *Sci. Total Environ.* 851, 158320 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158320>.
- Pergent-Martini, C., Pergent, G., Monnier, B., Boudouresque, C.-F., Mori, C., Valette-Sansevin, A., 2021. Contribution of *Posidonia oceanica* meadows in the context of climate change mitigation in the Mediterranean Sea. *Mar. Environ. Res.* 165, 105236 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105236>.
- Pergent-Martini, C., Monnier, B., Lehmann, L., Barralon, E., Pergent, G., 2022. Major regression of *Posidonia oceanica* meadows in relation with recreational boat anchoring: a case study from Sant'Amanza bay. *J. Sea Res.* 188, 102258 <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102258>.
- PostgreSQL Global Development Group, 2022. PostgreSQL.
- Quemmerais, F., Barrere, J., La Rivière, M., Contin, G., Denis, B., 2020. A methodology and tool for mapping the risk of cumulative effects on benthic habitats. *Front. Mar. Sci.* 7 <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.569205>.
- R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Robards, M., Silber, G., Adams, J., Arroyo, J., Lorenzini, D., Schwehr, K., Amos, J., 2016. Conservation science and policy applications of the marine vessel Automatic Identification System (AIS)—a review. *Bull. Mar. Sci.* 92, 75–103. <https://doi.org/10.5343/bms.2015.1034>.
- Rouanet, E., Astuch, P., Bonhomme, D., Bonhomme, P., Rogeau, E., de Saint Martin, T., Boudouresque, C.F., 2013. Evidence of Anchor Effect in a *Posidonia oceanica* Seagrass Meadow Under Low Anchoring Pressure Via a Multi-criteria Grid. Presented at the CIEM.
- Saeedi, H., Reimer, J.D., Brandt, M.I., Dumais, P.-O., Jajdzewska, A.M., Jeffery, N.W., Thielen, P.M., Costello, M.J., 2019. Global marine biodiversity in the context of achieving the Aichi Targets: ways forward and addressing data gaps. *PeerJ* 7, e7221. <https://doi.org/10.7717/peerj.7221>.
- Stelzenmüller, V., Coll, M., Mazaris, A.D., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Portman, M.E., Degen, R., Mackelworth, P., Gimpel, A., Albano, P.G., Alpanidou, V., Claudet, J., Essl, F., Evangelopoulos, T., Heymans, J.J., Genov, T., Kark, S., Micheli, F., Pennino, M.G., Rilov, G., Rumes, B., Steenbeek, J., Ojaveer, H., 2018. A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Sci. Total Environ.* 612, 1132–1140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.289>.
- Telesca, L., Belluscio, A., Criscoli, A., Arduzone, G., Apostolaki, E.T., Fraschetti, S., Gristina, M., Knittweis, L., Martin, C.S., Pergent, G., Alagna, A., Badalamenti, F., Garofalo, G., Gerakaris, V., Louise Pace, M., Pergent-Martini, C., Salomidi, M., 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Sci. Rep.* 5, 12505. <https://doi.org/10.1038/srep12505>.
- Traganos, D., Lee, C.B., Blume, A., Poursanidis, D., Čizmek, H., Deter, J., Macić, V., Montefalcone, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ricart, A.M., Reinhart, P., 2022. Spatially explicit seagrass extent mapping across the entire Mediterranean. *Front. Mar. Sci.* 9 <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.871799>.
- UNEP, 2022. Mediterranean Action Plan (MAP) [WWW Document]. URL <https://www.unep.org/unepmap/>.
- UNEP/MAP, 2017. State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment (2017 Mediterranean Quality Status Report).
- Walker, T., Adebambo, O., Del, M., Feijoo, A., Elhaimer, E., Hossain, T., Johnston Edwards, S., Morrison, C., Romo, J., Sharma, N., Taylor, S., Zomorodi, S., 2018. Environmental Effects of Marine Transportation, pp. 505–530. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00030-9>.

Contact

7, place Cassan – Carnon-plage

34 130 Manguio - France

Tél. : 0033 (0)4.67.66.32.48 - contact@andromede-ocean.com

www.andromede-ocean.com