



Une approche innovante de l'étude et de la gestion des pressions anthropiques et de leurs impacts sur les écosystèmes marins côtiers de méditerranée française

Thomas Bockel

► To cite this version:

Thomas Bockel. Une approche innovante de l'étude et de la gestion des pressions anthropiques et de leurs impacts sur les écosystèmes marins côtiers de méditerranée française. Biodiversité et Ecologie. Université de Montpellier, 2024. Français. <NNT : 2024UMONG027>. <tel-04913305v2>

HAL Id: tel-04913305

<https://hal.science/tel-04913305v2>

Submitted on 10 Feb 2025

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En Sciences de la Mer

École doctorale GAIA

Unité de recherche MARBEC

UNE APPROCHE INNOVANTE DE L'ETUDE ET DE LA GESTION DES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET DE LEURS IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES MARINS COTIERS DE MEDITERRANEE FRANÇAISE

Présentée par Thomas BOCKEL
Le 12/12/2024

Sous la direction de Julie DETER
et Nicolas MOUQUET

Devant le jury composé de

Sylvie Gobert, Professeure, Université de Liège

Cyril Tissot, Directeur de recherche, CNRS, Université de Brest

Yunne Shin, Directrice de recherche, IRD, Université de Montpellier

Dino Ienco, Directeur de recherche, INRAE, Montpellier

Rapporteuse

Rapporteur

Examinatrice

Examinateur, président du jury



UNIVERSITÉ DE
MONTPELLIER

UNE APPROCHE INNOVANTE DE L'ETUDE ET DE LA GESTION DES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET DE LEURS IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES MARINS COTIERS DE MEDITERRANEE FRANÇAISE

Thèse de doctorat en Sciences de la mer

2021-2024

Thomas Bockel

Direction de thèse :

Julie Deter (Maitresse de conférences associée, Université de Montpellier)

Nicolas Mouquet (Directeur de recherche, Université de Montpellier)



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER



REMERCIEMENTS

A mes enfants Malo et Iloé, nés juste avant le début de ce projet pour le plus grand et en plein milieu pour la plus petite, pour m'avoir montré l'étendue insoupçonnée des ressources réelles du corps humain. J'espère qu'ils auront en eux le même amour que j'ai trouvé en moi pour notre mer Méditerranée ;

A mon épouse Audrey, qui me soutient dans chacune de mes décisions depuis maintenant 10 ans de vie commune, y compris celle de me lancer dans cette aventure. Elle a su, comme à son habitude, trouver le juste équilibre entre « je suis là si besoin » et « tu l'a voulu, assumes ... » ;

A mes parents qui m'ont donné le goût du grand air et l'amour de la nature ;

A ma directrice de thèse pour sa disponibilité sans failles tout au long de ce projet, sa réactivité et son efficacité bluffante lors des relectures de papiers, et à mon directeur de thèse, qui même très occupé par ailleurs, a été présent, impliqué et décisif à chaque moment clé ;

A mes collègues Andromédiens, pour leur appui technique dans la préparation et dans l'interprétation de l'Océan des données andromédiennes, et tout simplement pour la seconde famille qu'ils représentent ;

A mes collègues de l'UM, bien trop peu croisés à mon goût, pour leur super accueil, leurs conseils rassurants sur la partie académique, et pour m'avoir permis de sortir du cadre de l'entreprise et m'avoir donné l'impression d'avoir quelques années de moins.

Quelques mentions particulières bien nécessaires pour ces individus non moins particuliers qui se reconnaîtront dans ces lignes :

Séance de psychothérapie à partager petits malheurs et grand bonheurs sur base de cafés trop fréquents à la fac ;

Appui technique bienvenu, expérience du jeune docteur, et rappel de l'importance de ne pas oublier de profiter de la vie même pendant une thèse ;

Séances de complainte sur ces enfants qui, à base de réveils nocturnes et autres caprices, nous maintiennent dans le rouge, mais nous permettent au final de relativiser quel que soit la situation et ainsi de ne jamais délaissé l'humour ;

L'un mentor, parfois avare de compliments, mais toujours bienveillant, et sans qui je n'aurais certainement jamais fait partie de l'aventure Andromède ; l'autre gestionnaire passionné et grand défenseur de la mer Méditerranée, qui m'a permis par son soutien et son intérêt indéfectible pour mes travaux de croire en leur utilité réelle pour protéger notre passion commune, la mer Méditerranée. Ils ont su faire la paire à la perfection dans leur rôle d'encadrement officieux et discret de ce travail doctoral.

Merci à vous tous.

PREAMBULE

Ce travail doctoral a été réalisé dans le cadre d'un partenariat public privé entre la société [Andromède océanologie](#) et [l'université de Montpellier](#) avec l'unité mixte de recherche [MARBEC](#) (contrat de collaboration de recherche UM 211672).

Ce projet a bénéficié d'un financement mixte entre la société Andromède océanologie et le programme France Relance dans le cadre de ses mesures de « préservation de l'emploi de R&D ».

Le travail réalisé, en parallèle de son ambition purement scientifique, a donc aussi vocation à développer des méthodes innovantes pouvant être réutilisées dans le cadre des activités de la société Andromède océanologie, dont les principaux clients sont les acteurs de la gestion et de la protection du milieu marin en Méditerranée française.

Ce travail doctoral est ainsi résolument et volontairement très appliqué, au service d'une gestion opérationnelle du milieu marin en Méditerranée française.

Les travaux présentés dans ce document, sauf mention explicite, ont été intégralement réalisés par Thomas Bockel.

RESUME

L'espace maritime côtier méditerranéen abrite des trésors de biodiversité, à l'image de l'herbier de posidonie. Cet espace concentre aussi les activités humaines. Ce travail doctoral est né du constat de la nécessité d'une connaissance fine des pressions anthropiques et de leurs impacts pour une protection efficace du milieu marin, rendu possible par l'augmentation exponentielle des données disponibles, de la capacité de calcul, et de la performance des algorithmes.

Dans un premier temps, les cartes de 13 pressions anthropiques en Méditerranée française ont été mises à jour, affinées, et diffusées à la communauté scientifique et au grand public (projet [«Impact»](#) sur la plateforme Medtrix). Un focus a ensuite été réalisé sur les pressions issues de l'ancrage et des rejets urbains.

La pression d'ancrage de la grande plaisance (≥ 24 m) et son impact sur l'herbier de posidonie en Méditerranée française ont ensuite été estimés à l'aide de l'analyse des positions AIS (« Automatic Identification System »). Ce travail a permis de montrer l'efficacité de la réglementation de l'ancrage (arrêtés [155/2016](#) et [123/2019](#)) pour la protection de l'herbier de posidonie.

Une étude comparative des différentes technologies existantes pour estimer la pression d'ancrage de la petite plaisance (< 24 m) a ensuite été conduite. Ce travail a montré la présence d'un impact de l'ancrage de la petite plaisance sur l'herbier de posidonie, et a été l'occasion du développement d'un outil innovant de détection-localisation des navires à l'ancrage à partir d'images de sources variées. Des recommandations ont été formulées à l'attention des acteurs de la protection du milieu marin pour une surveillance efficace de l'ancrage de la petite plaisance.

La première cartographie de la pression d'ancrage sur l'herbier de posidonie à l'échelle de la mer Méditerranée a ensuite été réalisée à partir des données AIS. Ce travail a permis de quantifier des différences spatio-temporelles de pression d'ancrage en Méditerranée, et de mettre en valeur des zones à fort enjeu de gestion.

La pression issue des rejets urbains et son impact sur l'herbier de posidonie ont finalement été analysés à l'aide d'un jeu de donnée de plus de 10 années de suivi, montrant une corrélation entre la progression de la limite inférieure de l'herbier et la mise en conformité des systèmes de traitement des eaux usées en Méditerranée française.

Plusieurs perspectives de travaux de recherche et de gestion ont été soulevées par ce travail de doctorat, synthétisées sous forme de fiches projet.

SUMMARY

The Mediterranean coastal area is home to treasures of biodiversity. Posidonia meadows are one of them. It is also an area of intense human activity. This doctoral project arose from the realization that detailed knowledge of anthropogenic pressures and their impacts is essential for effective protection of the marine environment. This knowledge is made possible by the exponential increase in available data, computing capacity and algorithm performance.

As a first step, maps of multiple anthropogenic pressures in the French Mediterranean sea have been updated, refined and shared with the scientific community and the public ([IMPACT](#) project on the Medtrix platform). A focus was then set on the pressures resulting from anchoring and urban discharges.

The anchoring pressure of large yachts (≥ 24 m) and their impact on the Posidonia meadow in the French Mediterranean Sea were then estimated using AIS position analysis. This work demonstrated the effectiveness of anchoring regulations (Decrees [155/2016](#) and [123/2019](#)) in protecting the Posidonia meadow.

A comparative study of the various existing technologies for estimating the anchoring pressure of small yachts (< 24 m) was then carried out. This work demonstrated the impact of small yachts anchoring on the Posidonia meadow, and provided the opportunity to develop an innovative tool for detecting and locating anchored vessels using images from a variety of sources. Recommendations were formulated for marine protection stakeholders, to ensure effective monitoring of small yachts anchoring.

The first map of anchoring pressure on the Posidonia meadow in the Mediterranean Sea was then produced using AIS data. This work made it possible to quantify the spatio-temporal differences in anchoring pressure in the Mediterranean Sea, and to highlight areas with high management challenges.

Urban wastewater effluents and their impact on the Posidonia meadow were finally analyzed using a dataset of over 10 years of monitoring, showing a correlation between the progression of the meadow's lower limit and the compliance of urban wastewater treatments in the French Mediterranean Sea.

A number of research and management needs were raised by this doctoral work, summarized in the form of project sheets.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	14
LES ENJEUX DE BIODIVERSITE	16
LES ACTIVITES HUMAINES ET LES MENACES INDUITES	19
<i>Les rejets urbains</i>	21
<i>L'ancrage</i>	23
LA SURVEILLANCE	26
<i>Le contexte</i>	26
<i>Méthodes de surveillance et évolutions technologiques</i>	31
La surveillance des surfaces couvertes par les habitats benthiques côtiers (0 – 100 m de fond)	31
La surveillance des pressions anthropiques	33
Les progrès de l'intelligence artificielle	38
PLAN DU MANUSCRIT ET OBJECTIFS	40
CHAPITRE 1 : CARTOGRAPHIE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET DE LEURS IMPACTS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE	43
CONTEXTE	46
LE PROJET «IMPACT»	47
<i>Objectifs et historique du projet «Impact»</i>	47
<i>Contenu du projet «Impact»</i>	48
Cartographie des pressions	48
Cartographie des impacts	56
CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION	59
CONTEXTE	62
ANCHORING PRESSURE AND THE EFFECTIVENESS OF NEW MANAGEMENT MEASURES QUANTIFIED USING AIS DATA AND A MOBILE APPLICATION	65
<i>Abstract</i>	65
<i>Introduction</i>	65
<i>Materials and methods</i>	67
<i>Results</i>	70
<i>Discussion</i>	73
<i>Conclusion</i>	75
APPUI A LA GESTION	77
<i>Medtrix et le projet "Suivi du mouillage"</i>	77
<i>Donia manager</i>	79
CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION	83
CONTEXTE	86
QUANTIFYING THE IMPACT OF SMALL BOATS ON POSIDONIA SEAGRASS MEADOWS: METHODS AND PATH FOR FUTURE EFFICIENT MANAGEMENT OF ANCHORING PRESSURE	88
<i>Abstract</i>	88
<i>Introduction</i>	89
<i>Material and methods</i>	90
<i>Results</i>	95
<i>Discussion</i>	101
APPUI A LA GESTION	106
<i>Développement d'une méthode opérationnelle de caractérisation de la capacité d'accueil à l'ancrage pour le Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate</i>	106

CHAPITRE 4 : PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION	122
CONTEXTE	125
MAPPING THE RECREATIONAL ANCHORING PRESSURE ON POSIDONIA OCEANICA AT THE MEDITERRANEAN SCALE : IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT	126
Abstract.....	126
Introduction.....	126
Materials and Methods	127
Results	132
Discussion.....	135
CHAPITRE 5 : PRESSION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION	139
CONTEXTE	142
EARLY SIGNALS OF POSIDONIA OCEANICA MEADOWS RECOVERY IN A CONTEXT OF WASTEWATER TREATMENT IMPROVEMENTS	144
Abstract.....	144
Introduction.....	144
Material and methods.....	147
Results	151
Discussion.....	154
Conclusion	156
APPUI A LA GESTION	159
Medtrix et le projet “Localisation et suivi des rejets urbains”	159
DISCUSSION, CONCLUSION ET PERSPECTIVES	162
APPORTS DU TRAVAIL DOCTORAL ET PERSPECTIVES.....	164
<i>Chapitre 1 : Cartographie des pressions anthropiques et de leurs impacts en Méditerranée française.</i>	164
<i>Chapitre 2 : Pression d’ancrage de la grande plaisance en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion.....</i>	166
<i>Chapitre 3 : Pression d’ancrage de la petite plaisance en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion</i>	168
<i>Chapitre 4 : Pression de l’ancrage à l’échelle de la Méditerranée, impacts associés et modalités de gestion</i>	170
<i>Chapitre 5 : Pression des rejets urbains en Méditerranée française, impacts et modalités de gestion associés</i>	172
CONCLUSION	175
PERSPECTIVES : PROPOSITIONS DE PROJETS FUTURS	177
BIBLIOGRAPHIE	186
ANNEXES	201
ANNEXE 1 : PRESENTATION DE LA SOCIETE ANDROMEDE OCEANOLOGIE	202
ANNEXE 2 : ANNEXES POUR « ANCHORING PRESSURE AND THE EFFECTIVENESS OF NEW MANAGEMENT MEASURES QUANTIFIED USING AIS DATA AND A MOBILE APPLICATION ».....	204
ANNEXE 3 : ANNEXES POUR « QUANTIFYING THE IMPACT OF SMALL BOATS ON POSIDONIA SEAGRASS MEADOWS: METHODS AND PATH FOR FUTURE EFFICIENT MANAGEMENT OF ANCHORING PRESSURE»	208
ANNEXE 4 : ANNEXES POUR “ MAPPING THE RECREATIONAL ANCHORING PRESSURE ON POSIDONIA OCEANICA AT THE MEDITERRANEAN SCALE; IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT.”	220
ANNEXE 5 : ANNEXES POUR “EARLY SIGNALS OF POSIDONIA OCEANICA MEADOWS RECOVERY IN A CONTEXT OF WASTEWATER TREATMENT IMPROVEMENTS”	228

INTRODUCTION



LES ENJEUX DE BIODIVERSITE

Les océans du globe couvrent environ 71 % de la surface de la planète et contiennent 97 % des ressources en eau (Ocean and Climate 2019). Ils hébergent une importante biodiversité avec probablement plus de deux millions d'espèces (Mora et al. 2011) dont à peine 20 % connues (Costello et al. 2013).

Les zones côtières hébergent une biodiversité particulièrement élevée (Tittensor et al. 2010) et fournissent de nombreux services écosystémiques tels que la protection contre l'érosion, le stockage du carbone, ou encore la mise à disposition de zones fonctionnelles clés (nurseries, frayères) pour les populations de poissons (Barbier et al. 2011).

La mer Méditerranée, du latin « *Mare medi terraneum* » (mer au milieu des terres), est une zone maritime aux nombreuses particularités (Figure 1). Avec ses presque trois millions de kilomètres carrés et sa profondeur maximale de plus de cinq milles mètres, il s'agit de la plus vaste et de la plus profonde mer semi-fermée sur la planète. Les conditions océanographiques y sont atypiques avec une forte évaporation compensée par des apports d'eau de faible température et salinité depuis l'Atlantique, entrainant un gradient ouest-est croissant de température et salinité. La Méditerranée a de plus connu une histoire géologique variée, incluant une séparation de l'océan mondial et une quasi-totale évaporation lors de la crise Messénienne il y a six millions d'années (Coll et al. 2010a).

« *Mare nostrum* » pour les romains, la mer Méditerranée a été le berceau de nombreuses civilisations et a vu naître de nombreux courants culturels, philosophiques et artistiques, participant à son aura et à son pouvoir d'attraction actuel (Sağlam 2013).



Figure 1 Représentation cartographique de la mer Méditerranée (source : wikimedia)

INTRODUCTION

La mer Méditerranée couvre moins de 1 % de la surface du globe mais on estime qu'elle héberge jusqu'à 18 % des espèces marines connues (Bianchi and Morri 2000). La Méditerranée possède le plus fort taux d'endémisme au monde, avec 20 à 30 % des espèces observées nulle part ailleurs (UNEP/MAP 2024). La plus connue des espèces endémiques de Méditerranée est l'emblématique posidonie, *Posidonia oceanica* (Delile, 1813) (Figure 2).



Figure 2 Castagnoles et Sars dans l'herbier de posidonie (source : Laurent Ballesta)

P. oceanica est une phanérogame marine composée de tiges (rhizomes) rampantes (plagiotropes) ou dressées (orthotropes), terminées par des groupes de feuilles (faisceaux) de croissance annuelle. L'ensemble des rhizomes et racines qui s'accumulent avec le temps forment la matte. La floraison à l'automne n'a pas lieu chaque année et semble fortement dépendante des conditions environnementales et de l'énergie accumulée par la plante. Sa reproduction se fait donc principalement de manière végétative, par bouturage. La vitesse de croissance des rhizomes de *P. oceanica* est très lente, estimée entre 3,2 et 20,9 mm / an (Boudouresque et al. 2006, 2012).

P. oceanica forme de vastes prairies marines riches et diversifiées appelées communément « herbiers de posidonie », s'étendant de la surface jusqu'à 40-45 m de profondeur. Leur surface est estimée entre un million deux cent milles (Telesca et al. 2015) et deux millions (Traganos et al. 2022) d'hectares à l'échelle de la Méditerranée, dont 79 000 ha sur les côtes françaises (Deter et al. 2022a). Ces herbiers possèdent un rôle biologique et écologique majeur (Boudouresque et al. 2006) et offrent de nombreux services écosystémiques : habitat pour de nombreuses espèces, stockage du carbone, protection contre l'érosion, filtration et oxygénation de l'eau ... La valeur économique des biens et avantages tirés de ces services écosystémiques est estimée entre 283 (Campagne et al. 2015) et 16 525 (Costanza et al. 1997) euros par hectare et par an. Le stockage

à long terme du carbone par l'herbier de posidonie dans la matte est estimé en moyenne entre 7.7 et 84.4 g C.m⁻², ce qui correspond à l'échelle de la Méditerranée à un rythme de 0.278 t C ha⁻¹.an⁻¹ (Pergent-Martini et al. 2021).

Les herbiers de posidonie supportent mal les conditions environnementales extrêmes, en particulier une turbidité élevée, une salinité trop faible (< 33) ou trop élevée (> 39), une température trop faible (< 9 °C) ou trop élevée (> 29 °C) et un hydrodynamisme trop important (Boudouresque et al. 2006, 2012).

P. oceanica est également sensible aux activités humaines et aux pressions induites, soit directement par la dégradation physique de l'habitat (exemple : arrachage par l'ancrage), soit indirectement à travers la modification des conditions environnementales (augmentation de la turbidité par les rejets urbains, modification de l'hydrodynamisme par les aménagements côtiers, augmentation de la température due au changement climatique) (Boudouresque et al. 2006, 2012). Le changement climatique et ses conséquences (augmentation de la température de l'eau, mais aussi augmentation du niveau de l'eau et du nombre d'espèces exotiques envahissantes) sont en effet une menace pour l'herbier de posidonie (Pergent et al. 2014; Stipcich et al. 2022; Litsi-Mizan et al. 2023). Les températures estivales élevées peuvent cependant avoir un effet positif sur l'herbier en favorisant sa floraison (André et al. 2023). Cette sensibilité de *P. oceanica* aux conditions environnementales et aux pressions anthropiques en font un excellent bioindicateur de l'état de santé du milieu marin (Boudouresque et al. 2012).

P. oceanica est considérée comme une espèce menacée et devant être protégée par la convention de Barcelone de 1976 et par la directive européenne « habitats » (92/43/CEE). La protection au niveau national est cependant très variable en fonction des pays, allant d'une juridiction spéciale inexistante à l'exception de quelques Aires Marines Protégées à Chypre, à une interdiction stricte de l'ancrage dans l'herbier pour les bateaux supérieurs à 24 m en France (voir Encart n°5). Conséquence de trop fortes pressions anthropiques et d'une protection insuffisante, la surface couverte par l'herbier de posidonie a en moyenne fortement régressé sur la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, avec une diminution moyenne annuelle de presque 7 % de sa surface sur cette période (Marbà et al. 2014). Malgré un important déclin à la fin du siècle dernier, il semblerait cependant que la tendance puisse être inversée, avec plusieurs zones de progression documentées à la suite de mise en place de mesures de gestion appropriées (de los Santos et al. 2019).

Il apparaît clair que les masses d'eau côtières de la mer Méditerranée abritent un habitat clé, d'une grande richesse écologique et sensible aux pressions anthropiques. Cet espace maritime est cependant aussi le théâtre de la majorité des activités humaines en mer.

INTRODUCTION

LES ACTIVITES HUMAINES ET LES MENACES INDUITES

Environ 10 % de la population mondiale vit le long du littoral à une altitude de moins de 10 m, et 90 % du commerce mondial est réalisé par voie maritime (United Nations 2017). Les activités humaines sur le domaine maritime (OECD 2022) et côtier (Martínez et al. 2007) ont une importance capitale dans l'économie mondiale actuelle mais génèrent des pressions sur l'environnement.

Le modèle conceptuel « DPSIR » (Driver/ Pressure / State / Impact / Response) permet de mieux appréhender les relations entre activités, pressions et état des écosystèmes (Encart n°1). En fonction de la sensibilité de chaque écosystème ou habitat aux différentes pressions, ces dernières peuvent en effet présenter un risque d'impact (vulnérabilité) (Encart n°1) (La Rivière et al. 2015, 2016).

Encart n°1 : Le modèle conceptuel « DPSIR » et la notion de vulnérabilité

Le modèle conceptuel « **DPSIR** » (Driver/ Pressure / State / Impact / Response) permet de présenter simplement les différents phénomènes et leurs interactions dans l'espace et le temps : les activités humaines (drivers) exercent des pressions (pressure) sur le milieu marin modifiant l'état (state) des écosystèmes et du milieu, et engendrant de possibles effets (impacts) qui peuvent être atténués par des mesures de gestion adaptées (responses) (<https://dcsmm.milieu marinfrance.fr>, European Environment Agency 1999).

La **sensibilité** décrit la sensibilité de chaque habitat à chaque pression. Elle est généralement quantifiée en combinant les notions de résistance et de résilience.

La **vulnérabilité** quantifie le risque d'impact. Elle est donc élevée lorsque l'habitat présent est sensible à la ou les pressions présentes.

De nombreux travaux se sont intéressés à la cartographie des principales pressions anthropiques issues des activités humaines à l'échelle mondiale (Korpinen and Andersen 2016), la plupart d'entre eux se basant sur une méthodologie commune développée par Halpern et al. (2008). Une matrice de sensibilité pressions-habitats a été établie sur la base de la littérature et d'une consultation d'experts (Halpern et al. 2007). Le croisement des cartes de pressions anthropiques et des cartes d'habitats, pondéré par les valeurs de sensibilité associées, a ensuite permis la réalisation de cartes d'impacts. Ce travail a notamment montré l'absence de zone dépourvue d'influence anthropique, ainsi qu'une large partie du globe (41 %) affectée par de multiples pressions (Halpern et al. 2008) (Figure 3). Les pressions et impacts ont aussi été suivis dans le temps, montrant une augmentation des impacts pour 59 à 66 % de la surface de l'océan global, en particulier due au changement climatique, à la pêche, aux pollutions d'origine terrestre et au transport maritime, et fournissant des pistes de priorisation des efforts de gestion à large échelle (Halpern et al. 2015, 2019). Cette méthodologie a été adaptée et réappliquée à l'échelle de la Méditerranée par Micheli et al. (2013). Cette étude a notamment permis de confirmer la forte influence anthropique observée au niveau global, avec entre 66 et 99 % des eaux territoriales fortement impactées sur la zone méditerranéenne.

Global cumulative human impact

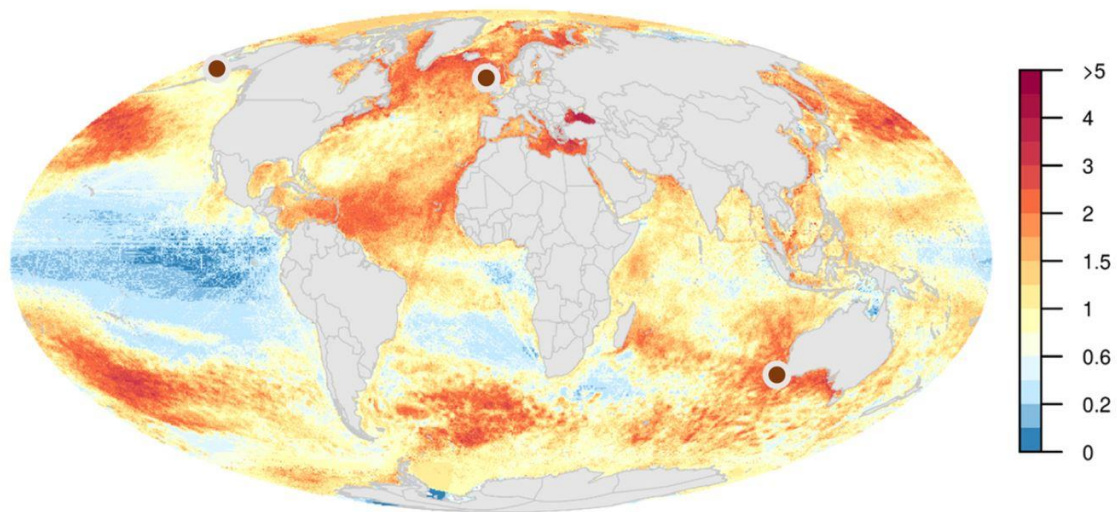


Figure 3 Cartographie de l'impact cumulé au niveau global (Halpern et al. 2019)

Ces cartes des pressions anthropiques fournissent une première base de connaissance très utile aux acteurs de la protection du milieu marin, mais restent souvent trop grossières (résolution spatiale trop large (> 1 km) ou classification des activités humaines pas assez détaillée) pour la gestion. Une connaissance précise des menaces est cependant indispensable à leur élimination ou réduction. Une cartographie fine (résolution de 20 m) des pressions anthropiques a ainsi été réalisée en 2015 à l'échelle de la Méditerranée française. Ce travail a permis la cartographie des pressions issues de 10 activités humaines : les aménagements côtiers, l'agriculture, l'aquaculture, l'érosion côtière, l'urbanisation, les rejets urbains et industriels, l'ancrage, la pêche de loisir, et la population côtière. Dans cette étude, l'intensité de la pression a été modélisée selon une courbe de décroissance depuis la source de la pression, basée sur l'analyse de la littérature, et pondérée par la bathymétrie (Holon et al. 2015b). De nombreuses activités humaines et pressions anthropiques manquent encore cependant à cette liste (ex : plongée, espèces exotiques envahissantes ...). Une spatialisation de ces menaces à la biodiversité est cependant une prérogative indispensable à une gestion adaptée. Les cartes de pressions anthropiques présentées ci-dessus, leurs améliorations, leur mise à jour, et leur valorisation sont présentés dans le chapitre 1 de ce travail doctoral.

Par ailleurs, les données et technologies de surveillance existantes évoluent très rapidement (voir « Méthodes de surveillance et évolutions technologiques »), et les outils accessibles aujourd'hui permettent, pour certaines pressions anthropiques, une modélisation encore plus détaillée et une compréhension plus poussée des liens état-pression. Ce présent travail doctoral fait ainsi un focus sur deux activités humaines très impactantes en Méditerranée, et sur lesquelles il est possible d'agir relativement facilement via une gestion adaptée : les rejets urbains et l'ancrage des navires.

INTRODUCTION

Les rejets urbains

Les pollutions ponctuelles d'origine terrestre (Halpern et al. 2007), incluant les rejets urbains (Holon et al. 2015b), font parties des menaces les plus sérieuses pour les herbiers de posidonie (Boudouresque et al. 2012).

Pour les cartographier, l'accès aux coordonnées des points de rejets et aux informations de description et de performances (même agrégées) des systèmes de traitement des eaux usées (Encart n°2) est nécessaire, généralement disponible mais peut s'avérer dans les faits complexe.

Encart n°2 : Le traitement des eaux usées urbaines

Le traitement des eaux usées urbaines est composé d'une première étape de traitement dit « primaire » permettant la suppression des matières en suspension et des graisses à l'aide de processus de filtration et/ou sédimentation.

Une seconde étape de traitement dit « secondaire » permet la réduction de la matière organique dissoute dans l'eau à l'aide de filtres biologiques composés de microorganismes.

Un traitement « tertiaire » visant à éliminer les substances azotées ou phosphorées résiduelles et/ou une étape de désinfection, peuvent finalement être ajoutés dans certains cas (<https://www.eaufrance.fr/lassainissement-des-eaux-usees-domestiques>).

Dans le cas de la France, le gouvernement met ces informations à disposition du grand public sur une plateforme cartographique en ligne : <https://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/pages/data/actu.php>. Sur la base de ces données, une première cartographie de l'étendue en mer de la pression issue des rejets urbains a été réalisée en 2015, basée sur la distance aux rejets, ainsi que sur le volume rejeté et la capacité de chaque station d'épuration (Holon et al. 2015b). Cette carte est accessible en ligne sur la plateforme cartographique [Medtrix](#), projet «Impact» (voir chapitre 1).

Les effets indirects des rejets urbains sur les herbiers de posidonie sont nombreux. Un apport trop important en nutriments peut provoquer une prolifération des organismes planctoniques qui, combiné à un fort apport en matières en suspension, peut augmenter considérablement la turbidité, limitant ainsi l'apport de lumière naturelle. Ce manque d'énergie lumineuse peut provoquer, sur une longue période, un recul de l'herbier sur sa partie la plus profonde (limite inférieure¹). De la même manière, un apport régulier de contaminants incluant les détergents, pesticides, herbicides, hydrocarbures et métaux lourds peut mettre en péril la vitalité de l'herbier dans le milieu récepteur (Boudouresque et al. 2012). Face à ces menaces, le traitement des rejets par la mise en place de stations d'épuration a un impact positif sur l'herbier au droit des rejets (Pergent-Martini et al. 2002). La communauté européenne et la France ont, de plus, mis en place une réglementation visant à améliorer les systèmes de traitement (voir Encart n°3).

¹ limite d'extension la plus profonde atteinte par un herbier de posidonie localement

Comment évolue l'état de l'herbier de posidonie au droit des rejets urbains en Méditerranée française suite à la mise en conformité des stations d'épuration littorales ? Le chapitre 5 de ce travail doctoral tente de répondre à cette question.

Encart n°3 : Le point sur la réglementation sur les rejets urbains

Le 21 mai 1991, la commission européenne publie la directive 91/271/CEE, avec l'objectif de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets d'eaux urbaines résiduelles. Ce texte engage l'ensemble des états membres à une mise en conformité des systèmes de traitement des eaux urbaines vers un traitement de type secondaire de la charge en matières organiques (Encart n°2) au-delà d'une certaine taille, ainsi qu'à un suivi régulier de l'état des milieux récepteurs (Figure 4).

La politique de la France pour l'atteinte de cet objectif est déclinée dans le Plan d'action 2012-2018

« pour une politique d'assainissement contribuant aux objectifs de qualité des milieux aquatiques » (Ministère de l'écologie 2011).

Les [normes européennes ont de plus été renforcées en 2024](#), avec notamment l'obligation d'un traitement tertiaire pour les collectivités de plus de 10000 habitants en 2045.



Figure 4 Banc de castagnoles autour de l'émissaire de La londe-les-maures (source : Andromède océanologie)

INTRODUCTION

L'ancrage

L'ancrage des bateaux est une activité humaine exerçant une pression mécanique sur les écosystèmes marins avec une dégradation directe et visible des habitats (Andromède océanologie 2020) (Figure 5). Il s'agit d'« une des menaces les plus fréquemment mentionnées » dans la littérature pour les herbiers de posidonie en mer Méditerranée (Boudouresque et al. 2012).

L'impact de l'ancrage sur l'herbier est concentré sur trois phases. Dans un premier temps l'ancre, qui tombe dans l'herbier, est trainée par le bateau avant d'accrocher dans le substrat, et peut casser/arracher les rhizomes. Une fois ancrée, la chaîne frotte le fond lors de l'évitement du navire, ce qui peut entraîner l'arrachage de feuilles (et des espèces sessiles associées). Lors de la remontée de l'ancre, les rhizomes attachés sont cassés, et il arrive même que des blocs entiers de matte soient arrachés. L'impact engendré lors de la remontée de l'ancre est amplifié par une mauvaise technique de manœuvre, si le pilote ne vient pas positionner le bateau à la verticale de l'ancre avant sa remontée (Boudouresque et al. 2012).

Le système AIS (Automatic Identification System, voir « Méthodes de surveillance et évolutions technologiques ») est souvent utilisé pour localiser la fréquentation nautique et la pression d'ancrage (Meijles et al. 2021; Watson et al. 2022). Deter et al. (2017) ont développé un algorithme permettant de détecter les positions d'ancrages (Encart n°4) à partir des positions AIS et ont caractérisé pour la première fois la pression d'ancrage des grands navires (≥ 24 m) à l'échelle de la Méditerranée française.

Encart n°4 : L'algorithme de détection des ancres

Les positions AIS successives (au moins quatre) de chaque navire (disques non pleins d'une même couleur), de faible vitesse (< 1 nd) et distantes de moins de 600 m, permettent de définir les polygones d'ancrage en surface (polygones non remplis). La position de l'ancre (disques pleins) est définie comme le centre d'un cercle ajusté au plus proche des positions les plus extérieurs du polygone. Si ce cercle possède un rayon trop élevé, la position de l'ancre est alors définie comme le centroïde des positions successives du bateau à l'ancrage. La réduction de ces polygones d'un tiers de leur surface en direction de l'ancre permet ensuite l'obtention du polygone de pression d'ancrage sur le fond (polygones remplis) (Deter et al. 2017) (Figure 5).

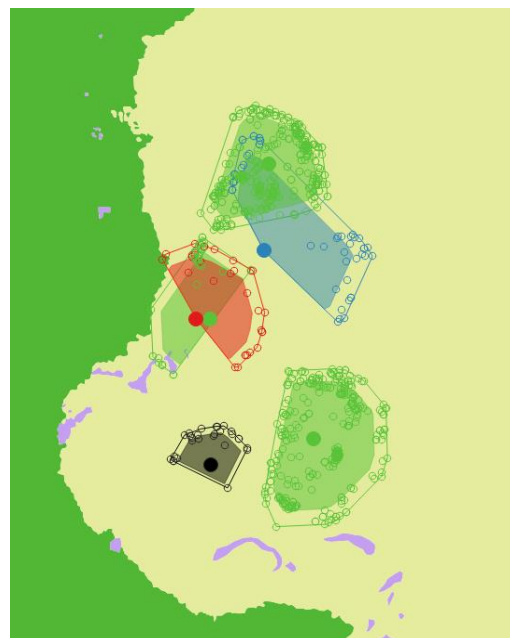


Figure 5 Schéma méthodologique de détection des ancres par AIS

Ce travail a été repris et mis à jour en 2019 afin de documenter la pression d’ancrage des grands navires (> 24 m) et son impact sur l’herbier de posidonie en Méditerranée française entre 2010 et 2018 (Andromède océanologie et al. 2019). Ce travail a entre autres permis d’agréments les réflexions de l’état français sur la mise en place d’une réglementation dans l’objectif de protéger les herbiers de posidonie de l’impact de l’ancrage (Encart n°5). Quelle est l’efficacité réelle de cette réglementation ? Le chapitre 2 de ce travail doctoral tente de répondre à cette question.

Encart n°5 : Le point sur la réglementation d’ancrage

Seuls quelques pays méditerranéens ont légiféré à l’heure actuelle sur la régulation de l’ancrage (France, Espagne, Monaco et Croatie) (Mediterranean Posidonia Network 2024).

En France, dès 2016 (arrêté n°155/2016), l’Etat oblige les capitaines de navires de plaisance supérieurs à 80 m ou autres navires supérieurs à 45 m à demander autorisation au sémaphore avant ancrage.

Au fur et à mesure de la prise de conscience de la menace, aboutissement d’une collaboration sans précédents avec les scientifiques et les acteurs de la protection du milieu marin (Deter et al. 2022a), l’Etat décide finalement en 2019 (arrêté cadre n°123/2019, décliné par 17 arrêtés préfectoraux pris entre 2020 et 2023) d’interdire totalement l’ancrage dans les herbiers de posidonie pour tout navire de taille supérieure à 24 m (localement 20 m dans certains départements).

Cette réglementation est une réussite avec une réduction de plus de 20 % du nombre d’ancrages dans l’herbier (Bockel et al. 2023), grâce à un contrôle important des services de l’état (115 procès-verbaux en 2023, 119 en 2022), mais les infractions persistent (933 en 2023, 650 en 2022) (Préfecture maritime de la Méditerranée 2023). Le montant de l’amende en cas de récidive est toujours en discussion et une jurisprudence devrait voir le jour fin 2024.



Figure 6 Illustration des effets de l’ancrage dans l’herbier (source°: Laurent Ballesta, 2018)

INTRODUCTION

L'activité de plaisance concerne en grande majorité des bateaux de petite taille (< 24 m) (mer.gouv.fr). Quelques études se sont intéressées à la caractérisation des pressions et impacts issus de l'ancrage des navires de petite taille; elles montrent un impact présent mais limité (Francour et al. 1999; Ceccherelli et al. 2007; Boudouresque et al. 2009; Griffiths et al. 2017) et la littérature scientifique est encore restreinte et floue sur ce sujet. Ces navires sont de plus souvent dépourvus d'AIS (Serra-Sogas et al. 2021) et sont donc difficiles à surveiller. Quel est l'impact de l'ancrage de la petite plaisance sur l'herbier de posidonie, et comment surveiller de manière efficace cette pression ? Le chapitre 3 de ce travail doctoral tente de répondre à ces questions.

Par ailleurs, plusieurs études documentent la pression d'ancrage sur certains secteurs très localisés de Méditerranée hors France, en Italie (Milazzo et al. 2004; La Manna et al. 2015; Venturini et al. 2021), en Espagne (Lloret et al. 2008; Hendriks et al. 2013), ou encore en Turquie (Okudan et al. 2011). Qu'en est-il de la pression d'ancrage et de son impact sur l'herbier de posidonie à l'échelle de la Méditerranée entière ? Le chapitre 4 de ce travail doctoral tente de répondre à cette question.

LA SURVEILLANCE

Le contexte

Le constat de l'importance capitale de la biodiversité à l'échelle globale et de la nécessité de la protéger amène la communauté internationale et les nations unies à poser les bases d'un premier cadre institutionnel en 1992 avec la convention sur la diversité biologique ([CBD](#)), signée par 150 dirigeants du monde entier. La conférence des parties adopte ensuite en 2010 à Nagoya un plan stratégique pour la biodiversité incluant la définition des « [objectifs d'Aichi](#) » pour la période 2010-2020. Ces objectifs, visant à stopper l'érosion de la biodiversité, répondent à cinq grands buts stratégiques :

- Gérer les causes sous-jacentes de l'appauvrissement de la diversité biologique
- Réduire les pressions directes
- Améliorer l'état de la diversité biologique
- Renforcer les avantages retirés de la biodiversité
- Renforcer la mise en œuvre de la protection de la nature

L'ensemble des parties ont acté la transposition de ce cadre international dans des plans d'actions nationaux. A l'heure actuelle, 99 % des parties ont développé un plan d'action national.

La décision 93/626/EEC marque l'adhésion de la communauté européenne à la convention sur la diversité biologique. Depuis sa création, l'Union Européenne s'est engagée pour la protection de la biodiversité marine à travers plusieurs directives :

- Les Directives « oiseaux » (79/409/EEC) et « habitats » (92/43/CEE)
- La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ([2000/60/EC](#))
- La Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM) ([2008/56/EC](#))
- La Directive Cadre pour la Planification de l'Espace Maritime (DCPEM) ([2014/87/UE](#))

L'objectif initial de la DCE est de parvenir au bon état des masses d'eau de l'Union européenne d'ici à 2015. Les masses d'eau concernées sont les eaux de surface (incluant les eaux marines), souterraines, intérieures et de transition. Cet objectif se décline à travers des sous-objectifs de protection, de restauration, de réduction de la pollution, et de garantie d'une utilisation durable de l'eau. Les objectifs et programmes associés sont ensuite mis à jour et adaptés de manière cyclique tous les six ans.

La DCSMM a pour objectif initial l'atteinte du bon état écologique du milieu marin sur l'ensemble de l'Union européenne d'ici 2020. La DCSMM se base sur une approche intégrée incluant l'étude et la gestion des activités humaines et leurs effets sur les composantes physiques, chimiques et biologiques de l'écosystème marin. Cette approche s'inspire du modèle conceptuel « DPSIR » (Driver/ Pressure / State / Impact / Response) (Encart n°1). La stratégie de la DCSMM inclue ainsi les phases suivantes (Figure 7), révisées tous les six ans :

- Evaluation de l'état du milieu marin et des enjeux écologiques et socio-économiques en présence
- Définition du bon état écologique, basé sur une liste de 11 descripteurs (voir « Méthodes de surveillance et évolutions technologiques »)
- Définition d'objectifs environnementaux clairs

INTRODUCTION

- Mise en place d'un programme de surveillance pour évaluer la progression vers les objectifs
- Mise en place d'un programme de mesures permettant l'atteinte des objectifs

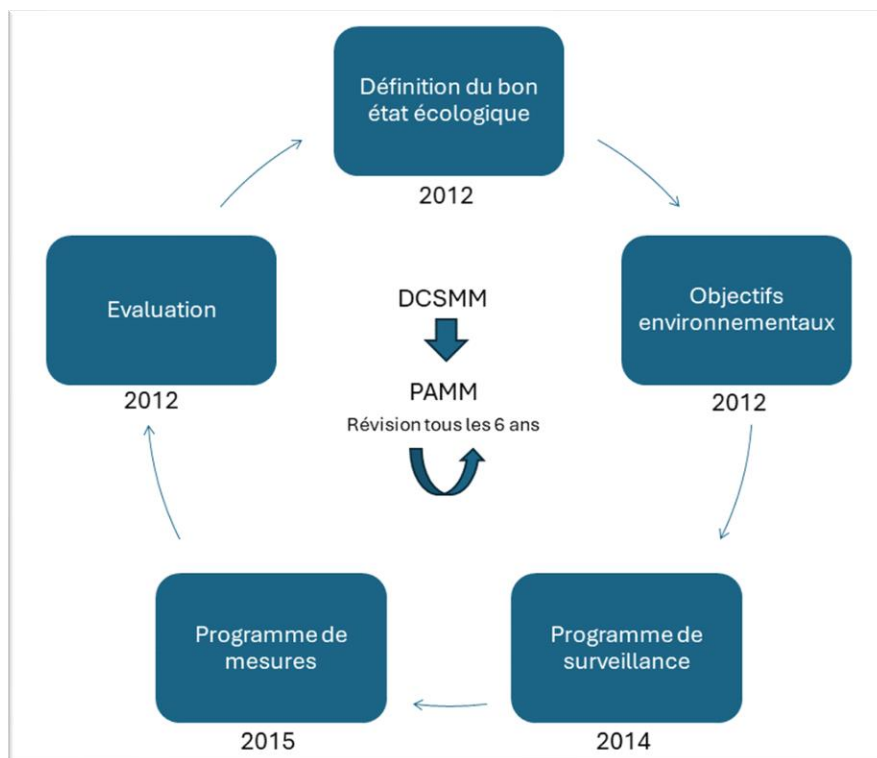


Figure 7 Schéma illustratif du fonctionnement des cycles de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), déclinée en France dans le Plan d'Action pour le Milieu Marin (PAMM). Inspiré de <https://dcsmm.milieu marinfrance.fr>

Les 11 descripteurs utilisés par la DCSMM pour la caractérisation de l'état écologique sont les suivants :

- La diversité biologique
- Les espèces non indigènes
- Les espèces exploitées
- Le réseau trophique
- L'eutrophisation
- L'intégrité des fonds marins
- Les conditions hydrographiques
- Les contaminants
- Les questions sanitaires
- Les déchets marins
- Le bruit sous-marin

La DCE s'intègre dans le cadre législatif français déjà existant de protection de l'eau. La loi sur l'eau de 1964 instaure une gestion de l'eau par bassins versants et permet la création des Agences

de l'Eau. La loi sur l'eau de 1992 assortit ensuite chaque bassin versant d'un plan de gestion à travers la création du Schéma Directeur d'Aménagement des Eaux (SDAGE). La loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 finit de transposer les principes de la DCE dans la politique de gestion de l'eau en France.

De la même manière, la DCSMM est déclinée en France par la mise œuvre, par sous-régions marines, de plans d'actions pour le milieu marin (PAMM), intégrés aux documents stratégiques de façades (DSF), visant une gestion intégrée du milieu marin français.

Afin de parvenir aux objectifs de ces directives, comme chaque Etat membre, l'Etat français a mis en place des programmes de surveillance des masses d'eau côtières. Créés pour documenter de manière la plus exhaustive possible l'état écologique et les menaces sur les écosystèmes marins, ces programmes de surveillance sont nombreux ; quelques exemples sont listés ci-dessous (DIRMM 2012):

- Surveillance des populations de poissons, incluant notamment les données des campagnes « Medits » (Ifremer) ou encore du réseau « Piscis » (Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (AERMC)).
- Surveillance des habitats benthiques et intégrité des fonds marins, incluant notamment les données des réseaux DCE « Benthos » (Agences de l'eau) et « Surfstat » (AERMC).
- Surveillance des contaminants, incluant notamment les données des réseaux « Rinbio » et « Rocch » (Ifremer).

Trois réseaux de surveillance nous intéressent particulièrement dans ce travail doctoral : le réseau « Surfstat » d'analyse surfacique des habitats marins (depuis 2013), le réseau « Tempo » de suivi des herbiers de posidonie (depuis 2011) et le réseau « Impact » de suivi des pressions anthropiques (depuis 2015), opérés sur l'ensemble de la façade de Méditerranée française par la société Andromède Océanologie (annexe 1), avec le soutien de l'AERMC.

Le réseau « [Surfstat](#) » a pour objectif de réaliser une cartographie complète des habitats sous-marins le long des côtes de Méditerranée française entre 0 et 80 m de fond (localement plus profond), associée à une cartographie de l'évolution globale de l'herbier de posidonie.

Le réseau « [Tempo](#) » a pour objectif de recueillir des informations sur l'état écologique de l'herbier et sur son fonctionnement et de suivre son évolution dans le temps et dans l'espace. Il comprend actuellement 73 sites en limite inférieure de l'herbier et 53 sites localisés à la profondeur intermédiaire de 15 m (profondeur représentative de l'herbier de posidonie en Méditerranée (Gobert 2009)). Ces sites sont répartis sur les trois sous-régions marines Occitanie, région Sud et Corse, et sont suivis tous les trois ans. En limite inférieure, des mesures de vitalité (densité et déchaussement des faisceaux, taux de rhizomes plagiotropes, type et profondeur de la limite) sont réalisées, ainsi qu'un relevé des pressions anthropiques observées et une micro-cartographie de la limite inférieure de l'herbier. Entre 2011 et 2016, cette cartographie est réalisée par télémétrie acoustique (Descamp et al. 2011), puis par photogrammétrie à partir de 2016 (Marre et al. 2019, voir « Méthodes de surveillance et évolutions technologiques »). À la profondeur intermédiaire, trois indicateurs sont utilisés pour caractériser l'état de santé des herbiers et ainsi évaluer la qualité écologique des masses d'eau côtières : le PREI (*Posidonia oceanica* Rapid Easy Index, Gobert et al. 2009); le BiPo (Biotic index based on *P. oceanica*, Lopez y Royo et al. 2010) et l'EBQI (Ecosystem-Based Quality Index, Personnic et al. 2014).

Le développement du réseau « [Impact](#) » fait l'objet du chapitre 1 de ce manuscrit.

INTRODUCTION

L'ensemble des résultats de la surveillance opérée par l'AERMC et ses partenaires alimentent les évaluations fournies à l'Europe pour les différentes directives et sont diffusés auprès des acteurs de la gestion du milieu marin (Encart n°6) et du grand public via la plateforme cartographique Medtrix (Encart n°7, Figure 8) et les cahiers de la surveillance associés (ex : cahier de la surveillance édition spéciale, [Impact du mouillage des grands navires en Méditerranée française](#), Andromède Océanologie et al. 2019).

Encart n°6 : La gestion du milieu marin en Méditerranée française

Le terme de **gestion du milieu marin** fait ici référence à l'organisation de l'espace maritime permettant conjointement le développement d'activités anthropiques et la préservation des écosystèmes.

Les **acteurs de la gestion et de la protection du milieu marin** sont nombreux et variés : Structures publiques : Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (AERMC), Office français de la biodiversité (OFB), Parc naturels marins, Préfecture maritime de la Méditerranée (PREMAR), ... ; Organismes de recherche (Institut Français pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer)), Institut de recherche et développement (IRD), Centre national pour la recherche scientifique (CNRS) ... ; Organisations non gouvernementales; bureaux d'études ...

Parc naturel marin, aire marine protégée, zone de mouillage organisé, cantonnement de pêche, réserve intégrale ; la gestion du milieu marin peut prendre plusieurs formes mais doit toujours reposer sur la définition de plans de gestion, basés sur une connaissance approfondie des enjeux socio-économiques et environnementaux du territoire. Ces plans de gestion doivent de plus être évalués régulièrement afin de quantifier l'atteinte des objectifs définis, au moyen d'une surveillance adaptée (OFB 2021).

Encart n°7 : La plateforme cartographique Medtrix

La plateforme cartographique [Medtrix](https://medtrix.fr/) a été créée par la société Andromède océanologie ; elle est gérée par l'association L'œil d'Andromède, avec le soutien de l'AERMC. La plateforme est accessible à tous après création d'un compte gratuit. Scientifiques, étudiants, bureaux d'étude, associations, organismes gouvernementaux ..., la plateforme est utilisée par un très large panel de passionnés du milieu marin et d'acteurs de sa préservation. Les projets présents sur la plateforme Medtrix portent sur de multiples thématiques et sont décrits sur le site internet associé (<https://medtrix.fr/>) :

- Cartographie des habitats
- Etat des eaux côtières
- Gestion côtière
- Observatoires et sites atelier
- Réseaux de surveillance
- Restauration écologique
- Sciences participatives



Figure 8 Page d'accueil du site internet Medtrix

INTRODUCTION

Méthodes de surveillance et évolutions technologiques

Les méthodes de surveillance et de suivi du milieu marin côtier sont nombreuses et évoluent constamment avec les avancées technologiques. Nous nous intéressons dans ce travail de doctorat à deux types de surveillance : la surveillance des surfaces couvertes par les habitats benthiques côtiers, et la surveillance des pressions anthropiques.

La surveillance des surfaces couvertes par les habitats benthiques côtiers (0 – 100 m de fond)

La surveillance des surfaces couvertes par les habitats benthiques côtiers fait appel à différentes techniques. Les principales sont détaillées ci-dessous. Ces techniques sont par ailleurs souvent combinées afin d'améliorer la fiabilité des résultats.

- La **téléométrie acoustique** se base sur l'interférométrie acoustique pour localiser précisément un pointeur mobile transporté par le plongeur, en communication acoustique avec une antenne fixe déployée sur le fond. Cette méthode permet par exemple une délimitation très précise de la limite de l'herbier de posidonie (précision de 1cm à 40 m de l'antenne) (Descamp et al. 2011).
- La **photogrammétrie** est une méthode de reconstruction en trois dimensions du terrain à l'aide d'un modèle numérique obtenu à partir d'un très grand nombre d'acquisitions photographiques respectant des contraintes bien précises (distance au terrain, recouvrement, luminosité ...) (Marre et al. 2019). L'application de cette technique au suivi des habitats benthiques côtiers permet une délimitation précise de la limite inférieure de l'herbier de posidonie (Figure 9, Marre et al. 2020).

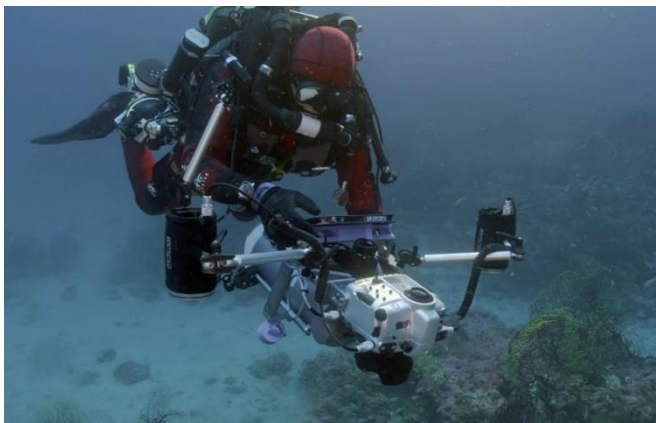


Figure 9 Plongeur en cours de réalisation d'une acquisition photogrammétrique (gauche), et exemple d'orthophotographie issue de modèle photogrammétrique (droite) (source: Andromède océanologie)

- Le **sonar latéral** (Figure 10, gauche) et le **sondeur multifaisceaux** sont tractés derrière un bateau, à une dizaine de mètres au-dessus du fond. Le sonar latéral émet des ondes acoustiques et interprète l'intensité des réflexions à l'aide d'une série d'hydrophones,

pour fournir une image de la nature du fond en dégradé de jaune (Figure 10, droite). Le sondeur multifaisceaux interprète lui le temps de trajet de l'onde sonore dans la colonne d'eau pour en déduire une cartographie bathymétrique. L'utilisation du sonar latéral et du sondeur multifaisceaux est largement répandue en océanologie. Ils permettent une cartographie fine des habitats sous-marins côtiers (Andromède océanologie 2014) ainsi que la détection de certaines marques d'impact sur l'herbier (ancres, chaluts) (Pasqualini et al. 2000).

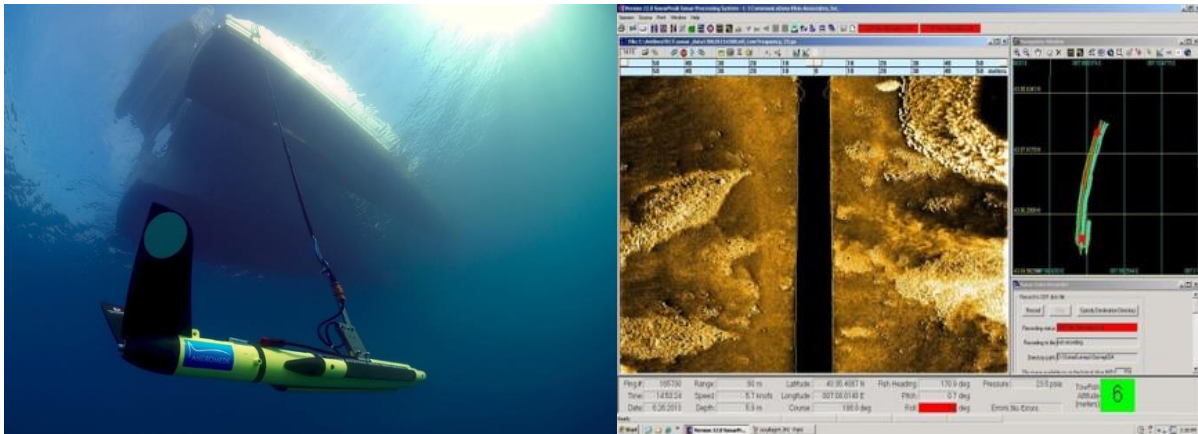


Figure 10 Vue sous-marine du Sonar latéral Klein 3900 (gauche) et exemple d'image obtenue lors de l'acquisition (droite) (source : Andromède océanologie)

- **L'imagerie aérienne aéroportée à bord de petits avions** permet la cartographie des habitats sous-marins côtiers dans la limite bathymétrique de la visibilité du fond (autour de 15 m de fond) (Andromède océanologie 2014; El Mahrad et al. 2020). La démocratisation de l'utilisation des drones augmente les possibilités d'acquisition aéroportée en diminuant fortement les coûts. Elle donne aussi la possibilité de cartographier certaines pollutions en mer par la détection de panaches sur l'imagerie (pollutions accidentelles, rejets en mer, rejets de cours d'eau). La photo-interprétation est cependant très dépendante des conditions météorologiques (vent, vagues ...) (Adade et al. 2021).
- Des premiers **satellites d'observation** de la terre dans les années 1970 avec Landsat 1 et sa résolution de 80 m, aux tous récents Pléiades (résolution 50 cm) et Pléiades néo (résolution 30 cm) (Figure 11), l'offre d'imagerie satellitaire optique pour l'observation de la zone côtière est très variée. Indépendamment des caractéristiques de résolution et de revisite (temps de retour) propres à chaque satellite, ce type d'imagerie offre les mêmes possibilités de surveillance des habitats côtiers que l'imagerie aérienne (El Mahrad et al. 2020), avec notamment la cartographie d'habitats (Traganos et al. 2022), ou encore le suivi de panaches de cours d'eau en mer (Ody et al. 2016).

INTRODUCTION



Figure 11 Extractions images satellite Sentinel 2 (haut, résolution spatiale 10 m) et Pléiades néo (bas, résolution spatiale 0,3 m)

La surveillance des pressions anthropiques

La surveillance des pressions anthropiques côtières fait appel à différentes techniques. Les principales sont détaillées ci-dessous.

- Le **système d'identification automatique (AIS)** a été créé à l'origine afin de réduire les risques de collision entre les navires. Depuis 2000, ce système est rendu obligatoire par

l'Organisation Maritime Internationale (IMO) à bord de tout navire de plus 300 tonneaux de jauge dans les eaux internationales, des navires cargo de plus 500 tonneaux de jauge, et de tous les navires de transports de passagers (IMO 2018). Le système AIS fonctionne en communiquant par ondes radio les informations d'identification et de voyage du navire aux navires et antennes de réception aux alentours. Sa portée est d'environ 200 miles nautiques. Les principales informations contenues dans le message AIS sont les suivantes :

- MMSI (identifiant unique des navires)
- Taille
- Vitesse
- Cap
- Type de navire
- Jauge
- Destination

Les données AIS permettent une surveillance de fréquentation nautique (Figure 12, Meijles et al. 2021) ainsi que de l'ancrage (Deter et al. 2017, voir plus haut). Ces données doivent cependant être analysées avec précaution car seule une petite partie des bateaux de petite taille possède un système AIS. Ce point est discuté au chapitre 2.

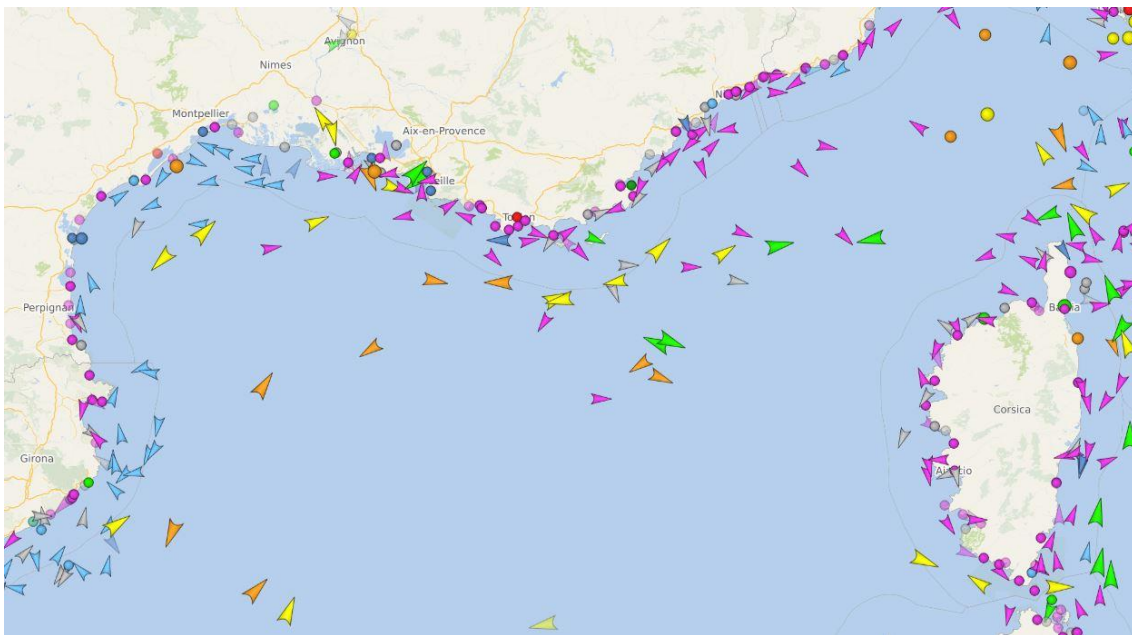


Figure 12 Extraction cartographique de la plateforme [Vesselfinder](https://www.vesselfinder.com), été 2024 (source : www.vesselfinder.com)

- Les **survolés aériens à l'aide de petits aéronefs** permettent d'obtenir une vision exhaustive de la fréquentation de la zone côtière (Serra-Sogas et al. 2021). Cette méthode est cependant coûteuse et ne fournit que des données ponctuelles sans information sur l'identification des bateaux. De la même manière que pour le suivi des habitats côtiers, la démocratisation de l'utilisation des drones permet cependant aujourd'hui une acquisition bien moins coûteuse et simplifiée, permettant une surveillance très efficace des activités nautiques (Harasyn et al. 2022).

INTRODUCTION

- L'utilisation de **caméras fixes** situées sur des zones clés du littoral permet la encore un suivi exhaustif de la fréquentation (Figure 13, Bonhomme et al. 2013; Schohn et al. 2019). Potentiellement continu dans le temps, ce type de surveillance est pour l'instant intrinsèquement très limité dans l'espace.



Figure 13 Exemple de photographie réalisée par caméra fixe sur le littoral (source : STARESO)

- Contrairement à la surveillance des habitats côtiers sous-marins qui utilise de fait exclusivement l'imagerie satellite optique, la surveillance des activités humaines sur le milieu maritime exploite **l'imagerie satellite optique comme radar**. Alors que l'imagerie optique contient une information plus complète grâce à la dimension spectrale, l'imagerie radar permet de s'affranchir de la couverture nuageuse. Les deux types d'images sont ainsi complémentaires et permettent la détection des navires de grande taille (Greidanus et al. 2017) comme des plus petits (Jialeng et al. 2023), et leur classification (Kanjir et al. 2018). Ce type de surveillance ne fournit cependant pas d'information sur l'identité du navire et reste donc complémentaire à un suivi de type AIS (Paolo et al. 2024). Comme mentionné plus haut, les caractéristiques de revisite et de résolution spatiale sont fortement variables entre les générations de satellites (Figure 14).

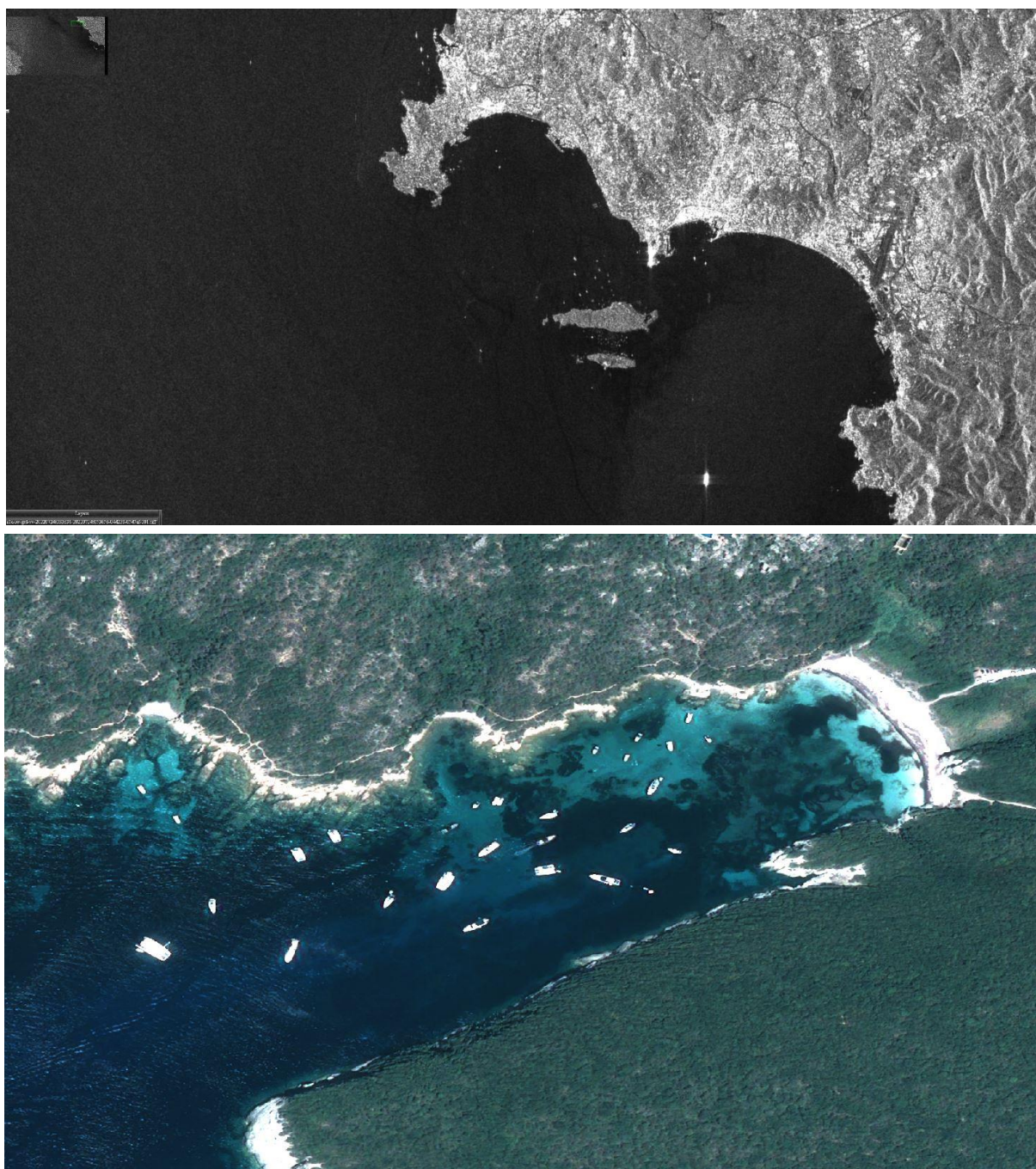


Figure 14 Extraction images satellite Sentinel 1 (haut, résolution spatiale 10 m) et Pléiades (bas, résolution spatiale 0,7 m)

INTRODUCTION

- Les **réseaux sociaux et applications mobiles** comme l'application Donia (Encart n°8), à travers la science participative, mais aussi et surtout à travers la géolocalisation des contenus, représentent aussi un vrai potentiel pour la surveillance des pressions anthropiques sur le milieu marin côtier (Goldberg and McClintock 2016; Toivonen et al. 2019; Papafitsoros et al. 2021). Ces méthodes font cependant face à un biais d'échantillonnage en faveur des zones les plus fréquentées par les utilisateurs de ces outils.

Encart n°8 : L'application mobile Donia

L'application mobile [Donia](#) a été créée en 2013 par la société Andromède océanologie, en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, afin de diminuer l'impact de l'ancrage sur les habitats marins sensibles. Cette application mobile gratuite fournit aux plaisanciers une carte continue des habitats sous-marins entre 0 et 50 m de profondeur pour les aider à ancrer en dehors des habitats sensibles, herbier de posidonie en premier lieu (Figure 15, Figure 16). L'application fournit aussi entre autres l'accès à des cartes bathymétriques haute définition et à des prévisions météorologiques sur trois jours.

En 2024, l'application Donia compte plus de 70 000 utilisateurs inscrits.

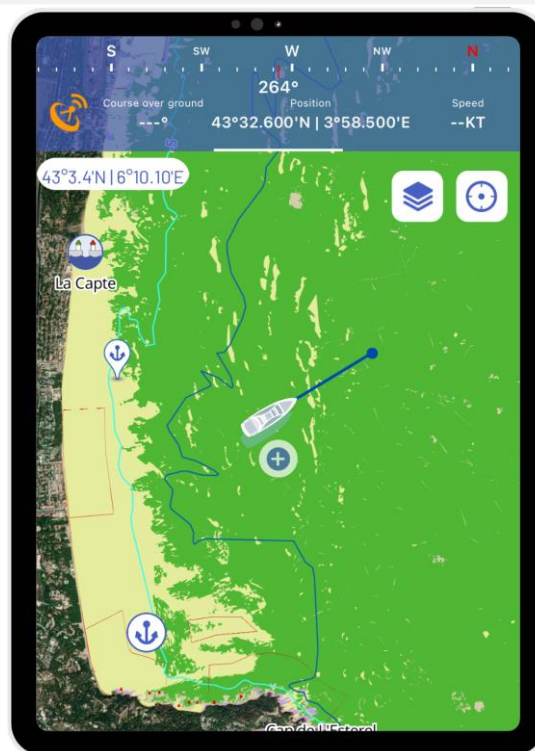


Figure 15 Exemple d'un écran d'affichage de l'application Donia (en vert l'herbier de posidonie, en jaune le sable)

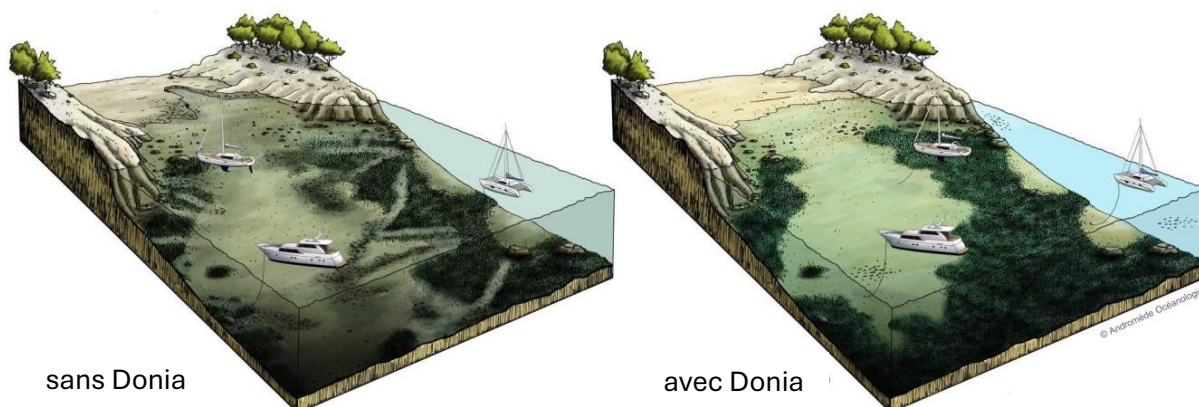


Figure 16 Schéma illustratif d'une situation d'ancrage sans Donia (gauche) ou avec Donia (droite) (Source : Andromède océanologie)

Les progrès de l'intelligence artificielle

Les technologies de surveillance s'améliorent en continu, fournissant toujours plus de données à traiter. De la même manière les performances des algorithmes de machine learning (apprentissage machine) et de deep learning (apprentissage profond) ont augmenté de manière exponentielle sur les dernières décennies, tout comme les capacités des serveurs de calcul accessibles aux scientifiques et bureaux d'études.

Le **machine learning**, inspiré dans les années 50 par le jeu des échecs, désigne tout algorithme capable d'améliorer ses performances en extrayant de l'information des données (Rubbens et al. 2023). Ce champ de la statistique regroupe de nombreux algorithmes à l'image des très populaires k-means et random forest. Un sous-domaine du machine learning est apparu dans la communauté scientifique et a fait des progrès fulgurants dans la dernière décennie : le deep learning.

Le **deep learning** (LeCun et al. 2015) utilise des réseaux de multiples couches de neurones (nœuds de calcul) afin d'apprendre des patterns de données à travers différents niveaux d'abstraction. Pour les données complexes, les réseaux neuronaux peuvent incorporer plusieurs millions de paramètres. La puissance de calcul nécessaire doit donc être dimensionnée en conséquence. L'ajustement des paramètres se fait en utilisant la méthode de la descente de gradient stochastique, visant à minimiser une fonction de coût en faisant varier les paramètres de manière itérative le long du gradient de cette fonction. Différents types de réseaux neuronaux existent en fonction du type de données d'entrée. La détection/classification d'objet sur des images est par exemple réalisée à l'aide de réseaux de neurones convolutifs. L'algorithme YOLO (Encart n°9) utilisé dans ce travail de thèse fait partie de ce type de réseaux neuronaux.

Encart n°9 : L'algorithme YOLO

YOLO (You Only Look Once) est un réseau de neurones conçu pour la détection/classification d'objets en temps réel dans une image/vidéo (Jiang et al. 2022). Dans sa première version (2015), l'algorithme est composé de 24 couches de convolutions suivies de deux couches de neurones complètement connectés entre eux pour la prédiction des coordonnées et probabilités de détection. La version 8 de YOLO, utilisée dans ce travail de doctorat, a été publiée en 2023 par la société Ultralytics (Terven et al. 2023, Figure 17).



Figure 17 Illustration de détection et classification d'objets sur une image par l'algorithme Yolo (source: [Ultralytics](#))

INTRODUCTION

Machine learning et deep learning ont rapidement été très utilisés en écologie marine au vu de la quantité de données à traiter et de la complexité des phénomènes (Rubbens et al. 2023). Il en va de même pour la surveillance du milieu côtier (Gambín et al. 2021), pour les habitats sous-marins (Burns et al. 2022) comme pour les pressions anthropiques (Nazerdeylami et al. 2021; Gamage et al. 2023).

La conjoncture d'augmentation du volume de données et des capacités de traitement rend aujourd'hui possible une description beaucoup plus fine de la biodiversité (par exemple une meilleure cartographie des habitats) mais aussi des activités humaines et des pressions associées (exemple description de nouvelles activités difficilement décrites auparavant (petites embarcations (plaisance, pêche, loisirs nautiques))). Cela permet *in fine* une meilleure compréhension des risques d'impacts spécifiques à chaque couple compartiment écologique/pression anthropique, et la mise en place par conséquent d'une gestion intégrée plus adaptée. Une meilleure compréhension du lien état/pression facilite par la même occasion l'évaluation de l'efficacité réelle des mesures de gestion. Cette masse de données et ces algorithmes toujours plus puissants rendent primordiale la diffusion transparente des données et méthodes utilisées. La production de résultats utilisables de manière opérationnelle par les acteurs de la protection du milieu marin doit pour finir être une priorité afin de respecter l'objectif premier de ces travaux : la protection efficace du milieu marin.

PLAN DU MANUSCRIT ET OBJECTIFS

Ce manuscrit est composé de cinq chapitres suivis d'une partie discussion générale et perspectives.

Le **chapitre 1** est intitulé « Cartographie des pressions anthropiques et de leurs impacts en Méditerranée française ». A travers la présentation du projet «Impact» sur la plateforme Medtrix, en partie développé et mis à jour dans le cadre de ce doctorat, l'objectif de ce chapitre est de faire un état des lieux des pressions anthropiques en Méditerranée française et de proposer un outil d'aide à la gestion aux acteurs de la protection du milieu marin.

Le **chapitre 2** est intitulé « Pression d'ancrage de la grande plaisance en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion ». Les objectifs de ce chapitre sont de documenter la pression d'ancrage des grands navires en Méditerranée française et son impact sur l'herbier de posidonie, ainsi que d'évaluer l'efficacité de la réglementation de protection mise en place. Ce chapitre se base sur un article scientifique publié dans Marine Pollution Bulletin en 2023 et de deux outils d'appui à la gestion développés en partie dans le cadre de ce doctorat : le projet « Suivi du mouillage » sur la plateforme Medtrix et l'outil Donia Manager.

Le **chapitre 3** est intitulé « Pression d'ancrage de la petite plaisance en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion ». L'objectif de ce chapitre est d'analyser l'impact de l'ancrage des petits bateaux sur l'herbier de posidonie et d'étudier les techniques adaptées à sa surveillance et les outils pertinents pour sa gestion. Ce chapitre se base sur un article scientifique en révision en 2024 dans le journal « Ocean and Coastal Management » et d'un outil d'évaluation de la capacité d'accueil à l'ancrage développé en partie dans le cadre de ce doctorat.

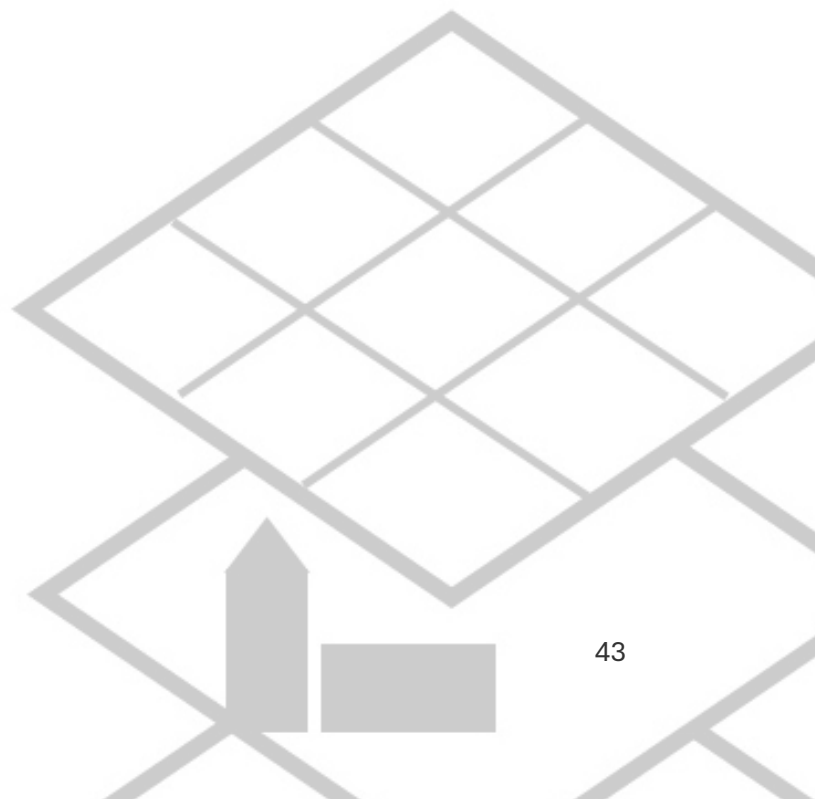
Le **chapitre 4** est intitulé « Pression de l'ancrage à l'échelle de la Méditerranée, impact associés et modalités de gestion ». L'objectif de ce chapitre est de caractériser la distribution de la pression d'ancrage sur l'herbier de posidonie à l'échelle de la Méditerranée, de localiser les zones de forte pression, et de proposer des mesures de gestion adaptées. Ce chapitre se base sur un article scientifique en cours de finalisation.

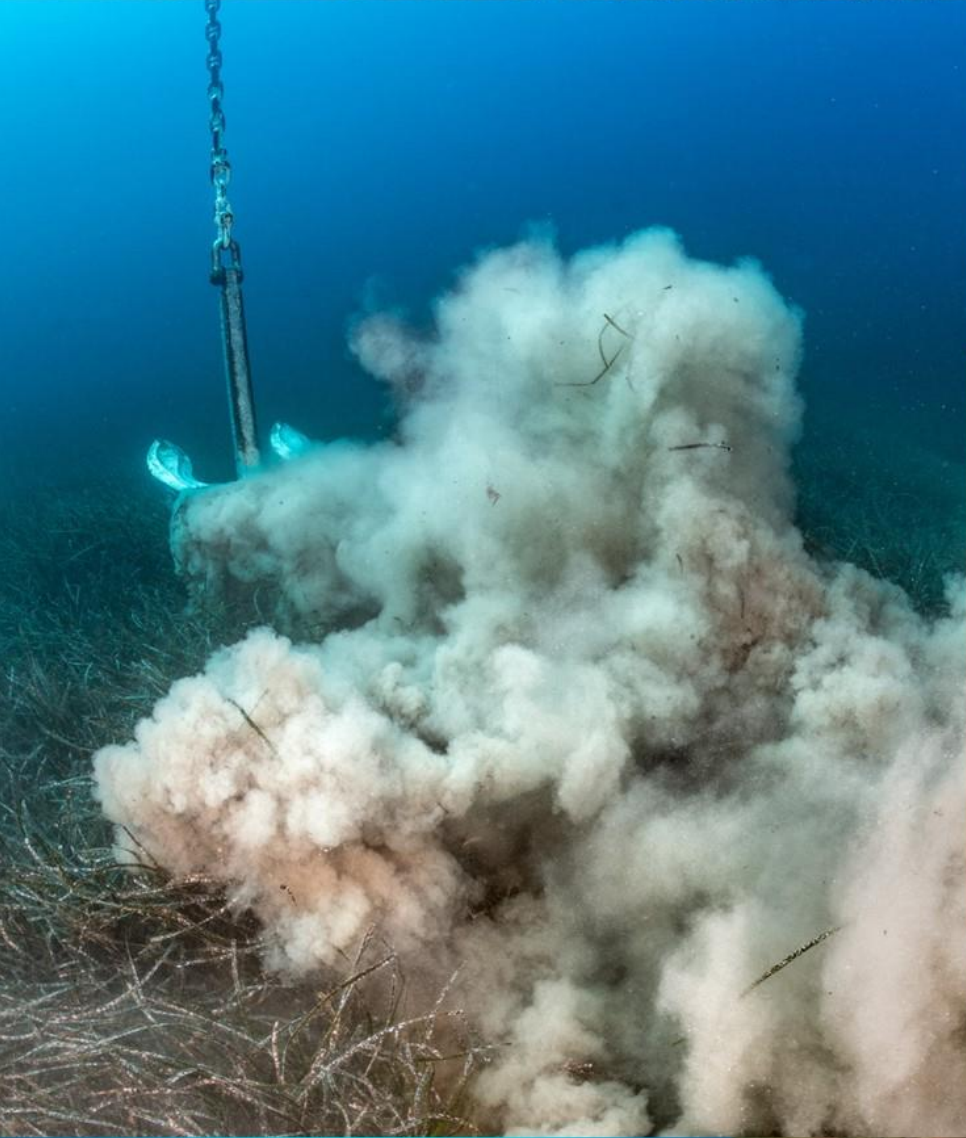
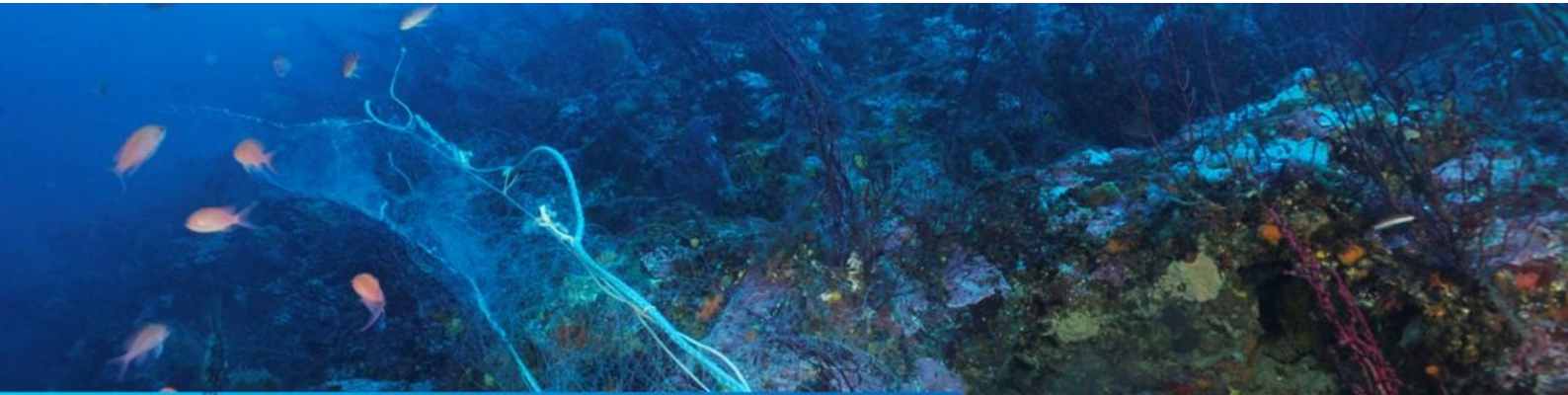
Le **chapitre 5** est intitulé « Pression des rejets urbains en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion ». L'objectif de ce chapitre est de caractériser la pression issue des rejets urbains en Méditerranée française et son impact sur l'herbier de posidonie, d'évaluer l'efficacité de la réglementation mise en place, et de proposer des pistes pour une meilleure appropriation des résultats de la surveillance par les acteurs de la protection du milieu marin. Ce chapitre se base sur un article scientifique publié dans Marine Pollution Bulletin en 2024 et du projet « Suivi des rejets urbains » sur la plateforme Medtrix.

INTRODUCTION

La partie **discussion, conclusion et perspectives** fait un bilan de l'ensemble des apports de ce travail doctoral, et identifie clairement les questions restées sans réponses et/ou nécessitant un travail complémentaire ainsi que les perspectives. Un ensemble de fiches projet sont pour finir proposées, identifiant les montages de projets les plus pertinents à court, moyen et long terme pour répondre à ces questions. Afin de rendre le travail opérationnel et réutilisable, chaque fiche projet renseigne les partenaires potentiels, le coût du projet, les moyens de financements si existants, ainsi que les principaux résultats attendus.

CHAPITRE 1 : CARTOGRAPHIE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET DE LEURS IMPACTS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE

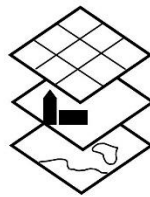




CHAPITRE 1 : CARTOGRAPHIE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET DE LEURS IMPACTS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE

QUESTIONS DE RECHERCHE :

- Quels sont les besoins des acteurs de la protection du milieu marin sur la thématique des pressions anthropiques en Méditerranée française ?
- Quelles informations opérationnelles sont à disposition ?
- Ces informations sont-elles utilisées par les acteurs de la gestion du milieu marin en Méditerranée française et sinon pourquoi ?



POINTS CLES :

- Le projet Impact 2015 – 2021 est disponible en visualisation sur la plateforme [Medtrix](#)
- Les dernières cartes de pression de 2021 du projet Impact sont disponibles en téléchargement sur la plateforme [Seanoe](#) (Bockel et al. 2024a)

CONTEXTE

La connaissance des activités humaines et des pressions associées exercées sur les écosystèmes est une prérogative indispensable à leur protection.

Les pressions anthropiques cartographiées sur le milieu marin à l'échelle globale (Halpern et al. 2007, 2008), et méditerranéenne (Figure 18, Micheli et al. 2013), apportent une première base de connaissances clés, mais leur résolution (> 1 km) reste grossière.

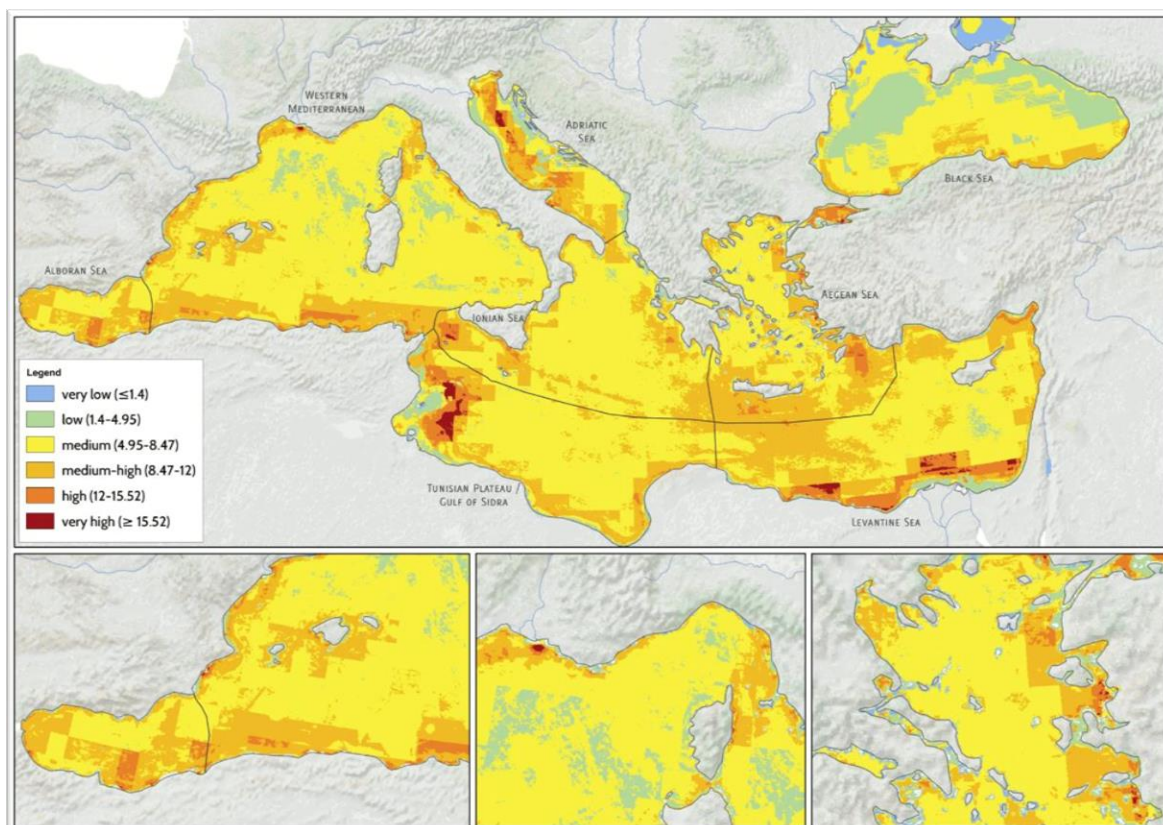


Figure 18 Distribution spatiale des impacts cumulés en Méditerranée (Micheli et al. 2013).

Face au besoin des acteurs de la protection du milieu marin pour des données plus fines, Holon et al. en 2015 ont décliné cette méthodologie pour cartographier un ensemble de 10 pressions en Méditerranée française à 20 m de résolution. Ce travail fut la première brique du projet «Impact», diffusé aux acteurs du milieu marin à travers la plateforme cartographique [Medtrix](#). Le projet «Impact» a ensuite été mis à jour, consolidé, amélioré et diffusé via un dépôt sur la plateforme [Seanoë](#) (Bockel et al. 2024a) dans le cadre de ce travail de doctorat. Ce chapitre présente le contenu et la vocation du projet «Impact».

CHAPITRE 1 : CARTOGRAPHIE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET DE LEURS IMPACTS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE

LE PROJET «IMPACT»

Objectifs et historique du projet «Impact»

Le projet «Impact», disponible sur la plateforme [Medtrix](#) (Figure 19), a été initié en 2013, par Andromède océanologie en collaboration avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Les modèles spatiaux disponibles dans ce projet 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 des impacts anthropiques sur le milieu marin.

Les cartes de 10 pressions ont été publiées en 2015 (Holon et al. 2015b) et ont permis de cartographier leurs impacts sur les habitats sous-marins côtiers (voir plus bas dans « contenu du projet «Impact» »).

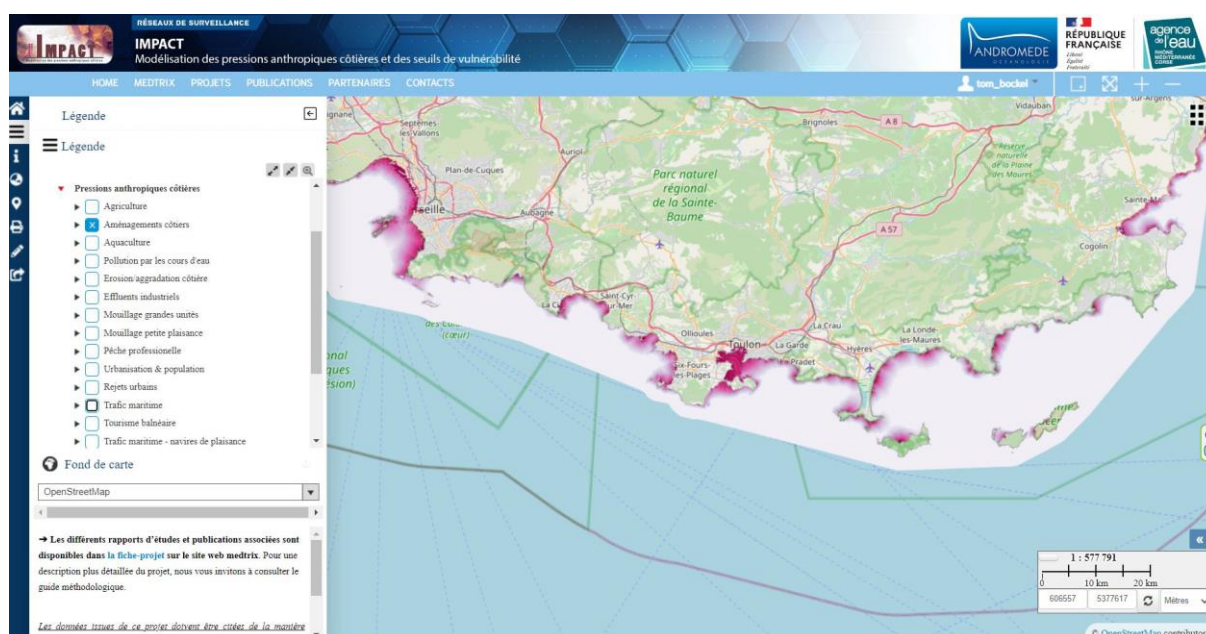


Figure 19 Page d'accueil du projet «Impact» sur la plateforme Medtrix

En 2018, puis 2021, des mises à jour des cartes de pressions ont été réalisées et trois nouvelles pressions ont été cartographiées (le mouillage de la petite plaisance, le tourisme balnéaire et la pollution par les cours d'eau). 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 des 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.

Contenu du projet «Impact»

Cartographie des pressions

Méthode

Lors des mises à jour des cartes de pression en 2018 et 2021, la logique de la méthodologie utilisée en 2015 a été conservée. L'intensité de la pression est représentée selon un gradient allant de 0 (pas de pression) à 1 (pression maximale). La distance maximale jusqu'à laquelle chaque activité humaine exerce une pression est extraite de la littérature. La valeur de pression est ensuite pondérée par la bathymétrie et la courantologie dans le cas des pressions issues des rejets urbains ou industriels ainsi que des apports des cours d'eau (Andromède océanologie 2019).

Le tableau listant les sources de données utilisées pour la modélisation de chacune des pressions anthropiques est fournie ci-dessous (Tableau 1).

Tableau 1 Métadonnées du projet «Impact» 2021

PRESSION	DONNEES
AGRICULTURE	Corine Land Cover 2018
AMENAGEMENTS COTIERS	MEDAM 2016-2019
AQUACULTURE	SRDAM 2013, google map
APPORTS DES COURS D'EAU	www.eaufrance.fr
EROSION COTIERE	BRGM 2018
EFFLUENTS INDUSTRIELS	AERMC 2019
ANCRAGE DES GRANDES UNITES	AIS 2019-2021
ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE	AIS 2019-2021, DONIA 2019-2021, MEDOBS 2019-2020
PECHE PROFESSIONNELLE	AIS 2021
URBANISATION	Corine Land Cover 2018, INSEE 2018
REJETS URBAINS	AERMC 2019
TOURISME BALNEAIRE	INSEE 2018, OpenStreetMap
TRAFIC MARITIME	AIS 2021

Résultats

Les cartes obtenues pour les pressions issues de l'agriculture, des aménagements côtiers, de l'ancrage des grandes unités et de la petite plaisance, de la pêche, des rejets urbains et du trafic maritime sont présentées ci-dessous à titre d'exemples.

Pressions anthropiques côtières

Agriculture

edition: 2021

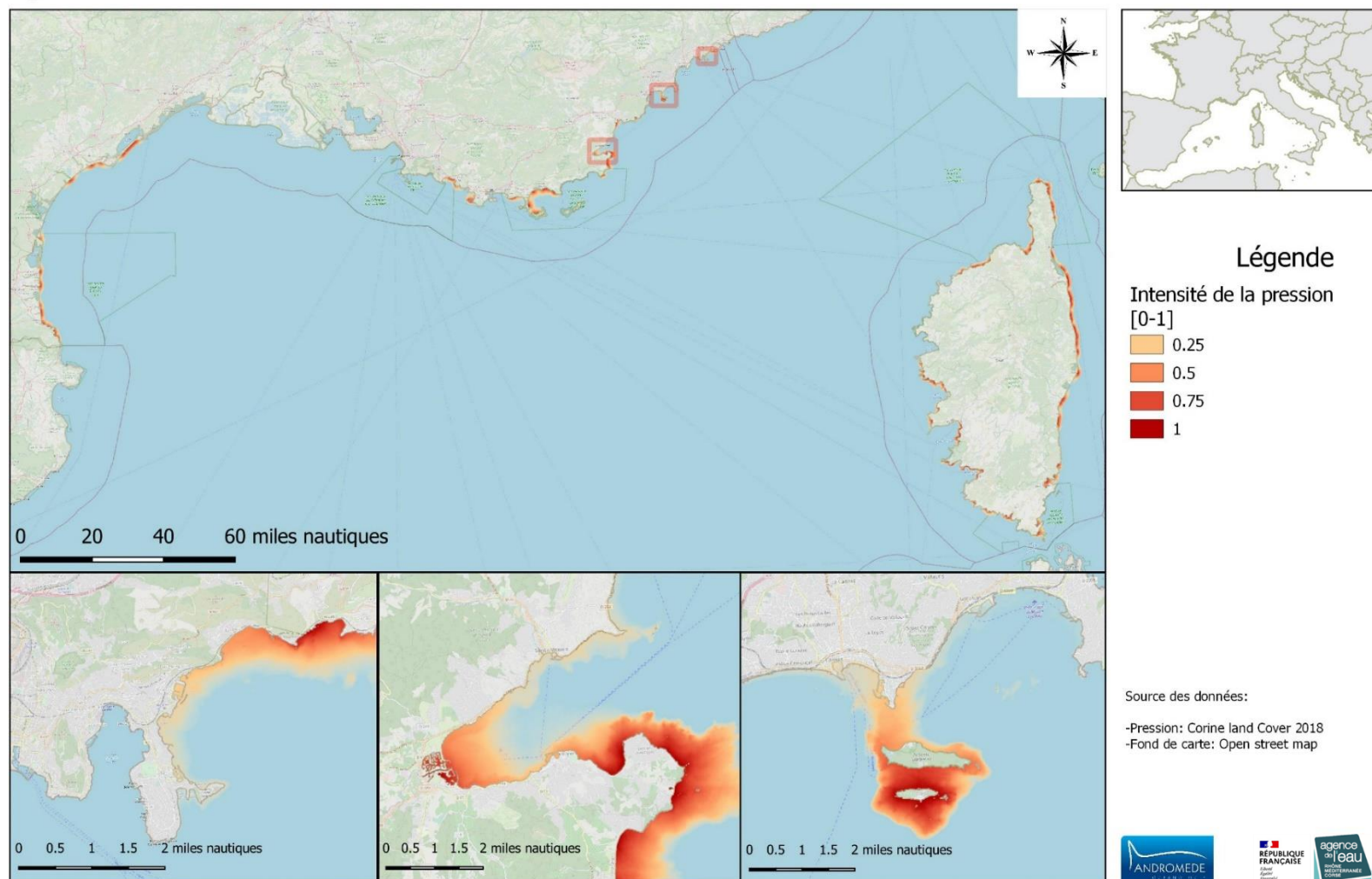


Figure 20 Cartographie de la pression issue de l'agriculture («Impact» 2021)

Pressions anthropiques côtières

Aménagements côtiers

edition: 2021

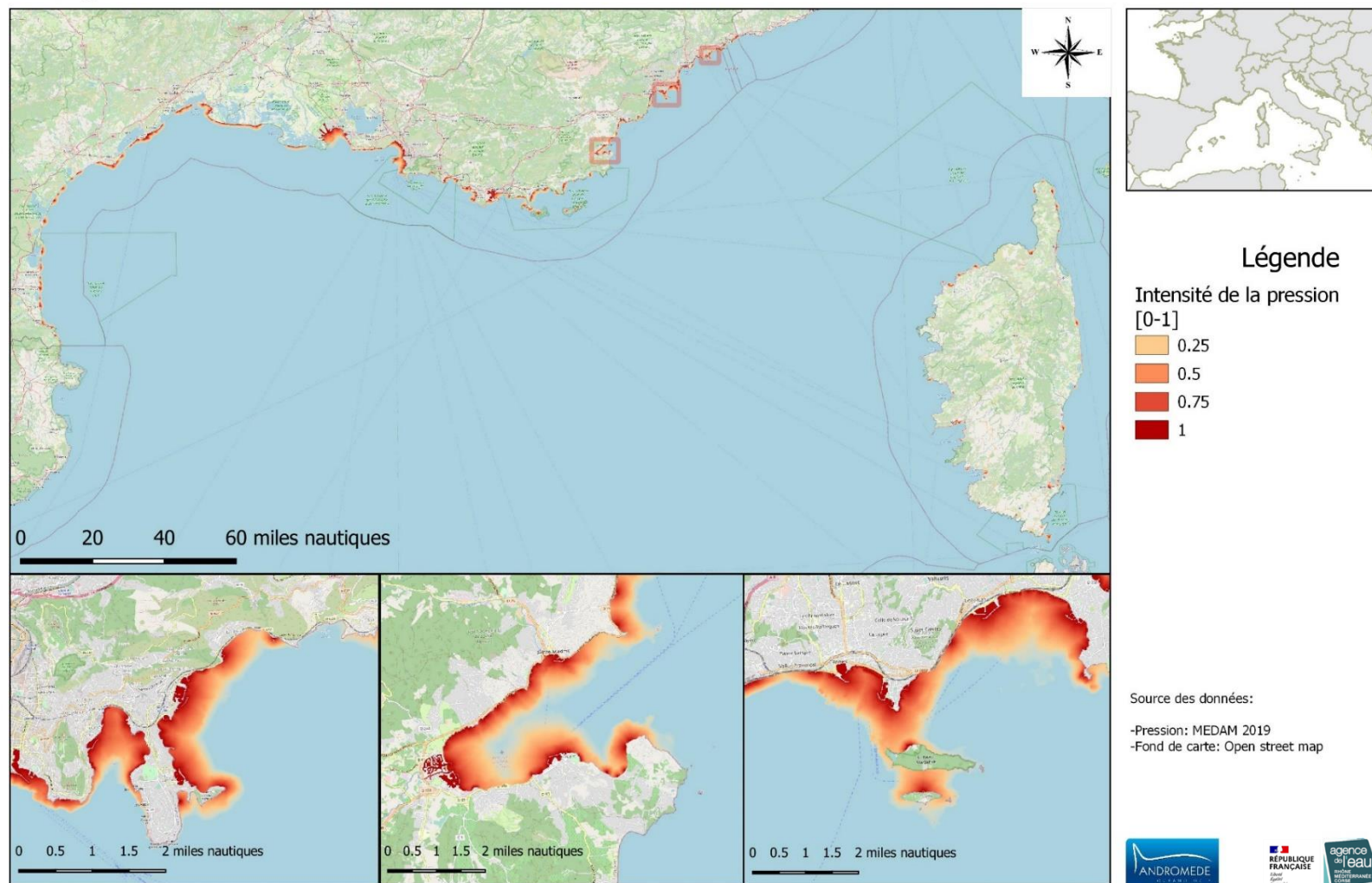


Figure 21 Cartographie de la pression issue des aménagements côtiers («Impact» 2021)

Pressions anthropiques côtières

Mouillage grandes unités

edition: 2021

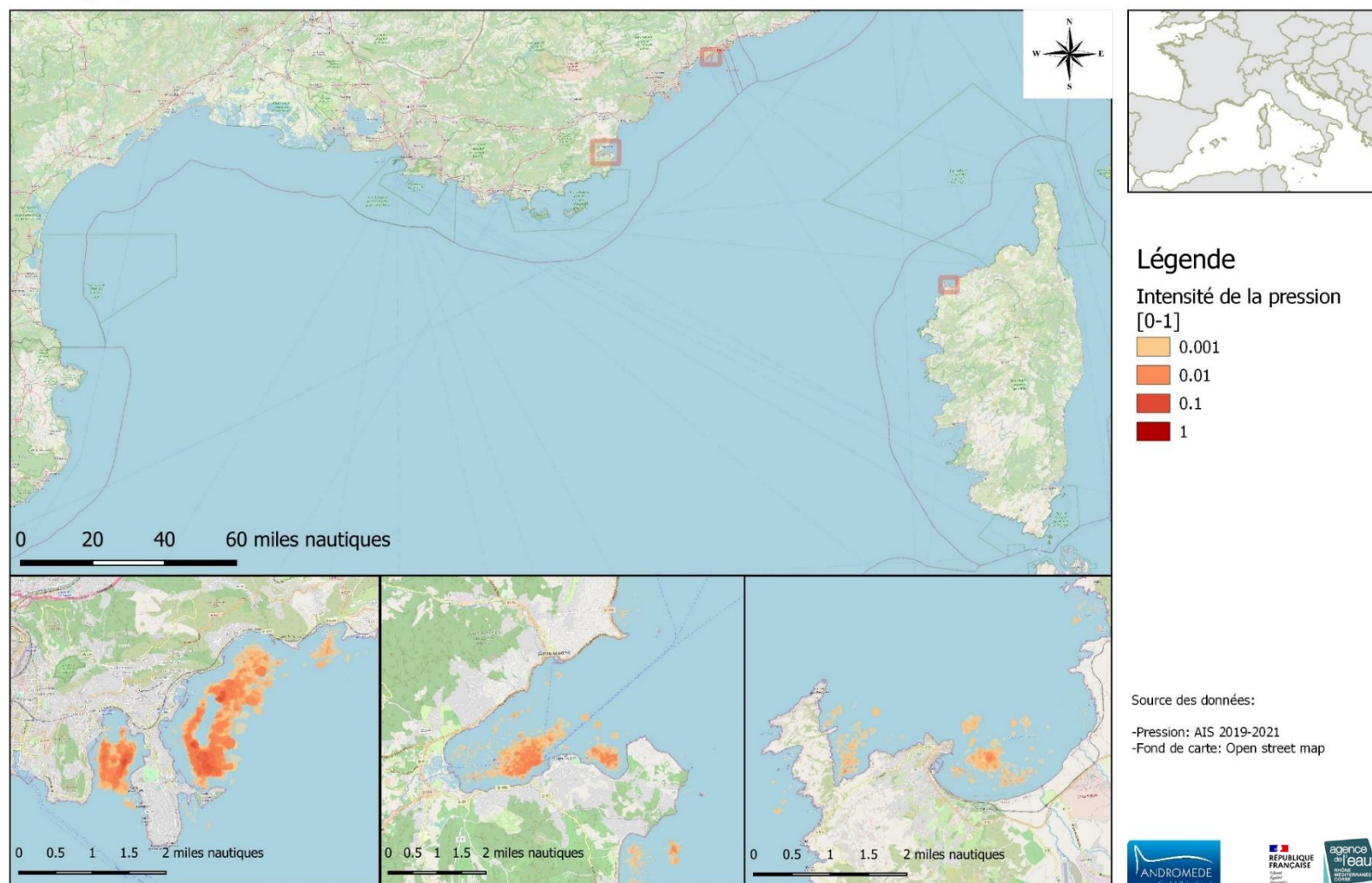


Figure 22 Cartographie de la pression issue du mouillage des grandes unités («Impact» 2021)

Pressions anthropiques côtières

Mouillage petite plaisance

edition: 2021

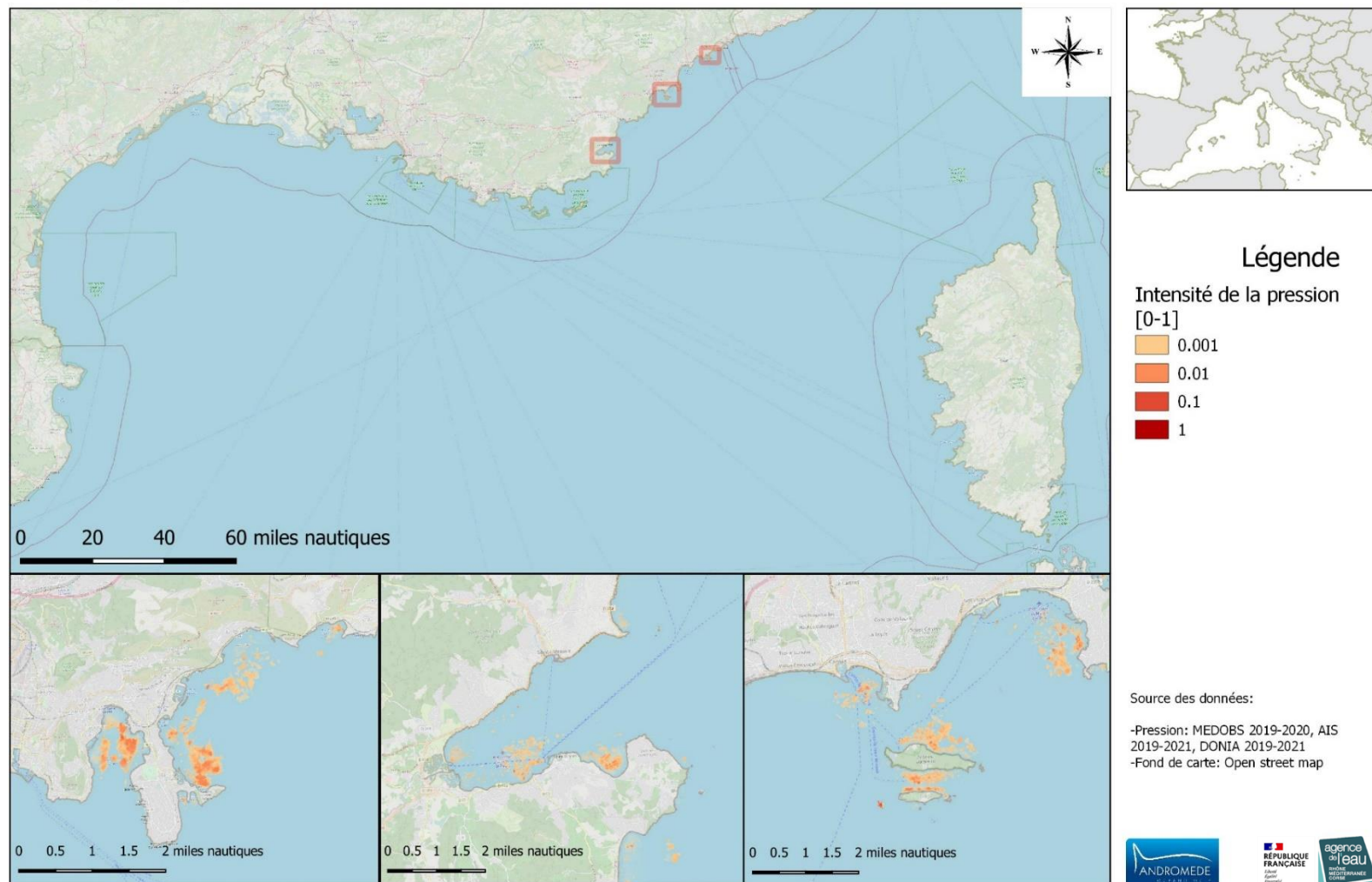


Figure 23 Cartographie de la pression issue du mouillage de la petite plaisance («Impact» 2021)

Pressions anthropiques côtières

Pêche (grands navires)

edition: 2021

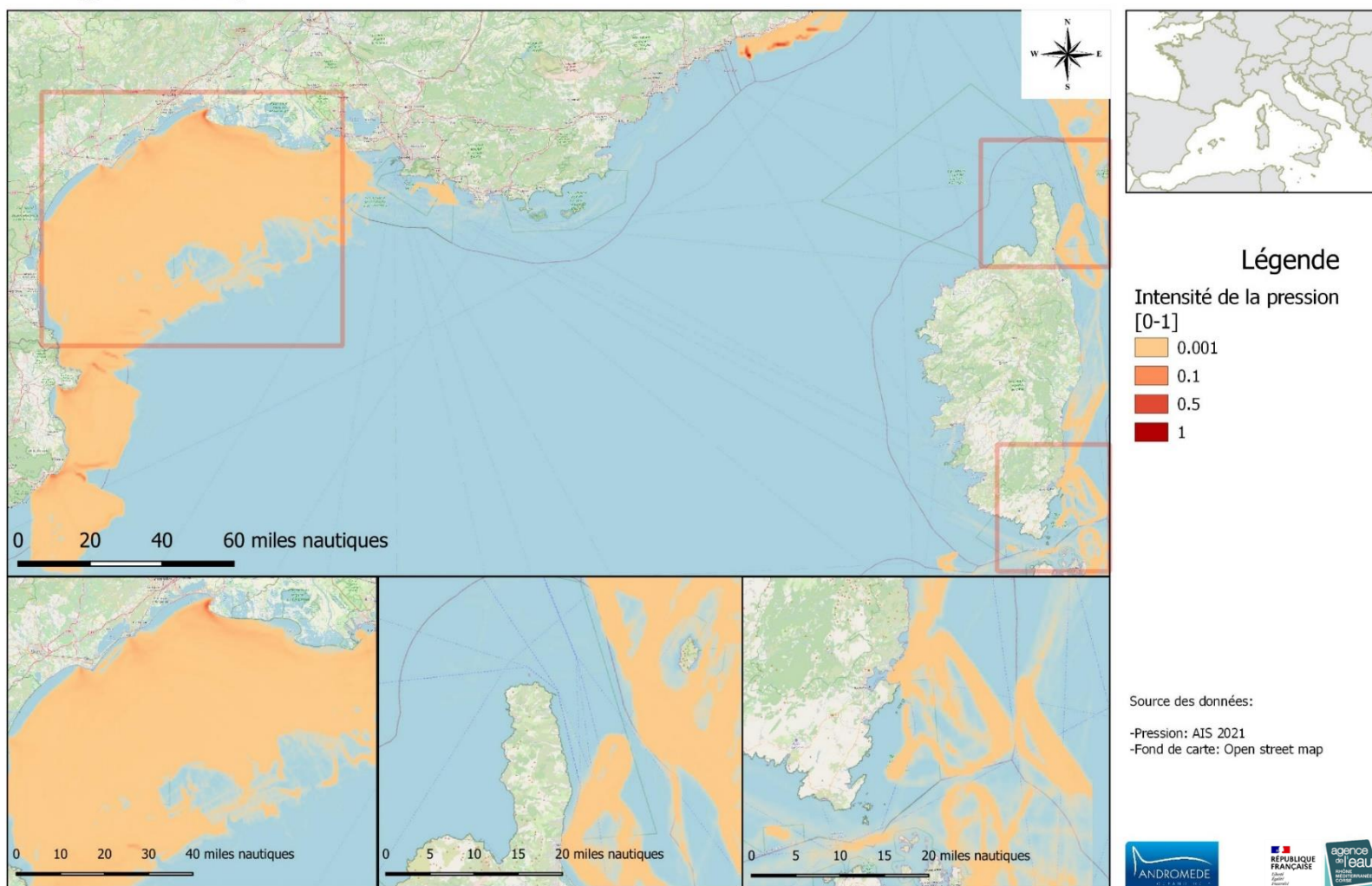


Figure 24 Cartographie de la pression issue de la pêche professionnelle («Impact» 2021)

Pressions anthropiques côtières

Rejets urbains

edition: 2021

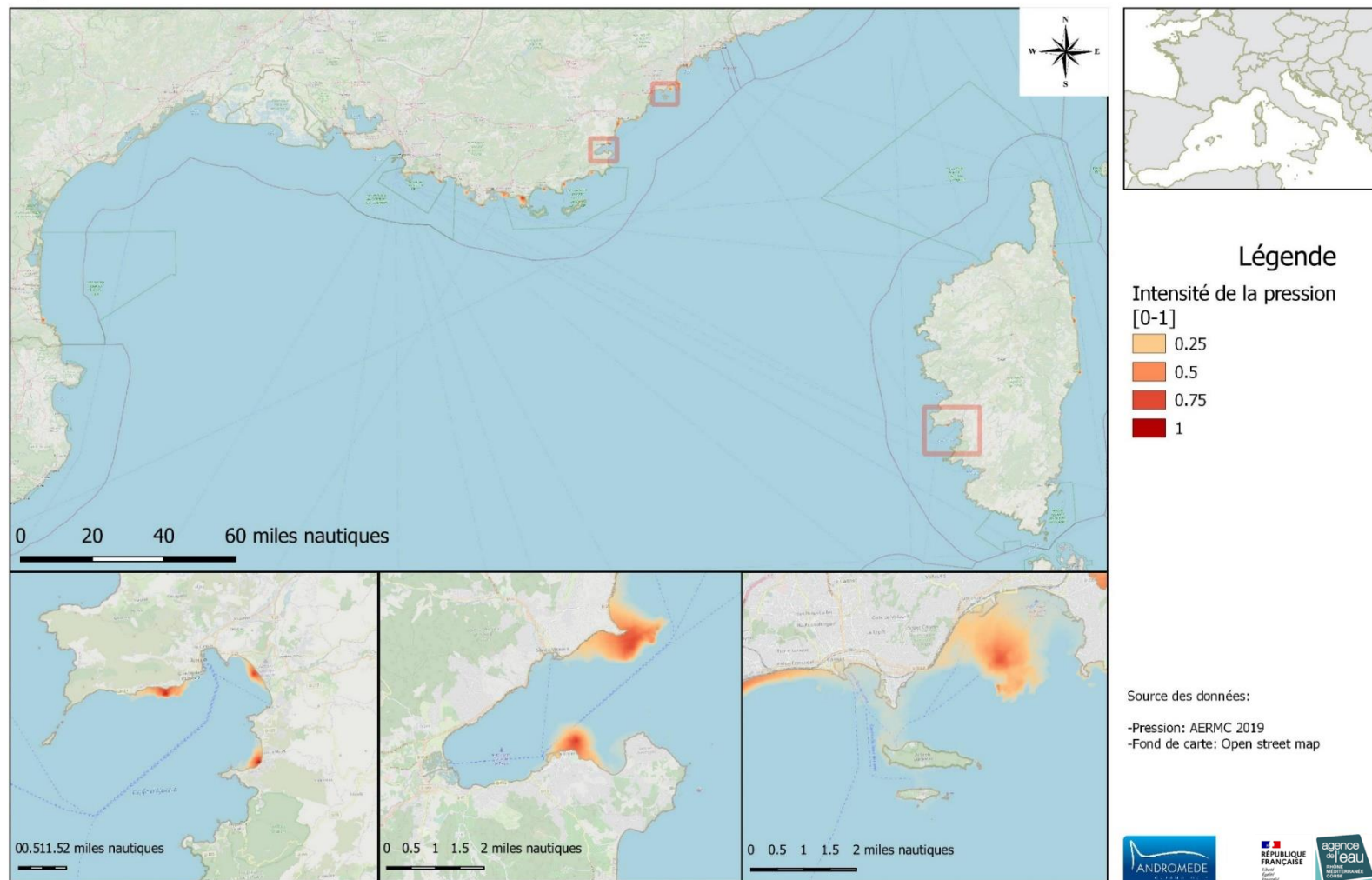


Figure 25 Cartographie de la pression issue des rejets urbains («Impact» 2021)

Pressions anthropiques côtières

Trafic maritime

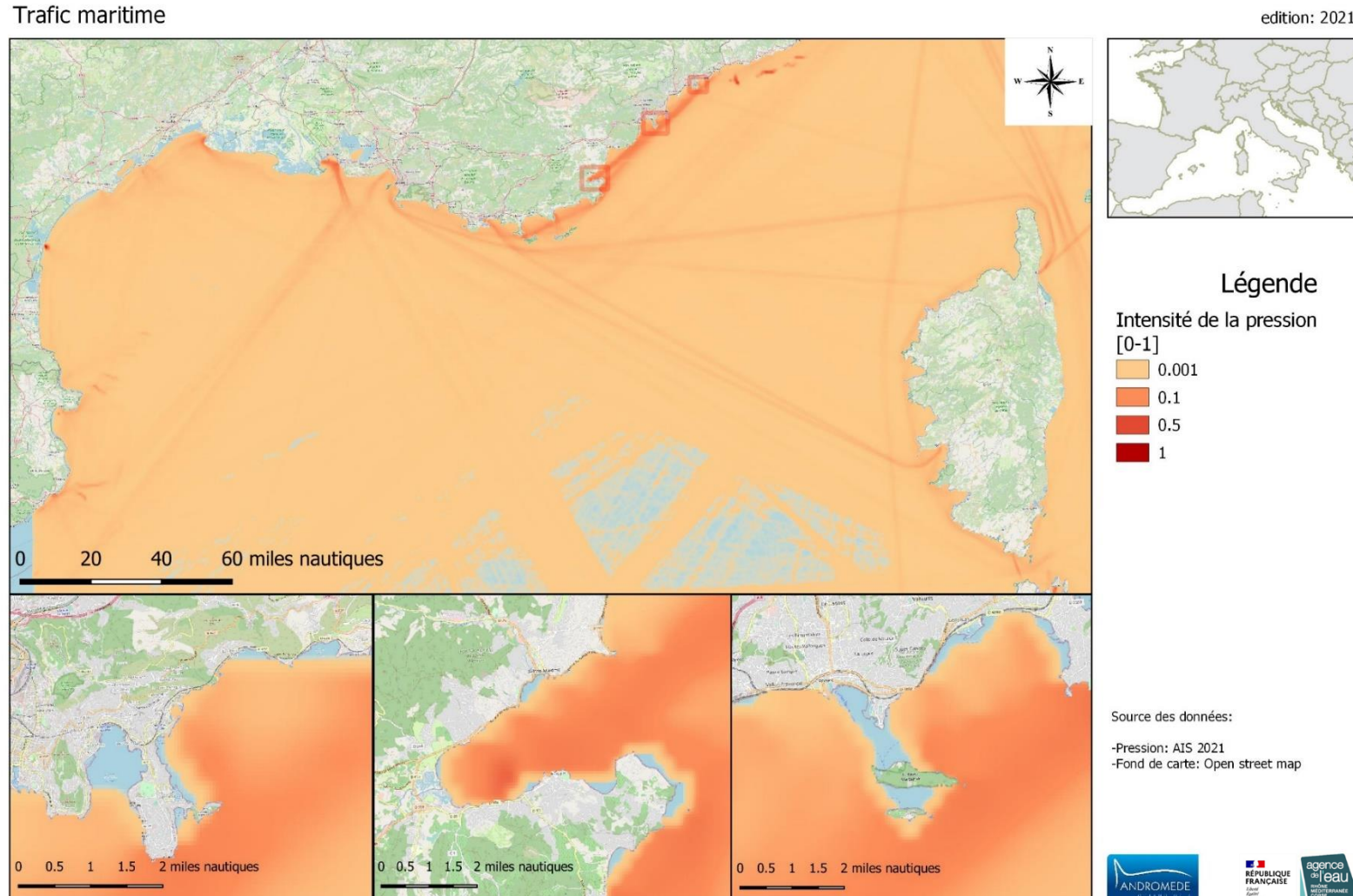


Figure 26 Cartographie de la pression issue du trafic maritime («Impact» 2021)

Cartographie des impacts

Méthode

Une matrice de vulnérabilité de chaque biocénose de méditerranée française à chacune des pressions anthropiques étudiées est définie. Cette matrice est inspirée de la littérature (Halpern et al. 2007; La Rivière et al. 2015, 2016) et adaptée à l'aide de consultations et avis d'experts.

Les cartographies d'impact par pressions anthropiques sont calculées en attribuant à chaque pixel de 20 x 20 m le score de vulnérabilité correspondant à la pression étudiée et à la biocénose du pixel. Une cartographie d'impact cumulé est pour finir obtenue en sommant l'ensemble des scores de vulnérabilité de chaque pixel pour chacune des pressions étudiées (Halpern et al. 2008; Micheli et al. 2013; Holon et al. 2015b).

Une seconde approche de la cartographie des impacts est aussi présentée dans le projet, la cartographie des seuils de vulnérabilité de l'herbier de posidonie, développée dans le cadre de la thèse de Florian Holon (Holon et al. 2018). Les seuils de vulnérabilité sont définis en analysant les corrélations de l'état écologique de l'herbier de posidonie (par le proxy de l'indice de déclin ((surface herbier vivant + surface herbier mort) / surface herbier vivant) avec les pressions anthropiques, pour chacune des pressions étudiées (Holon et al. 2018).

Résultats et perspectives

La cartographie de l'impact cumulé en Méditerranée française est présentée ci-dessous (Figure 27).

Le projet « Impact » fait partie des projets les plus plébiscités sur la plateforme Medtrix (350 consultations du projet en 2023), et de nombreux retours d'utilisateurs semblent indiquer une bonne appropriation des cartes de pression et d'impact par les acteurs de la protection du milieu marin.

De nouveaux développements sont prévus à l'avenir sur le projet « Impact » :

- Ajouts de nouvelles pressions anthropiques (ex : plongée)
- Ajout d'un module de visualisation et comparaison des évolutions de pression et impact dans le temps
- Mise à jour des seuils de vulnérabilité de l'herbier de posidonie aux pressions anthropiques via l'indice de déclin (voir plus haut (Holon et al. 2018))

Cartographie des impacts

Impact cumulé

edition: 2021

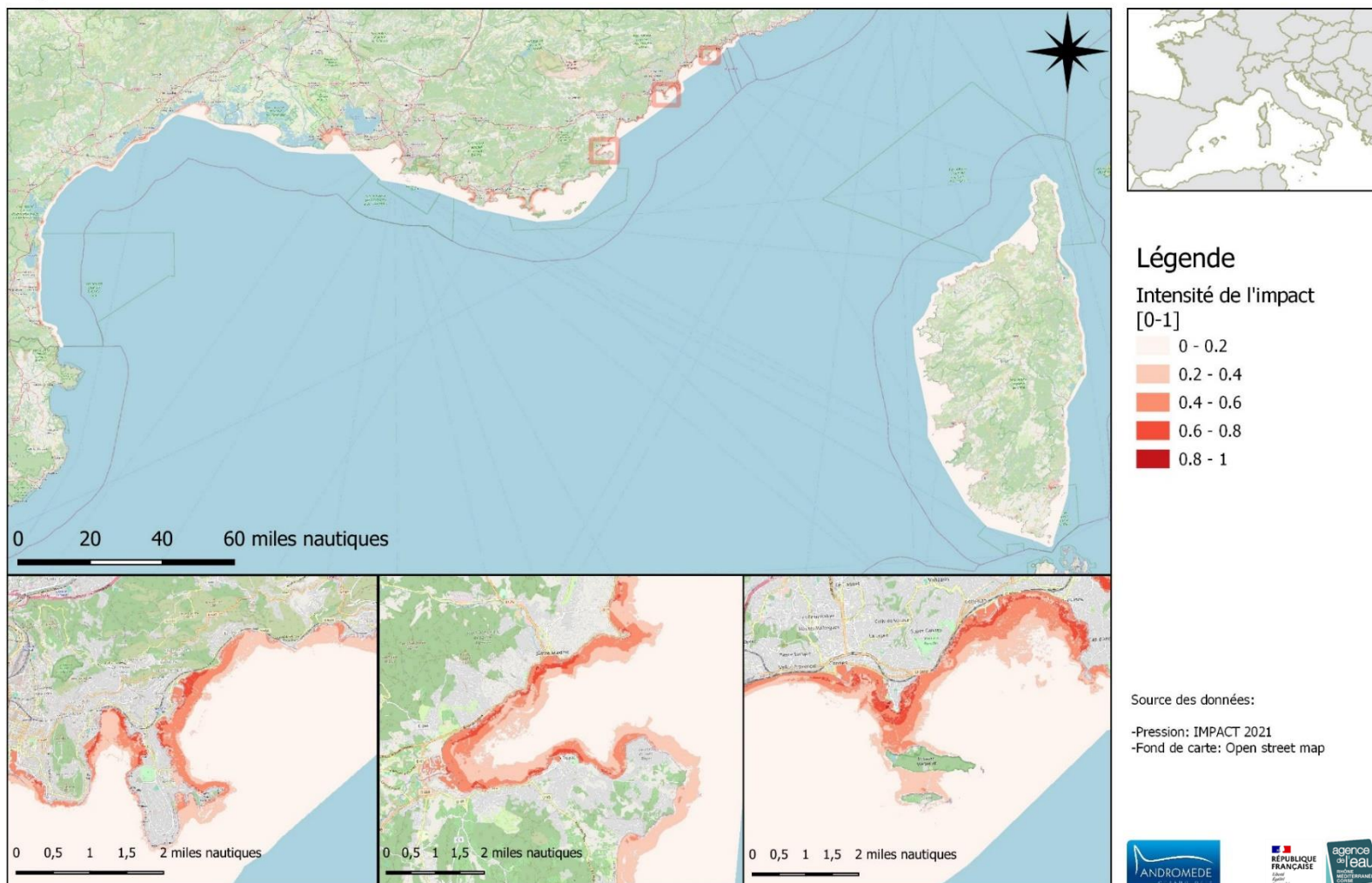
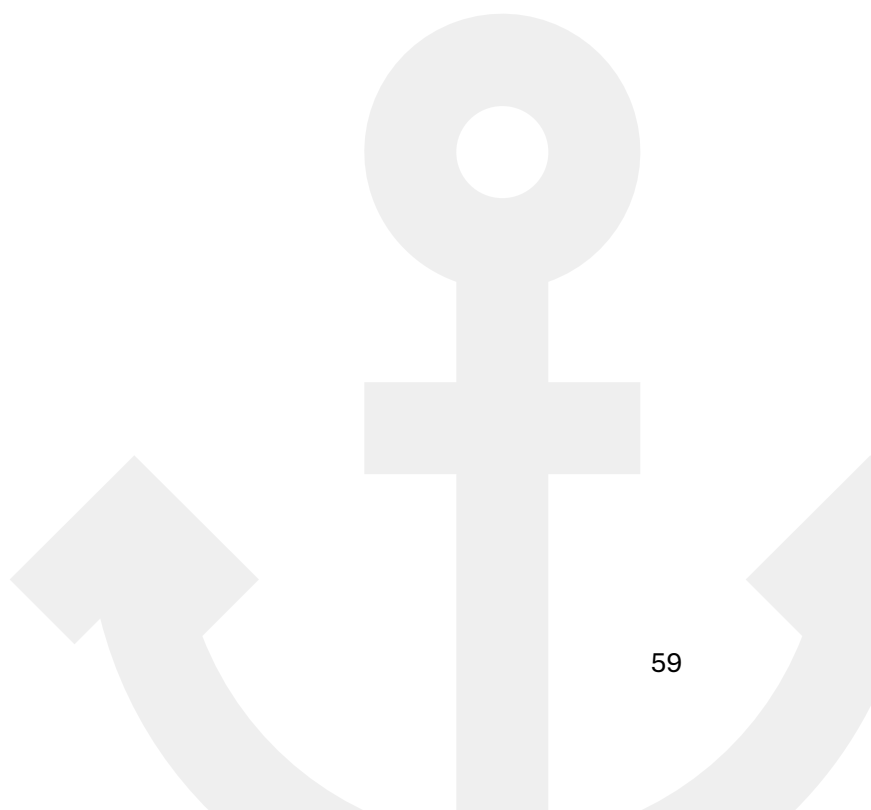


Figure 27 Cartographie de l'impact cumulé («Impact» 2021)

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION





CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

QUESTIONS DE RECHERCHE :

- Quelle est la pression d'ancrage des grands bateaux en Méditerranée française ?
- Quels impacts de l'ancrage des grands bateaux sur l'herbier de posidonie ?
- Quelle est l'efficacité de la réglementation de l'ancrage mise en place en Méditerranée française ?



POINTS CLES :

- Les données AIS permettent de mesurer l'efficacité de la réglementation d'ancrage
- Le nombre d'ancrage des grands bateaux de plaisance dans l'herbier de posidonie est en diminution en Méditerranée française
- La réglementation de l'ancrage en Méditerranée française est efficace
- Les applications mobiles peuvent aider à encourager les pratiques respectueuses de l'environnement en mer
- Un outil de suivi temps réel des bateaux à l'ancrage et de leur impact sur l'herbier de posidonie, au service des gestionnaires : Donia manager
- Une carte historique des ancrages et des zones impactées, accessible au grand public : Medtrix et le projet « Suivi du mouillage »

CONTEXTE

Les écosystèmes marins côtiers partagent la même emprise que de nombreuses activités humaines (Halpern et al. 2008; Barbier et al. 2011). La fréquentation nautique fait partie de ces activités, et engendre des pressions conséquentes, avec en premier lieu la dégradation physique des fonds par l'ancrage (Carreño and Lloret 2021).

La mer Méditerranée, qui concentre de nombreuses activités humaines (Coll et al. 2012), est très prisée pour la navigation de plaisance (Carreño and Lloret 2021), et en particulier sa partie nord – ouest incluant les eaux françaises (Figure 28, Andromède Océanologie et al. 2019).



Figure 28 Page de garde du cahier de la surveillance spécial ancrage (Andromède 2019)

L'herbier de posidonie, joyau écologique de la Méditerranée, est particulièrement sensible à la pression d'ancrage (Boudouresque 2006; Boudouresque et al. 2012). Les bateaux, en particulier de grande taille, laissent en effet des tranchées dans l'herbier lors du relevage de leur ancre (voir introduction, Figure 29, Andromède océanologie 2020).



Figure 29 Traces d'ancrage dans l'herbier (source: Laurent Ballesta)

Une première prise de conscience de cette menace a amené l'état français en 2016 à la publication de l'arrêté n°155/2016, obligeant les capitaines de grands bateaux (bateaux de plaisance supérieurs à 80 m ou autres bateaux supérieurs à 45 m) à demander une autorisation au sémaphore le plus proche avant d'ancrer.

Souhaitant aller encore plus loin, l'état français a pris la décision en 2019, avec la publication de l'arrêté n°123/2019, d'interdire complètement l'ancrage dans l'herbier de posidonie pour les bateaux supérieurs à 24 m. La déclinaison de cette réglementation au niveau local se base sur une carte continue des habitats sous-marins (Andromède océanologie 2014) régulièrement mise à jour et disponible sur Medtrix (projet Donia expert).

En parallèle de la réglementation, l'application mobile [Donia](#) fournit un accès gratuit aux plaisanciers à cette cartographie, avec pour objectif de les aider à ancrer en dehors de l'herbier de posidonie.

Quelle est l'évolution de la pression d'ancrage sur l'herbier de posidonie suite à la mise en place de cette réglementation ? Quels outils utiliser pour évaluer l'efficacité de cette réglementation ? Cette réglementation peut-elle être considérée comme efficace ? Qu'en est-il de l'application Donia ? Comment accompagner au mieux les acteurs de la protection du milieu marin afin de réduire encore la pression d'ancrage sur l'herbier de posidonie ?

Ce chapitre tente de répondre à ces questions à travers la présentation d'un article scientifique publié en 2023 dans la revue Marine Pollution Bulletin, et de deux outils d'appui à la gestion développés en partie dans le cadre de ce doctorat, le projet « Suivi du mouillage » sur la plateforme cartographique [Medtrix](#), et l'outil Donia manager. L'expertise acquise durant ce doctorat sur la problématique de l'ancrage a aussi permis la participation à la mise à jour du

chapitre sur l'ancrage du guide RAMOGE (Boudouresque et al. 2012) sur l'herbier de posidonie, document faisant référence sur le sujet dans la communauté scientifique.

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 Manguio, 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

Reference : 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>

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 (>24m) 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.

Introduction

Marine ecosystems and especially coastal ecosystems are severely threatened at the global level by human activities (Halpern et al. 2008, 2019; Díaz et al. 2019). 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 (Micheli et al. 2013; Holon et al. 2015b, 2018; Saeedi et al. 2019; Quemmerais et al. 2020) 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 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. 2022b). Mobile applications for navigation (e.g. NAVIONICS, DONIA, 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. 2,200) 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 meters deep in the Mediterranean Sea. *P. oceanica* is very sensitive to anchoring pressure (Figure S1) (Boudouresque et al. 2012; Abadie 2016; Andromède océanologie 2020) 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 (Monnier et al. 2021; Leduc et al. 2023) 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. 2022a), 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. 2022a), first regulating and then forbidding any anchoring in *P. oceanica* meadows for boats larger than 24 m. This change in the

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

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. 2022a).

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.

Materials and methods

The study area encompassed the entire Mediterranean French coast including Corsica (i.e. 1,800 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.

AIS positions

AIS data were collected from two different sources. AIS data from 2010 to 2018 came from Marine traffic database (www.marinetraffic.com) (Figure 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) (Figure 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.

DONIA (application) positions

The DONIA mobile application (Andromède océanologie 2022a) was created in 2013 and developed in its last version in 2018; it counted more than 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.

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. 9,900 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 greater than 2 hours. 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 2022b) (a free registration is requested) within the “Suivi du mouillage” project.

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.

Anchoring regulation

The two recent French Prefectoral decrees (n°155/2016 (abrogated by n°131/2022)) and in particular n°123/2019) (Table 1 Description of the French prefectoral decrees n°155/2016 and 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 S1). 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 2022b) within the “DONIA” project.

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)

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

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

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).

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 more than 800 ha of *P. oceanica* meadows were still impacted by anchoring, with more than 250 ha due to large boats, and more than 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 (Figure 30), the proportion of anchoring positions within *Posidonia oceanica* beds significantly decreased ($\chi^2 = 69$, $N = 4,869$, $p\text{-value} < 0.001$) 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: 5,587, 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 (Figure 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 (Figure 30), the proportion of anchoring positions within the seagrass *Posidonia oceanica* significantly decreased ($\chi^2 = 2.756$, $N = 55,487$, $p\text{-value} < 0.001$) between the period before the decree application (13,630 positions, i.e. 34 % of total anchoring positions) and the period after the decree application (1,955 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; $\chi^2 = 5.9$, $N = 9,361$, $p\text{-value} < 0.05$). An almost constant increase in the number of large boats anchoring positions was

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

observed between 2010 and 2022 (Figure S3), except for a reduction in 2020 (-9%), mainly concerning foreign boats sailing under flags of convenience (-18 %).

- For small boats (Figure 30), 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: 2,532 positions, i.e. 43 % of total anchoring positions) and 2022 (DONIA users: 516 positions, i.e. 31 % of total anchoring positions; DONIA non-users: 5,454 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 ($\chi^2 = 86$, $N = 51,107$, $p\text{-value} < 0.001$). 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 %) (Figure 31). 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 (Figure 31). 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).

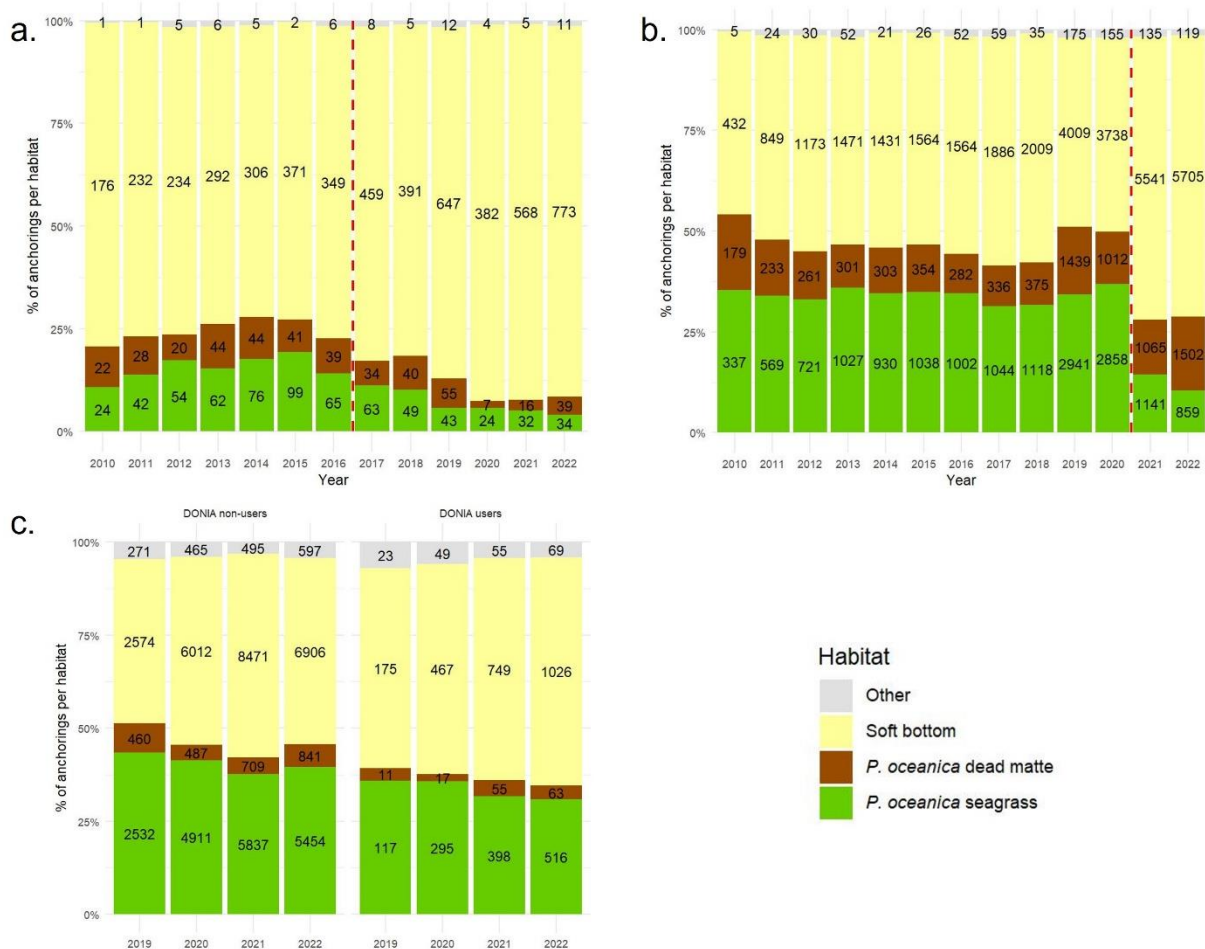


Figure 30 Percentage of anchoring positions per year and habitat. a. during the summer between 2010 and 2018 (“declarative” anchorings) and between 2019 and 2022 (“calculated” anchorings) for very large boats (> 80 m). The dashed red line shows the limit used to test the effect of the decree (2016). 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.

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

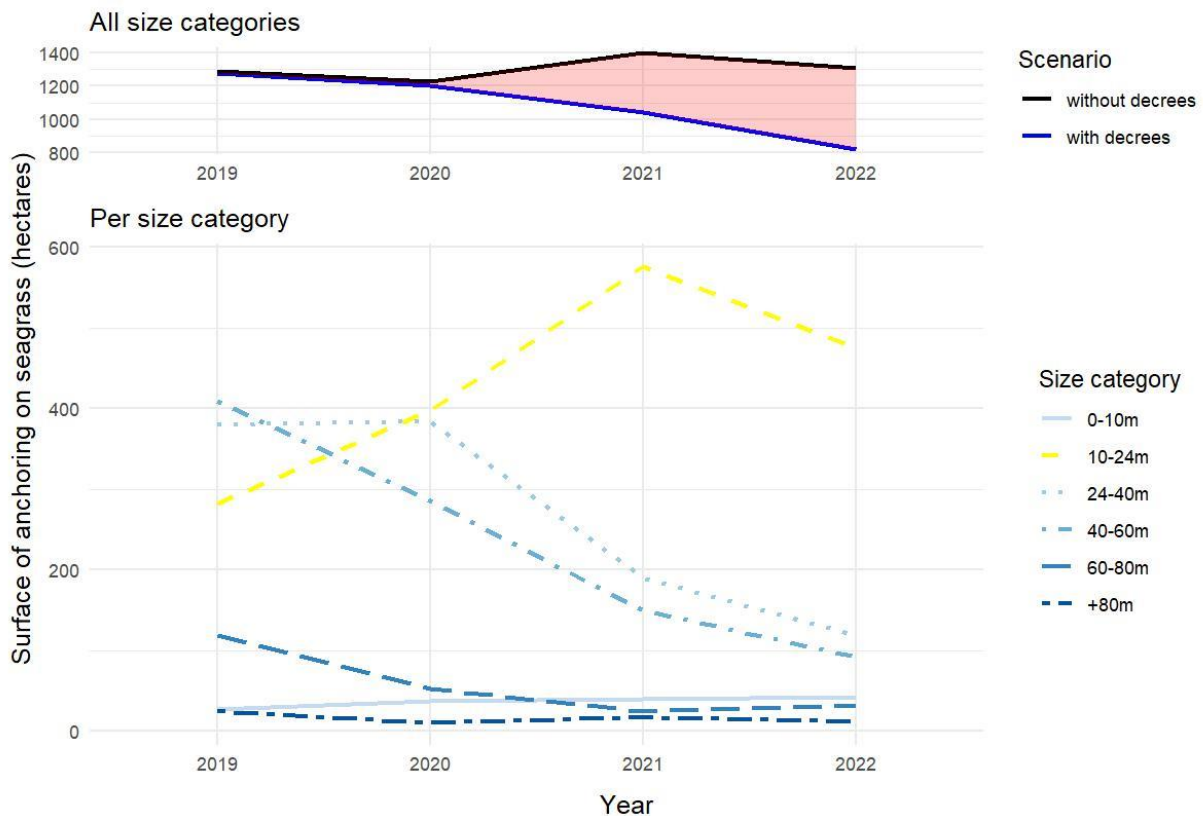


Figure 31 Top: Total surface of anchoring within *Posidonia oceanica* between 2019 and 2022 per year. The blue line represents the evolution of the total surface of anchoring on *P. oceanica*. The black line represents the evolution of the surface of anchoring on *P. oceanica* in a scenario without anchoring 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.

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 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 (Bruner et al. 2001; Bickford et al. 2012), and include here communication and sensibilization in the recent years towards 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 more than 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 (Rouanet et al. 2013; Griffiths et al. 2017). 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 (Kanjir et al. 2018; Goswami et al. 2020) 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, more than 6,500 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, more than 800 ha of *P. oceanica* meadows were still impacted by anchoring in 2022, with more than 250 ha due to large boats despite an ambitious and effective regulation in place, and more than 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 (more than 6,000 hectares in 2022) and dead matte (more than 900 hectares in 2022). While considered less ecologically

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

important, sandy bottoms are still poorly known and are subject to growing attention of the scientific community (Jac et al. 2021, 2022). 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.

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.



APPUI A LA GESTION

Medtrix et le projet “Suivi du mouillage”

Le projet “Suivi du mouillage” est une valorisation directe du travail d’analyse des positions d’ancrage en Méditerranée française (Thomas Bockel (Andromède océanologie)) via sa diffusion au grand public. Ce projet a été développé par Thomas Bockel et est accessible sur la plateforme cartographique [Medtrix](#).

Objectifs du projet “Suivi du mouillage”

Les objectifs du projet « Suivi du mouillage » sont les suivants :

- La diffusion des cartes à jour de la pression d’ancrage, de son impact sur l’herbier de posidonie en Méditerranée française (traces de mouillage) et des mesures de gestion existantes (réglementation) auprès du grand public
- Faciliter la prise en compte des données d’ancrage dans les processus décisionnels par les acteurs de la protection de l’environnement marin

Contenu du projet “Suivi du mouillage”

Le projet « Suivi du mouillage » met à la disposition des utilisateurs de la plateforme Medtrix les données suivantes sous forme de cartes :

- La localisation des mouillages détectés par AIS entre 2010 et aujourd’hui classés par année et classe de taille des bateaux en distinguant les mouillages de la petite plaisance (navires de taille inférieure à 24m) et de la grande plaisance (navires de taille supérieure ou égale à 24m) (Figure 32) (source et traitement : Thomas Bockel (Andromède océanologie)).
- Les données de réglementation en mer (zones réglementant le mouillage, zones interdite aux engins motorisés, zones protégées ...) (source : Andromède océanologie, SHOM, PREMAR, OFB ..., traitement : Andromède océanologie).
- La carte des habitats sensibles (récifs coralligènes, herbier de posidonie et matte morte) et des traces de mouillages détectées par analyse visuelle des données Sonar (source et traitement : Andromède océanologie).
- Une carte de pression du mouillage de la grande plaisance (durée cumulée au mouillage des bateaux supérieurs à 24 mètres de long) entre 2017 et 2018, entre 2019 et 2020 et entre 2021 et 2022 (source et traitement : Thomas Bockel (Andromède océanologie)).
- Une carte de pression du mouillage de la petite plaisance (durée cumulée au mouillage des bateaux inférieurs à 24 mètres de long) entre 2019 et 2020, et entre 2021 et 2022. Ces pressions sont calculées en fonction de la durée d’ancrage cumulée (source et traitement : Thomas Bockel (Andromède océanologie)).

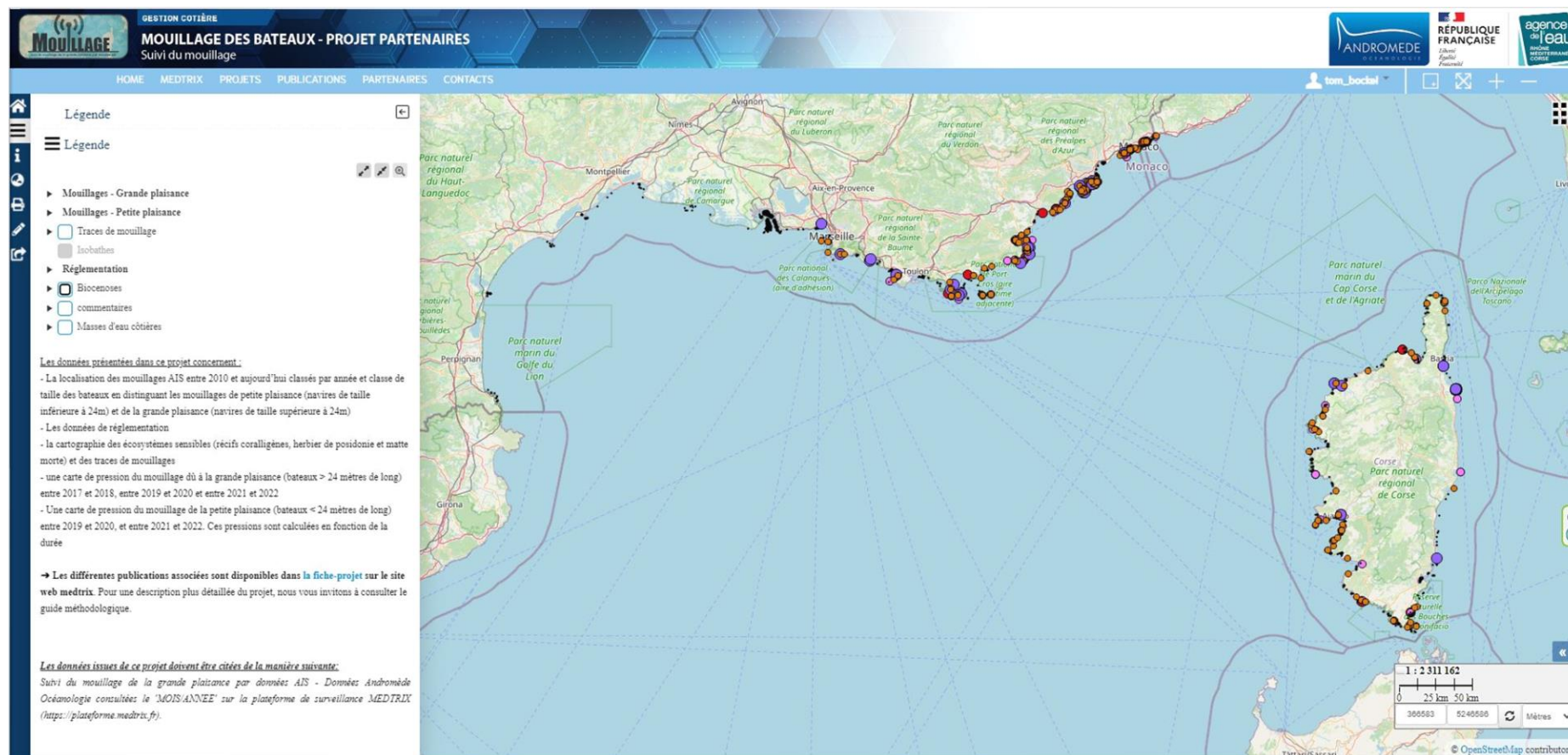


Figure 32 Cartographie des positions d'ancrage sur le projet "Suivi du mouillage" sur la plateforme Medtrix

Donia manager

L'outil Donia manager est une valorisation directe du travail d'analyse des positions d'ancrage en Méditerranée française (Thomas Bockel (Andromède océanologie)) *via* sa mise à disposition de manière opérationnelle aux acteurs de la surveillance du milieu marin.

Donia manager est un module payant de l'application [Donia](#).

Cet outil, à l'exception de l'interface web, a été développé intégralement par Thomas Bockel.

Objectifs de Donia manager

Les objectifs de l'outil Donia manager sont de permettre aux acteurs du milieu marin une surveillance plus efficace de leur aire de gestion, en leur fournissant une carte en temps réel de la position des bateaux en mouvement et à l'ancrage et de leur éventuel impact sur les habitats sensibles comme l'herbier de posidonie, ainsi qu'une base de données cartographique de l'ensemble des positions historiques d'ancrages depuis 2010. Donia manager permet ainsi un gain de temps considérable pour la surveillance en limitant les interventions sur le terrain *via* des alertes en temps réel, basées sur la détection des bateaux en infraction à l'arrêté n°123/2019 d'interdiction d'ancrage dans l'herbier pour les bateaux de plus de 24 m.

Contenu de Donia manager

L'outil Donia manager utilise les positions issues des données AIS du réseau [AISHub](#) ainsi que les positions des utilisateurs de l'application [Donia](#), à l'échelle de la Méditerranée.

Ces positions sont récupérées toutes les deux minutes, créant ainsi un flux de données conséquent (plus d'un million de nouvelles positions par jour) et une très importante quantité de positions stockées et exploitées pour les analyses historiques (environ dix milliards de positions).

Les positions exploitées par Donia manager sont analysées à l'aide d'une architecture complexe de serveurs et logiciels divers mis en place par Thomas Bockel, du transfert de données sur linux à l'application mobile Donia, en passant par l'analyse spatiale sur PostGIS (système de gestion de base de donnée spatiale libre) et la cartographie web sur Lizmap (Plugin QGIS de cartographie web) (Figure 33).

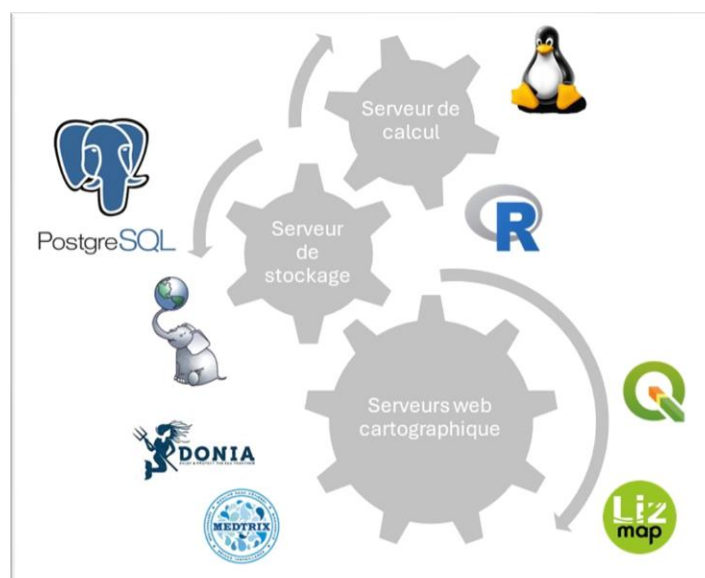


Figure 33 Schéma illustratif de l'architecture informatique de Donia manager

L'outil Donia manager est composé de deux modules : un module « temps réel » et un module « historique ».

Le module temps réel offre une visualisation en temps réel de la position des bateaux sur la zone de gestion de l'utilisateur (Figure 34). Les bateaux au mouillage sont différenciés des bateaux en navigation. Les bateaux au mouillage sont détectés à l'aide de l'algorithme de Deter et al. (2017) (voir encart en introduction). Un ensemble de filtres permet de limiter l'affichage selon différents champs (type, taille ...). Plusieurs graphiques viennent compléter l'affichage en fournissant à l'utilisateur une visualisation graphique de plusieurs indicateurs clés (répartition des mouillages par classe de taille/profondeur/habitat). Un affichage sous forme de popup permet d'accéder aux informations d'identification, de position et de vitesse de chaque bateau, ainsi qu'aux caractéristiques de chaque bateau à l'ancrage (durée, type de fond, probabilité d'impact ...) (Figure 34).

L'outil Donia manager est aujourd'hui utilisé par plusieurs acteurs de la protection du milieu marin : Service Garde-Côtes des Douanes de Méditerranée française, Centre d'Appui au Contrôle de l'Environnement Marin (CACEM), Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate (PNMCCA).

CHAPITRE 2 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA GRANDE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

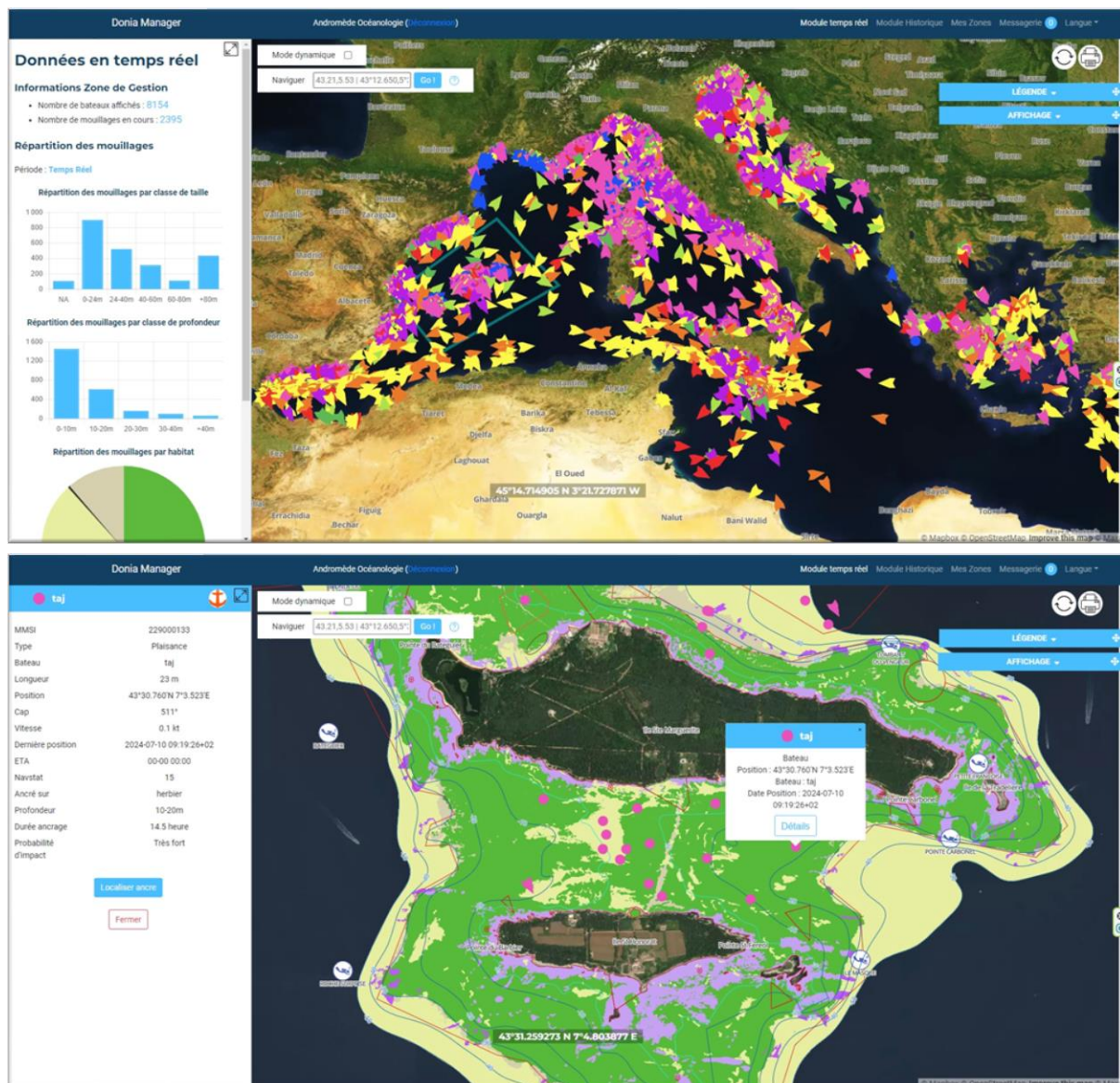


Figure 34 Module temps réel de l'outil Donia manager (haut) et zoom sur un navire à l'ancrage (bas)

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION



CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

QUESTIONS DE RECHERCHE :

- Quelle est la pression d'ancrage des petits bateaux en Méditerranée française ?
- Quels sont les impacts de l'ancrage des petits bateaux sur l'herbier de posidonie ?
- Quelles sont les technologies adaptées à la surveillance de cette pression ?
- Quelles sont les modalités de gestion adaptées ?



POINTS CLES :

- L'ancrage des petits bateaux (< 24 m) impacte l'herbier de posidonie
- Les données AIS et l'imagerie satellitaire de faible résolution ne suffisent pas pour cartographier l'ancrage des petits bateaux
- L'imagerie satellitaire optique haute résolution permet de détecter les petits bateaux à l'ancrage
- Nous avons développé un outil de détection/localisation automatique des navires à l'ancrage, adapté à diverses sources d'images (drone, camera, smartphone)
- Nous avons développé une méthode opérationnelle de caractérisation de la capacité d'accueil à l'ancrage

CONTEXTE

L'activité de plaisance concerne en grande majorité des bateaux de petite taille (< 24 m) (mer.gouv.fr). Alors que l'impact des bateaux de grande taille est aujourd'hui bien connu (Boudouresque et al. 2012; Andromède océanologie 2020), l'impact de l'ancrage des bateaux de petite taille est peu documenté dans la littérature. On observe quelques tentatives très localisées de caractérisation de cet impact (Griffiths et al. 2017; Kruer 2017), notamment sur l'herbier de posidonie, montrant un effet de la technique de relevage, du type d'ancre utilisée et de la compacité de la matte (Francour et al. 1999; Milazzo et al. 2004; Ceccherelli et al. 2007). Cet impact est souvent considéré comme peu important et dans certains cas ne dépassant probablement pas la capacité de régénération de l'herbier (Boudouresque et al. 2009). Cette hypothèse, qui reste à vérifier en fonction du nombre d'ancrage concernés, semble acceptable pour les bateaux de très petite taille (inférieure à 10-15 m), mais qu'en est-il des bateaux mesurant entre 10-15 et 24 mètres, représentant un très grand nombre d'ancrages (Bockel et al. 2023) et aujourd'hui non concernés par la réglementation d'ancrage en Méditerranée française ?

Ces bateaux ne sont que rarement équipés d'un système AIS (Serra-Sogas et al. 2021), le premier défi est donc de les localiser de manière systématique. Survol aérien, drones, applications mobiles, caméras fixes sur le littoral, imagerie satellitaire (Figure 35) ; si de nombreuses technologies semblent aujourd'hui pouvoir répondre à cette question, évaluer les avantages et les coûts de ces méthodes et leur capacité à répondre aux problématiques locales reste une tâche ardue pour les acteurs de la protection du milieu marin.

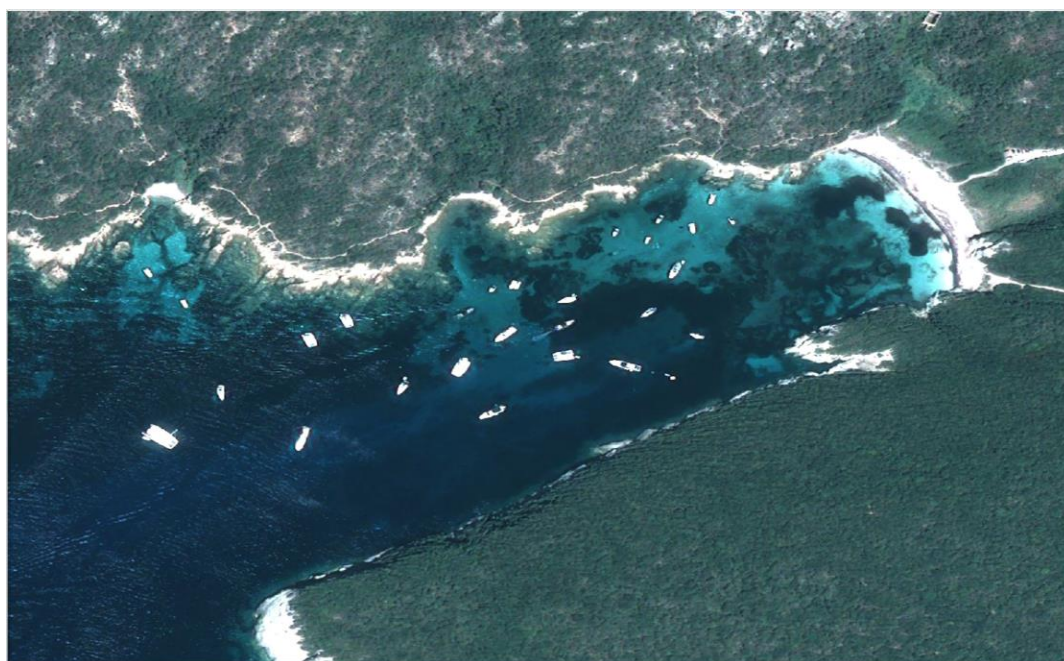


Figure 35 Extraction d'une image Pléiades sur une zone de mouillage en Corse à l'été 2023 (source : Airbus)

La fréquentation très importante et croissante de la petite plaisance en Méditerranée française amène les acteurs de la protection du milieu marin à réfléchir aux solutions de gestion les plus adaptées, à l'image des zones de mouillage organisé (Figure 36).

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

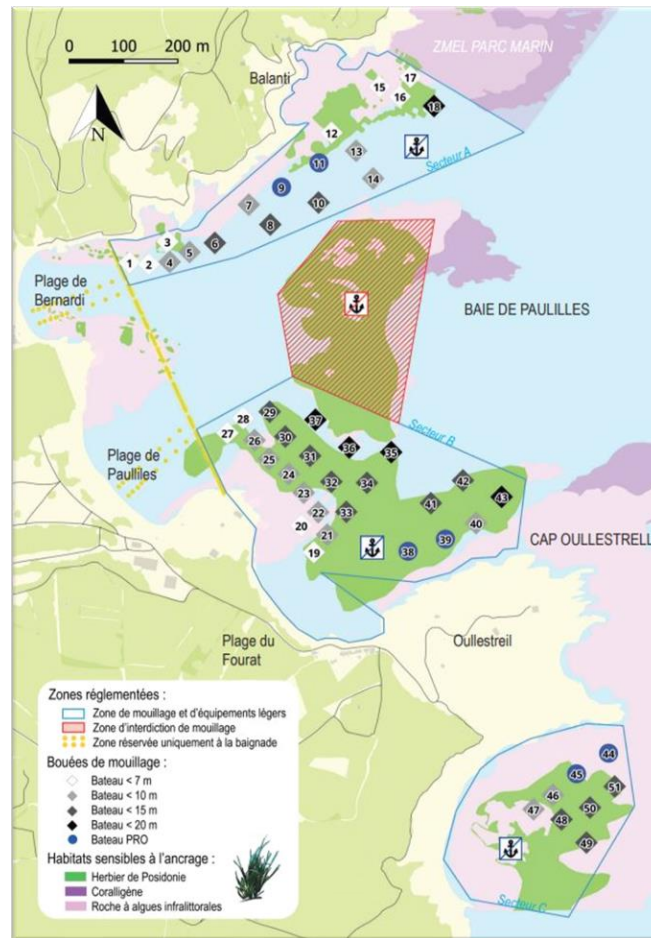


Figure 36 Exemple de la zone de mouillage organisé de Paulilles dans le Parc Naturel Marin du Golfe du Lion (source : www.ledepartement66.fr)

Quelle est la pression d'ancrage des petits bateaux en Méditerranée française ? Quels sont les impacts de l'ancrage des petits bateaux sur l'herbier de posidonie ? Quelles sont les technologies adaptées à sa surveillance ? Quelles sont les modalités de gestion adaptées à cette pression grandissante ?

Ce chapitre tente de répondre à ces questions à travers la présentation d'un article scientifique soumis en 2024 dans la revue Ocean and Coastal Management, et d'un outil d'appui à la gestion développé en parti dans le cadre de ce doctorat, et proposant une méthode opérationnelle de caractérisation de la capacité d'accueil à l'ancrage (Andromède océanologie and OFB 2024).

QUANTIFYING THE IMPACT OF SMALL BOATS ON POSIDONIA SEAGRASS MEADOWS: METHODS AND PATH FOR FUTURE EFFICIENT MANAGEMENT OF ANCHORING PRESSURE

Thomas Bockel^{1,2}, Noémie Bossut⁵, Nicolas Mouquet^{2,3}, David Mouillot², Quentin Fontaine⁴, Julie Deter^{1,2}

¹ Andromède océanologie, 7 place Cassan, Carnon plage, 34130 Manguio, France

² MARBEC, UMR IRD-CNRS-UM-IFREMER 9190, Université Montpellier, 34095 Montpellier Cedex, France

³ FRB - CESAB, Institut Bouisson Bertrand. 5, rue de l'École de médecine, 34000 Montpellier, France

⁴ STARESO, Pointe Revellata, BP33, 20260 Calvi

⁵ LAMSADE, UMR CNRS 7243, Université Paris Dauphine-PSL, 75775 Paris, France

Reference : Bockel T., Bossut N., Mouquet N. et al., 2024. Quantifying the impact of small boats on Posidonia seagrass meadows: Methods and path for future efficient management of anchoring pressure. Submitted in Ocean and Coastal Management.

Abstract

Coastal ecosystems are exposed to anthropogenic pressures worldwide. Seagrass are sensitive to human activities, especially through physical stress. Among them, boats induce many pressures including physical degradation through anchoring. Mapping the anchoring pressure of large boats (≥ 24 m) can be done with traditional methods but is still challenging for smaller boats. Thus, the impact of large boats on coastal ecosystems is better documented and more efficiently regulated in comparison with small ones.

Here, we characterize the pressure and the impact of boats anchoring on *Posidonia oceanica* seagrass beds through the proxy of three landscape indices and compare anchoring surveillance methods.

We show that small boats also have an impact on *P. oceanica* when anchoring.

AIS (Automatic identification System) and low resolution satellite imagery are poorly adapted to detect small boat anchoring.

High resolution satellite imagery is a very efficient tool suitable even for small boats detection, but is for now limited to targeted surveys due to its high costs.

We propose an automatic detection/localization tool adapted to multisource imagery and test it successfully on a case study in Corsica (France).

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

Overall our study provides key quantified elements for the design of future efficient surveillance and management of anchoring pressure.

Introduction

Coastal ecosystems, including mangroves, near shore reef ecosystems and seagrass beds, are among the most important ecosystems not only ecologically, but also economically and socially (Martínez et al. 2007; Barbier et al. 2011). Those sensitive ecosystems are severely and increasingly threatened worldwide by human activities (Halpern et al. 2008, 2015) including shipping (Halpern et al. 2019), which is responsible for pollution and physical damage with anchoring (Deter et al. 2017).

Mapping anchoring pressure was traditionally performed by manual counts of boats, from a boat, from shore, on fixed camera images (Bonhomme et al. 2013; Schohn et al. 2019), or from airplanes during aerial survey (Holon et al. 2015b; Serra-Sogas et al. 2021; MEDOBS 2024).

Since 2004, the Automatic Identification System (AIS) device is mandatory on ships of 300 gross tonnage and upwards (IMO 2018). This electronic transponder, communicating the ship position and characteristics to surrounding receiving stations, allowed huge progress in mapping large boats (≥ 24 m) anchoring events (Deter et al. 2017; Pergent-Martini et al. 2022b; Bockel et al. 2023). AIS however does not effectively sample small boats (Serra-Sogas et al. 2021).

Other methods like Synthetic Aperture Radar (SAR) (Greidanus et al. 2017) or optical (Kanjir et al. 2018) satellite imagery combined with efficient image analysis software such as SUMO for SAR images, are also used to detect large boats (≥ 24 m) anchoring events. The ever increasing resolution of satellite imagery has recently made it possible to achieve impressive performance in ship detection, even on small boats (Jialeng et al. 2023).

Smartphones and social networks are another huge source of image data (Toivonen et al. 2019) that could also potentially be useful to map anchoring pressure whatever the boat size.

Recent developments in Artificial Intelligence (AI) and especially deep learning (LeCun et al. 2015; Wu et al. 2020) already allowed massive improvements in detection and classification on satellite imagery (Goswami et al. 2020), with applications for boats monitoring (Kanjir et al. 2018; Patel et al. 2022; Paolo et al. 2024).

The Mediterranean sea is crossed by intense maritime traffic (March et al. 2021) and a mecca for pleasure craft (Carreño and Lloret 2021). This implies considerable pressures for its great biological diversity, with more than 17000 marine species and a very high rate of endemism (20-30 %) (Coll et al. 2010b; UNEP/MAP 2024). The endemic species *Posidonia oceanica* forms a protected key habitat hosting a high number of species and providing many services (Boudouresque et al. 2012). *P. oceanica* seagrass beds are very sensitive to anthropogenic threats (Boudouresque et al. 2009) and 70 % of its habitat is projected to be lost by 2050 (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2022).

Large boat (≥ 24 m) anchoring highly impacts *Posidonia oceanica* meadows (Boudouresque et al. 2012; Deter et al. 2017; Pergent-Martini et al. 2022b). Few existing local studies also suggest an impact from small boats (Francour et al. 1999; Milazzo et al. 2004; Rouanet et al. 2013), with varying results concerning its severity (Boudouresque et al. 2009). Anchoring impacts on *P.*

oceanica meadows are traditionally characterized by large scars visible on aerial imagery for shallow depths (< 10 m deep) and sonar imagery for deeper areas (Pasqualini et al. 1999) but can also be derived from patterns observed in landscape indices. The decline index (proportion of living meadow) and the patch cohesion index (characterizing the cohesion of the meadow) are the landscape indices describing the conservation status of the meadow that best correlated with anthropogenic pressures in the literature (Holon et al. 2018; Houngnandan et al. 2020). Their application to characterize the conservation status of *Posidonia* seagrass beds, coupled to a map of the anchoring pressure of large boats (≥ 24 m) (Deter et al. 2017), has led to a tightening of regulations in France (Deter et al. 2022a), regulations which have effectively reduced these pressures in return (Bockel et al. 2023). Many questions now arise for smaller boats: where do they anchor? To what extent do they impact when anchoring? What methods are best suited to monitor the anchoring pressure of small boats?

The aim of this work was to address these questions. We first investigated the impact of large and small boat anchoring on the French *Posidonia oceanica* meadows using the proxies of landscape indices and AIS anchoring positions. We then compared AIS with the other traditional methods used to monitor anchoring pressure. We proposed a new detection and localization tool based on images from different sources and AI and tested it on a case study in Corsica. We finally showed the relevance of high-resolution satellite imagery for detecting small boats at anchor, and discussed the design of efficient anchoring surveillance.

Material and methods

1) Impact of boat anchoring on *Posidonia oceanica* meadows, using AIS

The study area for this analysis was the entire French Mediterranean sea. Details on the bathymetric range used in the analysis are provided below in section “1-3 Analysis”.

1-1) Anchoring events and duration from AIS positions

AIS data were collected from two different sources. AIS data from 2010 to 2018 were collected from Marine traffic database (www.marinetraffic.com). 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) and from the vesselfinder database (www.vesselfinder.com). 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 and size, 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.

The methodology used to obtain the anchoring positions from AIS (approx. 55°00'N between 2010 and 2018 and approx. 160°00'E between 2019 and 2022) was derived from the work of Deter et al. (2017) and Bockel et al. (2023). Briefly, a boat was considered at anchor when its successive AIS positions (at least four) had low speed (< 1 kt) and were stationary (distance between points ≤ 600 m). A regression circle was then fitted on those positions to calculate the anchoring polygon.

The proportion of anchoring positions happening during the summer (July and August) was calculated.

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

Cumulated anchoring duration was calculated on 100 x 100 m cells for big boats (≥ 24 m) and small boats (< 24 m) separately. For each boat size category, a pixel was labeled as “anchoring” if anchored only by boats belonging to the size category or smaller.

1-2) Landscape indices from the marine habitat map

Landscape indices were calculated for *Posidonia oceanica* (Houngnandan et al. 2020) based on the 2023 update of the 1/10000 map of the marine habitat in the entire French Mediterranean sea between 0 and 80 m deep (Andromède océanologie 2014) (www.medtrix.fr, donia expert project). Habitat data was rasterized at a resolution of 5 m before calculating the three following landscape indices: decline index, patch cohesion index and landscape division index. Formulas for each index were reported in *Table S2*. The landscape indices were calculated in 100 x 100 m cells using the R software 4.2.1 and the packages SDMTools 1.1-221.2 and terra 1.6-17.

1-3) Analysis

Values of each landscape index were calculated and plotted on areas with and without small or large boat anchoring and the differences were tested using a Wilcoxon test. Very shallow areas (< 5 m deep) and the deepest areas (> 30 m deep) were removed from this analysis, to avoid landscape patterns outside of the anchoring bathymetric range influencing the results.

2) Comparison of AIS and other traditional methods used to map anchoring

This analysis was realized on a study area covering the Medobs and Sentinel 1 SAR acquisition areas in the French Mediterranean sea within a period covering the summer of 2020. Areas and dates of acquisitions for Medobs, AIS and Sentinel 1 SAR are reported in *Table S3* and *Figure S3*.

2-1) AIS

AIS-derived anchoring events were mapped as described above.

2-2) Sentinel 1 SAR images and SUMO

Sentinel 1 SAR images were downloaded from NASA EARTHDATA ASF data platform (search.asf.alaska.edu). L1 Detected High-Res Single-Pol (GRD-HS) sentinel products were used. Sentinel 1 images ($n = 13$) were analyzed using the Search for Unidentified Maritime Objects (SUMO) software (Greidanus et al. 2017). Cross-polarization and co-polarization detection threshold adjustments were applied based on the literature (Galdelli et al. 2021; Pita et al. 2022). No land buffer was used. Coordinates and estimated size of each detected boat were obtained.

2-3) Medobs

Medobs (MEDOBS 2024) is a monitoring network of human activities using aerial surveillance on the French Mediterranean coast. Operated by the Air Attack Technologies company and funded by the Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (French water agency), this network includes multiple aerial surveys of the entire coastline including Corsica, with a higher density of flights during summer. Boats are manually counted and regrouped by anchoring zones (hotspots of anchoring) and size classes (< 10 m: small; 10 - 24 m: medium; ≥ 24 m: large). Thirteen survey dates and 1068 anchoring zones were analyzed for the 2020 summer.

2-4) Analysis

For each Medobs anchoring zone, the number of boats detected by Medobs and by AIS/SAR were compared. In order to filter out zones out of AIS/SAR detection ranges, only Medobs anchoring zones containing AIS detections/SAR detections were kept for this analysis. Sentinel 1 SAR images were acquired by the satellite at two different timeframes: 5 am or 5 pm. Boat detections on 5 am images were considered as boats anchored since the day before the detection. The mean percentages of “medobs boats” detected by AIS and SAR for each size class were calculated. The difference of detection performance between size classes and detection methods were tested using a Wilcoxon test.

3) Terrestrial and aerial imagery to better map anchoring boats

A suite of tools was developed to detect any type and size of boats on multisource imagery, and to localize their position based on the metadata of the images.

3-1) Images dataset

The dataset of images (344 images) was composed of two main types of images (*Figure S4*). The first type of images (71 % of the images) is multisource images: smartphones and drones images taken by our team (Andromède océanologie) during the summer in 2022 and 2023, fixed camera on the coast ([Stareso](#), summer 2020) and aerial images (Medobs, summer 2022). The second type of images (29 % of the images) were downloaded from an opensource boats images dataset (Bogue Sound Team Roboflow 2023).

All images were randomly separated between training set (83 %), test set (7 %) and validation set (10 %). Labeling of boats on images before training was performed with the online application Make Sense (Skalski 2019) and was semi supervised (all images were pretreated with YOLOv5 and then checked visually and corrected manually when needed).

3-2) YOLOv8 detection algorithm and its improvement

The boat detection algorithm was trained using YOLOv8 on a GPU equipped server. Although initially planned with 500 epochs (an “epoch” refers to one complete cycle through the entire training dataset) to ensure comprehensive learning, the training was concluded after approximately 300 epochs due to satisfactory performance metrics achieved earlier than expected. This early stopping helps prevent overfitting while maintaining high accuracy. Images were automatically resized to a standard size of 640 by 640 pixels to facilitate uniform processing.

3-3) Localization methodology

The developed localization tool was entirely based on the metadata of the image. Image metadata are encrypted in image files in Exif format (Exchangeable Image File Format). They contain information on the image shot, essential for localization: date, coordinates, altitude, camera captor width and focal length, angles of the shot (pitch, yaw and roll), and image height and width (in pixels). Some devices such as drones contained very complete image metadata, but others such as smartphones contained metadata of variable quality, often lacking several parameters. In this case, precise localization was only possible when the photographer manually provided missing parameters, at least date, coordinates of the camera and yaw angle. Camera captor width and focal length could be inferred from the camera model, roll was assumed to be 0 (the localization tool doesn’t work otherwise), altitude could be inferred from the coordinates and freely accessible digital elevation models, and pitch was assumed to be linearly linked to the

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

height of the relative horizon in the image (pitch of 0 for a relative horizon of 0.5 and pitch of -30° for a relative horizon of 1) using the following formula: pitch (p) = (-60 * relative horizon) - 30.

Using basic principles of trigonometry (*Figure 37*), the boat real position was then derived from its relative position in the image (rel_x and rel_y, defined at the middle bottom of the detection bounding box) using the following equations (all terms in the equations are shown and defined in *Figure 37*):

$$\phi_{Xh} = \text{atan}((Sh * (\text{abs}(\text{rel}_x) * 2)) / Cf / 2)$$

$$\phi_{Yh} = \text{atan}((Sh * (\text{image height} / \text{image width}) * (\text{abs}(\text{rel}_y) * 2)) / Cf / 2)$$

if boat on top half of image (y coordinate in image < 0.5):

$$K = A / (\tan(-p) - \phi_{Yh})$$

if boat on bottom half of image:

$$K = A / (\tan(-p) + \phi_{Yh})$$

$$R = \text{sqrt}(A^2 + K^2)$$

if boat on right half of image (x coordinate in image > 0.5):

$$W = R * \tan(\phi_{Xh})$$

if boat on left half of image:

$$W = -(R * \tan(\phi_{Xh}))$$

$$x = X + W * \cos(\text{dir}) + K * \sin(\text{dir})$$

$$y = Y - W * \sin(\text{dir}) + K * \cos(\text{dir})$$

A filter was then applied to consider the low reliability of localization near the edges of the image or near the relative horizon. Only boats detected in the 99 % of the image farthest from the image edges (or from the relative horizon when shot not vertical and altitude < 10 m) were kept.

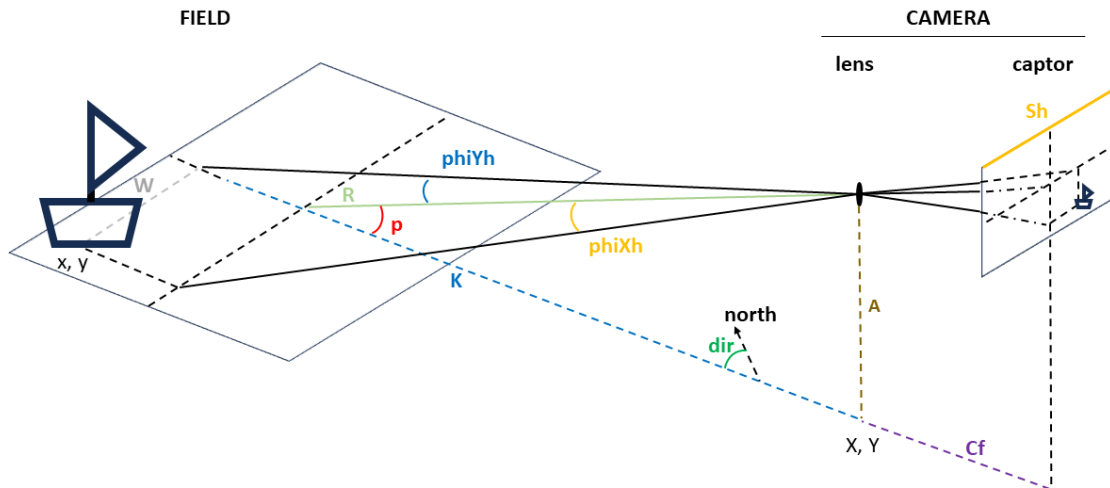


Figure 37 Schematic view of localization method. Boat position on the field (left) is derived from boat position on the camera image (right), using camera metadata (captor width Sh and focal length Cf) and field metadata (altitude A and coordinates X and Y of the camera, angles of the shot (dir and p), and distance K to the target).

3-4) Performance analysis of detection and sensitivity analysis of localization

The performance of the detection model was evaluated by calculating its average precision (proportion of true positive detections among all positive detections) and recall (proportion of true positive detections among all actual positive ones) and by comparing between the YOLOv8 standard algorithm using default YOLO coco weights, and our YOLOv8 custom algorithm trained on our images dataset.

The performance of the localization tool was evaluated by running a sensitivity analysis on a separate subset of images where the true location of the detected boat was known. The error between the true position and the estimated position was calculated. Each factor potentially influencing this localization error was extracted from the images: distance between boat and camera, altitude, method of acquisition (smartphone or drone), relative position of the boat with respect to the horizon on the image, relative position of the boat with respect to the center of the image, and relative position of the horizon. A linear regression was performed to assess the relationship between each factor and the localization error (previously log-transformed for normality).

3-5) Application of the custom YOLO detection and localization methodology to the case study of the Alga bay

The “Alga bay”, located north of the city of Calvi in Corsica (France) (Figure S5), was equipped with a Bushnell 30MP CORE Trail Camera, positioned at an altitude of 89 m in order to cover the entire bay. Photographs were acquired every hour during daylight for the summer period of 2020. The first exploitable image every morning (8 am) was considered the most representative of the boats

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

anchored during the night and extracted from the database. Those images ($n = 62$) were then processed through our custom detection localization algorithm (Figure S5, Figure S6). The depth category was extracted for each detection using a bathymetric raster produced by combining the best available resolution between SHOM data, and Andromède océanologie bathymetric dataset; categories were defined as follows: deeper than -20 m, -20 to -10 m, and shallower than -10 m. The average number of boats detected per night and depth category was calculated and compared with anchoring boats detected during the same night based on AIS data using the method described above. The difference between both methods was tested using a Wilcoxon test.

4) High resolution optical satellite imagery to better map anchoring boats

A pre-trained YOLOv8 detection algorithm was tested on high resolution optical satellite imagery to detect small boats at anchor.

4-1) Images and pretreatment

The images used were Airbus Pleiades multispectral (2 m resolution) and panchromatic (50 cm resolution) on a study area of 17 km width and 13 km height centered on the area of Bonifacio and the Lavezzi islands in south Corsica (Figure S7). Images were available at three timestamps: 2023/07/19 at 10:31 am, 2023/07/26 at 10:28 am, and 2023/08/14 at 10:31 am. The 2023/07/26 image was removed from the analysis because the numerous waves negatively affected the YOLO detection performances.

Images were pansharpened and tiled at a size of 1000 by 1000 pixels using gdal 3.0.4. An overlap of 100 pixels was used during tiling in order not to remove any boats from the database. Tiles containing shallow water areas (0 – 20 m deep) were extracted for boats detection.

4-2) YOLO detection and validation

YOLOv8 base weights were obtained from a pre-training performed on a google earth dataset (Cole Robin 2023). Boats detection was performed on each previously created tile using YOLOv8 and the obtained base weights, with an automatic resizing of the tiles to a standard size of 640 by 640 pixels (Figure S8). A sample of 100 tiles per image, with the associated detections, was then used to create a reference annotation dataset using Roboflow (Dwyer et al. 2024) online annotation tool (774 boats annotated for the 2023/08/14 image and 670 boats annotated for the 2023/07/19 image). YOLOv8 algorithm using base weights was then retrained using the 2023/07/19 reference dataset as training set, and 2023/08/14 reference dataset as validation set. Boat detections on land or inside ports were filtered out. Precision and recall metrics were then calculated for each boat size class (0-5m, 5-10m, 10-15m, >15m).

Results

1) Impact of boat anchoring using AIS

The anchoring dataset contained 225 470 anchoring polygons between 2010 and 2022 (129 552 for large boats (≥ 24 m) and 95 918 for small boats (< 24 m)). Most anchoring events (57 %) happened during the summer (July and August). Cumulated anchoring duration calculation gave a total of 23 092 100 m x 100 m cells with anchoring (11 235 containing anchoring of only large boats and 3 389 containing anchoring of only small boats).

The decline index was significantly higher on areas with large boat anchoring compared to areas without large boat anchoring ($W = 2.5 \cdot 10^8$, $p < 0.001$, $n = 85\ 114$), and not significantly different between areas with or without small boat anchoring ($W = 8.9 \cdot 10^7$, $p > 0.1$, $n = 78\ 932$) (Figure 38).

The patch cohesion index was significantly lower on areas with anchoring compared to areas without anchoring; for large boats ($W = 2.8 \cdot 10^8$, $p < 0.001$, $n = 81\ 573$), and for small boats ($W = 1.1 \cdot 10^8$, $p < 0.001$, $n = 75\ 464$) (Figure 38).

The landscape division index was significantly higher on areas with anchoring compared to areas without anchoring; for large boats ($W = 2.5 \cdot 10^8$, $p < 0.001$, $n = 81\ 573$), and for small boats ($W = 5.5 \cdot 10^7$, $p < 0.001$, $n = 75\ 464$) (Figure 38).

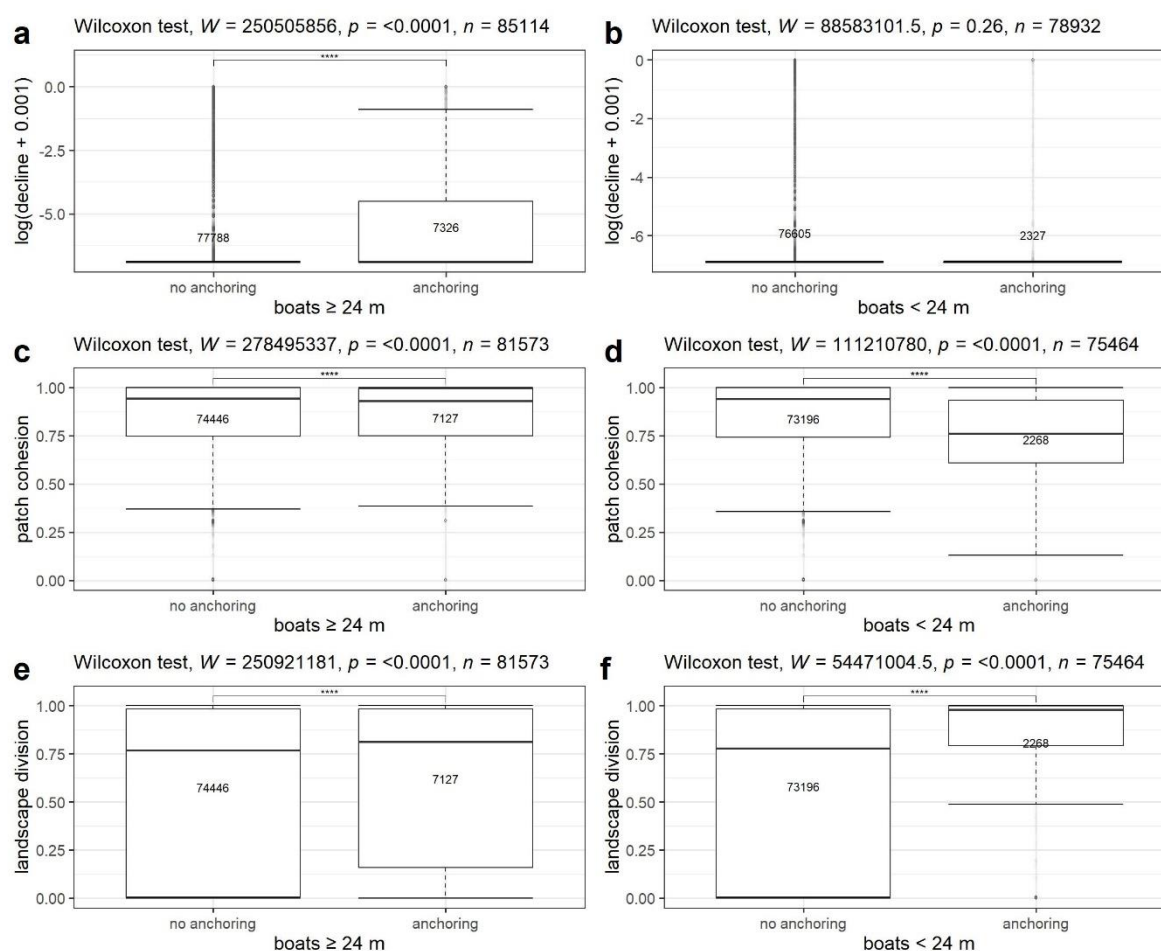


Figure 38 Statistical distribution of landscape indices for each size category of ais boats (≥ 24 m or < 24 m) with or without anchoring. a. $\log(\text{decline index})$ (boats ≥ 24 m), b. $\log(\text{decline index})$ (boats < 24 m), c. patch cohesion index (boats ≥ 24 m), d. patch cohesion index (boats < 24 m), e. landscape division index (boats ≥ 24 m), f. landscape division index (boats < 24 m). Numbers inside the bars indicate the number of 100 x 100 m cells where each indicator was calculated (this

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

number is higher for the decline index compared to the other indices because also taking into account dead matte).

2) Comparison of AIS and other traditional methods used to map anchoring

Differences between size classes, for both detection methods, were significant only between large (≥ 24 m) and small boats (< 10 m) (AIS: $W = 1.1 \cdot 10^3$, $p < 0.001$, $n = 313$; SAR: $W = 9.6 \cdot 10^2$, $p < 0.001$, $n = 83$) and between medium (10 – 24 m) and small boats (AIS: $W = 5.2 \cdot 10^4$, $p < 0.001$, $n = 498$; SAR: $W = 2.4 \cdot 10^3$, $p < 0.001$, $n = 118$) with larger boats being more detected than small ones (Figure 39). Differences between detection methods were significant only for medium boats ($W = 9.7 \cdot 10^3$, $p < 0.001$, $n = 304$) with more boats detected on average by AIS (28 % of Medobs observations) than by SAR (12 %) (Figure 39).

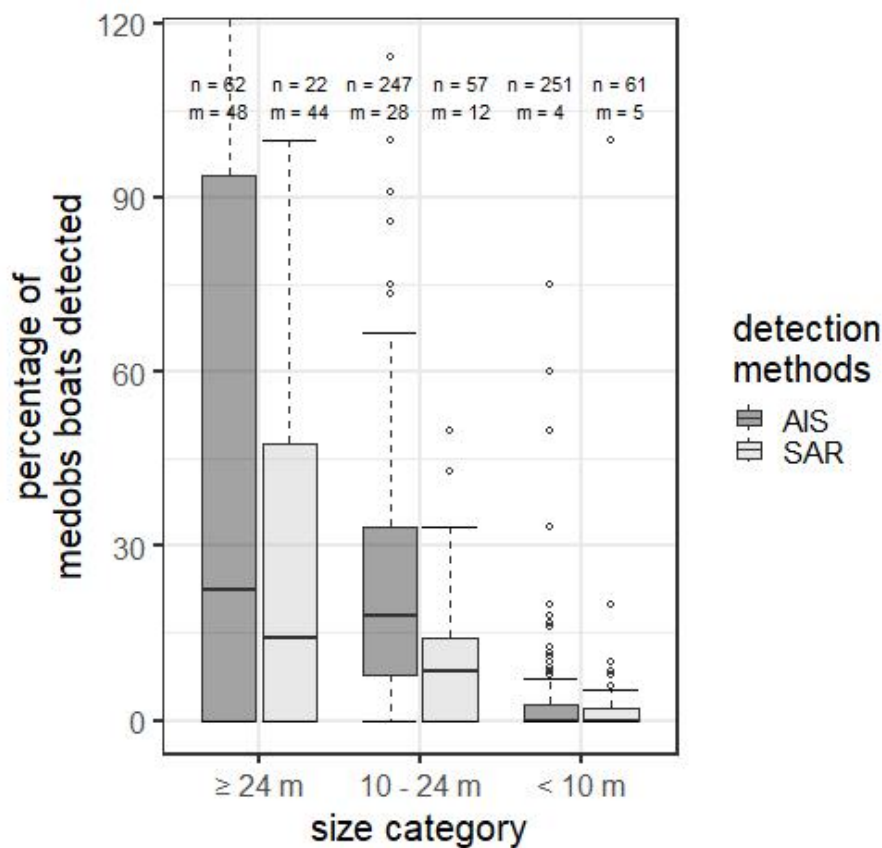


Figure 39 Mean percentage of Medobs boats detected by AIS and SAR, for each size category (≥ 24 m, 10 - 24 m, < 10 m; n = number of Medobs anchoring zones, m = mean percentage of Medobs boats detected).

3) Terrestrial and aerial imagery to better map anchoring boats

3-1) Performances of the detection algorithm and improved model

On the validation dataset, YOLOv8 showed an average precision of 0.63 and an average recall of 0.42. The improved custom model showed an average precision of 0.81 and an average recall of 0.69. The custom model presents a good balance between precision and recall (*Figure 40*, *Figure S9*).

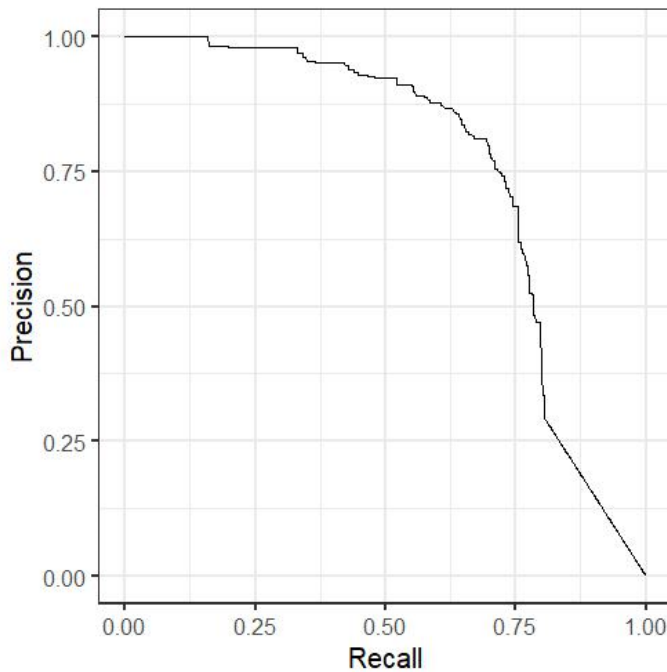


Figure 40 Precision recall curve for the custom detection model

3-2) Localization performances and sensitivity analysis

The linear regression between the images metadata and the logarithm of the localization error explained 73 % of the variance of the localization error ($F = 51$, $p < 0.001$, adjusted $R^2 = 0.73$). The localization error was significantly negatively influenced by altitude ($t = -3.8$, $p < 0.001$) and significantly positively influenced by the method ($t = 2.2$, $p < 0.05$) and the distance between the boat and the camera ($t = 10$, $p < 0.001$). The average localization error under ideal conditions (using the drone method with a distance between the boat and the camera below 200 meters) was 16 m (*Table S4* and *Figure 41*).

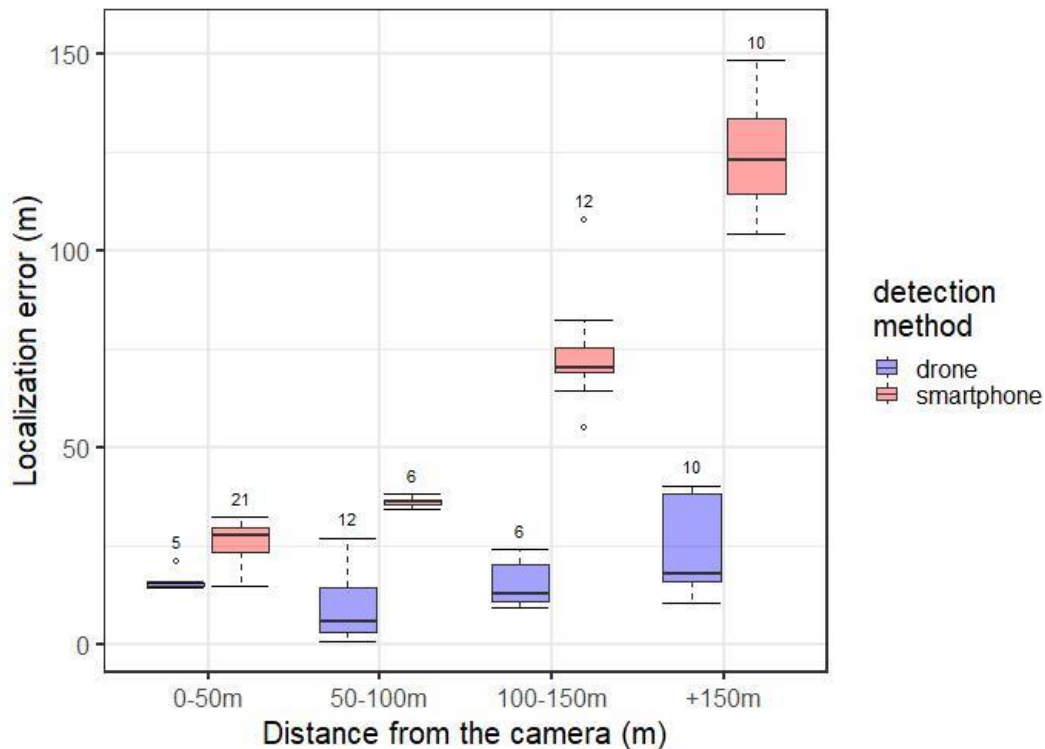


Figure 41 Error of the localization method as a function of the distance to the camera and the acquisition method (drone or smartphone). The number of images is indicated above each boxplot.

3-3) Application of the YOLO detection and localization methodology to the case study of the Alga bay (Corsica)

The average number of detected anchored boats per night and detection method was equal to 0.032 (AIS) and 0.05 (images) deeper than 20 m; 1.6 (AIS) and 1.8 (images) between 10 m and 20 m deep; and 2.7 (AIS) and 10 (images) shallower than 10 m (Figure 42). The average number of anchored boats detected per night increased significantly with decreasing depth, for both methods ($W < 1221$, $p < 0.001$, $n = 62$). The number of anchored boats detected per night was significantly higher for images than AIS at a shallow depth (< 10 m) ($W = 240$, $p < 0.001$, $n = 62$). The differences between images and AIS were not significant for the other depth categories (10-20m: $W = 1669$, $p > 0.1$, $n = 62$; +20m: $W = 1891$, $p > 0.1$, $n = 62$) (Figure 42).

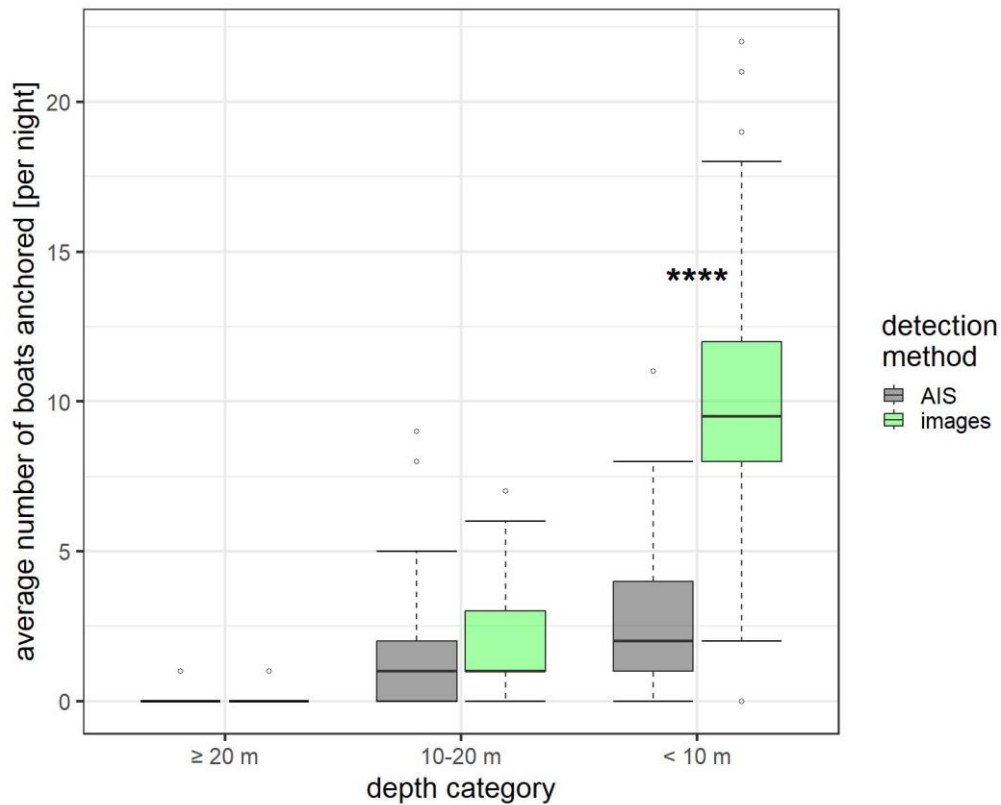


Figure 42 Average number of boats detected at anchoring per night, for each depth category and detection method

4) High resolution optical satellite imagery to better map anchoring boats

Post-training of YOLOv8 base algorithm using 2023/07/19 training dataset did not improve the performance of the detection algorithm on the 2023/08/14 validation dataset. Average precision on the validation dataset was equal to 0.91, and average recall was equal to 0.77. Precision vs recall, precision vs confidence and recall vs confidence curves were reported in Figure S10. After filtering out detections on land and inside ports, average precision values per size class were equal to 0.5 (0-5m), 0.87 (5-10m), 0.91 (10-15m), 0.88 (>15m), and average recall values per size class were equal to 0.75 (0-5m), 0.69 (5-10m), 0.76 (10-15m), 0.84 (>15m).

While recall values were relatively high and constant for each boat size class, precision value was 43 % lower for boats smaller than 5 m compared to boats longer than 5 m. This value is to be interpreted with caution as only four boats smaller than 5 m were present in the dataset.

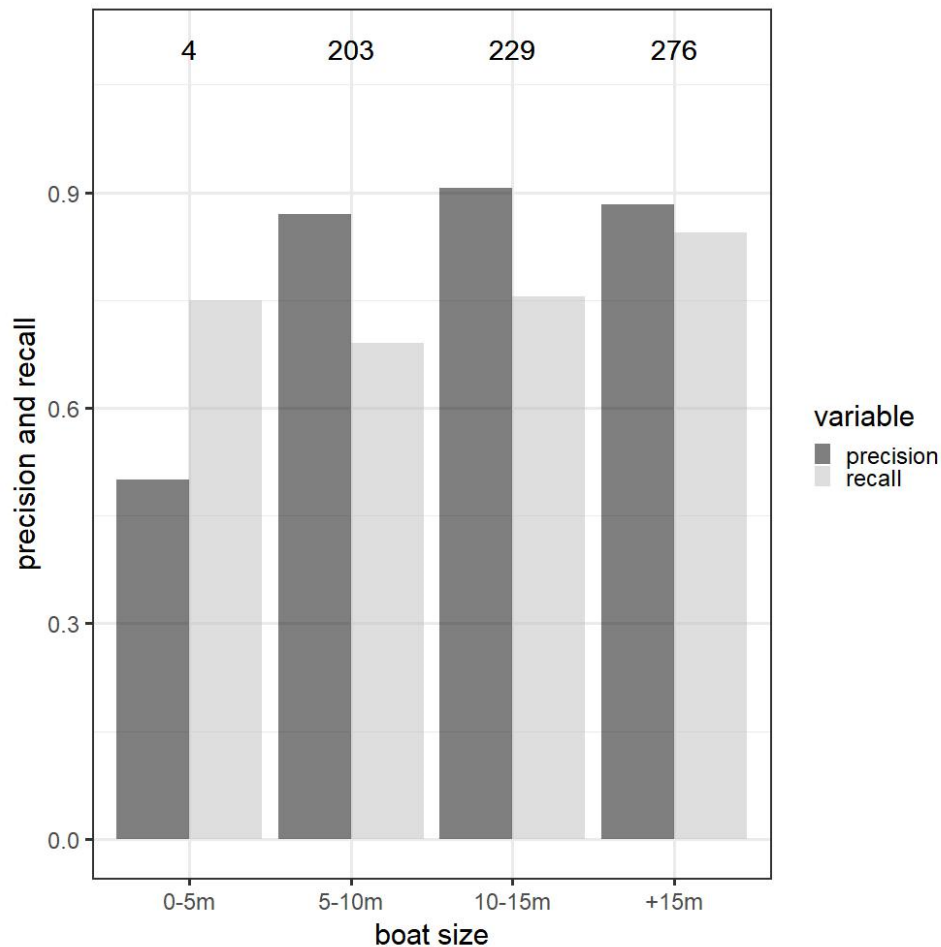


Figure 43 Precision and recall metrics per size class of YOLOv8 algorithm on optical satellite imagery. Numbers at the top indicate the number of boats per size class

Discussion

1) Impact of boat anchoring using AIS

The impact of large boats ($\geq 24\text{m}$) anchoring was confirmed on each analyzed landscape indices (decline, patch cohesion and landscape division) for *Posidonia oceanica* meadows. Moreover, small boats detected by AIS ($< 24\text{ m}$) are also responsible for measurable impacts: patch cohesion index and landscape division index were significantly degraded in presence of small boats anchoring. Small boats damage the spatial configuration of the meadows when anchoring, and these changes in configuration could be an early warning of future decline, not yet detected. Scars induced by small boats anchoring in the meadow could also be too narrow to be detected as dead matte during lateral sonar acquisitions, explaining the absence of significant impact on the decline index.

The impact of small boats is detected even though their number is underestimated due to the rare presence of AIS equipment on small boats (Greidanus et al. 2017; Paolo et al. 2024) (as shown in section 2 “Comparison of AIS and other traditional methods used to map anchoring”). It is therefore necessary to monitor those anchoring events, whether or not the boats are equipped

with AIS, because they are not currently affected by the French regulation prohibiting anchoring in *P. oceanica* seagrass beds. This more detailed knowledge depending on the size is all the more important as the number of boats, including small boats, continues to increase, particularly in protected marine areas, and requires monitoring to address carrying capacity issues (Gómez et al. 2023).

2) From the comparison of AIS and other traditional methods to the test of terrestrial and aerial imagery to better map anchoring boats

This study demonstrated both at the scale of the French Mediterranean sea and at the scale of a bay, that AIS data, while allowing to detect a general pattern of impact, are poorly adapted to a detailed mapping of small boats anchoring impacts, in accordance with the literature (Serra-Sogas et al. 2021).

Similarly, freely available low resolution (10 m) SAR satellite imagery was shown to be poorly adapted to detect small boats (only 12 % of small Medobs boats (10 - 24 m) and 5 % of very small boats (< 10 m) detected on SAR S1 images during summer 2020), in accordance with the literature (Greidanus et al. 2017).

As Medobs images cannot be acquired continuously and automatically, alternative methods must be proposed. Using multi-source images, the image-based tool developed in this work showed very good detection (average precision of 0.81 and average recall of 0.69) and localization (average localization error of 16 m under ideal conditions) performances. Some limitations must however be kept in mind under certain conditions such as very low altitude (below 2 m) and/or large distance to targets (above 2 km) and the presence of detection artefacts (important sun reflections at the sea surface, presence of buoys). Most of these limitations can however be controlled when using fixed cameras with well known acquisition metadata (see below).

The case study of the Alga bay showed a very similar rate of detection by AIS and the camera for areas deeper than -10 m but many anchoring were missed by AIS compared to the camera for areas shallower than -10 m. These anchoring events at such shallow depths most probably correspond to the smallest boats. The absence of an estimation of the boat size is a limitation of the image-based method, but this information could be calculated if the wind conditions are known at the date of acquisition of the image, and if the camera line of sight is perpendicular to the dominant wind in the area. The camera should be placed at a minimal altitude of approximately five meters in order to obtain an acceptable localization error for boats as far as approximately one kilometer from the camera. The automatic camera detection localization tool is moreover flexible and adapted to any source of terrestrial or aerial imagery (smartphone, drone, small aircraft such as ultra-light motorized planes (ULMs), or even webcams or social networks images), and provides automatic boat detection and localization, allowing important time gains in data analysis. The image acquisition represents a very low cost (approximately 400 euros for the purchase, installation and usage of the camera).

This method is therefore perfectly adapted to implement high-frequency surveillance on localized high-stake anchoring areas, and allows a detailed spatio-temporal reporting of large and small boats anchoring pressure, as well as an estimation of the total frequentation and turnover of boats on the surveyed sites. A project proposition has been designed with the local managers of the Agde Marine Protected Area (France) and the automatic camera detection localization tool should therefore be implemented there in 2025 if funded.

3) High resolution satellite optical imagery to better map anchoring boats

The YOLO detection algorithm tested in this work on Pleiades images showed very good performances (average precision of 0.91 and average recall of 0.77), close to the performances of the pretraining reference work (precision of 0.94 and recall of 0.93) (Cole Robin 2023), and very good compared to other recent studies (accuracy of 0.94 and precision of 0.74 (Jialeng et al. 2023), and accuracy of 0.99 and precision of 0.84 (Patel et al. 2022)). While recall values were relatively high and constant, precision appeared to decrease by more than 40 % for boats smaller than five meters. This pattern could indicate a good reliability of the detection algorithm only for boats longer than five meters, but is to be interpreted with caution as only four boats smaller than five meters were present in the dataset. Waves, small private swimming pools, and very high density of boats next to each other (ports) were visually observed as factors negatively influencing the detection algorithm performances. Those factors can however easily be filtered out during images pre-selection and detections post-treatment. Besides, spatial data on existing mooring buoys is necessary to avoid false anchoring detections. Anchoring positions are moreover simplified as being the same as boat position. Real anchor position could however be derived assuming standard anchoring conventions and access to meteorological data (Forrester 2020).

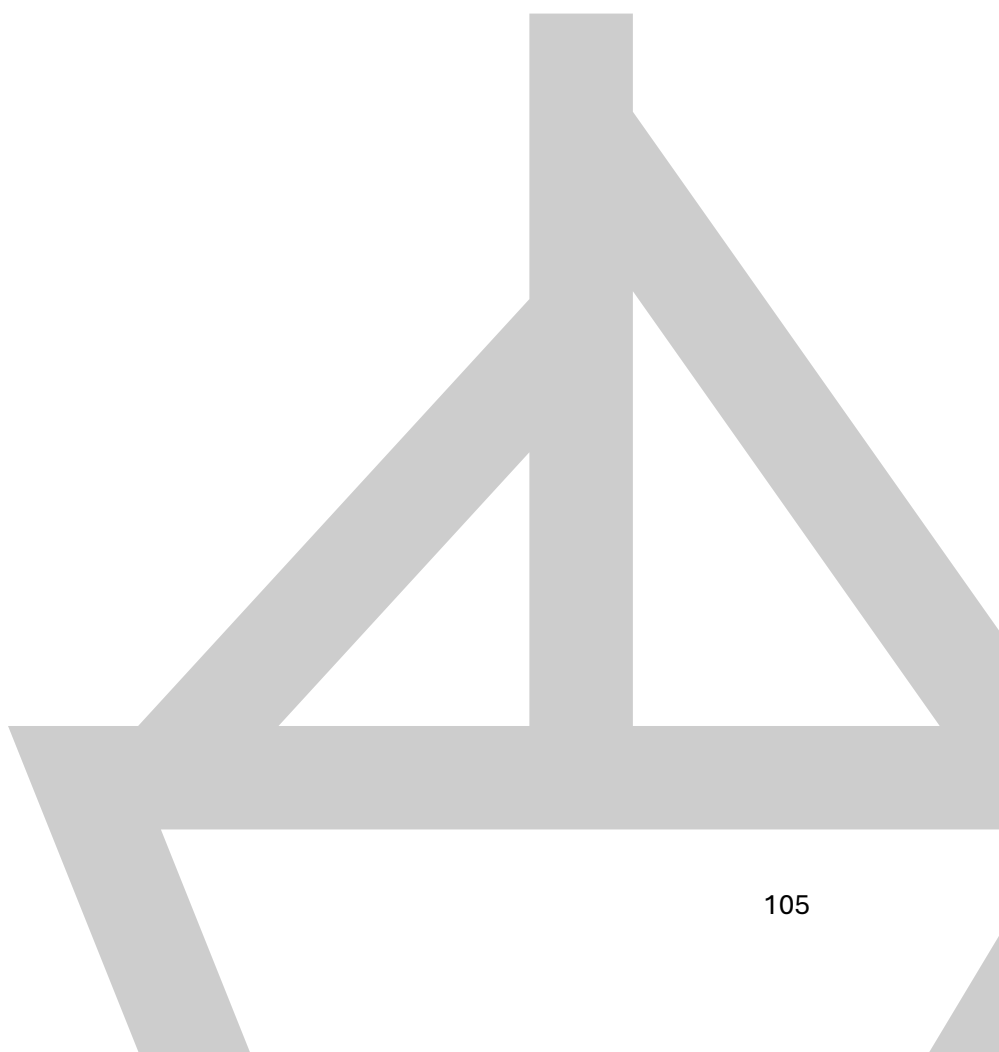
Satellite imagery field is evolving very fast and higher resolution (e.g. Pleiades neo (30 cm resolution) for optical imagery (Soubirane 2019)) is already available. High resolution satellite imagery, as well as aerial surveys, are very appropriate for punctual monitoring to get a rough idea of the pressure, but their important costs make those methods less appropriate for regular surveillance.

Conclusion and future path for management

This work confirmed the impact of large boats (≥ 24 m) anchoring on *Posidonia oceanica* meadows using three different landscape indices (decline, patch cohesion and landscape division), and showed that small boats (< 24 m) anchoring, despite very low accuracy detection by AIS, also seem to have an impact on *P. oceanica* meadows (impact detected on two of three analyzed indices: patch cohesion and landscape division). This work demonstrated that traditional monitoring methods such as AIS and low resolution freely available SAR satellite images, while detecting a reasonable part of large boats (≥ 24 m, approximately 50 %) are poorly adapted to small (10 – 24 m, approximately 20 %) and very small boats (< 10 m, approximately 5 %) detection.

The strong suitability of high-resolution satellite imagery for small boats automatic detection was demonstrated but must be reserved, for the time, for punctual monitoring because of the relatively high costs involved. This work then proposed an automatic detection localization tool based on multi-sources images, and tested it successfully on a case study in Corsica. This tool is particularly adapted to high-frequency localized monitoring and could be easily deployed by harbourmasters and marine areas managers that could make appropriate use of existing images or set up an automatic image-taking system. Combined to an automatic and connected image acquisition system, this tool could indeed be used in real time with applications such as the control of the frequentation with regard to anchoring areas carrying capacity. A real time application should be implemented on the field in France in 2025. With constantly improving technologies, it can be a struggle for managers to balance the pros and cons of each monitoring

solution. The perfect solution does not exist, and addressing managers specific needs will inevitably involve a mix between the previously mentioned solutions. Well-designed monitoring and surveillance plans will both allow the construction of adapted management plans and enable managers to control and evaluate their efficiency. This work provides key quantified elements for the design of future efficient surveillance and management of anchoring pressure.



APPUI A LA GESTION

Le rapport ci-dessous propose une méthode innovante de gestion de la pression d’ancrage de la petite plaisance. Ce travail a été réalisé en 2024 par Thomas Bockel dans le cadre de son activité d’ingénieur de recherche au sein de la société Andromède océanologie, pour le compte du Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l’Agiate et de l’Office Français de la Biodiversité.

Développement d’une méthode opérationnelle de caractérisation de la capacité d’accueil à l’ancrage pour le Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l’Agiate²

Référence : Andromède océanologie, 2024. Analyse des données de fréquentation et définition d’un indicateur de capacité d’accueil. Secteurs de Saleccia et Lotu – Mezzanu dans le PNMCCA. Rapport Andromède Océanologie & OFB. 30 pages.

Introduction

Contexte de l’étude

Le Parc naturel marin du Cap Corse et de l’Agiate (PNMCCA) est la cible en période estivale d’une très forte fréquentation nautique associée à une très forte pression d’ancrage (Andromède Océanologie, 2024)

Les grands navires (taille ≥ 24 m) ne sont aujourd’hui plus autorisés à ancrer dans l’herbier de posidonie, limitant largement leur impact sur l’environnement (arrêté n°123/2019). Cependant, les petits navires (taille < 24 m) sont de plus en plus nombreux dans le périmètre du PNMCCA (augmentation de 42 % du nombre de mouillages entre 2021 (env. 1200) et 2023 (env. 1800)) (Andromède Océanologie, 2024). Plus particulièrement, les secteurs de Saleccia, Lotu et Mezzanu font l’objet d’une fréquentation estivale très importante par la petite plaisance (< 24 m). Les gestionnaires du PNMCCA souhaitent réfléchir à la mise en place de seuils de fréquentation pour les navires de petite plaisance, adaptés aux caractéristiques locales de chacun de ces secteurs.

Synthèse bibliographique

Une synthèse bibliographique a été réalisée afin de consolider la méthode utilisée dans cette étude pour le calcul de la capacité d’accueil.

De manière générale, la première étape dans le calcul de la capacité d’accueil est la définition de la capacité d’accueil physique, directement liée à l’espace disponible (Cupul-Magaña and Rodríguez-Troncoso 2017) et aux caractéristiques physiques locales (habitat, nature du fond, bathymétrie) du site d’étude. On peut estimer la capacité d’accueil physique à l’aide de méthodologies classiques d’analyse spatiale (Balaguer et al. 2011).

² Accord de réutilisation de la part du client

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

En complément à la capacité d'accueil physique, les études portant sur la définition de la capacité d'accueil pour l'ancrage des navires ont tendance à négliger les aspects sociaux et environnementaux (Gómez et al. 2023).

Le rayon d'évitement théorique des navires peut être défini à l'aide de données de terrain, et apparaît variable en fonction de caractéristiques multiples (site, météorologie, bathymétrie ...) (Gómez et al. 2023).

Plusieurs études utilisent des données de terrain pour comparer et interpréter les valeurs théoriques calculées de capacité d'accueil (Cupul-Magaña and Rodríguez-Troncoso 2017; Gómez et al. 2023).

Dans le rapport fourni au PNMCCA (Andromède océanologie and OFB 2024), j'ai proposé une méthodologie reproductible, un outil opérationnel et une première série d'indicateurs de capacité d'accueil de la petite plaisance (< 24 m) pour les secteurs de Saleccia, Lotu et Mezzanu à l'intérieur du Parc naturel marin du cap Corse et de l'Agriate.

Matériel et méthodes

Secteurs d'étude

Les secteurs de Saleccia, Lotu et Mezzanu sont situés au sein du Parc naturel marin du cap Corse et de l'Agriate (figure ci-dessous).

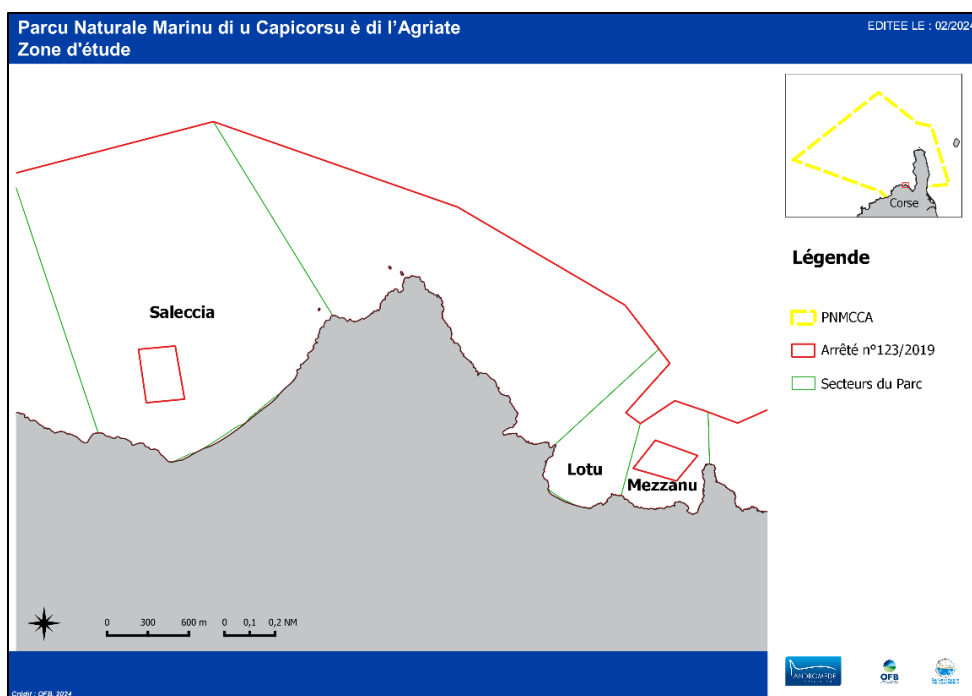


Figure 44 : Secteurs d'étude

Données de fréquentation

Les données de fréquentation utilisées dans cette étude proviennent de deux principales sources :

- Comptages visuels. Ils ont été réalisés par les agents du PNMCCA depuis la côte, sur chacun des secteurs étudiés. Ces comptages recensent le nombre de bateaux à l'ancre et en déplacement, par classe de taille (0 - 8 m, 8 – 18 m, 18 – 24 m), ainsi que leur mode de propulsion. Plusieurs variables de métadonnées associées au comptage sont aussi renseignées (date, heure, météo ...).
- Positions d'ancrage. Elles ont été calculées par Thomas Bockel à Andromède Océanologie à partir des positions AIS (Deter et al. 2017) et des positions des utilisateurs de l'application DONIA.

Ces données de fréquentation ont été extraites pour la période estivale sur les années 2022 et 2023.

Calcul de la capacité d'accueil

Les données de biocénoses, de bathymétrie, et de réglementation ont été compilées et des cartes de situations ont été produites afin de réaliser une première estimation visuelle de la surface

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

disponible pour l'ancrage de la petite plaisance. Les cartes de situation sont visibles sur les deux figures suivantes.

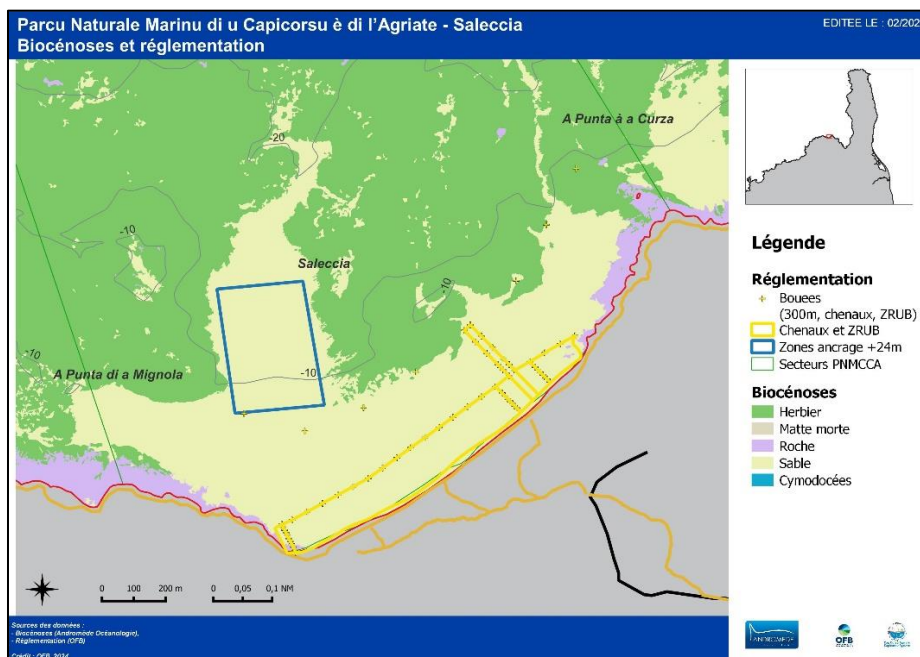


Figure 45 : Carte de situation pour le secteur de Saleccia (biocénoses marines, bathymétrie, et réglementation). PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

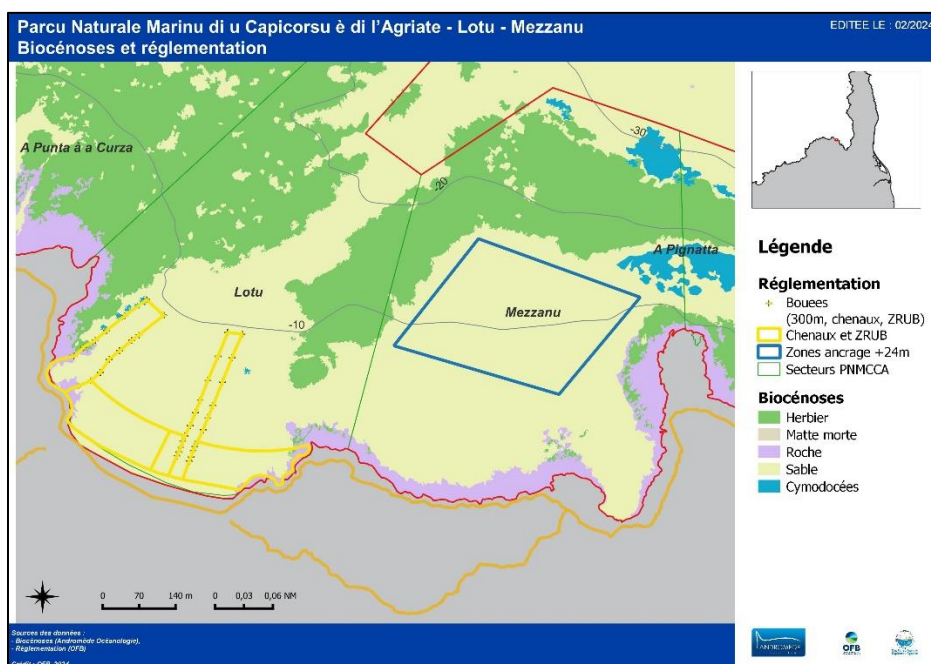


Figure 46 : Carte de situation pour les secteurs de Lotu et Mezzanu (biocénoses marines, bathymétrie, et réglementation). PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

A la suite de cette analyse visuelle, et selon les recommandations des gestionnaires du site (proposition de zonage), il a été décidé de définir la zone disponible à l'ancrage selon les critères suivants :

- Biocénose de fonds meubles (en dehors des herbiers de posidonie et cymodocées)
- Profondeur entre 1 et 15 mètres (8 mètres pour les bateaux inférieurs à 8 mètres)
- En dehors des zones de chenaux, ZRUB (Zone Réservée Uniquement aux Baigneurs) et zone d'ancrage autorisée aux navires de +24 mètres.
- A l'intérieur de la proposition de zonage fournie par le Parc.

Cette zone a été cartographiée ci-dessous pour chacun des secteurs d'étude. Les surfaces calculées sont les suivantes : Saleccia : 46,4 ha ; Lotu : 11,7 ha ; Mezzanu : 10,8 ha.

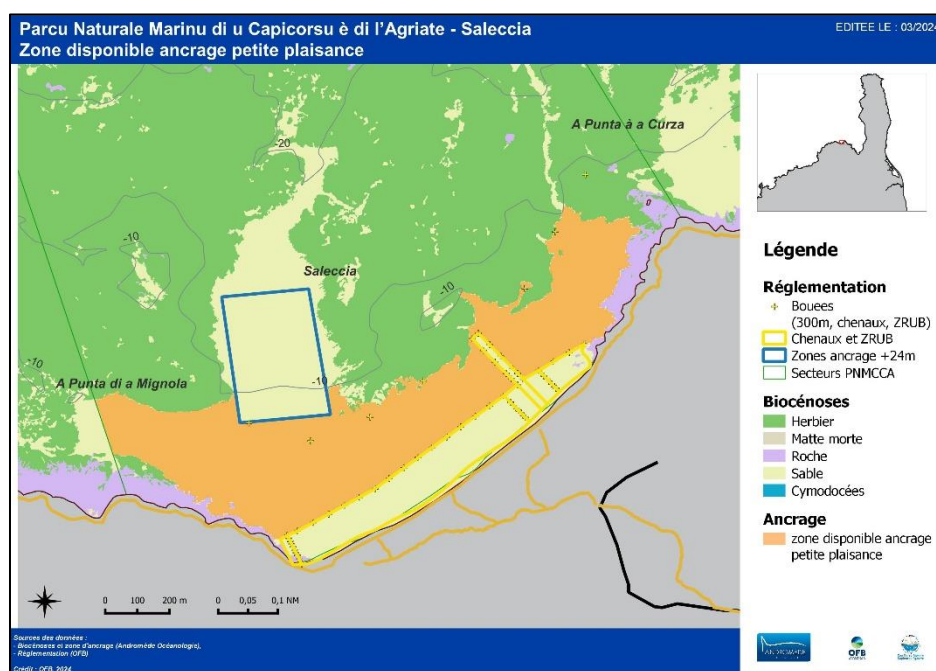


Figure 47 : Cartographie de la zone disponible à l'ancrage pour la petite plaisance sur le secteur de Saleccia PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

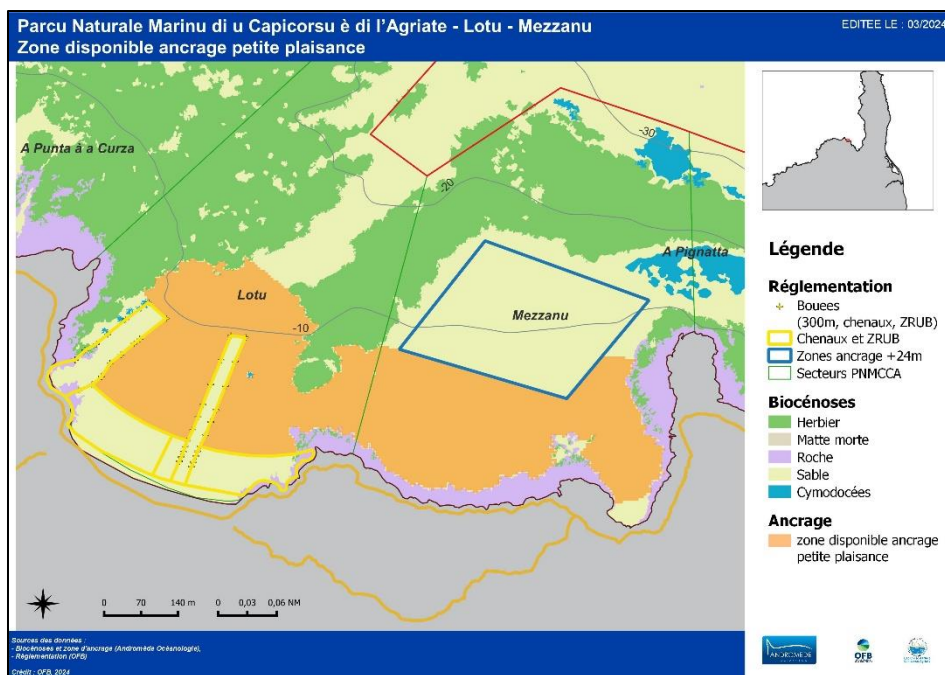


Figure 48 : Cartographie de la zone disponible à l'ancrage pour la petite plaisance sur les secteurs de Lotu et Mezzanu. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

La capacité d'accueil a ensuite été définie en calculant le nombre de navires pouvant ancrer sur chacune de ces « zones disponibles à l'ancrage », selon plusieurs scénarii, en prenant en compte le rayon d'évitement des navires. La capacité d'accueil telle que calculée ici est donc une capacité d'accueil optimale (si tous les bateaux à l'ancrage sont disposés de manière optimisée), très peu probable sur le terrain.

Les scénarii de calcul, comme discuté avec les gestionnaires du site, sont définis pour chaque combinaison des paramètres suivants :

- Classes de tailles des navires (classes de tailles utilisées pour les comptages des agents du PNMCCA : 0-8m, 8-18m, 18-24m) ;
- Conditions météorologiques (les conditions météorologiques sont divisées en deux catégories en fonction de l'état de la mer : « bonne » pour une mer belle ou peu agitée et « mauvaise » pour une mer agitée ou forte. L'état de la mer a été utilisé ici car ce descripteur reflète à lui seul la force du vent, son orientation, et la hauteur de houle, et afin de permettre un calibrage du modèle avec les comptages fournis, pour lesquels ce paramètre est systématiquement renseigné).

Tableau 2 : Scénarii de calcul étudiés

Scénario	Taille	Météo
1	0 - 8 m	bonne
2	0 - 8 m	mauvaise
3	8 - 18 m	bonne
4	8 - 18 m	mauvaise
5	18 - 24 m	bonne
6	18 - 24 m	mauvaise

Le rayon d'évitement des navires à l'ancrage a été estimé pour chaque scénario, en prenant aussi en compte la bathymétrie.

Une règle tacite en mer consiste à ancrer en libérant une longueur de chaîne équivalente à environ trois fois la hauteur d'eau. Cette longueur est en pratique souvent adaptée par le plaisancier selon les conditions météorologiques. Pour notre modèle, cette longueur est donc fixée à trois fois la hauteur d'eau pour les scénarii de « bonne » météo et quatre fois la hauteur d'eau pour les scénarii de « mauvaise » météo. Le rayon d'évitement est ensuite obtenu en soustrayant la hauteur d'eau à la longueur de chaîne, et en ajoutant la taille du navire (taille moyenne de la classe de taille du scénario). Ce calcul correspond à des conditions météorologiques calmes, et un facteur de sécurité de 10 % est donc ajouté à cette valeur.

Calculs des pics de fréquentation et calibration de l'indicateur proposé

Afin de calibrer le modèle, les données AIS et DONIA et les comptages réalisés par les gestionnaires des sites ont été analysés et comparés à l'indicateur de capacité d'accueil proposé.

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

Résultats

Calcul de la capacité d'accueil

La capacité d'ancrage des navires de 0 à 8 m en cas de bonnes conditions météorologiques est représentée ci-dessous, pour chaque secteur. Les cartographies de capacité d'ancrage correspondant aux autres scénarii étudiés sont fournies en annexe.

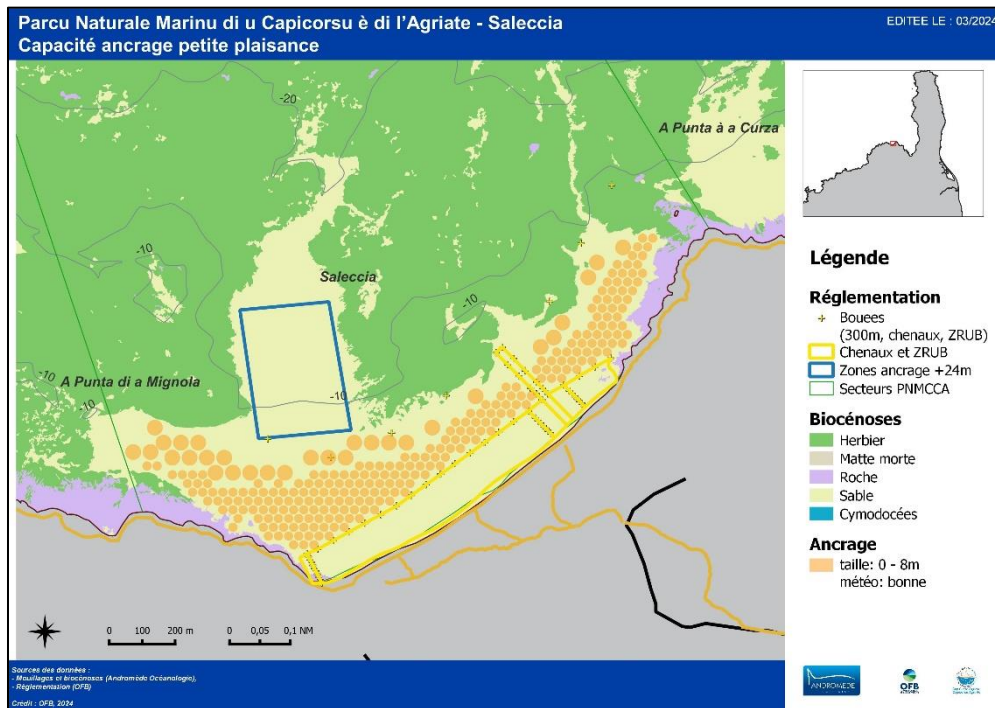


Figure 49 : Illustration de la capacité d'accueil à l'ancrage pour les bateaux inférieurs à 8 mètres, par bonne météo, sur le secteur de Saleccia. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

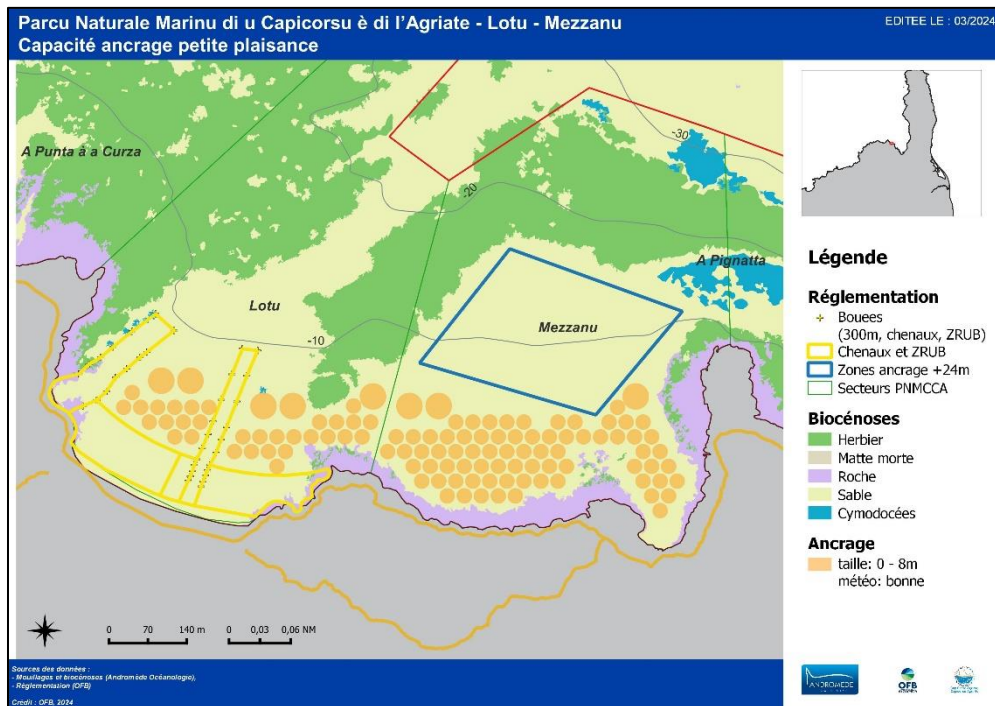


Figure 50 Illustration de la capacité d'accueil à l'ancrage pour les bateaux inférieurs à 8 mètres, par bonne météo, sur les secteurs de Lotu et Mezzanu. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

Les différents scénarii et les valeurs de capacité d'accueil optimale associées sont reportés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 3 : Capacité d'accueil par scénario et secteur

Secteur	Taille	Météo	Capacité d'accueil
Saleccia	0 - 8 m	bonne	270
	0 - 8 m	mauvaise	120
	8 - 18 m	bonne	106
	8 - 18 m	mauvaise	61
	18 - 24 m	bonne	50
	18 - 24 m	mauvaise	35
Lotu	0 - 8 m	bonne	36
	0 - 8 m	mauvaise	15
	8 - 18 m	bonne	21
	8 - 18 m	mauvaise	9
	18 - 24 m	bonne	9
	18 - 24 m	mauvaise	5
Mezzanu	0 - 8 m	bonne	76
	0 - 8 m	mauvaise	40
	8 - 18 m	bonne	28
	8 - 18 m	mauvaise	17
	18 - 24 m	bonne	12
	18 - 24 m	mauvaise	9

Calculs des pics de fréquentation et calibration de l'indicateur proposé

Positions d'ancrages AIS et DONIA

Les données d'ancrage AIS et DONIA ont permis de visualiser l'étendue spatiale de la zone d'ancrage (figure ci-dessous). Cependant, seul un faible pourcentage des navires de petite plaisance sont équipés d'AIS et/ou de l'application DONIA (Bockel et al. 2024, soumis à Ocean and Coastal Management). Ces données n'ont donc pas permis de calibrer le modèle.

Sur les secteurs de Saleccia et Lotu, plusieurs mouillages de petite plaisance sont observés dans les zones de dérogação, autorisées au mouillage des navires de plus de 24 mètres.

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

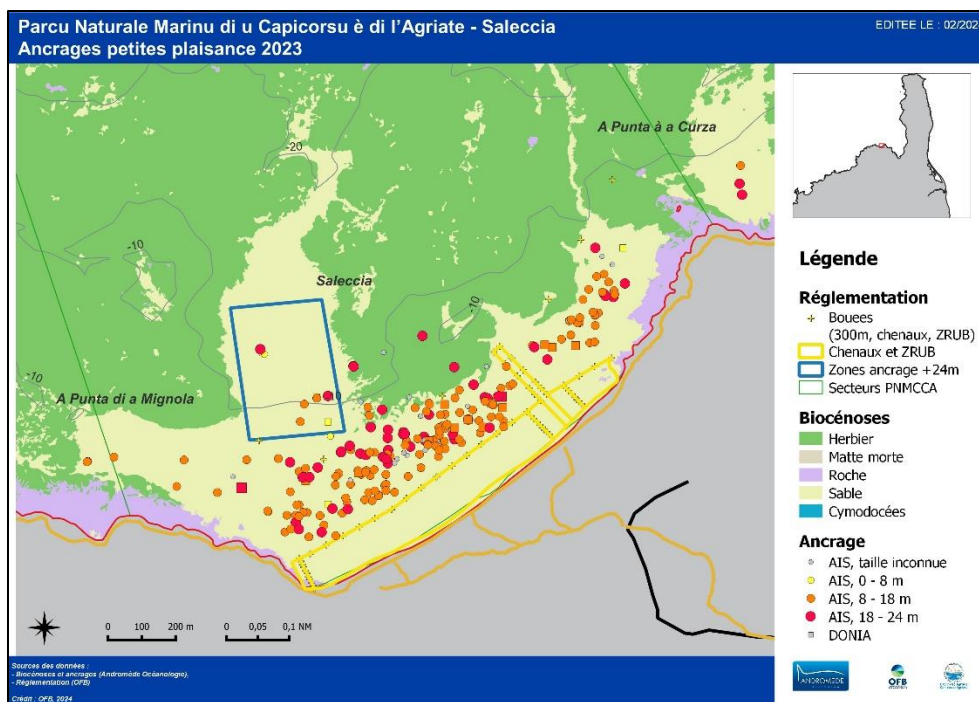


Figure 51 Localisation des ancrages de la petite plaisance détectés par AIS et DONIA en 2023 sur le secteur de Saleccia. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

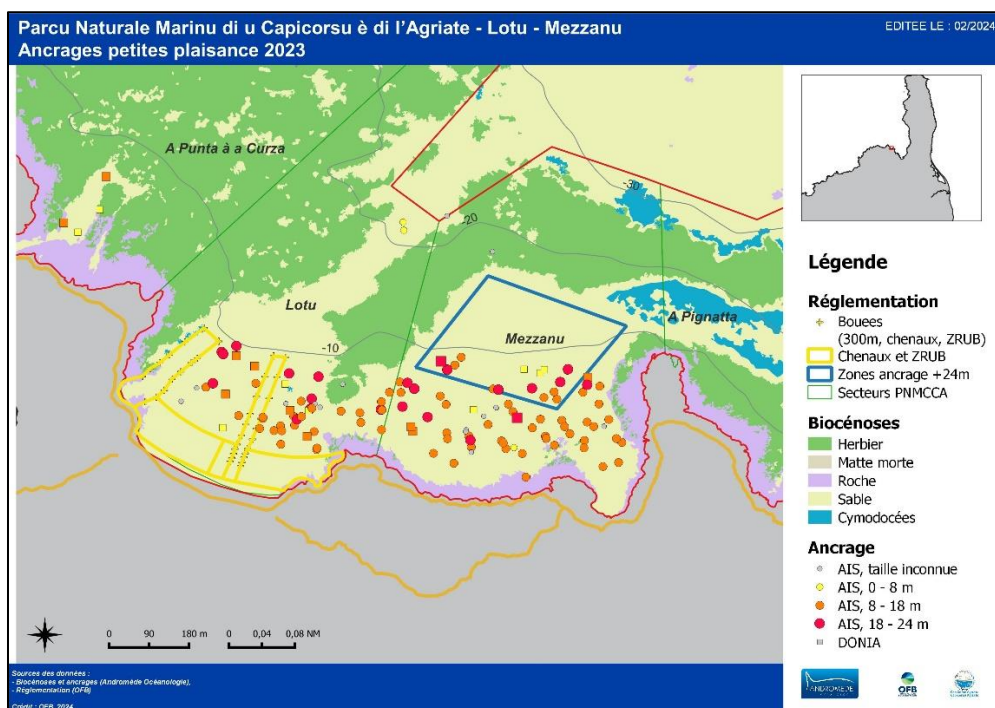


Figure 52 Localisation des ancrages de la petite plaisance détectés par AIS et DONIA en 2023 sur les secteurs de Lotu et Mezzanu. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

Comptages PNMCCA

A l'inverse des données AIS et DONIA, les données de comptages ne sont pas spatialisées et ne permettent donc pas la réalisation de cartes. Ces données sont cependant exhaustives et sont donc particulièrement appropriées à la calibration du modèle.

Les valeurs de capacité d'accueil calculées plus haut permettent de calculer une valeur de « saturation » de chaque secteur : $\text{Saturation} = \text{Nombre de bateaux présents} / \text{capacité d'accueil}$.

Les valeurs de saturation maximale observée ont été calculées sur chaque secteur, par année (2022-2023), par mois (sur la saison estivale), par type de jour (semaine ou weekend) et par catégorie de conditions météorologiques (bonnes ou mauvaises). Les valeurs de saturation ainsi que les caractéristiques de chacun de ces pics de saturation (date, heure et nombre de mouillages par classe de taille) ont été reportées dans le tableau ci-dessous.

Les valeurs de saturation maximale observées sont légèrement supérieures à 100 % (Lotu : 185 % ; Mezzanu : 193 %, Saleccia : 120 %). Les secteurs de Saleccia et Mezzanu accueillent une large zone de mouillage dédiée aux navires de plus de 24 m. Les navires de petite plaisance ne sont cependant pas interdits d'ancrage dans cette zone. De la même manière, les zones d'herbier sont considérées non ancrées dans ce calcul, ce qui n'est pas toujours le cas sur le terrain. Ces facteurs expliquent une saturation maximale observée supérieure à 100 % sur chaque secteur.

L'indicateur de capacité d'accueil proposé est donc cohérent avec les observations réalisées sur le terrain.

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

Tableau 4 : Valeurs de saturation maximales des zones d'ancrage de la petite plaisance et caractéristiques des pics de saturation pour les secteurs de Saleccia, Lotu et Mezzanu, par mois, en période estivale, de 2022 à 2023 (à partir des données de comptage du PNMCCA). Les valeurs en rouge correspondent à la saturation maximale observée sur chaque secteur. La classe météo « bonne » est caractérisée par une mer belle ou peu agitée et la classe météo « mauvaise » est par une mer très agitée ou forte.

Secteurs	Année	Mois	Type jour	Classe météo	Max saturation	Max saturation				
						Date	Heure	Nombre Mouillages 0 – 8 m	Nombre Mouillages 8 – 18 m	Nombre Mouillages 18 – 24 m
Lotu	2022	7	semaine	bonne	88,1	28/07/2022	17.00.00	18	8	0
	2022	8	semaine	bonne	93,3	10/08/2022	15.00.00	13	12	0
	2022	8	weekend	bonne	137,3	20/08/2022	15.45.00	18	16	1
	2023	7	semaine	bonne	60,7	28/07/2023	15.00.00	15	4	0
	2023	7	weekend	bonne	114,3	15/07/2023	14.25.00	24	10	0
	2023	7	weekend	mauvaise	24,4	01/07/2023	13.40.00	2	1	0
	2023	8	semaine	bonne	155,6	10/08/2023	17.00.00	0	28	2
	2023	8	weekend	bonne	184,5	12/08/2023	14.10.00	19	23	2
Mezzanu	2022	7	semaine	bonne	128,9	28/07/2022	17.00.00	22	21	3
	2022	8	semaine	bonne	184,6	10/08/2022	12.00.00	20	35	4
	2022	8	weekend	bonne	173,9	20/08/2022	16.50.00	29	31	3
	2023	7	semaine	bonne	81,6	28/07/2023	17.00.00	24	14	0
	2023	7	weekend	bonne	118,0	15/07/2023	14.10.00	20	14	5
	2023	7	weekend	mauvaise	0,0	01/07/2023	13.20.00	0	0	0
	2023	8	semaine	bonne	193,4	10/08/2023	15.00.00	4	34	8
	2023	8	weekend	bonne	143,5	12/08/2023	14.00.00	15	30	2
Saleccia	2022	7	semaine	bonne	35,3	28/07/2022	12.00.00	44	18	1
	2022	8	semaine	bonne	85,7	10/08/2022	12.00.00	59	55	6
	2022	8	weekend	bonne	80,0	13/08/2022	13.00.00	48	49	8
	2023	7	semaine	bonne	38,4	28/07/2023	15.00.00	34	21	3
	2023	7	weekend	bonne	64,9	29/07/2023	14.35.00	52	42	3
	2023	7	weekend	mauvaise	0,0	01/07/2023	14.35.00	0	0	0
	2023	8	semaine	bonne	118,4	10/08/2023	12.00.00	9	88	16
	2023	8	weekend	bonne	120,2	12/08/2023	15.00.00	57	86	9
	2023	8	weekend	mauvaise	0,0	05/08/2023	14.45.00	0	0	0

Capacité d'accueil maximale

Dans le cadre de cette étude, un outil dynamique au format Excel a été élaboré, permettant de décliner la capacité d'accueil maximale en fonction d'un poids attribué par le gestionnaire à chaque classe de taille.

Le gestionnaire d'un site peut en effet souhaiter réserver 80 % de la capacité d'accueil pour les très petites embarcations (inférieures à 8 mètres) et seulement 10 % pour les embarcations entre 8 et 18 mètres et 10 % pour les embarcations entre 18 et 24 mètres.

Le tableau ci-dessous fournit à titre d'exemple les valeurs obtenues avec la distribution moyenne observée dans les données de comptages (0 – 8m : 40 %, 8 – 18 m : 50 %, 18 – 24 m : 10 %).

Tableau 5 : Exemple de valeurs seuils de la capacité d'accueil entre les différentes classes de tailles (répartition moyenne observée sur le terrain)

Secteur	Météo	Nombre Mouillages 0 – 8 m	Nombre Mouillages 8 – 18 m	Nombre Mouillages 18 – 24 m
Saleccia	bonne	108	53	5
Saleccia	mauvaise	48	31	4
Lotu	bonne	14	11	1
Lotu	mauvaise	6	5	1
Mezzanu	bonne	30	14	1
Mezzanu	mauvaise	16	9	1

La distribution spatiale des ancrages par classe de taille, en situation de capacité d'accueil maximale, par bonnes conditions météorologiques, avec la distribution moyenne observée dans les données de comptages (0 – 8m : 40 %, 8 – 18 m : 50 %, 18 – 24 m : 10 %), est représentée sur les cartes ci-dessous.

CHAPITRE 3 : PRESSION D'ANCRAGE DE LA PETITE PLAISANCE EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

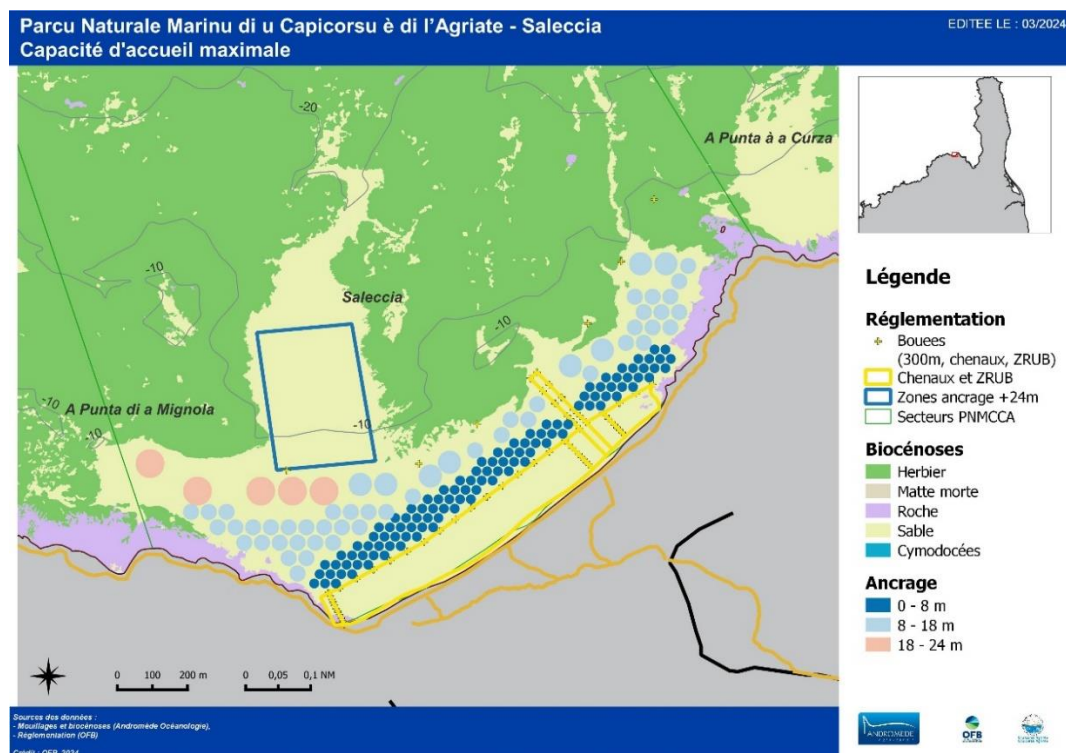


Figure 53 Distribution spatiale des ancrages par classe de taille, en situation de capacité d'accueil maximale, par bonnes conditions météorologiques, avec la distribution moyenne observée dans les données de comptages (0 – 8 m : 40 %, 8 – 18 m : 50 %, 18 – 24 m : 10 %). Secteur de Saleccia. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

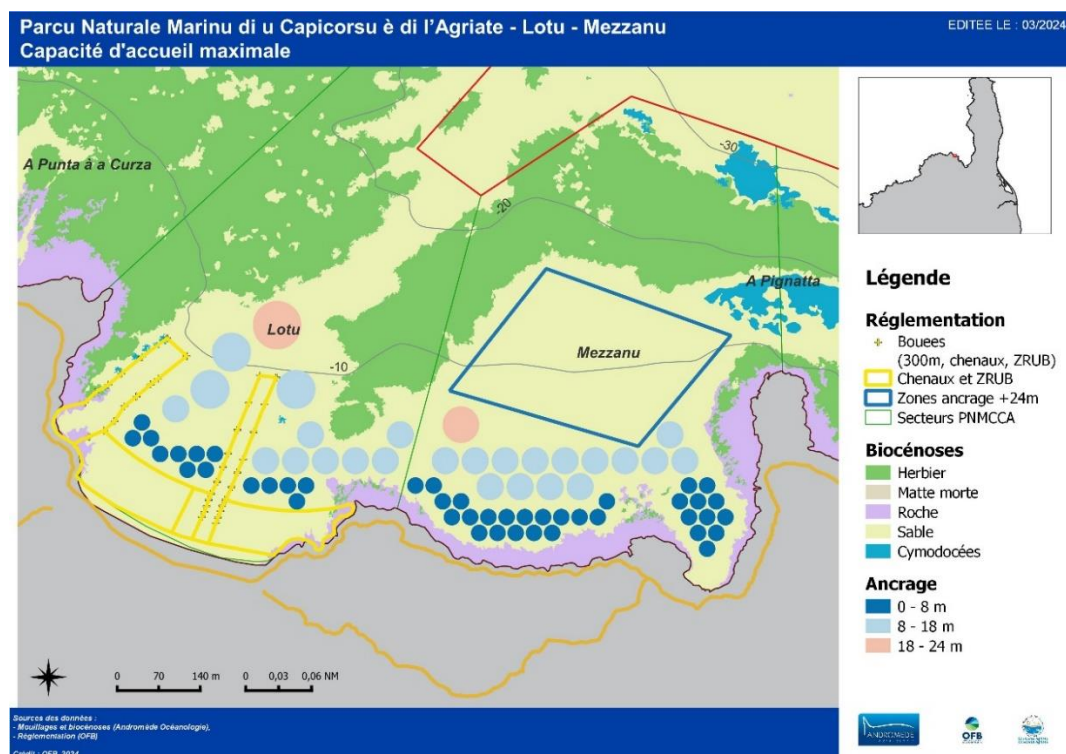


Figure 54 Distribution spatiale des ancrages par classe de taille, en situation de capacité d'accueil maximale, par bonnes conditions météorologiques, avec la distribution moyenne observée dans les données de comptages (0 – 8 m : 40 %, 8 – 18 m : 50 %, 18 – 24 m : 10 %). Secteurs de Lotu et Mezzanu. PNMCCA = Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate. ZRUB = Zone réservée uniquement aux baigneurs.

Perspectives

Cette étude fournit un indicateur rigoureux et opérationnel, permettant aux gestionnaires des sites de Saleccia et Lotu-Mezzanu de quantifier le taux de saturation de ces sites par les navires à l'ancrage. Grâce à une volonté de transparence et de reproductibilité, la méthode développée pourra facilement à l'avenir être appliquée sur d'autres secteurs d'études, dans le PNMCCA ou ailleurs.

L'éventuelle implémentation de seuils de fréquentation sur les secteurs étudiés et leur application nécessiterait à l'avenir une surveillance accrue. Les navires de petite plaisance n'étant pas ou très peu équipés de système AIS, et les comptages manuels et les images satellites haute résolution représentant un coût important, une solution pourrait être la mise en place de caméra fixe avec comptage et localisation automatique des bateaux à l'ancrage sur des zones d'intérêt (Bockel et al. 2024, in prep).

Le suivi de la saturation d'un site d'accueil touristique présente aussi un intérêt en termes de sécurité, en permettant par exemple l'estimation du temps nécessaire pour évacuer le site en cas de problème.

Ce travail pourra à l'avenir être affiné notamment à travers l'analyse des données de survols aériens réalisés par les partenaires du Parc ou de données d'imagerie satellite haute résolution, ou encore à travers la distinction d'une capacité d'accueil diurne et nocturne (distance de sécurité plus importante entre les bateaux). D'autres aspects intéressants seraient la prise en compte de la capacité d'accueil sociale (nombre maximum d'ancrages permettant une expérience agréable pour les plaisanciers (Gómez et al. 2023), par le biais d'enquêtes par exemple) ; la prise en compte d'autres compartiments écologiques dans la capacité d'accueil environnementale (étude sur le dérangement de la faune par exemple) ; et la prise en compte de l'intégrité globale du fond (fond sableux présentant une diversité propre) dans la définition de l'indicateur final de capacité d'accueil des sites.

CHAPITRE 4 :

PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION





Source: Thomas Bockel (voir chapitre 4)

QUESTIONS DE RECHERCHE :

- Quelle est la distribution de la pression d'ancrage sur l'herbier de posidonie à l'échelle de la Méditerranée ?
- Où se situent les zones de forte pression ?
- Quelles sont les modalités de gestion les plus adaptées au niveau local sur les zones de forte pression ?



POINTS CLES :

- La pression d'ancrage sur l'herbier de posidonie est distribuée de manière hétérogène le long du littoral méditerranéen
- La pression d'ancrage est majoritairement due à l'activité de plaisance
- Les zones de forte pression sont concentrées sur la partie nord-occidentale de la Méditerranée
- Les parcs nationaux sont insuffisants pour protéger efficacement la posidonie contre la pression d'ancrage
- Nous avons développé un indicateur spatialisé d'aide au choix de mesures de gestion de l'ancrage

CONTEXTE

Nous avons vu au chapitre 2 l'importance de la pression d'ancrage de la grande plaisance en Méditerranée française, son impact sur l'herbier de posidonie et la réglementation mise en place.

La pression d'ancrage dans le reste de la Méditerranée est documentée par plusieurs études , mais ces travaux restent très localisés (Lloret et al. 2008; Okudan et al. 2011; La Manna et al. 2015; Venturini et al. 2021) et traitent majoritairement de la partie nord et ouest de la méditerranée.

Qu'en est-il dans le reste de la Méditerranée ? Les données existantes permettent-elles de caractériser la pression d'ancrage sur l'herbier à cette échelle ? Sinon quelles sont les données manquantes ? Ou sont les zones de plus forte pression ? Quelle sont les modalités de gestion (sensibilisation (exemple de l'application Donia (Figure 55)), nouvelles infrastructures de type ZMELs) adaptées à la limitation des impacts dans ces zones ?

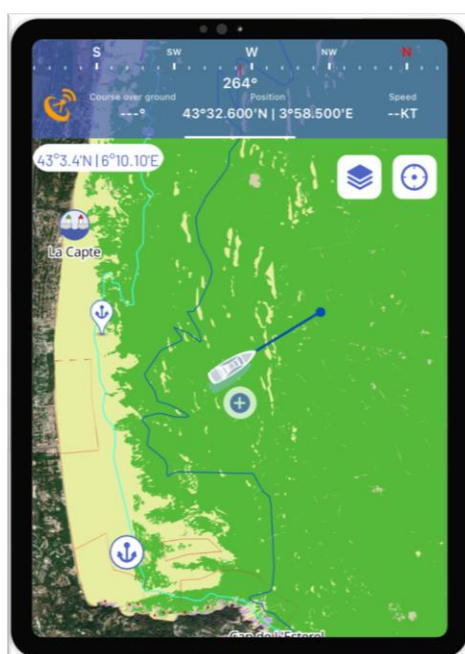


Figure 55 Capture d'écran de l'application Donia

Ce chapitre tente de répondre à ces questions à travers la présentation d'un article scientifique en préparation : « Mapping the recreational anchoring pressure on *Posidonia oceanica* at the Mediterranean scale; implications for management.»

MAPPING THE RECREATIONAL ANCHORING PRESSURE ON POSIDONIA OCEANICA AT THE MEDITERRANEAN SCALE : IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT

Thomas Bockel^{a, b}, Nicolas Mouquet^{b, c}, Julie Deter^{a, b}

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

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

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

Reference: Bockel T., Mouquet N., Deter J. 2024. Mapping the recreational anchoring pressure on Posidonia oceanica at the mediterranean scale; implications for management. In preparation.

Abstract

Mediterranean sea is home to the remarkable ecosystem of the endemic *Posidonia oceanica* meadow but is also a target destination for recreational boating.

P. oceanica is very sensitive to anchoring pressure.

We mapped the anchoring pressure on *P. oceanica* meadows for the first time at the Mediterranean scale.

We showed that national parks are not sufficient to protect *Posidonia oceanica* against anchoring.

Areas of high anchoring pressure on *P. oceanica* were localized and management recommendations were issued based on an innovative indicator considering the local meadow configuration.

Propositions of datasets and methodological improvements were finally listed for future works.

Introduction

The Mediterranean sea is home to an outstanding biodiversity (Coll et al. 2010a), and hosts ecosystems of high ecological importance like *Posidonia oceanica* meadows (Boudouresque et al. 2006). It is also crossed by intense human activities (Halpern et al. 2008; Micheli et al. 2013) including shipping (Halpern et al. 2019), which is responsible for pollution and physical damage with anchoring (Deter et al. 2017).

P. oceanica is very sensitive to anchoring pressure, especially of large boats (Boudouresque et al. 2012; Andromède océanologie 2020).

Precise mapping of both seagrass extent and anchoring pressure is a prerequisite for efficient protection.

Mapping of *Posidonia* meadows is becoming available in more and more areas of the mediterranean sea (Andromède océanologie 2014; OFB and MPN 2021), but the mapping precision is very variable and most of the coastline is still uncovered. Satellite imagery, combined to machine learning, provides a way to fill those gaps (Traganos et al. 2022). Satellite derived seagrass maps are however today still of poor spatial resolution, but rapid improvements both in the fields of satellite imagery (El Mahradi et al. 2020) and machine learning/artificial intelligence (Burns et al. 2022; Rubbens et al. 2023) promise an increase in maps accuracy in a near future.

Automatic Identification System (AIS) data are appropriate to map large boats anchorings (Deter et al. 2017). Estimations of anchoring intensity were realized in France (Deter et al. 2017) and punctually in the Mediterranean sea, mostly in its northern (Okudan et al. 2011) and western part (Boudouresque et al. 2006, 2012; Hendriks et al. 2013; La Manna et al. 2015).

Sensibilization, web applications orienting anchoring location choices (donia, navily ...), eco-moorings, and strict regulation; many solutions exist to tackle the risk of *Posidonia oceanica* degradation by anchoring. As an example France, based on a fine scale map of marine biocenosis (Andromède océanologie 2014) combined to a detailed documentation of anchoring pressure (Andromède océanologie et al. 2019), decided to ban anchoring of large boats (> 24 m) from *P. oceanica* meadows in 2019 (decree n°123/2019), accompanied with frequent controls, which proved highly efficient in reducing the pressure (Bockel et al. 2023).

If success stories exist, designing, financing, implementing and evaluating an adapted management plan to face the issue of anchoring impact on *P. oceanica* is not straightforward, and depends on many factors (type of boats, sea bottom, funds available, political willingness), highly variable between marine areas.

This work maps for the first time recreational boats anchoring and risk for *Posidonia oceanica* meadows at the mediterranean scale, and pretend to help decision makers and marine managers by proposing a new indicator to inform on adapted management solutions.

Materials and Methods

The study area was the entire Mediterranean Sea between 0 and 40 m deep. The study period covered the summer months July and August (peak anchoring period in the Mediterranean sea) between 2019 and 2023.

AIS data and anchoring events

CHAPITRE 4 : PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

Two different AIS datasets with different temporal resolutions were used in this study in order to maximize representativity while keeping acceptable costs.

The « full » AIS dataset mainly came from the terrestrial receiving stations of AIShub network (www.aishub.net), providing high temporal and spatial resolution with no costs, but variable in time, due for example to stations maintenance or bad weather conditions. Those AIS data were raw positions that were collected with a frequency of one position every two minutes. All AIS positions were then subsampled to one position every 4 minutes.

The « sample » AIS dataset came from the vesselfinder database (www.vesselfinder.com), providing highly reliable spatial and temporal resolution in exchange of payment. Raw AIS positions were purchased every 3 hours over 2 central weekends each month in July and August 2022 and 2023.

All AIS data contained information on boat identification and size, time of detection, geographic coordinates, heading direction, speed, dimensions, type, and destination (when declared).

The methodology used to obtain the anchoring positions from AIS (approx. 850°000 for the full dataset and approx. 80°000 for the sample dataset) was derived from the work of Deter et al. (2017) and Bockel et al. (2023). Briefly, a boat was considered at anchor when its successive AIS positions (at least four) had low speed (< 1 kt) and were stationary (distance between points ≤ 600 m). A regression circle was then fitted on those positions to calculate the anchoring polygon.

Ports location were obtained from IFREMER (Merrien 2021). Large and Medium ports were obtained from WPI (<https://msi.nga.mil/Publications/WPI>) and added to the ports dataset. A few ports locations were added manually when missing. Ports extents were approximated by applying buffers to the port dataset (500 m when no size information, 3000 m for medium ports and 5000 m for large ports (buffer distances were defined based on a visual comparison with OpenStreetMap (www.openstreetmap.org))). Ports extents inside areas of high anchoring pressure (see “areas of high anchoring pressure”) were digitalized more precisely using OpenStreetMap.

Anchoring positions in ports were considered at mooring and removed from the analysis.

Similarly, areas of high anchoring pressure were checked for the presence of organized mooring areas (OMA) with satellite imagery using google earth. The number and extent of detected OMA was unsignificant and OMA were therefore not taken into account in the analysis.

Posidonia oceanica map

The *Posidonia oceanica* map used in this study was composed of 2 datasets. The first mapping dataset was derived from Sentinel 2 satellite imagery using machine learning (Traganos et al. 2022). This mapping dataset is referred as « raw » as it is based on the relatively low resolution of the satellite imagery (10 m) and the numerous uncertainties attached to the modelling process.

The second dataset is composed of multiple datasets at country levels, and based on intense field work and ground truthing when available. This dataset, referred here as “precise”, was provided for France by “Andromède océanologie”, for the balearic islands by “IBANAT”, and for the other countries by the “Mediterranean Posidonia Network” (Spain, Italy, Croatia, Albania, Algeria, Cyprus).

The *P. oceanica* map used in this work was based on the precise mapping dataset when available (19 % of the mapping surface) and on the raw mapping dataset otherwise.

Comparison of anchorings between full and sample datasets

A comparison analysis was realized between the “full” and “sample” anchoring datasets.

Anchoring events were extracted from the “full” dataset on the sampling dates of the “sample” dataset. The ratio between the number of anchoring events in the “full” and the “sample” dataset was calculated for each year to define the reference year (highest ratio). 2023 was defined as the reference year (ratio 2023: 0.7, ratio 2022: 0.56). This ratio was also calculated for each country on the reference year to remove not exploitable countries from the analysis (Figure S11). Countries with a ratio below 0.2 or with less than 10 anchoring events detected on the reference year were considered not exploitable and removed from the analyses (Ceuta, Syria, Libya and Melilla).

For each country, the “sample variability” in the number of anchoring events between years was calculated on the “sample” dataset.

The same procedure was applied to the full dataset and each year deviating more from the reference year than the “sample variability” was considered not exploitable and removed from the analysis.

The “sample variability” in the number of anchoring events between years, calculated on the sample dataset, showed a maximum of approximately 30 %. Due to an annual variability higher than the calculated “sample variability”, the following year-country combinations were considered not exploitable and removed from the dataset (Albania in 2020 and Albania, Algeria, Croatia, Egypt, Gibraltar, Israel, Malta, Montenegro, Morocco, Slovenia, Tunisia and Turkey in 2022).

The ratio of the number of anchorings between “full” and “sample” dataset was then calculated for each exploitable countries and years, and the average ratio value (see supplementary materials) was used to redress the number of anchorings of each country in the full dataset.

To recapitulate, the final anchoring dataset was obtain from the “full” anchoring dataset after :

- filtering countries based on 2023 full/sample ratio and on a minimal number of anchorings
- filtering years based on temporal variability of the number of anchorings
- redressing number of anchorings based on average full/sample ratio per country

CHAPITRE 4 : PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

The final dataset used in this work was composed of 461°643 anchorings spread across the mediterranean sea, in the summer months (July and August) between 2019 and 2023.

Comparison of seagrass surface between raw and precise mapping datasets

The cumulated seagrass surface was calculated on four 10 m bathymetric classes from 0 to 40 m deep on the shared areas between the “raw” and the “precise” mapping dataset (see “Seagrass map”). The bias between both datasets was calculated for each country and bathymetric class (Figure S12). These bias were heterogeneous between each country and depth class. They were used to interpret observed spatial changes in the number of anchorings.

Characterization of the anchoring pressure in *Posidonia oceanica* meadows

The number of anchorings in *Posidonia oceanica* was calculated at the Mediterranean scale over the study period for each boat types and for 2 different size classes (less or more than 24 m).

2 main profiles (combination and type and size class) of boats anchoring in *P. oceanica* were determined.

For each country and each boat profile, we computed different metrics to measure the anchoring pressure on a 500 m resolution grid:

N: number of anchorings

Np: number of anchorings in *P. oceanica*

Np_h: number of anchorings in *P. oceanica*, per hectare of anchored *P. oceanica*

Pp: proportion of anchorings in *P. oceanica* ($Pp = Np / N$)

Average physical descriptors of bathymetry, sea (non land) surface, *P. oceanica* surface, ratio of *P. oceanica* ($rp = P. oceanica \text{ surface} / \text{sea surface}$) were also calculated on the same grid.

Mapping

Anchoring pressure on *P. oceanica* per hectare (Np_h) was then mapped at the mediterranean scale.

Spatio-temporal variations

The study period was divided in 2 time periods in order to analyze the change in anchoring behavior: 2019-2021, and 2022-2023.

Average values per month of Np and Np_h and average values of Pp were calculated and plotted for each country with important anchoring pressure in *P. oceanica* (more than 100 anchorings in *P. oceanica* over the study period), each boat profile and each time period.

The variation of both indicators between each time period was calculated. Indicators were considered stable if this variation was lower than 10 %. The difference of the distribution of Np_h between boat profiles was tested between countries using a χ^2 test.

Protection effect

The protection level was extracted for each cell of the grid using the World Database of Protected Areas IUCN categories (Ia: strict nature reserve; Ib: wilderness area; II national park; III: natural monument or feature; IV: habitat or species management area; V: protected landscape or seascape; VI: protected area with sustainable use of natural resources (UNEP-WCMC and IUCN 2024).

The effect of the protection level on the number of anchorings in *P. oceanica* per hectare (Np_h) was analyzed by testing the difference of the average values of Np_h between IUCN categories using a Kruskal Wallis test.

Characterization of the anchoring behavior in areas of high anchoring pressure in *Posidonia oceanica* meadows

Areas of high anchoring pressure in *Posidonia oceanica* meadows

Areas of high anchoring pressure in *Posidonia oceanica* (AHAP) were localized for the last year of the study period (2023), for each boat profile, on a 5 km x 5 km grid.

Cells of the grid were considered AHAP if containing at least one pixel (500 m x 500 m) with more than 1 anchoring event in *P. oceanica* per summer weekend day and more than 1 anchoring event in *P. oceanica* per summer weekend day per square kilometer of *P. oceanica* (arbitrary thresholds).

Anchoring behavior

For each boat profile, we computed a complementary metric to measure the anchoring behavior on the 500 m resolution grid:

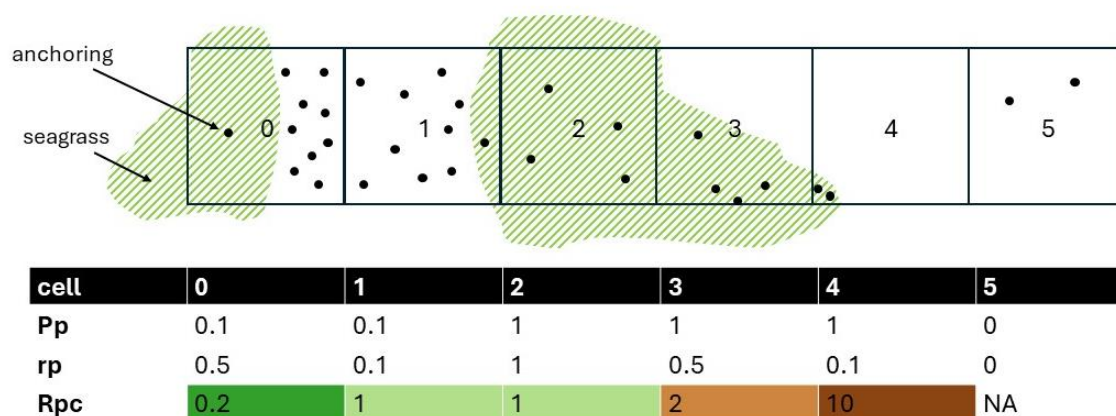
Rpc: Pp corrected by rp ($R_{pc} = P_p / r_p$)

Rpc, by informing on anchoring behavior, provides a complementary estimation of the anchoring pressure on *Posidonia oceanica*. Values of Rpc greater than one indicate an anchoring behavior which impacts the *P. oceanica* meadows despite areas outside of *P. oceanica* meadows are available for anchoring (Figure 56, cell 3 and 4), possibly indicating a lack of information/sensibilization of the local boating community. On the other hand, values of Rpc lower than 1 (Figure 56, cell 0) indicate an anchoring behavior respectful of the *P. oceanica* meadows despite *P. oceanica* areas being present in the surroundings, possibly indicating the need for eco moorings in the case of an important anchoring pressure.

CHAPITRE 4 : PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

The specific case of R_{pc} being equal to one can imply that both P_p and r_p equal to 1 (Figure 56, cell 2) or that both P_p and r_p have very small values (Figure 56, cell 1). In this case, R_{pc} must be interpreted in the light of P_p values, and also most probably indicates the need for eco moorings in the case of an important anchoring pressure.

R_{pc} therefore not only informs on the anchoring behavior but can also help decision making regarding management of the anchoring pressure in *P. oceanica*.



Pp: proportion of anchoring in posidonia

rp: ratio of posidonia

Rpc: rate of anchoring in posidonia corrected by ratio of posidonia ($R_{pc} = (P_p / r_p)$)

Figure 56 Schematic illustration of the R_{pc} indicator (rate of anchoring in *P. oceanica* corrected by ratio of *P. oceanica* (r_p)).

For both boat types, localization of AHAP were mapped at the mediterranean scale and R_{pc} was mapped for each AHAP.

For each AHAP, N_p , P_p and R_{pc} were calculated (Table S5).

Results

Characterization of the anchoring pressure in *Posidonia oceanica* meadows

2 main boat profiles were dominant in the anchoring pressure in *Posidonia oceanica*: Large recreational boats (≥ 24 m, 34°800, 35 %), and small recreational boats (< 24 m, 54°065, 55 %).

Mapping

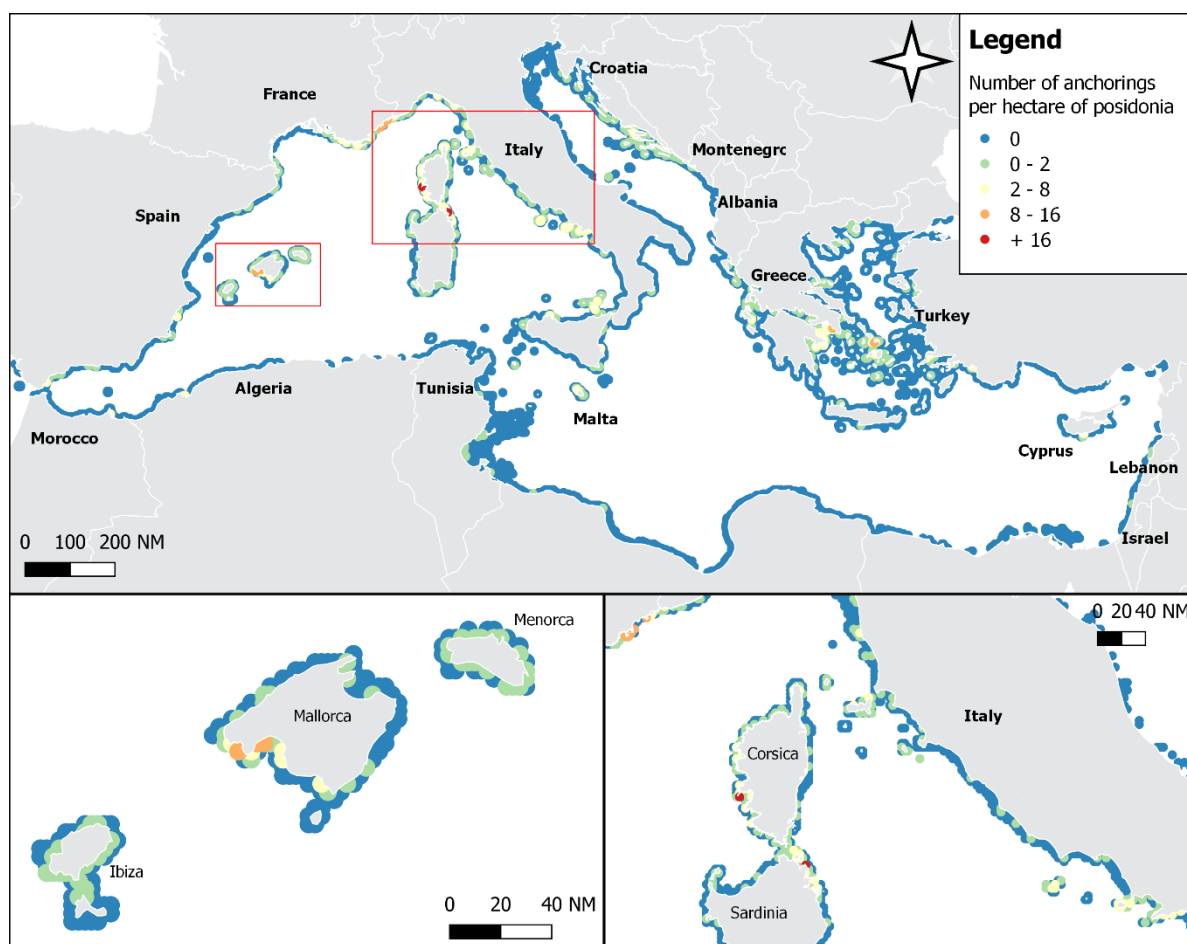


Figure 57 Number of anchorings per hectare of *P. oceanica*. Ceuta, Syria, Libya and Melilla were not analyzed because considered not exploitable.

Spatio-temporal variations

Average Np for the 2022-2023 period, per month, was very different depending on the countries (Figure 58). The countries with the highest number of anchorings in *P. oceanica* (Np) were Italy (3350), Spain (3322), France (2256), Greece (1129) and Croatia (894).

The distribution of the number of anchorings in *P. oceanica*, per hectare of anchored *P. oceanica*, (Np_h) per month for the 2022-2023 period, between the large and small boats, was significantly different between countries ($\chi^2 = 1301$, df = 8, p-value < 0.0001). Montenegro showed the highest average Np_h for both large and small boats (large: 0.18, small: 0.31), France showed the lowest Np_h for large boats (0.038) and Greece showed the lowest Np_h for small boats (0.075) (Figure 58).

The average Np_h per month decreased (by more than 10 %) between the 2 subperiods (2019-2021 and 2022-2023) for Spain and Croatia; and increased (by more than 10 %) for Greece, Malta, Tunisia and Montenegro (Figure 58).

CHAPITRE 4 : PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

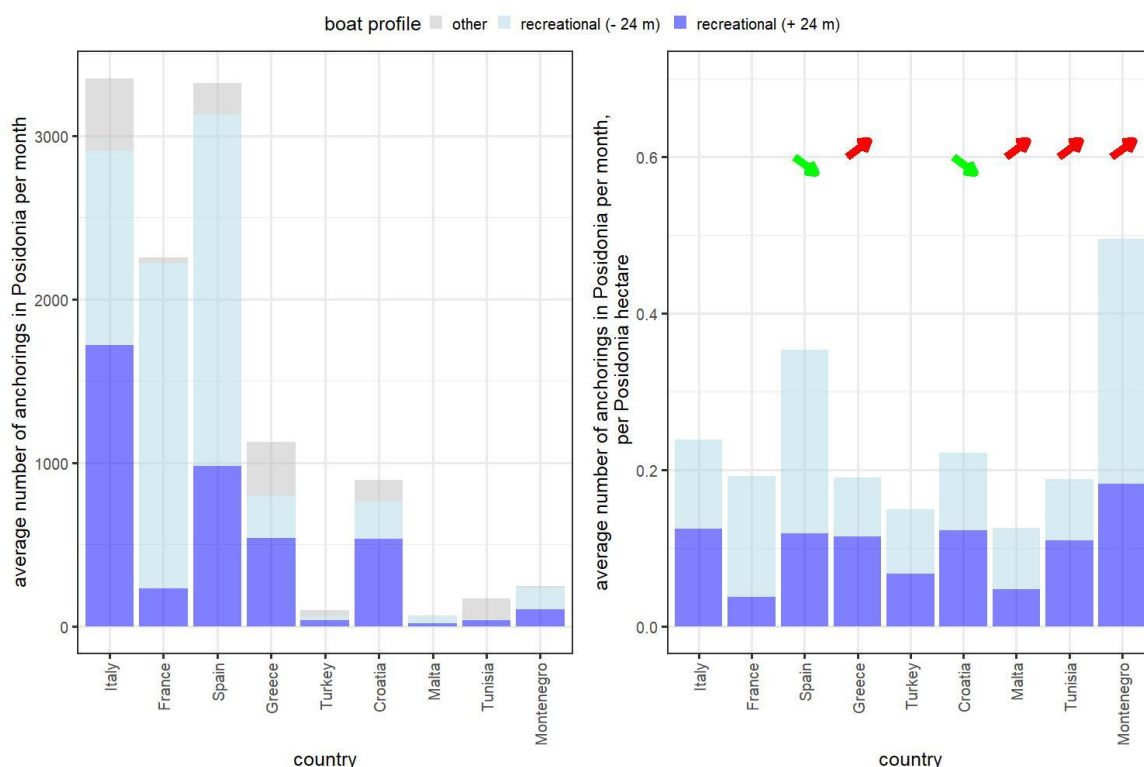


Figure 58 Average number of anchorings in *Posidonia oceanica* per month, for each country and each boat profiles between 2022 and 2023 (left), per *Posidonia* hectare (right). Arrows on the top (left plot) indicate a decrease (green) or an increase (red) in the number of anchorings in *P. oceanica* per hectare between 2019-2021 and 2022-2023 (by more than 10%).

Proportion of anchoring in seagrass

For large pleasure boats (+ 24 m), the average proportion of anchorings in *P. oceanica* (Pp) was the highest for Tunisia (0.59) and the lowest for Turkey (0.03). It decreased between the 2 time periods for France, Spain, Croatia, Malta and Montenegro, and increased for Tunisia.

For small pleasure boats (- 24 m), Pp was the highest for Tunisia (0.33) and the lowest for Turkey (0.02). It decreased for Croatia, and Montenegro, and increased for Malta and Tunisia (Figure S13).

Protection effect

Average value of Np_h was the highest for IUCN protection category II (0.019) and the lowest for category Ia (0) (Figure 59). Np_h was significantly different between IUCN protection categories (K = 1176, n = 400°767, p < 0.0001).

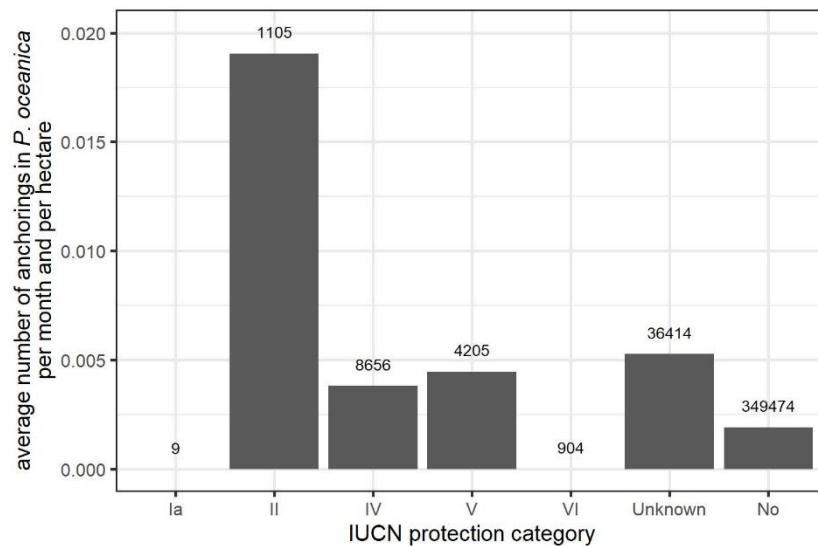


Figure 59 average number of anchorings in *P. oceanica* per month and per hectare, for each IUCN protection category. Numbers on top of bars indicate number of 500 x 500 m grid cells for each IUCN category

Characterization of the anchoring behavior in areas of high anchoring pressure in *Posidonia oceanica* meadows

Areas of high anchoring pressure (AHAP) in *Posidonia oceanica* meadows

27 AHAP were localized for large pleasure boats (Figure S14) with a maximum of 58 anchorings in *P. oceanica* per month (7.27 per hectare) localized in northern Sardinia (Italy). 60 AHAP were localized for small pleasure boats (Figure S15) with a maximum of 108 anchorings in *P. oceanica* per month (5.74 per hectare) localized in the area of Cannes (France).

Average values of proportion of anchoring in *P. oceanica* (Pp) and rate of anchoring in *P. oceanica* corrected by *P. oceanica* ratio (Rpc) were also calculated for each AHAP (Table S5). The highest value of Pp was found in north Sardinia (Italy, 1) for large pleasure boats and in Mallorca (Spain, 0.95) for small pleasure boats. The highest value of Rpc was found near Athens (Greece, 2.78) for large pleasure boats and near Portoferraio (Italy, 14.47) for small pleasure boats. While not present in the AHAP list because just below the threshold for both boat profiles, the islands around Split in Croatia showed high anchoring density in *P. oceanica* for both large and small pleasure boats.

Discussion

This work mapped anchoring pressure in the seagrass *Posidonia oceanica* for the first time at the scale of the Mediterranean sea, localized hotspots of anchoring in *P. oceanica* for the main boat profiles, and highlighted spatio temporal differences in the risk of anchoring impact.

The total number of anchorings in *P. oceanica* (Np) was generally higher in the north western part of the Mediterranean sea, especially in Italy, Spain and France. The number (Np) and the density

CHAPITRE 4 : PRESSION DE L'ANCRAGE A L'ECHELLE DE LA MEDITERRANEE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

(Np_h) of large boats anchoring in *P. oceanica* appeared however smaller in France compared to Italy, Spain, Greece and Croatia, most probably due to the recent regulations.

The average density of anchorings in *P. oceanica* (Np_h) was significantly different between IUCN protection categories. The highest value was observed for category II (national park) and the lowest for category Ia (strict nature reserve). This result seems to indicate an efficient protection against anchoring in strict nature reserves (but this category is represented by only 9 grid cells in the dataset (“zones A1 kai A6 periochis A Ethnikou Thalassiou Parkou Alonnisou Voreion Sporadon”) and the low protection against anchoring in natural parks (mostly concerned parks are “Calanques” and “Port Cros” in France, and “Arcipelago Toscano” and “La Maddalena” in Italy).

87 (27 for large pleasure boats and 60 for small pleasure boats) areas of high anchoring pressure in *P. oceanica* (AHAPs) were identified, localized in Italy, France, Spain, Greece, Croatia and Montenegro.

This study proposed a new indicator to better inform anchoring management decisions on each hotspot: the rate of anchoring in *P. oceanica* corrected by the local posidonia ratio (Rpc).

This new indicator highlighted lack of sensibilization (high Rpc, when anchoring in *P. oceanica* while available other anchoring zones) or lack of eco moorings (low Rpc, when anchoring in *P. oceanica* and no available or already crowded other anchoring zones).

A few work paths were highlighted by this study in order to increase the availability of exploitable data for such studies in the future, and hence increase management efficiency.

The first point of improvement is the lack of precision and accuracy of *P. oceanica* maps in most countries around the Mediterranean sea. This is true for satellite derived maps, but also in some cases for maps available from managers (raw polygons with precision superior than 100 m). Locally improving those maps, as a first step on the identified AHAPs, must be a priority. This lack of precision is moreover localized in shallow areas, therefore inducing a bias especially in mapping anchoring impact, especially for small boats, mostly anchoring at such depths. This bias toward shallow depths can however also be seen as an improvement opportunity, as shallow depths habitat maps can efficiently be built using satellite optical imagery (seabed often visible on optical imagery above 15 m depth depending on environmental conditions), and high resolution imagery being more and more accessible in terms of costs. It is however important to keep in mind that some AHAPs were possibly missed due to the low accuracy of *P. oceanica* maps. This is the case for example for the areas of Portofino in Italy (Boudouresque et al. 2012) and for the area of Fethiye-Göcek in Turkey (Okudan et al. 2011).

The second point of improvement concerns the AIS receiving stations network. A reliable network of AIS stations with an exhaustive covering of the coastal area is indeed necessary to obtain of representative map of the anchoring pressure.

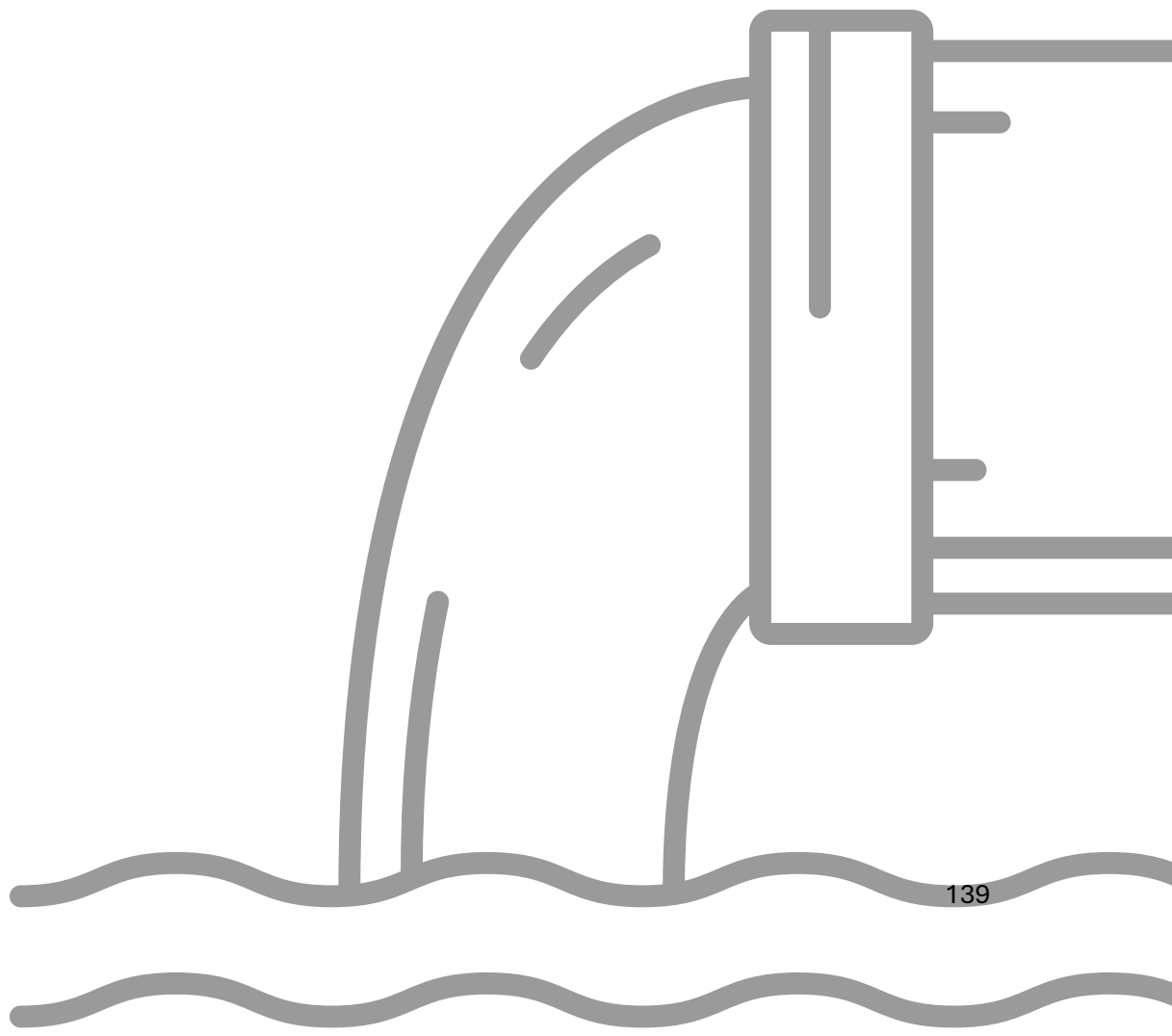
Last but not least, fine scale spatialized regulation data are often very challenging to obtain even at the scale of a country, and varies a lot, sometimes even on a yearly basis. As an example, as described earlier, organized mooring areas were not taken into account in this study. Such a

database at the Mediterranean scale would be highly beneficial to the mapping of anchoring pressure in *P. oceanica*, and hence to its protection.

This work provides all the keys for an ambitious Posidonia preservation action plan for the first time at the scale of the whole Mediterranean sea, providing priority working areas and management recommendations. Depending on the locations, this plan includes Posidonia mapping, AIS network consolidation, eco-moorings, and marine spatial planning towards a better co-management of both Posidonia meadows and boating activities.

CHAPITRE 5 :

PRESSIION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION





QUESTIONS DE RECHERCHE :

- Quelle est la pression issue des rejets urbains en Méditerranée française ?
- Quels sont les impacts des rejets urbains sur l'herbier de posidonie ?
- Quelle est l'efficacité des mesures de gestion concernant les rejets urbains ?
- Comment rendre les données et résultats des suivis du milieu marin au droit des rejets urbains plus accessibles aux acteurs de la protection du milieu marin ?



POINTS CLES :

- La télémétrie acoustique et la photogrammétrie permettent le suivi de la limite inférieure de l'herbier de posidonie
- La limite inférieure³ de l'herbier de posidonie progresse dans certains endroits en Méditerranée française
- La conformité des systèmes de traitements des eaux usées semble avoir un effet positif sur la limite inférieure de l'herbier
- L'impact des rejets urbains sur l'herbier de posidonie est peu documenté dans la littérature scientifique, et on constate un manque de données sur cette problématique
- Une synthèse cartographique des données et études existantes : Medtrix et le projet « Localisation et suivi des rejets urbains »

³ limite d'extension la plus profonde atteinte par un herbier de posidonie localement

CONTEXTE

La pollution d'origine terrestre fait partie des principales menaces sur les écosystèmes marins côtiers de Méditerranée (Coll et al. 2012).

L'herbier de posidonie est très sensible aux conditions environnementales comme la turbidité et la salinité, et donc indirectement par la pollution issue des rejets urbains (Figure 60) (Boudouresque et al. 2006, 2012).



Figure 60 Biodiversité marine autour du rejet de l'émissaire de La Londe-Les-Maures (source: Andromède océanologie, 2022)

En 1991, la directive européenne pour le traitement des eaux urbaines résiduelles (91/271/CEE) a fixé des objectifs de qualité de l'eau et contraint les états membres à la proposition de plans d'actions pour la protection des milieux récepteurs. Les systèmes de traitement des eaux usées en France se sont depuis progressivement modernisés jusqu'à la mise en conformité autour des années 2010-2012 par l'ajout d'une étape de traitement biologique de dégradation de la matière organique.

Pergent-Martini et al. ont montré en 2002 une amélioration générale de la vitalité de l'herbier à Marseille après la mise en service de la station d'épuration et Boudouresque et al. ont fait l'hypothèse en 2009 d'une réduction de la pollution due à un meilleur traitement des eaux usées. Peu d'études documentent aujourd'hui cette amélioration.

Le guide méthodologique de la surveillance des rejets urbains en Méditerranée (Andral et al. 2011), actuellement en cours de mise à jour par Andromède océanologie en collaboration avec

l'AERMC, fournit un cadre de référence standardisé pour le suivi réglementaire des rejets urbains. Les données et résultats des différents suivis réalisés chaque année le long du littoral restent cependant peu diffusés et mal bancarisés.

Quelle est l'évolution de la pression issue des rejets urbains et de son impact sur l'herbier de posidonie en Méditerranée française ? Quelle est l'efficacité des mesures de gestion ? Comment rendre les données et résultats des suivis du milieu marin au droit des rejets urbains plus accessibles aux acteurs de la protection du milieu marin ?

Ce chapitre tente de répondre à ces questions à travers la présentation d'un article scientifique publié en 2024 dans la revue Marine Pollution Bulletin (Bockel et al. 2024b), et d'un outil d'appui à la gestion développé en partie dans le cadre de ce doctorat, le projet « Localisation et suivi des rejets urbains » sur la plateforme cartographique [Medtrix](#).

EARLY SIGNALS OF POSIDONIA OCEANICA MEADOWS RECOVERY IN A CONTEXT OF WASTEWATER TREATMENT IMPROVEMENTS

Thomas Bockel^{a,b}, Guilhem Marre^a, Gwenaëlle Delaruelle^a, Noémie Agel^a, Pierre Boissery^c, François Guilhaumon^b, Nicolas Mouquet^{b,d}, David Mouillot^b, Antonin Guilbert^a, Julie Deter^{a,b}

^a Andromède océanologie, 7 place Cassan, Carnon plage, 34130 Manguio, 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, immeuble CMCI, 2 rue Henri Barbusse, CS 90464, 13207 Marseille Cedex 01, France

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

Reference: Bockel T, Marre G, Delaruelle G, et al (2024) Early signals of Posidonia oceanica meadows recovery in a context of wastewater treatment improvements. Marine Pollution Bulletin 201:116193. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116193>

Abstract

Natural ecological restoration is a cornerstone of modern conservation science and managers need more documented “success stories” to lead the way.

In French mediterranean sea, we monitored *Posidonia oceanica* lower limit using acoustic telemetry and photogrammetry and investigated the descriptors driving its variations, at a national scale and over more than a decade.

We showed significant effects of environmental descriptors (region, sea surface temperature and bottom temperature) but also of wastewater treatment plant (WWTP) effluents proxies (size of WWTP, time since conformity, and distance to the closest effluent) on the meadows lower limit progression.

This work indicates a possible positive response of *P. oceanica* meadows to improvements in wastewater treatment and a negative effect of high temperatures. While more data is needed, the example of French wastewater policy should inspire stakeholders and coastal managers in their efforts to limit anthropogenic pressures on vulnerable ecosystems.

Introduction

The European Parliament voted in July 2023 the “Nature Restoration Law” whose objectives are to restore ecosystems, habitats and species across the EU’s land and sea by 2050. Ecological restoration strategies, which aim at protecting and enhancing biodiversity (Gann et al. 2019), are

traditionally subdivided into two categories: “natural” restoration (or spontaneous), where the only action is to stop the cause of the degradation, and “assisted” or “reconstructive” restoration, where other human interventions assist habitat and biodiversity recovery. The former ambiguous “active “ vs. “passive” terminology should be avoided (Atkinson and Bonser 2020). Evaluating restoration actions is crucial but often challenging to perform or unachieved (Wortley et al. 2013), in part due to missing guidelines to assess success or failure of those actions (Boudouresque et al. 2021), or to the lack of appropriate quantitative targets and indicators, and missing long-term fundings. Lately, several practices that first promote the implementation of natural restoration, possibly accompanied later by assisted or reconstructive restoration have emerged to achieve defined ecological targets (Jones et al. 2018; Larkin et al. 2019). However, prior to any restoration action, a detailed knowledge of the threats at the origin of the degradation is required (Boudouresque et al. 2021) in order to start reducing/removing them.

Land-based pollution is a major anthropogenic threat to coastal marine ecosystems which has been modeled and mapped at the global (Halpern et al. 2008), Mediterranean (Micheli et al. 2013) and French scale (Holon et al. 2015b). In 1991, the European directive for the treatment of residual urban waters (91/271/CEE) fixed objectives of water quality to prevent damages on receiving ecosystems, and required member states to provide action plans to comply with those objectives. Since then, French wastewater collection networks were improved reducing direct untreated outputs in the environment (French Water Agency personal communication), and wastewater treatment plants (WWTP) progressively modernized their treatment systems to include a biological stage after the preliminary physical treatments (www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr). While physical treatment was often limited to processes like filtration and sedimentation, biological treatment allowed the biodegradation of organic matter with the help of microorganisms (https://environment.ec.europa.eu/topics/water/urban-wastewater_en) (Dhote et al. 2012).

Since 2000, another Directive, the European Water Framework Directive (2000/60/EC) requires member states to monitor the water quality within their territory, based on homogenous water bodies regarding ecological and chemical quality. Very sensitive to any change in their environment, *Posidonia oceanica* meadows are used as a proxy to monitor coastal water quality for this Directive but also for the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) that aims to protect the marine ecosystem and biodiversity upon which our health and marine-related economic and social activities depend.

Posidonia oceanica L. Delille is an endemic seagrass species of critical ecological importance in the Mediterranean sea (Boudouresque et al. 2006, 2012). *P. oceanica* covers 1 225 707 ha across the Mediterranean Sea, 42 % in western basin and 58 % in the eastern basin, with more abundant available mapping data in the north-western and central part (Telesca et al. 2015). *P. oceanica* meadows provide many important ecosystem services (Campagne et al. 2015) among which carbon sequestration (Pergent-Martini et al. 2021). *P. oceanica* grows between the surface and an average depth of 40 m, depending on light availability. It does not tolerate too strong hydrodynamics (waves physical damages and/or matte erosion (Boudouresque et al. 2006; Ruju et al. 2018)), and extreme salinity values (desalination (Boudouresque et al. 2006) as well as hypersaline waters (Capó et al. 2020; Blanco-Murillo et al. 2023)). *P. oceanica* is also sensible to extreme water temperatures with living *P. oceanica* observed at temperatures ranging from 9 to 29 °C (Boudouresque et al. 2006) and signs of warming and heat waves impacts on plant morphology and growth (growth limited above 27 °C) (Guerrero-Meseguer et al. 2017; Stipcich et al. 2022). While the species shows a promising resilience (Bennett et al. 2022; Stipcich et al. 2023), global

warming is therefore a major threat to *P. oceanica* meadows through increases in water temperature (Litsi-Mizan et al. 2023), but also sea level rise, exotic species introduction and seagrass communities replacement (Pergent et al. 2014; Stramska and Aniskiewicz 2019). Anthropogenic pressures can also impact *P. oceanica* meadows (Boudouresque et al. 2009; Marbà et al. 2014) either directly through habitat degradation, such as sea bottom trawling (Pasqualini et al. 2000) or anchoring (Deter et al. 2017), or indirectly through water quality degradation due to coastal development (Holon et al. 2015a) or wastewater effluents (Boudouresque et al. 2006). Horizontal growth of *Posidonia* meadows is very slow (approx. 1 cm/year) (Marbà and Duarte 1998), making its natural recolonization on damaged areas very long (Cunha et al. 2004). Due to its high sensitivity to changes in environmental conditions, relatively stable at this depth (as opposed to the upper limit, characterized by more fluctuating environmental conditions), the lower limit of the meadow, i.e. the deepest extension limit, deserves specific attention (Boudouresque et al. 2000), in particular for long term monitoring.

In link with the Water Framework Directive needs, important efforts are made to monitor the health status of *Posidonia oceanica* meadows in the French Mediterranean sea, including the TEMPO network composed of 73 lower limits monitored every three years since 2011 (www.medtrix.fr, “TEMPO” project). Innovative and operational methods were developed to accurately localize and map the lower limit of the meadow such as acoustic telemetry (Descamp et al. 2011) and photogrammetry (Marre et al. 2019, 2020). These methods allow the accurate mapping of *P. oceanica* lower limits with a precision of up to 1 cm using acoustic telemetry (Descamp et al. 2011), and 0.5 cm using photogrammetry (Marre et al. 2020).

Posidonia oceanica meadows on the French Mediterranean coast experienced a decline in the past decades, accompanied by a retreat of the lower limit, mainly due to important anthropogenic pressures such as coastal development, pollution and anchoring (Boudouresque et al. 2009; Telesca et al. 2015; Holon et al. 2015b, a). However, although very slow, the natural recovery of meadows after pressure removal can be observed (Agostini et al. 2002): signs of recovery were reported in recent studies (de los Santos et al. 2019), consistent with field observations along the French coastline (Andromède océanologie 2021). For instance, recovery following improved wastewater treatments has been reported at the upper limit of the meadow (Boudouresque et al. 2000) and very close to the wastewater effluent (Boudouresque et al. 2021). This work is the first, to our knowledge, to directly test the link between wastewater treatment proxies and a change in surface at the lower limit of *Posidonia oceanica* meadows. We expect that wastewater treatment improvements participated, over more than a decade, in creating adequate environmental conditions for the meadows to start recovering. Yet, many environmental (e.g. sea surface temperature) covariates may also influence the recovery of *P. oceanica* meadows. In this work, we analyzed the influence of environmental and anthropogenic pressures on the variation of the surface of the meadow lower limit, using linear mixed models, at a national scale and over more than a decade of data. We aimed at first identifying the anthropogenic and environmental parameters driving *P. oceanica* surface change at its lower limit, and then investigating the possible effect of improved wastewater effluents quality for the surrounding meadows. The results of this study highlight the importance of threat removal as a natural restoration action, and help reveal the local (environmental and anthropogenic) context under which restoration investment returns can be expected.

Material and methods

Surface covered by the Posidonia oceanica meadow at the lower limit

Annual changes in the surfaces covered by *Posidonia oceanica* meadows at the lower limit were recorded within the TEMPO monitoring network (www.medtrix.fr, “TEMPO” project), in the French Mediterranean sea (1800 km of coastline). The monitoring sites of the TEMPO network were initially defined to be homogeneously localized along the coastline, representative of the surrounding Water Framework Directive waterbody, and to be balanced between pristine and anthropized areas. The average depth of the lower limit monitoring sites is equal to 27 meters. Surveys occurred every three years on each French marine subregion ((Provence-Alpes-Côte-d’Azur called PACA), Corse and Occitanie) since 2011. The dataset is composed of a total of 121 observations (site x year) (not every site was monitored at every survey due to a constant evolution of the network) for 50 distinct sites (50 sites only had interpretable photogrammetric results out of the 73 of the network), 11 years (2012-2022) and three regions (PACA (77 observations/29 sites), Corse (35 observations/18 sites), Occitanie (9 observations/3 sites)) (Figure 61). This heterogeneous number of sites reflects the heterogeneous areas covered by *P. oceanica* in each region (26 225 ha in PACA, 52 672 ha in Corse and 133 ha in Occitanie according to the most accurate and up to date biocenosis map (www.medtrix.fr, “DONIA expert” project)). The regions are subdivided into waterbodies (37 in total), containing between 1 and 3 sites each. The position of the meadow lower limit was evaluated using telemetry (2011-2018) and photogrammetry (2016-2022). For telemetric surveys, the boundary of the meadow was pointed by a scuba diver using AQUA-METRE D100, with an average of one point every 40 cm, adjusted locally to the complexity of the limit (Descamp et al. 2011). For photogrammetric surveys, photographic acquisitions were conducted on each site by a scuba diver at an average distance of 2 meters from the sea bottom, using a 16 Mega Pixel Nikon D4 in a waterproof Seacam housing, mounted with a Nikon RS 20 - 35 mm lens (set to 20 mm). To achieve a sufficient balance between depth of field, sharpness, and exposure, we used the following camera settings: shutter speed = 1/250 s, aperture = F12, sensibility = 1200 ISO on average (Marre et al. 2019). The photographs were processed with Agisoft Metashape Professional Version v1.8.4 (Agisoft 2022). This commercial software has been extensively used by the scientific community (Burns et al. 2015b, a; Marre et al. 2019), and allows to get through the whole photogrammetric workflow: automatic identification of key points on all photos, bundle adjustment, point cloud densification, mesh building and texturing / orthomosaic production. Position of the lower limit (for telemetry) and orthomosaics of the meadow cover (for photogrammetry) were then superimposed between each survey for each site and the variations in meadow cover were manually digitized and quantified using GIS tools (QGIS 3.16) (Figure 62). The final retained indicator was the net variation rate (progression - regression) between each survey, in percentage of the total *P. oceanica* surveyed area, divided by the number of years between each survey. This indicator will be referred in this work as “annual rate of surface change”. Surveys were realized each year at the same period (May – June) to avoid differences in leaf growth stage.

CHAPITRE 5 : PRESSION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

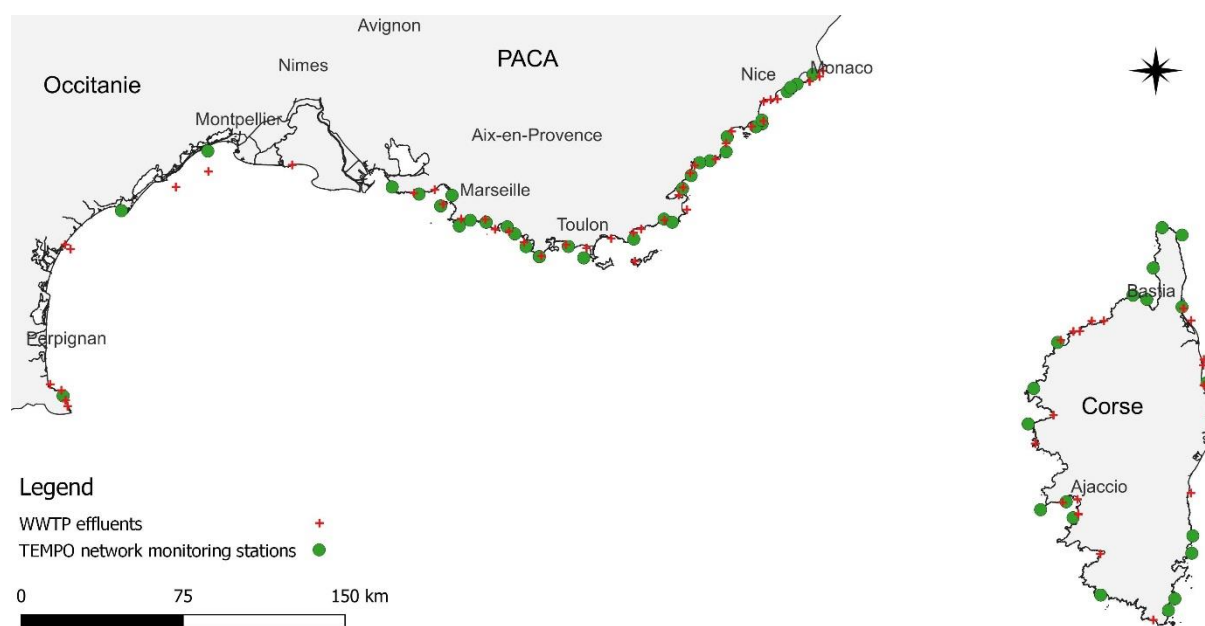


Figure 61 Localization of TEMPO lower limit monitoring sites, wastewater treatment plants (WWTP) effluents, and the three regions (Occitanie, PACA, Corse) in the French Mediterranean sea

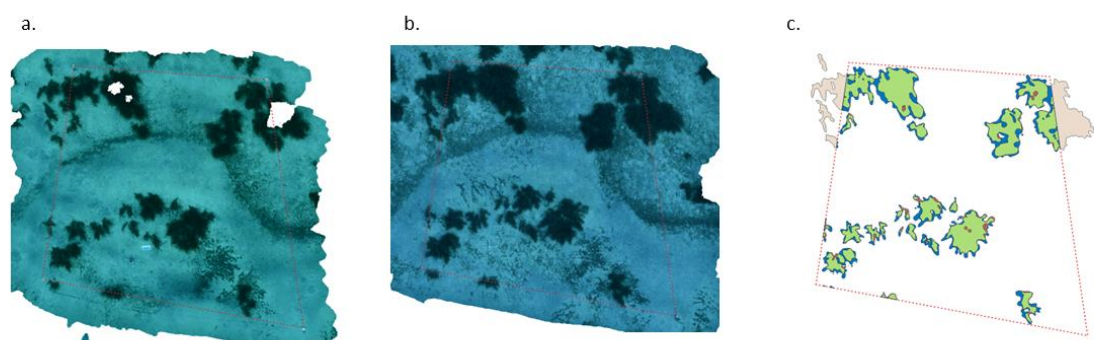


Figure 62 Illustration for the "Cap Sicié Ouest" monitoring site in region PACA of photogrammetric orthomosaics and study site delimitation for a. 2018 and b. 2021. c. Digitalization of concordant areas (in green), positively discordant areas (in blue) and negatively discordant areas (in red) between 2018 and 2021, respectively interpreted in terms of stability, progression and regressions to calculate the "annual rate of surface change".

Local, anthropogenic and environmental descriptors

Local (Table 2), anthropogenic (Table 3) and environmental (Table 4) descriptors were used in this study to explain observed surface change at the meadows lower limit.

Table 2 Local descriptors for each survey site (AERMC = Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, the French water agency)

Descriptors	Unit/modality
depth	m
distance to shore	m
region	Occitanie, PACA, Corse

waterbody	AERMC waterbody
site	TEMPO site
year	2011-2022

The descriptors of the anthropogenic pressure due to WWTP effluent were extracted from the French government collective sanitation website (www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr). For each survey site, all descriptors in *Table 3* were calculated for the WWTP with the closest effluent. The variable “type of treatment of WWTP” is a decreasing score ranging from 4 to 0, reflecting the complexity of the following treatments: settling (4), biological simple/biological with nitrification (3), biological with nitrification and denitrification (2), biological with nitrification, denitrification and dephosphatation (1), and physico-chemical (0). Descriptors of treatment efficiency were calculated as the ratio of the pollution entering over the pollution leaving the WWTP after treatment. Descriptors of cumulative output were calculated as the sum of the pollution leaving the WWTP after treatment over the years. Descriptors of treatment efficiency and cumulative output were calculated over the last 20 years (from 1999) before each survey (when data was available).

Table 3 Descriptors of wastewater treatment plants (WWTP) effluents (calculated for the closest effluent for each survey site)

Descriptors	Unit	Temporal range
size of wastewater treatment plant (WWTP)	population equivalent (pe)	Date of survey
total population (permanent + seasonal)	number	Date of survey
type of treatment of WWTP	-	Date of survey
distance to WWTP effluent	km	Date of survey
time since WWTP creation	years	Date of survey
time since WWTP conformity	years	Date of survey
mean Suspended Matter (SM) purification efficiency	%	1999-2020
mean Chemical Oxygen Demand (COD) purification efficiency	%	1999-2020
mean Nitrogen (N) purification efficiency	%	1999-2020
mean Phosphorus (P) purification efficiency	%	1999-2020
SM cumulative output	Kg	1999-2020
COD cumulative output	Kg	1999-2020
N cumulative output	Kg	1999-2020

CHAPITRE 5 : PRESSION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

P cumulative output	Kg	1999-2020
---------------------	----	-----------

Environmental descriptors included sea surface temperature, chlorophyll a, turbidity, bottom temperature, salinity and seawater velocity (*Table 4*). Mean and standard deviation of each environmental descriptor were calculated over the last 20 years before each survey (when data was available (see *Table 4* for temporal range of data)). The dataset was subsampled to 1 day per week because of computational limits during data acquisition. Diffuse attenuation coefficient of light at 490 nm (Kd490) was used as a proxy for turbidity, as already shown appropriate in the literature (Shi and Wang 2010). All environmental descriptors, except bottom temperature, were estimated for the sea surface.

Table 4 Environmental descriptors for each survey site

Descriptors	Unit	Spatial resolution	Temporal range	Temporal resolution	Source
sea surface temperature (SST)	Celsius degree	0.01 degree	2002-2021	daily	Nasa
chlorophyll a (CHLA)	mg.m ⁻³	0.042 degree	2002-2021	daily	Nasa
turbidity (Kd490)	m ⁻¹	0.042 degree	2002-2021	daily	Copernicus
bottom temperature	Celsius degree	0.083 degree	2000-2020	daily	Copernicus
salinity	psu	0.083 degree	2000-2020	daily	Copernicus
seawater velocity	m.s ⁻¹	0.083 degree	2000-2020	daily	Copernicus

Statistical analyses

All descriptors were centered around mean and scaled by standard deviation. The correlation between each pair of descriptors was checked to remove too strongly correlated covariates (> 0.7), by keeping in this case the variable with the strongest correlation to the response variable (Supplementary file, Figure S16). As most sites were surveyed several times across the period, and some waterbodies (AERMC waterbodies) contained more than one site, we built a linear mixed model (Bunnefeld and Phillimore 2012; Brown 2021) to evaluate the effects of each descriptor on the response variable (annual rate of surface change of the meadow at the lower limit). The full model integrated the waterbody and site (nested within waterbody) as random effects (random intercept), to consider the ecological and environmental conditions specific to each waterbody and site of survey. The full model integrated all other predictors as fixed effects, ordered by their participation to the full model R². Model complexity was then reduced using backward elimination of fixed effect terms (Supplementary file, Table S6). Spatial autocorrelation

in the model residuals was tested using the moran's index (Gittleman and Kot 1990). We then checked for homogeneity of variance and normality of the model residuals (Supplementary file, Figure S17). We finally plotted the marginal effect of each descriptor significantly influencing the response variable.

We also calculated mean SST and bottom temperature for each year and study site and estimated average yearly increase of both parameters on the study area using regression (Supplementary file, Figure S18).

Statistical analyses were performed using the statistical software R version 4.1.2 and R Studio version 2022.07.2 (R Core Team 2022), and the R packages lmerTest 3.1.3, DHARMA 0.4.6 and effects 4.2.2.

Results

The mean annual rate of surface change of the meadow at the lower limit is highly heterogeneous among regions and years with Occitanie and PACA showing the highest mean values (M = mean, SD = standard deviation, N = number of samples) in the recent years : Occitanie (2022: M = 6.0, SD = 0, N = 1; 2021: M = 8.5, SD = 1.34, N = 2; 2018: M = 9.3, SD = 14, N = 2) and PACA (2021: M = 5.0, SD = 3.2, N = 9; 2017: M = 7.0, SD = 10, N = 2) (Figure S19).

The descriptors Suspended Matters (SM) cumulative output, Chemical Oxygen Demand (COD) cumulative output, Nitrogen (N) cumulative output, Phosphorus (P) cumulative output, chlorophyll a (CHLA) mean and standard deviation, salinity mean and standard deviation, sea surface temperature (SST) standard deviation, bottom temperature standard deviation and mean turbidity were removed from the model because they were too strongly correlated. The descriptors distance to shore, depth, time since WWTP creation, type of treatment of WWTP, standard deviation of turbidity, mean Suspended Matter (SM) purification efficiency, mean Nitrogen (N) purification efficiency, mean Phosphorus (P) purification efficiency and total population were removed from the model during backward elimination.

The final model explaining the annual rate of surface change contained random intercepts for the descriptors waterbody and site (nested within waterbody), and the following descriptors as fixed effects: region, size of WWTP, mean seawater velocity, distance to WWTP effluent, time since WWTP conformity, mean bottom temperature, mean COD purification efficiency, and mean SST. The proportion of variance explained by the model including fixed and random effects was 66 %. Fixed effects alone explained 38 % of the variance. The variance of the model intercept among waterbodies was equal to 4.8, and 1.1 among sites.

The most influent descriptors were the time since conformity of the WWTP ($\beta = 1.7$, $t(85) = 3.9$, $p = 0.0002$), the distance to the WWTP effluent ($\beta = -1.9$, $t(53) = -3.3$, $p = 0.002$), the size of the WWTP ($\beta = -1.5$, $t(40) = -3.3$, $p = 0.002$), and the region (significant difference between Corse and PACA ($\beta = 7.4$, $t(48) = 3.4$, $p = 0.001$)) (Figure 63, Figure 64 and Table S7).

The residuals of the final model did not exhibit spatial autocorrelation (Moran's I = 0.009, $p = 0.64$).

We estimated an average yearly increase over the study area of 0.025 °C for the SST ($R = 0.2$, $p = 7.2 \cdot 10^{-10}$) and 0.035 °C for the bottom temperature ($R = 0.24$, $p = 3.5 \cdot 10^{-13}$) (Figure S18).

CHAPITRE 5 : PRESSION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

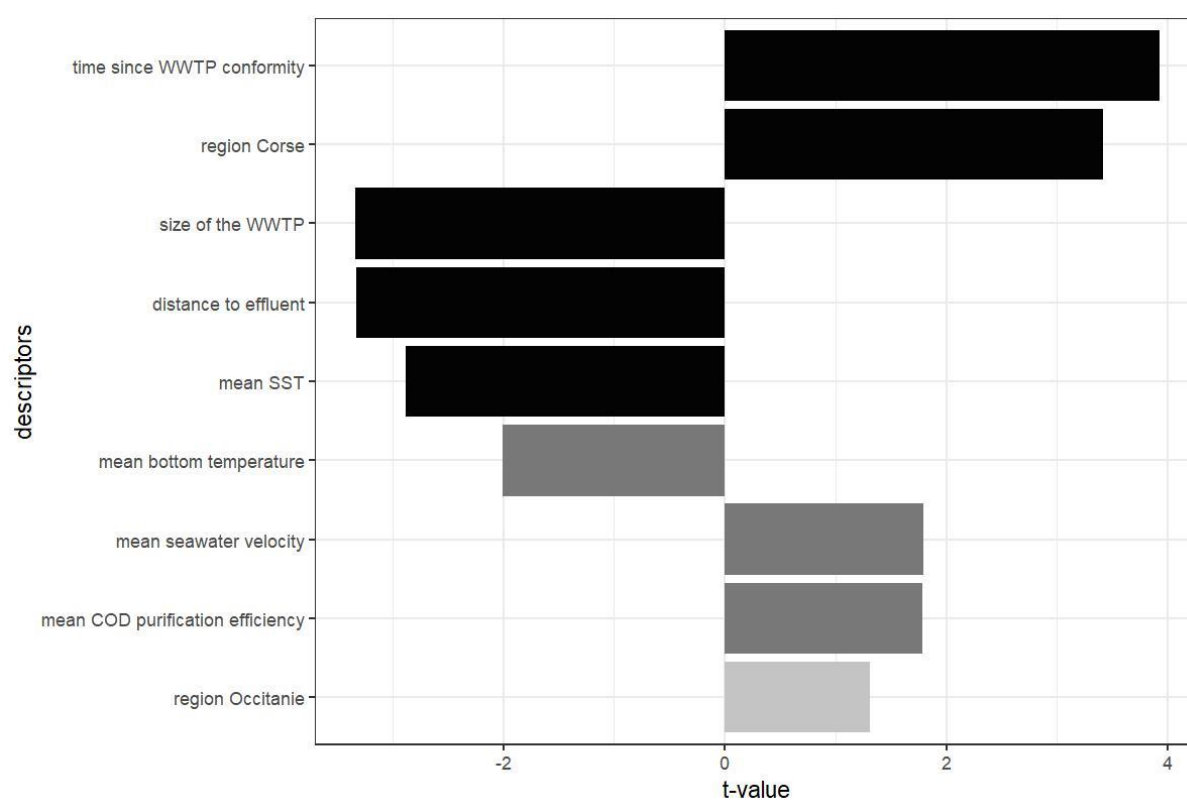


Figure 63 T-value and significance of the estimate for each descriptor used in the model. Black bars represent significant descriptors ($p < 0.05$), dark grey bars represent marginally significant descriptors ($0.05 < p < 0.1$) and light grey bars represent non-significant descriptors ($p > 0.1$).

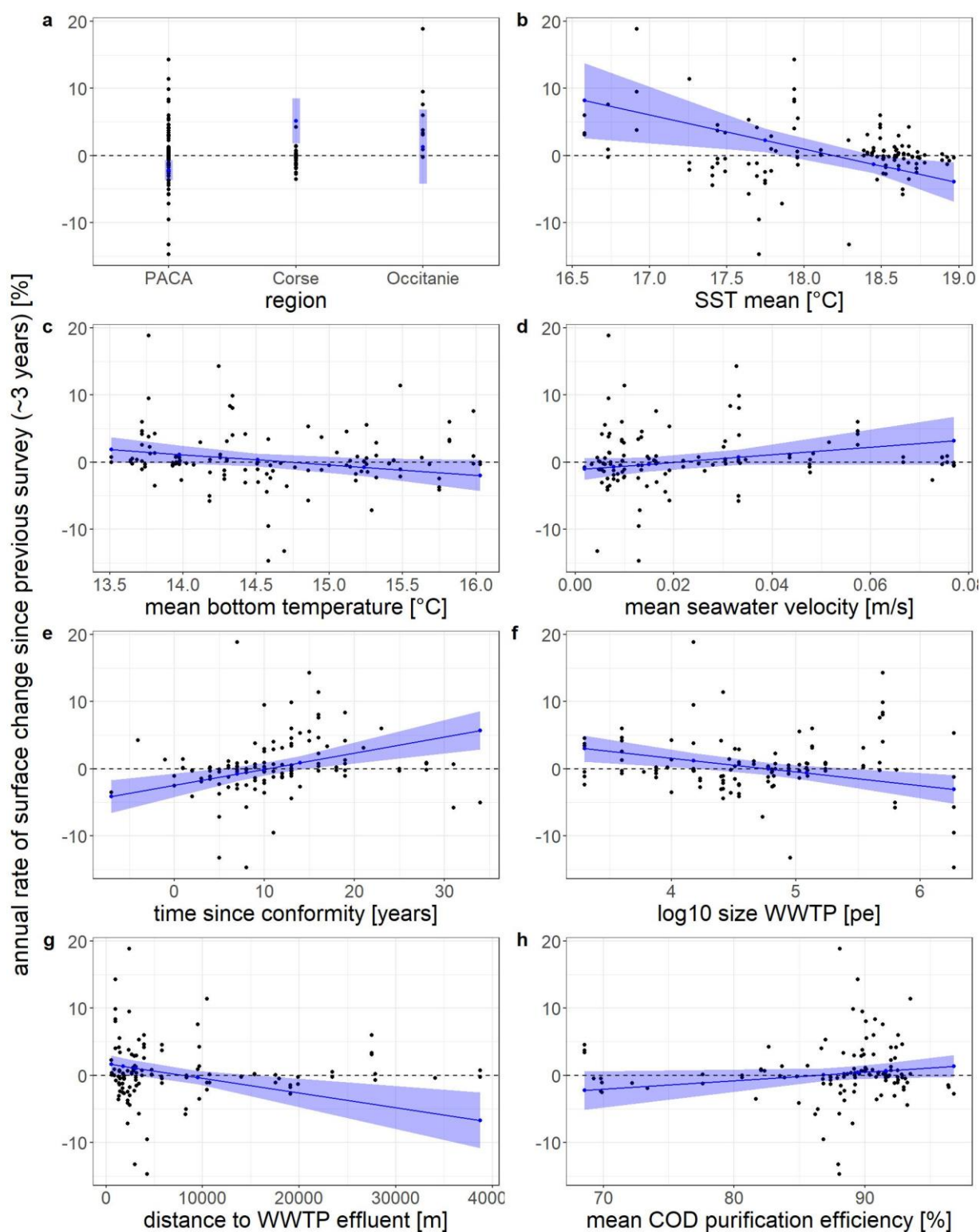


Figure 64 Marginal effect of each descriptor significantly influencing the response variable (blue line). 95% confidence interval (blue transparent area), and sample points (black points): a. region, b. mean SST, c. mean bottom temperature, d. mean seawater velocity, e. time since conformity, f. log10 of the size of the Wastewater Treatment Plant (WWTP), g. distance to the WWTP effluent, h. mean COD purification efficiency. The black horizontal dashed line represents a null annual rate of surface change.

Discussion

Threats reduction is the first step of ecological restoration and is considered a prerequisite to any further assisted or reconstructive restoration actions. Long term benefits of natural restoration are however too rarely evaluated and documented in the literature. Besides anthropogenic pressures, better understanding adequate environmental conditions and their effect will benefit future protection and restoration actions. According to our hypotheses, we showed significant effects of WWTP effluents proxies (size of WWTP, time since conformity, and distance to the closest effluent) but also of environmental descriptors (region, sea surface temperature and bottom temperature) on the meadows lower limit progression temporal trend.

Signs of progressions

Our work shows numerous recent progressions (above 5 %) in surface of the *Posidonia oceanica* meadow at the lower depth limit along the French Mediterranean coastline. Those patterns have been particularly observed in the region Occitanie (2022: 6 %, 2021: 8.5 %, 2018: 9.3 %) and PACA (2021: 5 %; 2017: 7 %) and are coherent with field observations (Andromède océanologie 2021). Progressions were also observed in the literature (de los Santos et al. 2019), often linked with management plans leading to nutrient input reductions and water quality improvements (e.g. Danish fjords 1990-2010, catalonia coast 2000-2010).

Role of the environment

An important part of the variation of the lower depth limit position was explained by random effects, especially waterbodies. Those waterbodies, defined in the framework of the European Water Framework Directive (2000/60/EC), are considered homogeneous regarding ecological functioning and anthropogenic pressures. This indicates differences between locations in the response of the meadow to its environment, possibly driven by local and historical conditions (McDonald et al. 2023) that are not already captured by the other descriptors.

The region had a significant effect on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit, with higher average values predicted for Corse ($p = 0.001$) and Occitanie ($p = 0.2$) than for PACA. These results suggest that the conservation policy should be adapted to the regional context and its specificities (e.g. island geography for Corse, influence of the Rhône river for Occitanie). The progressive dynamics observed in Occitanie, corresponding to previously highly damaged meadows (Deter et al. 2022b), could for example require a closed monitoring of the progression rates, and an eventual assistance with restoration actions if needed (Jones et al. 2018; Larkin et al. 2019) such as protection against anchoring or planting fragments (wreck fragments (www.medtrix.fr, “REPIC” project) or fragments sampled from the meadow (Pergent-Martini et al. 2022a)) or germinated seeds (Bacci and La Porta 2022).

The mean SST and mean bottom temperature followed an increasing trend on the study area and period (+ 0.025 °C / year for SST and + 0.035 °C / year for bottom temperature). The mean SST and mean bottom temperature had a significant negative influence on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit ($p = 0.006$ and $p = 0.05$). Negative values of surface change were predicted for mean values of SST above 18 °C and for mean values of bottom temperature above 14.5°C. These average temperatures are far from the species observed thermal range (Boudouresque et al. 2006). *P. oceanica* partial resilience to thermal stress is documented in the literature (Bennett et al. 2022; Stipcich et al. 2023), depending on the local environmental and physical conditions such as depth (Marín-Guirao et al. 2016). As a consequence of climate change, sea temperature and sea level (also affecting the meadows

through light availability) are expected to keep rising (Pergent et al. 2014; IPCC 2023). In this context, Posidonia meadows lower depth limits require particular monitoring attention.

The mean seawater velocity had a marginally significant positive effect on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit ($p = 0.08$). Negative values of surface change were predicted for values of seawater velocity below 0.02 m/s in average. The scientific literature agrees on the negative effect of strong hydrodynamics on Posidonia meadows (Boudouresque et al. 2006), but there is a lack of study regarding very weak hydrodynamics conditions. This result is nevertheless not surprising as a certain amount of current may help (Vacchi et al. 2012), at least through the control of suspended matter concentration in the water column and hence light availability. The maximum calculated mean seawater velocity in this study (approx. 0.1 m.s^{-1}) is moreover low and most probably far from the species tolerance limit.

Role of the Wastewater Treatment Plants (WWTP)

This work shows that while environmental conditions play a major role in the ecological status of the Posidonia meadow (Houngnandan et al. 2020), anthropogenic pressures, in this case WWTP effluents, also strongly influence the dynamic of progression of this highly sensitive habitat mainly through conformity, size, and distance.

The time since conformity of the WWTP to the European directive 91/271/CEE had a significant positive effect on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit ($p = 0.0002$). Positive values of surface change were predicted on average 10 years after compliance. This result seems to indicate the efficiency of the regulation in preserving the environment receiving the treated wastewaters. The 10 years lag in the observed response moreover corresponds to the history of change of wastewater treatments in the French Mediterranean, with an important number of modernization projects around 2010 (20 years after the Directive) and signs of progression of the meadow observed in this study mostly from 2020 onwards (10 years after the modernization).

The size of the WWTP had a significant negative influence on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit ($p = 0.002$). Larger WWTPs have to treat more important quantities of wastewater and discharge at the same outlet larger quantities of treated freshwater within the marine environment while *P. oceanica* is very sensitive to changes in salinity. While French regulation fixes high standards of elimination of organic pollution (75 % of DCO) and suspended matters (90 %) for large WWTPs (French decree 22/06/2007), some of this pollution remains in the treated water and is released in the environment, with higher quantities around bigger WWTPs. On the basis of these results, favoring several small outlets rather than a large one is therefore a question that arises for future developments. Although the influence of the size of the WWTP is expected, documented reports of this impact are limited in the literature, more focused on the benefits of new WWTP installation where previously not existing (Pergent-Martini et al. 2002; Boudouresque et al. 2021).

The distance to the WWTP effluent had a significant negative influence on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit ($p = 0.002$). This counter-intuitive result in the first place is probably due to large areas of dead matte available for the recovery of the meadow on the most impacted sites in the past (near the effluents), by effluent pipes construction and/or poor effluent quality (Boudouresque et al. 2021). A recovery is indeed much more probable on a previously degraded meadow. The proximity of the WWTP effluent was moreover measured without considering the spatial distribution of the effluent plume. Hydrodynamic modeling the

CHAPITRE 5 : PRESSION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

effluent plumes (Bedri et al. 2014) could provide interesting inputs to further investigate the effect of distance from the effluent.

The mean COD purification efficiency had a marginally significant positive effect on the predicted annual rate of surface change of the meadow lower limit ($p = 0.08$). COD is a direct proxy of organic matter concentration. This result again seems to indicate a positive response of the meadow to more efficient wastewater treatments and organic matter reduction, leading to better water quality. This result is however contrasted by mandatory surveys of the receiving sites, mostly indicating no organic matter accumulation in the sediments under open sea conditions (French Water Agency personal communication). Monitoring the organic matter in treated wastewater should be continued, so as research efforts towards better organic matter reduction processes such as the use of nanomaterials and nanofiltration (Zahmatkesh et al. 2023) and electrocoagulation (Mousazadeh et al. 2021).

An example of effective natural restoration

This study highlights signs of starting natural restoration of the *Posidonia* meadow after the limitation of wastewater output pressure. The results of this study in fact indicate that the influence of the improvement of wastewater treatments and the progressive achievement of conformity to the European directive 91/271/CEE, not only induce positive effects at the meadows upper limits as previously suggested (Boudouresque et al. 2000) but might also benefit the meadows at their lower limit and thus certainly participate to an improvement of the whole meadow ecosystem.

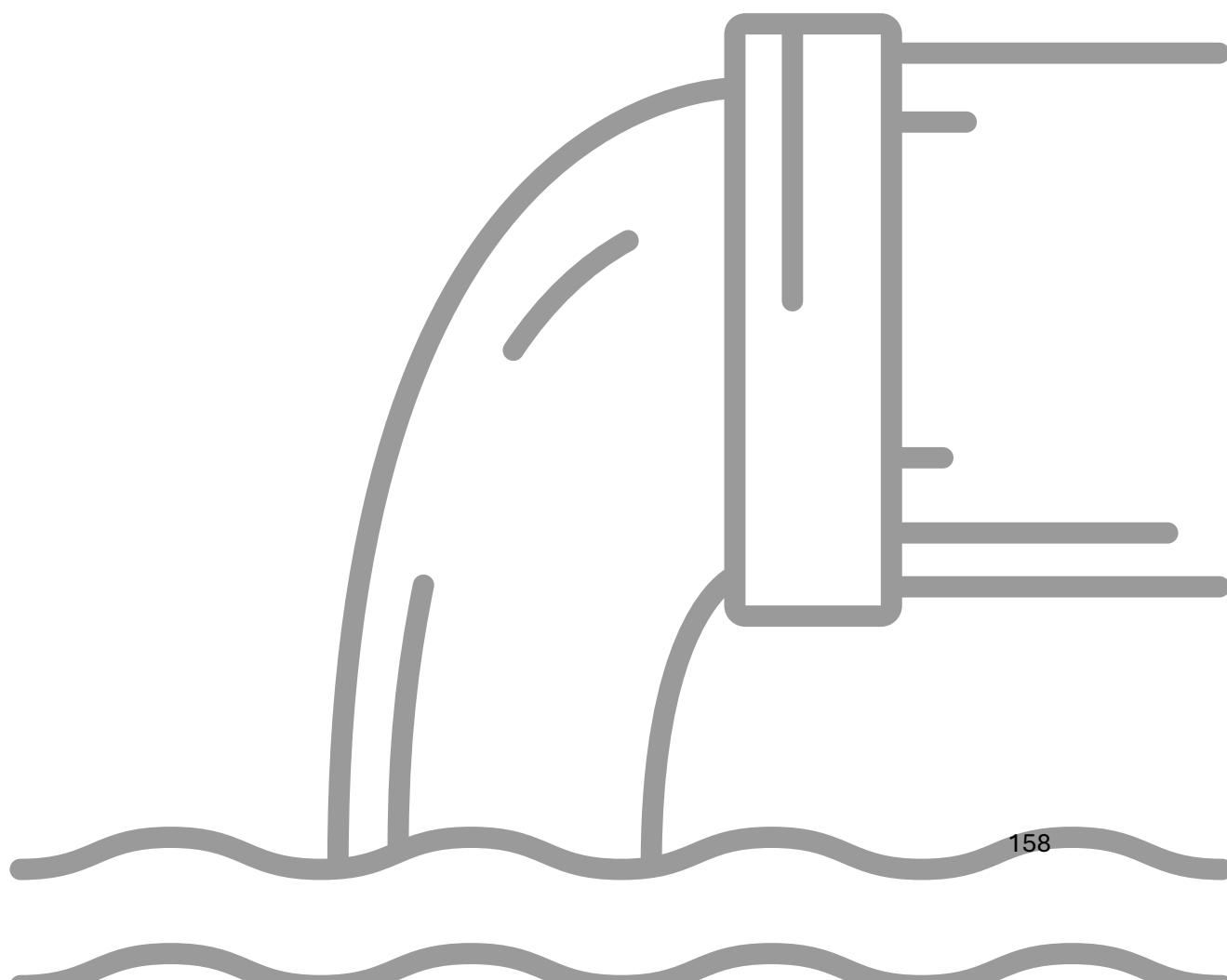
However, despite its 20 years of data, this work suffers from a lack of past data to quantify historical regressions for sites close to effluents, and possibly anterior or linked to effluents construction. Despite WWTP operators being forced by the regulation to conduct periodical surveys of the different ecological compartments of the receiving sites (Andral et al. 2011), the data coming from those surveys are rarely shared with the scientific community. Better transparency, data storage, metadata documentation, and availability of those datasets is crucial for a better understanding of the complex impacts of WWTP effluents on their receiving environment, eventually leading to a virtuous circle towards better protection of the marine ecosystems.

Conclusion

This work shows that while increasing sea temperature negatively influences *Posidonia oceanica* meadows lower limits, improvements of wastewater treatments can have a positive effect.

This case study should inspire stakeholders for new regulations and coastal managers for better enforcement, in their efforts to limit anthropogenic pressures on vulnerable ecosystems. French WWTPs are now in most cases equipped with conform secondary treatment (approx. 98% in 2022 (<https://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/pages/data/cartelIntSteu.php>)) able to efficiently reduce the organic matter present in the wastewater. This is far from being true when looking at the Mediterranean scale and even more at the global scale. “UN Water” estimates an average of 70 % of wastewater treated for high-income countries, 33 % for middle-income countries and 8 % for low income countries (European Investment Bank. and Environment and Natural Resources Department. 2022).

This work urges the necessity of treating wastewaters before their release in the marine environment, and strongly advises the implementation of adapted secondary treatments. This study shows an average time lag of 20 years between european directive and WWTPs equipment conformity, and 10 more years before any positive observed response of the meadows. No time is therefore to be lost before giving back high-quality wastewaters to the water cycle that first provided clean freshwater to our faucets. This is particularly true in a climate change context inducing warming coastal waters with possible negative effects on *Posidonia oceanica* meadows.



APPUI A LA GESTION

Medtrix et le projet “Localisation et suivi des rejets urbains”

Le projet “Localisation et suivi des rejets urbains” est accessible sur la plateforme [Medtrix](#) (Figure 65). Ce projet a été créé par Thomas Bockel et une partie de l'équipe d'Andromède océanologie en partant du double constat de nombreuses incohérences dans les positions des rejets urbains auprès des différents acteurs, et de la difficulté d'accès et du manque de transparence sur les données de suivis des milieux récepteurs.



Figure 65 Page d'accueil du projet "Localisation et suivi des rejets urbains" sur la plateforme Medtrix

Objectifs du projet “Localisation et suivi des rejets urbains”

L'objectif du projet “Localisation et suivi des rejets urbains” est la création d'une base de données participative autour de la thématique du suivi des rejets urbains, permettant aux différents acteurs de venir corriger, affiner et ajouter des informations en fonction de leur expertise et de leur connaissance du terrain.

Le projet est pour l'instant très succinct car encore en phase de déploiement, mais si alimenté de manière systématique, il pourrait s'avérer très utile pour l'ensemble des acteurs de la protection du milieu marin.

Ce projet permettra en effet *in fine* une meilleure compréhension de l'impact des rejets urbains, et de ses variations spatio-temporelles, sur les milieux récepteurs en Méditerranée française.

Contenu du projet “Localisation et suivi des rejets urbains”

A l'heure actuelle, le projet héberge une première carte « participative » de la localisation des points de rejets urbains le long du littoral de Méditerranée française, issue d'un travail collaboratif,

CHAPITRE 5 : PRESSION DES REJETS URBAINS EN MEDITERRANEE FRANÇAISE, IMPACTS ASSOCIES ET MODALITES DE GESTION

en partenariat avec l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, de recensement des informations fournies par les différents acteurs publics concernés.

A moyen terme, le projet sera agrémenté d'une base de données participative de recensement de l'ensemble des campagnes de suivi des milieux récepteurs réalisées en Méditerranée française, incluant un accès aux rapports d'étude, mais aussi au plan d'échantillonnage et à une carte des résultats obtenus.

Afin d'améliorer son efficacité et son utilité, le projet pourra aussi être utilisé pour bancariser l'ensemble des dysfonctionnements techniques sur les réseaux de collecte et installations de traitement (fuites, débordements, pannes ...).

DISCUSSION, CONCLUSION ET PERSPECTIVES



APPORTS DU TRAVAIL DOCTORAL ET PERSPECTIVES

Les apports du travail doctoral et les questions restantes et perspectives pour la suite sont discutés ci-après pour chaque chapitre. Une conclusion générale dresse ensuite un bilan global du travail doctoral, et une série de fiches projets sont pour finir proposées pour la suite.

Chapitre 1 : Cartographie des pressions anthropiques et de leurs impacts en Méditerranée française.

Apports de ce travail doctoral

Des cartes de la distribution des pressions anthropiques existent à l'échelle globale (Halpern et al. 2008, 2019) et méditerranéenne (Micheli et al. 2013). La résolution spatiale de ces cartes (> 1 km) ne permet pas une gestion adaptée des activités humaines au niveau local. Holon et al. (2015b) ont ainsi réalisé une première série de cartes des pressions anthropiques avec une résolution fine (20 m). Ces cartes sont disponibles sur la plateforme Medtrix dans le projet [Impact](#).

Le travail réalisé dans le cadre du chapitre 1 a permis de compléter le réseau de surveillance Impact par l'ajout de nouvelles cartes de pression (tourisme balnéaire, apports des cours d'eau, ancrage de la petite plaisance). Les méthodes de modélisation utilisées dans le projet Impact ont de plus été améliorées avec le développement d'un ensemble de scripts R documentés et reproductibles. Les dernières mises à jour des cartes de pressions anthropiques ont de plus été publiées sur la plateforme [Seanoe](#) (Bockel et al. 2024a), afin de permettre une meilleure réutilisation de ces données par les acteurs de la gestion du milieu marin.

Les résultats du chapitre 1 apportent des éléments importants pour une meilleure connaissance des pressions anthropiques en Méditerranée Française. Plusieurs études traitent spécifiquement de la caractérisation des liens activité-pression et état-pression (La Rivière et al. 2015), avec un focus sur les habitats benthiques de Méditerranée (La Rivière et al. 2016). Une meilleure prise en compte de ces travaux dans la méthodologie du projet « Impact » pourrait permettre d'améliorer encore ces résultats.

Perspectives

Les trois pas de temps (2015, 2018 et 2021) du projet « Impact » correspondent à trois méthodologies légèrement différentes. Il serait pertinent de faire une mise à jour des cartes de pressions anthropiques, en conservant les données brutes des pressions à chaque date mais en homogénéisant les méthodes de calcul avec les dernières versions des scripts. Cela permettrait des comparaisons temporelles des valeurs de pression, en supprimant le biais dû à l'évolution des méthodes, ainsi qu'une caractérisation des zones de fortes variations positive ou négative de l'intensité des pressions anthropiques, ce qui apporterait une information cruciale pour la gestion. Ce travail permettrait de plus de mesurer l'atteinte des objectifs de diminution des pressions, ainsi qu'une caractérisation plus précise du lien état-pression dans les zones où les pressions évoluent le plus. Les cartes de pression anthropique du projet Impact sont en effet

DISCUSSION, CONCLUSION ET PERSPECTIVES

utilisées dans le cadre de l'atlas de synthèse de la surveillance biologique et de la qualité des eaux de Méditerranée française (Andromède océanologie & Agence de l'eau RMC. 2020).

Par ailleurs le développement d'un package R rassemblant l'ensemble des scripts de modélisation des pressions anthropiques faciliterait grandement la répétition de ce travail dans d'autres zones de Méditerranée aujourd'hui dépourvues d'informations spatialisées concernant les pressions anthropiques, par l'accès à un outil documenté, directement réutilisable, et accompagné d'exemples de cartes de pressions pour la zone de Méditerranée française (voir fiche projet « ImpactR » en perspectives).

De manière plus générale, les méthodologies de cartographie des pressions et impacts utilisées aujourd'hui ne prennent souvent pas en considération les effets d'interaction entre les pressions, et peu d'entre elles intègrent une étape de validation basée sur des données de terrain (Korpinen and Andersen 2016).

Chapitre 2 : Pression d’ancrage de la grande plaisance en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion

Apports de ce travail doctoral

La technologie AIS est largement utilisée pour suivre la fréquentation des navires (Meijles et al. 2021) et permet de localiser les positions d’ancrage (Deter et al. 2017). Les herbiers de posidonie sont très sensibles à la pression d’ancrage des navires de grande taille (Boudouresque et al. 2012; Andromède océanologie 2020). L’état français a ainsi pris la décision en 2019 d’interdire l’ancrage des grands navires (≥ 24 m) dans l’herbier de posidonie en Méditerranée française (arrêté n°123/2019).

Le travail réalisé dans le cadre du chapitre 2 a montré que la technologie AIS permettait l’évaluation de l’impact de la réglementation à destination des grands navires, et que la mise en place d’une réglementation stricte (avec contrôle) d’interdiction d’ancrage était efficace pour réduire significativement la pression d’ancrage sur l’herbier de posidonie. Ce travail a aussi démontré que l’utilisation d’applications mobiles (ici l’application [Donia](#)) permet d’influencer le grand public vers des comportements respectueux de l’environnement marin (Bockel et al. 2023).

Ce travail a pour finir abouti au développement de deux outils d’appui à la gestion. Le projet « Suivi du mouillage » dans un premier temps, accessible à tous les utilisateurs de la plateforme [Medtrix](#), permettant de visualiser la localisation des ancrages depuis 2010 jusqu’à aujourd’hui. L’outil « Donia Manager », dans un second temps, permettant aux acteurs de la protection du milieu marin (gestionnaires d’aires marines protégées, sémaphores ...) de suivre en temps réel la position des navires à l’ancrage, ainsi que leur impact potentiel sur les habitats marins.

Plusieurs études ont mis en avant la capacité exceptionnelle de l’herbier de posidonie à séquestrer le carbone de manière durable dans une matre de plusieurs mètres d’épaisseur, représentant ainsi des quantités de carbone stockées très importantes (Monnier et al. 2021; Leduc et al. 2023). Dans le contexte actuel de changement climatique, ces travaux mettent en valeur l’importance capitale d’une protection efficace de l’herbier de posidonie face à l’ancrage.

Perspectives

De nombreuses questions restent ouvertes concernant l’impact de l’ancrage sur les habitats marins en Méditerranée.

Si la réglementation d’ancrage aujourd’hui en place en Méditerranée française permet une protection efficace des herbiers de posidonie, qu’en est-il des autres habitats ? Le report d’ancrage sur les fonds meubles ou sur les autres types d’herbiers (ex : cymodocés), pas toujours bien cartographiés, n’est-il pas préjudiciable à leur état écologique ? Quelle est la sensibilité de ces habitats à l’ancrage ?

Malgré l’efficacité prouvée de la réglementation (Bockel et al. 2023), de nombreuses infractions sont observées chaque année (933 en 2023, 650 en 2022 (Préfecture maritime de la Méditerranée 2023)). Quelle stratégie appliquer afin de réduire leur nombre ? Le contrôle doit-il être accru (115 procès-verbaux en 2023, 119 en 2022 (Préfecture maritime de la Méditerranée 2023)) ? Les peines encourues en cas d’infraction et en particulier en cas de récidive sont-elles suffisantes ? D’autres mesures de gestion doivent-elles être déployées à l’image de bouées de mouillage écologique, et si oui sur quels secteurs en priorité ?

DISCUSSION, CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La menace est maîtrisée pour la grande plaisance sur l'espace maritime français, mais qu'en est-il pour les embarcations de plus petite taille (< 24 m) ? Cette question est abordée dans le chapitre 3. Par ailleurs, qu'en est-il dans le reste de la Méditerranée ? La problématique est-elle présente partout en Méditerranée ? Quelles sont les zones les plus sensibles ? Réglementation, sensibilisation ou nouvelles infrastructures de mouillages écologiques ? Quelles mesures de gestion seraient les plus adaptées dans ces zones ? Toutes ces questions sont abordées dans le chapitre 4 de ce manuscrit.

Chapitre 3 : Pression d’ancrage de la petite plaisance en Méditerranée française, impacts associés et modalités de gestion

Apports de ce travail doctoral

Les petites embarcations représentent une large majorité de la flotte de plaisance (mer.gouv.fr). Les travaux portant sur l’impact de l’ancrage de la petite plaisance sur l’herbier de posidonie sont cependant peu nombreux et très localisés (Francour et al. 1999; Milazzo et al. 2004; Ceccherelli et al. 2007; Boudouresque et al. 2009; Griffiths et al. 2017). Si ces travaux semblent montrer un impact, les résultats varient concernant son intensité. Les embarcations de petite taille sont souvent dépourvues d’AIS (Serra-Sogas et al. 2021). Si d’autres techniques comme les caméras fixes sur le littoral (Bonhomme et al. 2013; Schohn et al. 2019), les survols aériens (Serra-Sogas et al. 2021) ou encore l’imagerie satellite (Jialeng et al. 2023) permettent aujourd’hui leur détection, leur surveillance systématique et opérationnelle reste complexe.

Le travail réalisé dans le cadre du chapitre 3 a permis de confirmer l’existence d’un impact de l’ancrage de la petite plaisance sur les herbiers de posidonie. Ce travail doit cependant encore être affiné (voir perspectives).

Une comparaison des technologies de surveillance de la pression d’ancrage a été réalisée et un ensemble de recommandations opérationnelles ont été fournies en fonction des caractéristiques du besoin de surveillance. Les images satellites basse résolution Sentinel sont adaptées à une surveillance quasi continue dans le temps des grands navires sur une large zone et sont gratuites. Les données AIS permettent l’identification des grands navires et sont disponibles en continu dans le temps. Ces deux méthodes ne permettent pas la détection de l’intégralité des grands navires et ne permettent la détection que d’une très petite partie des petites embarcations. Une surveillance exhaustive devra donc coupler ces données à des survols aériens, ou à de l’imagerie satellitaire haute ou très résolution, dans le cas d’une surveillance ponctuelle dans le temps, ou à une caméra fixe dans le cas d’une surveillance continue mais localisée dans l’espace. La technologie de surveillance parfaite n’existe pas, et une combinaison des différentes solutions existantes devra ainsi souvent être utilisée.

Un premier outil de détection-localisation automatique des bateaux à l’ancrage à partir d’imagerie multi-source (smartphone, caméra, drones ...) a été développé. Un second outil de détection automatique des bateaux de toutes tailles a aussi été développé à partir d’images satellite optique à très haute résolution (Airbus Pléiades).

Ce chapitre a pour finir été l’occasion de proposer une méthodologie de calcul de la capacité d’accueil « physique » des zones de mouillage, prenant en compte les spécificités locales de chaque zone de mouillage, et calibrée à partir de données de comptages de terrain et de données AIS. Cette méthodologie a été testée avec succès sur le cas d’étude du Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l’Agriate (PNMCCA).

Perspectives

Si ce travail a permis de confirmer l’existence d’un impact de l’ancrage de la petite plaisance sur l’herbier de posidonie, une compréhension plus fine de cet impact sur l’écologie de l’herbier est primordiale à sa bonne gestion (voir fiche projet « Meilleure compréhension de l’impact de l’ancrage de la petite plaisance » en perspectives). Ce travail pourrait permettre de définir une taille limite de bateau en dessous de laquelle l’impact de l’ancrage n’est plus problématique et

d'affiner le calcul de la capacité d'accueil à l'ancrage (voir chapitre 3, section appui à la gestion) en prenant mieux en compte la sensibilité de l'herbier à cette pression. Le type d'ancre utilisée doit aussi être pris en compte. Ces informations permettront ainsi de formuler des recommandations sur la gestion appropriée de l'ancrage des bateaux de petite taille, avec des mesures telles qu'un abaissement de la limite de taille autorisée à l'ancrage, par exemple 15 ou 20 m au lieu de 24 m actuellement (20 m par endroits sur le littoral) ou encore une limitation de la fréquentation et/ou l'installation de mouillages écologiques.

Ce travail doctoral a permis le développement d'outils de détection automatique des petits bateaux à l'ancrage à partir des images satellites très haute résolution. L'application de ces outils sur l'ensemble de la façade de Méditerranée française n'a pas pu être réalisée à ce stade mais semble primordiale pour une meilleure connaissance de la pression (voir fiche projet « Cartographie de l'ancrage par imagerie satellite multisource » en perspectives).

Un algorithme de détection-localisation automatique des bateaux sur des images de différentes sources (smartphone, caméra, drone ...) a été développé dans le cadre de ce travail doctoral. L'étape suivante est l'automatisation de l'acquisition des images afin d'aller vers un outil de surveillance du milieu marin 100 % autonome. Le développement d'une caméra autonome avec détection automatique des bateaux est prévu pour l'année 2025 (voir fiche projet « Monitoring de la fréquentation côtière » en perspectives).

Chapitre 4 : Pression de l’ancrage à l’échelle de la Méditerranée, impacts associés et modalités de gestion

Apports de ce travail doctoral

En dehors de la France, la pression d’ancrage en Méditerranée est documentée par plusieurs études, mais ces travaux restent très localisés et traitent majoritairement de la partie nord et ouest de la Méditerranée (Lloret et al. 2008; Okudan et al. 2011; La Manna et al. 2015; Venturini et al. 2021).

Le travail réalisé dans le cadre du chapitre 4 a permis pour la première fois de cartographier la pression d’ancrage sur l’herbier de posidonie à l’échelle de l’ensemble de la Méditerranée. Les différences spatio-temporelles de pression entre les pays ont été caractérisées, et les zones de forte pression d’ancrage dans l’herbier de posidonie ont été localisées. Une forte pression d’ancrage de la grande plaisance sur l’herbier de posidonie a ainsi été détectée sur les zones de Majorque (Espagne), Cannes (France), au nord-est de la Sardaigne (Italie), Naples (Italie), Lipari (Italie), Dubrovnik (Croatie), Athènes (Grèce) et Mykonos (Grèce). Ce travail a finalement abouti à la proposition de pistes de gestion de la pression d’ancrage pour chaque zone de forte pression, adaptées à la distribution spatiale de l’herbier de posidonie et aux comportements d’ancrage au niveau local.

Perspectives

Plusieurs pistes restent à étudier pour aller plus loin sur ce travail (voir fiche projet « Donia Méditerranée » en perspectives).

Tout d’abord, la cartographie de l’herbier de posidonie utilisée étant basée uniquement sur des images satellite à faible résolution (10 m) et dépourvue de vérités-terrain sur de nombreuses zones, elle reste très grossière et incertaine. Une amélioration de la carte de l’herbier de posidonie sur les zones précédemment localisées de forte pression d’ancrage semble donc une priorité.

La couverture spatiale des données AIS a permis de cartographier la pression d’ancrage à l’échelle de la Méditerranée. Certaines zones de Méditerranée notamment à l’Est ou au Sud disposent d’un réseau lacunaire de stations de réception AIS. La densification de ce réseau permettrait donc une cartographie plus détaillée dans ces zones. De la même manière, la donnée de réglementation spatialisée de manière fine est parfois complexe d’accès voire inexistante. La création d’une base de données spatialisée de la réglementation concernant l’ancrage dans l’herbier pour chaque pays permettrait ainsi d’affiner encore les résultats de ce travail par la prise en compte notamment des zones d’interdictions ou encore des zones de mouillage organisé, parfois très localisées.

Pour finir, si le risque d’impact est aujourd’hui connu grâce à la combinaison entre la carte de la pression d’ancrage apportée par ce travail doctoral et celle de l’herbier existante, il semble primordial de réaliser des observations sous-marines sur les sites à forte pression afin de valider et documenter ces impacts.

Des mesures de gestion ont été préconisées dans cette étude. Plusieurs interrogations restent cependant encore à lever avant une implémentation éventuelle de ces mesures de gestion : Quelles sont volontés de gestion/réglementation des décideurs locaux? Quels moyens financiers

DISCUSSION, CONCLUSION ET PERSPECTIVES

sont mobilisables ? Quel accompagnement pour les pays moins développés (protection sans pénaliser le développement du secteur de la plaisance) ?

Chapitre 5 : Pression des rejets urbains en Méditerranée française, impacts et modalités de gestion associés

Apports de ce travail doctoral

Les rejets urbains ont un impact indirect sur l'herbier notamment via la modification de la teneur en nutriments et de la turbidité des zones de rejet (Boudouresque et al. 2012). La création de stations d'épuration permettant de traiter les eaux usées avant leur rejet dans le milieu naturel bénéficie à l'état écologique de l'herbier (Pergent-Martini et al. 2002). La directive 91/271/CEE de la commission européenne oblige de plus les états membres à la mise en conformité de leurs stations d'épuration, avec l'ajout d'un traitement secondaire au-delà d'une taille de 2000 équivalents habitant.

Le chapitre 5 s'est intéressé à l'étude de la pression des rejets urbains en Méditerranée française et de l'état écologique de l'herbier de posidonie sur les zones de rejets en mer. En 2022, l'intégralité des stations d'épuration en Méditerranée française étaient conformes à la réglementation européenne en termes d'équipement. La mise en conformité des systèmes de traitements des eaux usées urbaines date pour la plupart d'une dizaine d'années seulement. Nous avons décrit dans ce travail une progression de la limite inférieure de l'herbier, corrélée au temps écoulé depuis la mise en conformité du rejet le plus proche. Cette tendance semble se confirmer sur les derniers relevés de terrain, dans le cadre du réseau [TEMPO](#), en 2023 (Andromède océanologie 2023) et 2024.

Ce chapitre a aussi été l'occasion d'initier une démarche de transparence autour des données de performances des stations d'épuration et des résultats de suivi des milieux récepteurs à travers le projet « Suivi des rejets urbains », disponible sur la plateforme [Medtrix](#). Quelques pistes pour aller plus loin en ce sens sont proposées ci-dessous dans la partie perspectives.

Perspectives

Ce type d'étude doit être réalisé de manière régulière afin d'appréhender l'impact à moyen et long terme des rejets urbains sur l'herbier de posidonie, et ainsi de clarifier la part de variation observée liée à la réduction des rejets urbains, de celle éventuellement liée à d'autres pressions anthropiques / facteurs environnementaux. Ce type de travail permettrait de plus d'évaluer l'efficacité des actions mises en œuvre à l'avenir (construction de nouvelles STEP, augmentation de la capacité, amélioration des réseaux de collectes et des systèmes de traitement, ...), dans un contexte de renforcement des normes européennes (voir Encart n°3).

Si le projet « Suivi des rejets urbains » a pour vocation d'initier la démarche, il apparaît aujourd'hui primordial de continuer dans ce sens en s'assurant d'une meilleure transparence et partage des données de performances des stations d'épuration et des résultats des suivis réglementaires du milieu récepteur. Les services de l'état, et par exemple l'agence de l'eau, pourraient ainsi se charger de bancariser l'ensemble des données de performances (déjà le cas en partie) et des dysfonctionnements des stations d'épuration, ainsi que l'ensemble des résultats et données (notamment les données brutes) des suivis réglementaires du milieu récepteur. Une plateforme cartographique à l'image de la [plateforme d'assainissement du gouvernement](#) ou de la plateforme [Medtrix](#) pourrait ensuite fournir un accès à l'ensemble de ces données, si besoin en contrôlant cet accès par la création d'un compte d'utilisateur.

DISCUSSION, CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La pression des rejets urbains sur l'herbier de posidonie est aujourd'hui en partie gérée en Méditerranée française, mais il semble peu probable que son niveau de gestion soit homogène à l'échelle de la Méditerranée. Il semblerait donc pertinent, afin de mieux protéger cet écosystème, de réaliser un état initial à l'échelle de la Méditerranée de l'état écologique de l'herbier de posidonie au droit des principaux rejets urbains côtiers, ainsi que du type et de l'état des systèmes de traitements des eaux usées associés (voir fiche projet « Etat de la posidonie au droit des rejets urbains en Méditerranée » en perspectives).

CONCLUSION

L'espace maritime côtier Méditerranéen concentre des écosystèmes d'une très grande valeur écologique, à l'image de l'herbier de posidonie (Boudouresque et al. 2012), et une activité humaine intense (Coll et al. 2012). Face à ce constat, ce projet doctoral visait à développer une approche innovante de l'étude et de la gestion des pressions anthropiques en Méditerranée française, s'appuyant sur un contexte de données toujours plus abondantes et plus précises, et d'amélioration continue des algorithmes de calcul.

Ce travail doctoral a d'abord permis la mise à jour et l'amélioration des cartes de pressions et impacts anthropiques en Méditerranée française, et l'amélioration des connaissances scientifiques existantes sur la pression d'ancrage en Méditerranée et sur la pression des rejets urbains en Méditerranée française ainsi que leurs impacts sur l'herbier de posidonie.

Par ailleurs, un ensemble de projets et outils innovants ont été développés (projet Impact, outil Donia Manager, projet sur la capacité d'accueil à l'ancrage, outils de surveillance de la petite plaisance, projet de suivi des rejets urbains) au service d'une gestion et d'une protection efficace des écosystèmes marins côtiers de Méditerranée française.

Ce travail a pour finir fait ressortir de nombreuses perspectives de projets de recherche et d'actions de gestion. Parmi eux la cartographie fine des pressions anthropiques à une échelle plus large en Méditerranée, la meilleure compréhension de l'impact de l'ancrage de la petite plaisance, ou encore le déploiement des outils de l'application Donia de protection de l'herbier de posidonie sur les zones à fort enjeu d'ancrage en Méditerranée...

De manière plus générale, ce projet doctoral avait pour double objectif de permettre une meilleure connaissance des pressions anthropiques et de leurs impacts sur les écosystèmes marins côtiers en Méditerranée française et une meilleure appropriation de ces connaissances par les acteurs de la protection du milieu marin, notamment via la mise à disposition d'outils opérationnels. Nous espérons ainsi que ce travail doctoral aura pu « apporter sa pierre à l'édifice », et que les connaissances et outils développés pourront être réutilisés dans le chemin restant à parcourir vers ces objectifs ambitieux.

PERSPECTIVES : PROPOSITIONS DE PROJETS FUTURS

Les projets présentés ci-dessous ont vocation à aller plus loin sur la compréhension (projet de R&D) et/ou la gestion des thématiques abordées dans ce travail doctoral. Certains de ces projets ne sont encore qu'au stade d'idée, alors que d'autres ont d'ores et déjà été déposés et sont en attente de financement. Ces projets pourront tous être mis en œuvre par la société Andromède océanologie qui possède l'ensemble des compétences nécessaires.

Cartographie de l'ancrage par imagerie satellite multisource

Informations générales :

Partenaires potentiels :

AERMC / OFB

Type:

R&D

Localisation:

Méditerranée française

Durée:

1-2 ans

Budget :

Environ 300 k euros HT

Etat:

A monter

Financements identifiés :

Non identifié



Objectif :

Développement d'un outil capable de cartographier la pression d'ancrage des bateaux, indépendamment de leur taille, sur la période de pic estival en Méditerranée française.

Méthode:

- État des lieux et récupération des images libres existantes
- Acquisition des images manquantes, notamment haute résolution pour les bateaux de petite taille
- Entraînement d'un algorithme de détection pour chaque type d'image en entrée
- Localisation de l'ensemble des points d'ancrage
- Intégration des données AIS et comparaison
- Production de cartes de densité d'ancrage par classe de taille
- Synthèse

Résultats attendus :

Le projet va produire une première carte exhaustive des zones d'ancrages de la petite plaisance en méditerranée française.

Cette carte permettra une meilleure gestion de la pression d'ancrage de la petite plaisance, et pourra être prise en compte par exemple dans la définition de zones de mouillages organisées.

Le projet va de plus permettre le développement d'un outil de détection polyvalent, capable de s'adapter aux différentes images disponibles en fonction de la zone d'étude. Cet outil pourra ainsi facilement être réutilisé par exemple dans d'autres régions de la mer Méditerranée.

Sources :

Bockel et. 2024. Quantifying the impact of small boats on Posidonia seagrass meadows: methods and path for future efficient management of anchoring pressure. Submitted in OCMA

Contact :

thomas.bockel@andromede-ocean.com



Exemple de détection sur images Pleiades, Corse, 2023 (Bockel 2024, soumis)

Donia Méditerranée

Informations générales :

Partenaires potentiels :
Mediterranean Posidonia Network

Localisation :
Méditerranée

Budget :
Environ 1000 k euros HT

Financements identifiés :
Life

Type:
Gestion

Durée:
3-5 ans

Etat:
A monter



Objectif :

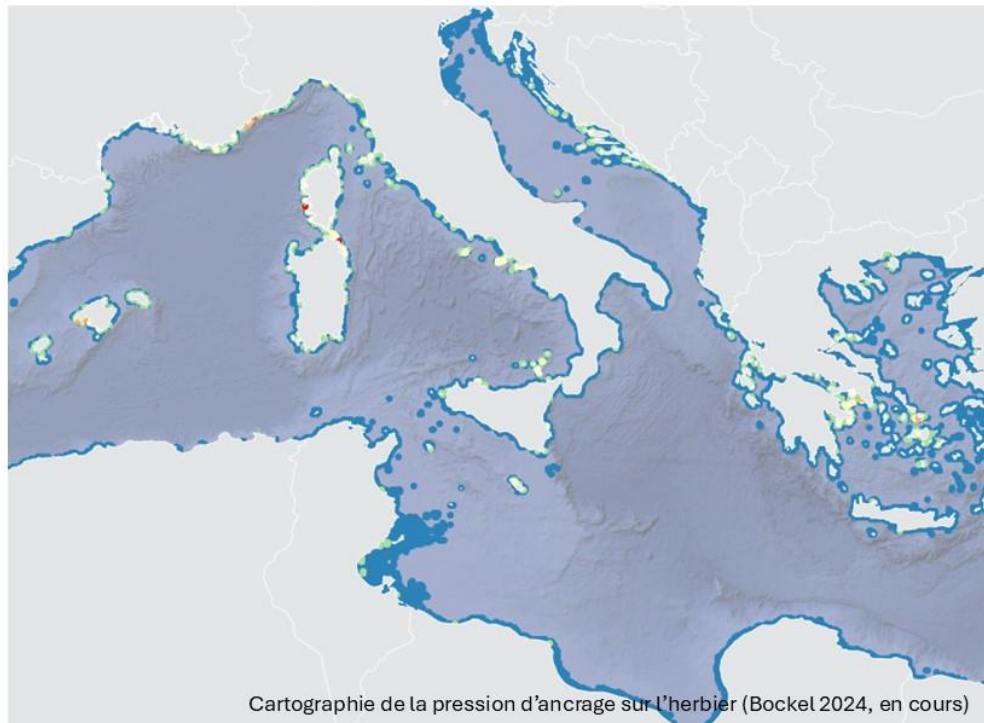
Fournir à l'ensemble des zones à fort enjeu d'ancrage sur la posidonie identifiées dans Bockel et al. 2024 les outils de protection de la posidonie éprouvés de la suite Donia:

- Donia app
- Donia manager

Des recommandations sur les mesures de gestion complémentaires à mettre en place seront aussi fournies.

Méthode :

- Définition du programme de travail en collaboration avec les acteurs locaux de la protection du milieu marin
- Réalisation d'un état zéro cartographique de l'herbier dans les zones dépourvues de cartographie
- Installation d'un réseau d'antennes AIS pour le suivi des bateaux à l'ancrage
- Une étude de la possibilité d'installation de modules mooring sera proposée en plus
- Déploiement de l'application Donia et du module manager
- Formation Donia et module manager aux acteurs locaux de la protection du milieu marin
- Production de recommandations sur les mesures de gestion adaptées
- Evaluation de l'efficacité des outils Donia et des mesures de gestion



Résultats attendus :

Le résultat principal est l'implémentation opérationnelle des outils de la suite Donia dans chacune des zones à fort enjeu. Ces outils permettront alors une gestion autonome par les acteurs locaux de la pression d'ancrage et ainsi une réduction des impacts sur les herbiers de posidonie.

Sources :

Bockel et al. 2024. Mapping the recreational anchoring pressure on *Posidonia oceanica* at the Mediterranean scale; implications for management. In prep.

Etat de la posidonie au droit des rejets urbains en Méditerranée

Informations générales :

Partenaires potentiels :

AFD

Type:

Gestion

Localisation:

Méditerranée

Durée:

3-5 ans

Budget :

Environ 1000 k euros HT

Etat:

A monter

Financements identifiés :

Non identifié



Objectif :

Etat des lieux à l'échelle de la Méditerranée de la pression issue des rejets urbains et de son impact sur l'herbier de posidonie:

- Localisation des principaux rejets d'eaux usées
- Etat des principaux systèmes de traitements
- Etat des milieux récepteurs au droit des principaux rejets



Exemple d'une photogrammétrie de zone de rejet (Andromède, 2022)

Méthode :

- Synthèse bibliographique et recueil des données existantes à l'échelle de la Méditerranée sur:
 - principaux rejets urbains
 - systèmes de traitement associés
 - législations nationales
- Définition du programme de travail en collaboration avec les acteurs locaux de la protection du milieu marin
- Etat 0 et 3 ans après avec suivi des milieux récepteurs sur les principaux sites:
 - Prélèvements eau, sédiments, matière vivante
 - Evaluation état herbier (protocole TEMPO)
- Evaluation de l'impact des rejets et recommandations de gestion

Résultats attendus :

Les résultats de ce projet incluront une évaluation de l'état initial de l'impact des rejets urbains sur les herbiers de posidonie à l'échelle de la Méditerranée.

Cette évaluation sera accompagnée d'un ensemble de recommandations à destination des acteurs de la protection du milieu marin portant sur les systèmes de traitement, le suivi de l'état du milieu récepteur ou encore la réglementation existante ou à mettre en place

Sources :

Andral, B., Boissery, P., Descamp, P., Guilbert, A., 2011. Surveillance des rejets urbains et des systèmes d'assainissement en Méditerranée. Guide Méthodologique.

Bockel T, Marre G, Delaruelle G, et al (2024) Early signals of Posidonia oceanica meadows recovery in a context of wastewater treatment improvements. Marine Pollution Bulletin 201:116193. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116193>

Contact :

thomas.bockel@andromede-ocean.com

ImpactR

Informations générales :

Partenaires potentiels :	Type:
Non identifié	R&D
Localisation:	Durée:
Méditerranée française	1-2 ans
Budget :	Etat:
Environ 200 k euros HT	A monter
Financements identifiés :	
Non identifié	



Objectif :

Création d'un package R intégrant l'ensemble des scripts de calcul utilisés pour modéliser les pressions anthropiques du programme Impact en Méditerranée française. Ce package pourra alors être réutilisé afin de cartographier les pressions anthropiques sur n'importe quelle autre région en Méditerranée.

Méthode :

- Collecte des scripts et données du programme Impact
- Mise en forme d'un package R réutilisable
- Documentation du package
- Test sur une autre région marine méditerranéenne

Résultats attendus :

Les résultats attendus de ce projet comprennent un package R adapté à différents niveaux de résolution des données en entrée. Ainsi un utilisateur ne possédant que les points sources de pressions pourra faire tourner le package, tout comme un utilisateur disposant de données de bathymétrie et courantologie, mais le résultat sera plus grossier. Une documentation complète des fonctionnalités du package accompagnera ce dernier.

En fournissant une spatialisation des pressions anthropiques, cet outil participe à une meilleure gestion des écosystèmes côtiers de Méditerranée.

Sources :

Andromède Océanologie (2019) Modélisation des pressions anthropiques côtières, IMPACT 2018

Holon F, Mouquet N, Boissery P, et al (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>

Contact :

thomas.bockel@andromede-ocean.com



Illustrations pressions anthropiques (Andromède)

Monitoring de la fréquentation côtière

Informations générales :

Partenaires potentiels :
AMPs

Type:
R&D

Localisation:
AMP Agde (site pilote)

Durée:
1-3 ans

Budget :
Environ 200 k euros HT

Etat:
Déposé

Financements identifiés :
AMI Sinapce OFB



Objectif

Développer un outil permettant de réaliser automatiquement le suivi de la fréquentation d'un espace maritime. Cet outil est basé sur une caméra haute définition, et sur un algorithme de détection/classification/localisation des bateaux dans chaque image capturée par la caméra.

Méthode :

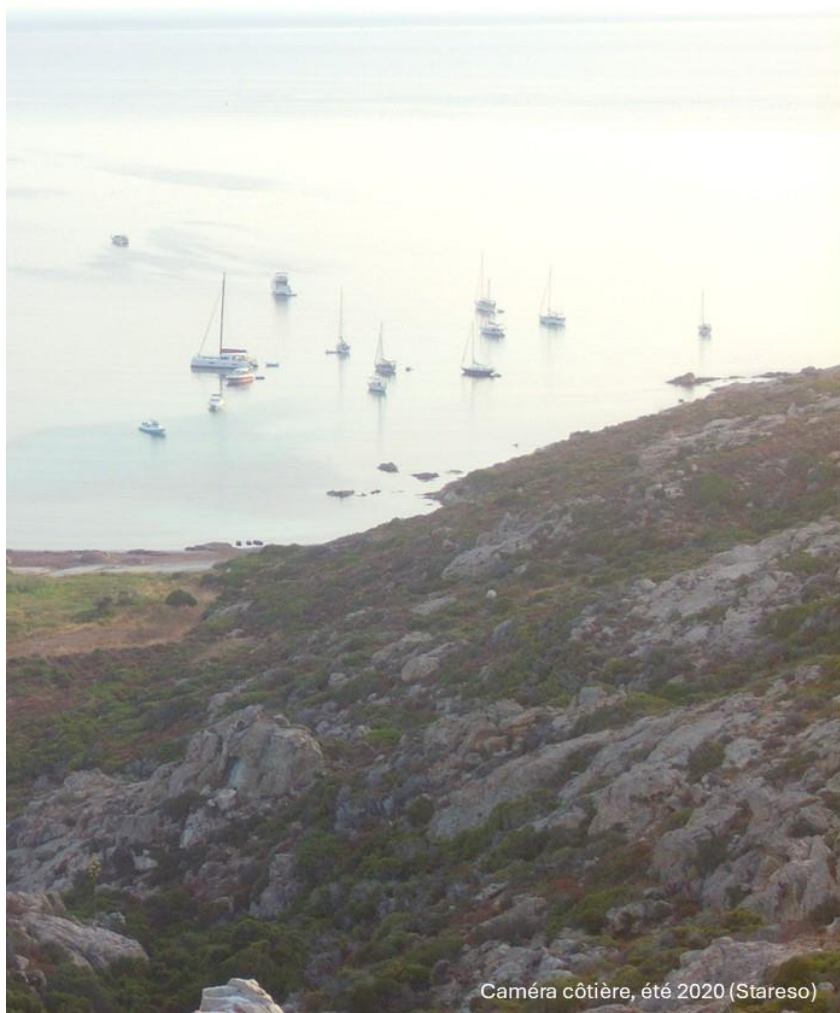
- Achat d'une caméra haute résolution
- Programmation d'un balayage automatique périodique de l'espace maritime à surveiller
- Acquisition des images et entraînement de l'algorithme
- Test et mise en production de l'outil
- Croisement avec données AIS et réalisation d'une synthèse de la fréquentation
- Webinaire

Résultats attendus :

Le principal résultat attendu dans le cadre de ce projet est le développement d'un outil innovant autonome de surveillance de la fréquentation de l'espace maritime.

Cet outil sera accompagné d'une évaluation annuelle de la fréquentation de la zone d'étude, incluant une analyse spatio-temporelle et par types d'embarcation.

Cet outil pourra facilement être déployé sur un autre espace maritime.



Sources :

Bockel et. 2024. Quantifying the impact of small boats on Posidonia seagrass meadows: methods and path for future efficient management of anchoring pressure. Submitted in OCMA

Contact :

thomas.bockel@andromede-ocean.com

Meilleure compréhension de l'impact de l'ancrage de la petite plaisance

Informations générales :

Partenaires potentiels :

AERMC / OFB, AMPs

Type:

R&D

Localisation:

Méditerranée française

Durée:

1-3 ans

Budget :

Environ 200 k euros HT

Etat:

A monter

Financements identifiés :

Non identifié



Objectif :

L'objectif de ce projet est une meilleure compréhension de l'impact de l'ancrage des bateaux de petite taille sur l'herbier de posidonie.

Méthode :

- Synthèse bibliographique
- Campagne de terrain
 - Mesures de la vitalité de l'herbier
 - Mesure matte
 - Mesures de compacité
 - Sondeur à sédiment
- Synthèse
- Publication scientifique
- Recommandations de gestion

Résultats attendus :

A court terme, une synthèse de l'impact de l'ancrage de la petite plaisance sur l'herbier sera produit, ainsi qu'une publication scientifique.

Des recommandations de gestion seront associées à ce rapport.

A moyen terme, ce projet devrait finalement permettre une adaptation des mesures de gestion en place en Méditerranée française afin de mieux prendre en considération cette pression.

Sources :

Bockel et. 2024. Quantifying the impact of small boats on Posidonia seagrass meadows: methods and path for future efficient management of anchoring pressure. Submitted in OCMA

Leduc M, Abadie A, Viala C, et al (2023) A multi-approach inventory of the blue carbon stocks of Posidonia oceanica seagrass meadows: Large scale application in Calvi Bay (Corsica, NW Mediterranean). Marine Environmental Research 183:105847.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105847>

Contact :

thomas.bockel@andromede-ocean.com



Illustration ancre dans l'herbier (Ballesta)

Outil de simulation des impacts à partir de scénarii de gestion

Informations générales :

Partenaires potentiels :

Communes, AMPs

Type:

Gestion

Localisation:

Méditerranée française

Durée:

1-2 ans

Budget :

Environ 150 k euros HT

Etat:

A monter

Financements identifiés :

Non identifié



Objectif :

Création d'un outil de simulation en temps réel des pressions et impacts associés à différents scénarii d'aménagements et de gestion des masses d'eau côtières.

Méthode :

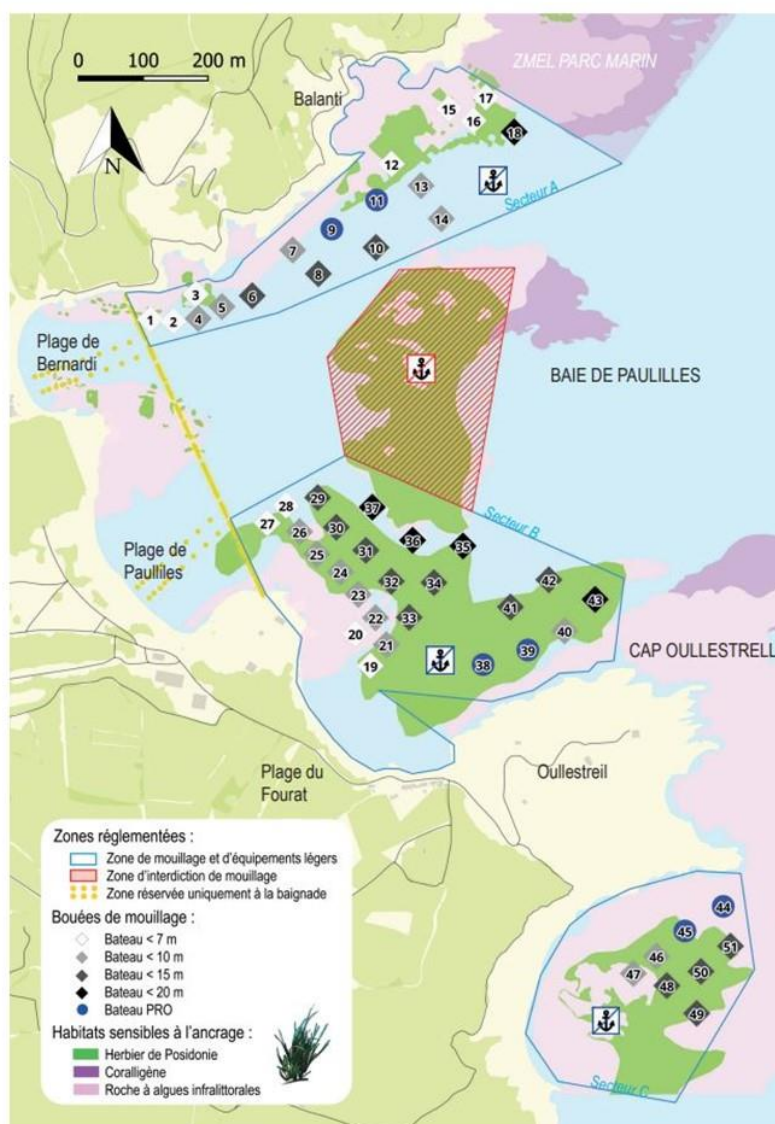
- Création d'une base de données relationnelle incluant l'ensemble des couches (habitats, données activités humaines, couches pressions anthropiques, couches impacts) du projet IMPACT
- Développement d'un module de simulation en temps réel
- Développement de l'interface utilisateur
- Tests
- Synthèse
- Webinaire

Résultats attendus :

Le résultat du projet est la mise à disposition des acteurs de la protection du milieu marin d'un outil de simulation en temps réel des pressions et impacts associés à différents scénarii de gestion.

Cet outil permettra une meilleure prise en compte des possibles conséquences environnementales d'un scénario d'aménagement/gestion en amont de sa réalisation.

Cet outil pourra facilement être transposé dans d'autres régions de la Méditerranée.



Exemple gestion zone de mouillage (<https://www.ledepartement66.fr/>)

Sources :

Andromède Océanologie (2019) Modélisation des pressions anthropiques côtières, IMPACT 2018

Holon F, Mouquet N, Boissery P, et al (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>

Contact :

thomas.bockel@andromede-ocean.com

BIBLIOGRAPHIE

- Abadie A (2016) Etude des intermattes des herbiers à *Posidonia oceanica*. Université de Liège, Liège, Belgique
- Adade R, Aibinu AM, Ekumah B, Asaana J (2021) Unmanned Aerial Vehicle (UAV) applications in coastal zone management—a review. *Environ Monit Assess* 193:154. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08949-8>
- Agisoft (2022) Agisoft Metashape User Manual - Professional Edition, Version 1.8
- Agostini S, Marchand B, Pergent G (2002) Temporal and spatial changes of seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Oceanologica Acta* 25:297–302. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(02\)01196-9](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(02)01196-9)
- Andral B, Boissery P, Descamp P, Guilbert A (2011) Surveillance des rejets urbains et des systèmes d'assainissement en Méditerranée. Guide Méthodologique.
- André S, Astruch P, Boudouresque C, et al (2023) The 2022 mass flowering of *Posidonia oceanica* in the French Mediterranean Sea: is it unprecedented? 37:65–100
- Andromède océanologie (2020) Impact of anchors on *Posidonia* meadows. <https://www.youtube.com/watch?v=KfQeNZXjySg>
- Andromède océanologie (2014) Les dessous de la mer méditerranée—Cartographie de la méditerranée française au 1/10000ème. Publi int Agence de l'eau RMC. 2014.
- Andromède océanologie (2019) Modélisation des pressions anthropiques côtières, IMPACT 2018
- Andromède océanologie (2022a) DONIA. www.donia.fr
- Andromède océanologie (2022b) Medtrix. <https://plateforme.medtrix.fr/>
- Andromède océanologie (2024) Rapport de fréquentation et bilan de la pression de mouillage sur l'année 2023. Parc Naturel Marin du cap Corse et de l'Agriate
- Andromède océanologie (2021) Results of the 2021 campaign of the TEMPO network for *Posidonia* meadows monitoring
- Andromède océanologie (2023) Surveillance biologique dans la région Corse – Analyse des données 2023 – Réseau TEMPO de suivi des herbiers de posidonie. Contrat Andromède Océanologie / Agence de l'eau. 192 pages.
- Andromède océanologie & Agence de l'eau RMC. (2020) Atlas de synthèse – Année 2020. Surveillance biologique et qualité des eaux de Méditerranée.
- Andromède océanologie, Oeil d'andromède, AERMC (2019) Cahier de la surveillance MEDTRIX, édition spéciale: Impact du mouillage des grands navires en méditerranée française

- Andromède océanologie, OFB (2024) Analyse des données de fréquentation et définition d'un indicateur de capacité d'accueil. Secteurs de Saleccia et Lotu – Mezzanu dans le PNMCCA
- Atkinson J, Bonser SP (2020) "Active" and "passive" ecological restoration strategies in meta-analysis. *Restoration Ecology* 28:1032–1035. <https://doi.org/10.1111/rec.13229>
- Bacci T, La Porta B (2022) LIFE SEPOSSO Manual of techniques and procedures for the transplantation of *Posidonia oceanica* EN
- Balaguer P, Diedrich A, Sardá R, et al (2011) Spatial analysis of recreational boating as a first key step for marine spatial planning in Mallorca (Balearic Islands, Spain). *Ocean & Coastal Management* 54:241–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.12.002>
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, et al (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81:169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Bedri Z, O'Sullivan J, Corkery A, et al (2014) Hydro-Environmental Modeling of Sewage and Riverine Discharges into a Coastal Area: Comparison of Depth-averaged and Three-Dimensional Models. Conference papers. <https://doi.org/10.21427/D7N22J>
- Bennett S, Alcoverro T, Kletou D, et al (2022) Resilience of seagrass populations to thermal stress does not reflect regional differences in ocean climate. *New Phytologist* 233:1657–1666. <https://doi.org/10.1111/nph.17885>
- Bianchi CN, Morri C (2000) Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin* 40:367–376. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00027-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00027-8)
- Bickford D, Posa MRC, Qie L, et al (2012) Science communication for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 151:74–76. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.016>
- Blanco-Murillo F, Marín-Guirao L, Sola I, et al (2023) Desalination brine effects beyond excess salinity: Unravelling specific stress signaling and tolerance responses in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Chemosphere* 341:140061. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140061>
- Bockel T, Holon F, Deter J (2024a) IMPACT 2021: Map of anthropogenic pressures in French mediterranean coastal waterbodies. SEANOE. <https://doi.org/10.17882/98195>
- 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>
- Bockel T, Marre G, Delaruelle G, et al (2024b) Early signals of *Posidonia oceanica* meadows recovery in a context of wastewater treatment improvements. *Marine Pollution Bulletin* 201:116193. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116193>
- Bogue Sound Team Roboflow (2023) BogueSound_BoatDetection Dataset. In: Roboflow. https://universe.roboflow.com/bogue-sound-team-roboflow/boguesound_boatdetection. Accessed 7 Feb 2024

- Bonhomme P, Bonhomme D, Frachon N (2013) A METHOD FOR ASSESSING ANCHORING PRESSURE. In: Rapp. Comm. int. Mer Médit., 40, 2013
- Borg JA, Rowden AA, Attrill MJ, et al (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, Bernard, Bonhomme, et al (2012) Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. RAMOGE - RAC/SPA
- Boudouresque C, Charbonnel E, Meinesz A, et al (2000) A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the north-western Mediterranean Sea. Biologia Marina Mediterranea 7:328–331
- Boudouresque C, G B, Bonhomme P, et al (2006) Préservation et Conservation Des Herbiers à *Posidonia oceanica*
- Boudouresque CF (2006) Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. GIS Posidonie, 13-Marseille
- Boudouresque CF, Bernard G, Pergent G, et al (2009) Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. 52:395–418. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.057>
- 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>
- Brown VA (2021) An Introduction to Linear Mixed-Effects Modeling in R. Advances in Methods and Practices in Psychological Science 4:2515245920960351. <https://doi.org/10.1177/2515245920960351>
- Bruner AG, Gullison RE, Rice RE, da Fonseca GAB (2001) Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. Science 291:125–128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>
- Bunnefeld N, Phillimore AB (2012) Island, archipelago and taxon effects: mixed models as a means of dealing with the imperfect design of nature's experiments. Ecography 35:15–22. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07078.x>
- Burns C, Bollard B, Narayanan A (2022) Machine-Learning for Mapping and Monitoring Shallow Coral Reef Habitats. Remote Sensing 14:2666. <https://doi.org/10.3390/rs14112666>
- Burns J, Delparte D, Gates R, Takabayashi M (2015a) Integrating structure-from-motion photogrammetry with geospatial software as a novel technique for quantifying 3D ecological characteristics of coral reefs. PeerJ 3:. <https://doi.org/10.7717/peerj.1077>
- Burns J, Delparte D, Gates R, Takabayashi M (2015b) Utilizing underwater three-dimensional modeling to enhance ecological and biological studies of coral reefs. ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XL-5/W5:61–66. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-5-W5-61-2015>

- Calvo S, Calvo R, Luzzu F, et al (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>
- Campagne CS, Salles J-M, Boissery P, Deter J (2015) The seagrass *Posidonia oceanica*: Ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine Pollution Bulletin* 97:391–400. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.061>
- Capó X, Tejada S, Ferriol P, et al (2020) Hypersaline water from desalinization plants causes oxidative damage in *Posidonia oceanica* meadows. *Science of The Total Environment* 736:139601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139601>
- Carreño A, Lloret J (2021) Environmental impacts of increasing leisure boating activity in Mediterranean coastal waters. *Ocean & Coastal Management* 209:105693. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105693>
- Ceccherelli G, Campo D, Milazzo M (2007) Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research* 63:341–349. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.10.004>
- Cole Robin (2023) Kaggle ships in satellite imagery with YOLOv8. GitHub repository. <https://github.com/robmarkcole/kaggle-ships-in-satellite-imagery-with-YOLOv8>
- Coll M, Piroddi C, Albouy C, et al (2012) The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography* 21:465–480. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x>
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, et al (2010a) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLOS ONE* 5:e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, et al (2010b) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLOS ONE* 5:e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Costanza R, Arge, Groot R, et al (1997) The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387:253–260. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2)
- Costello MJ, Bouchet P, Boxshall G, et al (2013) Global Coordination and Standardisation in Marine Biodiversity through the World Register of Marine Species (WoRMS) and Related Databases. *PLOS ONE* 8:e51629. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051629>
- Cunha AH, Duarte C, Krause-Jensen D (2004) How long time does it take to recolonize seagrass beds
- Cupul-Magaña AL, Rodríguez-Troncoso AP (2017) Tourist carrying capacity at Islas Marietas National Park: An essential tool to protect the coral community. *Applied Geography* 88:15–23. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.021>
- de los Santos CB, Krause-Jensen D, Alcoverro T, et al (2019) Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nat Commun* 10:3356. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>

- Descamp P, Holon F, Ballesta L, et al (2011) Fast and easy method for seagrass monitoring: Application of acoustic telemetry to precision mapping of *Posidonia oceanica* beds. *Marine Pollution Bulletin* 62:284–292. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.012>
- Deter J, Bockel T, Delaruelle G, et al (2022a) Préservation des posidonies: les ressorts d’une collaboration efficace. In: sfecologie.org. <https://sfecologie.org/regard/r104-juin-2022-j-deter-et-al-posidonies/>. Accessed 10 Dec 2022
- Deter J, Houngnandan F, Benkhabcheche F, et al (2022b) Participative mapping and aerial photographs help to show the strong decline of north eastern *posidonia oceanica* seagrass beds (french occitanie region). Genoa, Italy
- 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>
- Dhote J, Ingole S, Chavhan DrA (2012) Review on Waste Water Treatment Technologies. *International Journal of Engineering Research and Technology* 1:
- Díaz S, Settele J, Brondizio E, et al (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
- DIRMM (2012) Plan d’action pour le milieu marin. Sous-région marine Méditerranée Occidentale. Programme de surveillance
- Dwyer B, Nelson J, Hansen T, et al. (2024) Roboflow
- EcoAct (2022) Prométhée - Med project. <http://www.calanques-parcnational.fr/fr/actualites/lancement-du-projet-promethee-med-pour-la-protection-des-herbiers-de-posidonie>
- El Mahrad B, Newton A, Icely JD, et al (2020) Contribution of Remote Sensing Technologies to a Holistic Coastal and Marine Environmental Management Framework: A Review. *Remote Sensing* 12:2313. <https://doi.org/10.3390/rs12142313>
- European Environment Agency (2020) Management effectiveness in the EU’s Natura 2000 network of protected areas. Publications Office, LU
- European Investment Bank., Environment and Natural Resources Department. (2022) Wastewater as a resource: May 2022. Publications Office, LU
- Ferrà C, Tasseti AN, Grati F, et al (2018) Mapping change in bottom trawling activity in the Mediterranean Sea through AIS data. *Marine Policy* 94:275–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.013>
- Forrester GE (2020) The influence of boat moorings on anchoring and potential anchor damage to coral reefs. *Ocean & Coastal Management* 198:105354. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105354>
- Francour P, Ganteaume A, Poulain M (1999) Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic*

- Galdelli A, Mancini A, Ferrà C, Tassetti AN (2021) A Synergic Integration of AIS Data and SAR Imagery to Monitor Fisheries and Detect Suspicious Activities. *Sensors* 21:2756. <https://doi.org/10.3390/s21082756>
- Gamage C, Dinalankara R, Samarabandu J, Subasinghe A (2023) A comprehensive survey on the applications of machine learning techniques on maritime surveillance to detect abnormal maritime vessel behaviors. *WMU J Marit Affairs* 22:447–477. <https://doi.org/10.1007/s13437-023-00312-7>
- Gambín ÁF, Angelats E, González JS, et al (2021) Sustainable Marine Ecosystems: Deep Learning for Water Quality Assessment and Forecasting. *IEEE Access* 9:121344–121365. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3109216>
- Gann GD, McDonald T, Walder B, et al (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27:S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Gittleman JL, Kot M (1990) Adaptation: Statistics and a Null Model for Estimating Phylogenetic Effects. *Systematic Biology* 39:227–241. <https://doi.org/10.2307/2992183>
- Gobert S, Sartoretto S, Rico-Raimondino V, et al (2009) Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin* 58:1727–1733. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.012>
- Goldberg G, McClintock MD and W (2016) Applied Marine Management with Volunteered Geographic Information. In: *Geoinformatics for Marine and Coastal Management*. CRC Press
- Gómez AG, Balaguer P, Fernández-Mora À, Tintoré J (2023) Mapping the nautical carrying capacity of anchoring areas of the Balearic Islands' coast. *Marine Policy* 155:105775. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105775>
- Goswami N, Kathiriya K, Yadav S, et al (2020) Satellite Imagery Classification with Deep Learning : A Survey. *International Journal of Scientific Research in Computer Science, Engineering and Information Technology* 36–46. <https://doi.org/10.32628/CSEIT2065124>
- Greidanus H, Alvarez M, Santamaría C, et al (2017) The SUMO Ship Detector Algorithm for Satellite Radar Images. *Remote Sensing* 9:246. <https://doi.org/10.3390/rs9030246>
- Griffiths CA, Langmead OA, Readman JAJ, Tillin HM (2017) Anchoring and Mooring Impacts in English and Welsh Marine Protected Areas
- Guerrero-Meseguer L, Marín A, Sanz-Lázaro C (2017) Future heat waves due to climate change threaten the survival of *Posidonia oceanica* seedlings. *Environmental Pollution* 230:40–45. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.039>
- Halpern BS, Frazier M, Afflerbach J, et al (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>

- Halpern BS, Frazier M, Potapenko J, et al (2015) Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications* 6:7615. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Halpern BS, Selkoe KA, Micheli F, Kappel CV (2007) Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology* 21:1301–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA (2008) A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319:946–948. <https://doi.org/10.1126/science.1151084>
- Harasyn ML, Chan WS, Ausen EL, Barber DG (2022) Detection and tracking of belugas, kayaks and motorized boats in drone video using deep learning. *Drone Syst Appl* 10:77–96. <https://doi.org/10.1139/juvs-2021-0024>
- Hendriks IE, Tenan S, Tavecchia G, et al (2013) Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean. *Biological Conservation* 160:105–113. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.01.012>
- 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* 165:204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.017>
- 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:e0135473. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135473>
- Houngnandan F, Kéfi S, Deter J (2020) Identifying key-conservation areas for *Posidonia oceanica* seagrass beds. *Biological Conservation* 247:108546. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108546>
- Iglesias A, Buono F (2009) Towards sustainability of water policies in Mediterranean countries: evaluation approaches in the SWAP project. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1:133–140. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.012>
- IMO (2018) Automatic Identification Systems (AIS). In: <https://www.imo.org/en/OurWork/Safety/Pages/AIS.aspx>. <http://www.imo.org/en/ourwork/safety/navigation/pages/ais.aspx>. Accessed 19 Oct 2018
- IMO (2022) AIS transponders. <https://www.imo.org/en/OurWork/Safety/Pages/AIS.aspx>
- inflation.eu (2022) Inflation France 2022. <https://www.inflation.eu/en/inflation-rates/france/historic-inflation/cpi-inflation-france-2022.aspx>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (ed) (2022) Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. In: *The Ocean and Cryosphere in a Changing*

Climate: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, pp 447–588

IPCC (2023) AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>. Accessed 19 Jul 2023

Jac C, Desroy N, Duchêne J-C, et al (2021) Assessing the impact of trawling on benthic megafauna: comparative study of video surveys vs. scientific trawling. *ICES Journal of Marine Science* 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. *Continental Shelf Research* 247:104828. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2022.104828>

Jialeng G, Suárez de la Fuente S, Smith T (2023) BoatNet: automated small boat composition detection using deep learning on satellite imagery. *UCL Open Environ* 5:e058. <https://doi.org/10.14324/111.444/ucloe.000058>

Jiang P, Ergu D, Liu F, et al (2022) A Review of Yolo Algorithm Developments. *Procedia Computer Science* 199:1066–1073. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2022.01.135>

Jones HP, Jones PC, Barbier EB, et al (2018) Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285:20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>

Kanjir U, Greidanus H, Oštir K (2018) Vessel detection and classification from spaceborne optical images: A literature survey. *Remote Sensing of Environment* 207:1–26. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.033>

Korpinen S, Andersen JH (2016) A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments. *Front Mar Sci* 3:. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00153>

Kruer C (2017) Florida Keys Shallow Water Boating Impact Analysis and Trends Assessment Mapping Summary Report

La Manna G, Donno Y, Sarà G, Ceccherelli G (2015) The detrimental consequences for seagrass of ineffective marine park management related to boat anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 90:160–166. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.001>

La Rivière et al. (2016) Evaluation de la sensibilité des habitats benthiques de Méditerranée aux pressions physiques

La Rivière M, Aish A, Gauthier O, et al (2015) Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques. MNHN

Larkin DJ, Buck RJ, Fieberg J, Galatowitsch SM (2019) Revisiting the benefits of active approaches for restoring damaged ecosystems. A Comment on Jones HP et al. 2018 Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286:20182928. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2928>

LeCun Y, Bengio Y, Hinton G (2015) Deep learning. *Nature* 521:436–444. <https://doi.org/10.1038/nature14539>

- Leduc M, Abadie A, Viala C, et al (2023) A multi-approach inventory of the blue carbon stocks of *Posidonia oceanica* seagrass meadows: Large scale application in Calvi Bay (Corsica, NW Mediterranean). *Marine Environmental Research* 183:105847. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105847>
- Litsi-Mizan V, Efthymiadis PT, Gerakaris V, et al (2023) Decline of seagrass (*Posidonia oceanica*) production over two decades in the face of warming of the Eastern Mediterranean Sea. *New Phytologist* 239:2126–2137. <https://doi.org/10.1111/nph.19084>
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Riera V (2008) Impacts of recreational boating on the marine environment of Cap de Creus (Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management* 51:749–754. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.07.001>
- Lopez y Royo C, Casazza G, Pergent-Martini C, Pergent G (2010) A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators* 10:380–389. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.005>
- Marbà N, Díaz-Almela E, Duarte CM (2014) Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation* 176:183–190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.024>
- Marbà N, Duarte CM (1998) Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series* 174:269–280. <https://doi.org/10.3354/meps174269>
- March D, Metcalfe K, Tintoré J, Godley BJ (2021) Tracking the global reduction of marine traffic during the COVID-19 pandemic. *Nat Commun* 12:2415. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22423-6>
- Marín-Guirao L, Ruiz JM, Dattolo E, et al (2016) Physiological and molecular evidence of differential short-term heat tolerance in Mediterranean seagrasses. *Sci Rep* 6:28615. <https://doi.org/10.1038/srep28615>
- Marre G, Deter J, Holon F, et al (2020) Fine-scale automatic mapping of living *Posidonia oceanica* seagrass beds with underwater photogrammetry. *Marine Ecology Progress Series* 643:63–74. <https://doi.org/10.3354/meps13338>
- Marre G, Holon F, Luque S, et al (2019) Monitoring Marine Habitats With Photogrammetry: A Cost-Effective, Accurate, Precise and High-Resolution Reconstruction Method. *Front Mar Sci* 6:. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00276>
- Martínez ML, Intralawan A, Vázquez G, et al (2007) The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics* 63:254–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022>
- McDonald AM, McDonald RB, Cebrian J, Sánchez Lizaso JL (2023) Reconstructed life history metrics of the iconic seagrass *Posidonia oceanica* (L.) detect localized anthropogenic disturbance signatures. *Marine Environmental Research* 186:105901. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105901>
- Mediterranean *Posidonia* Network (2024) Mediterranean *Posidonia* Network. In: Mediterranean *Posidonia* Network. <https://medposidonianetwork.com/>. Accessed 17 Jul 2024
- MEDOBS (2024) MEDOBS. https://medtrix.fr/portfolio_page/medobs/. Accessed 28 Nov 2018

- Meijles EW, Daams MN, Ens BJ, et al (2021) Tracked to protect - Spatiotemporal dynamics of recreational boating in sensitive marine natural areas. *Applied Geography* 130:102441. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102441>
- Merrien C (2021) Worldwide list of seaports
- Micheli F, Halpern BS, Walbridge S, et al (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>
- Milazzo M, Badalamenti F, Ceccherelli G, Chemello R (2004) Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299:51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.09.003>
- Monnier B, Pergent G, Mateo MÁ, et al (2021) Sizing the carbon sink associated with *Posidonia oceanica* seagrass meadows using very high-resolution seismic reflection imaging. *Marine Environmental Research* 170:105415. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105415>
- Monnier B, Pergent G, Valette-Sansevin A, et al (2020) The *Posidonia oceanica* matte: a unique coastal carbon sink for climate change mitigation and implications for management. *Vie et Milieu / Life & Environment* 70:
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, et al (2011) How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLOS Biology* 9:e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Mousazadeh M, Niaragh EK, Usman M, et al (2021) A critical review of state-of-the-art electrocoagulation technique applied to COD-rich industrial wastewaters. *Environ Sci Pollut Res Int* 28:43143–43172. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14631-w>
- Nazerdeylami A, Majidi B, Movaghar A (2021) Autonomous litter surveying and human activity monitoring for governance intelligence in coastal eco-cyber-physical systems. *Ocean & Coastal Management* 200:105478. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105478>
- Ocean and Climate (2019) Scientific Fact Sheets
- Ody A, Doxaran D, Vanhellemont Q, et al (2016) Potential of High Spatial and Temporal Ocean Color Satellite Data to Study the Dynamics of Suspended Particles in a Micro-Tidal River Plume. *Remote Sensing* 8:245. <https://doi.org/10.3390/rs8030245>
- OECD (2022) OECD ocean shipping. <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. In: Le portail technique de l'OFB. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-cahiers-techniques/guide-delaboration-plans-gestion-espaces-naturels>. Accessed 28 Oct 2022
- OFB, MPN (2021) *Posidonia* meadow compilation
- Okudan ES, Demir V, Kalkan E, Karhan SÜ (2011) Anchoring Damage on Seagrass Meadows (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) in Fethiye-Göcek Specially Protected Area (Eastern

- Mediterranean Sea, Turkey). *Journal of Coastal Research* 417–420. <https://doi.org/10.2112/SI61-001.51>
- Pansini A, Bosch-Belmar M, Berlino M, et al (2022) Collating evidence on the restoration efforts of the seagrass *Posidonia oceanica*: current knowledge and gaps. *Science of The Total Environment* 851:158320. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158320>
- Paolo F, Kroodsma D, Raynor J, et al (2024) Satellite mapping reveals extensive industrial activity at sea. *Nature* 625:85–91. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06825-8>
- Papafitsoros K, Panagopoulou A, Schofield G (2021) Social media reveals consistently disproportionate tourism pressure on a threatened marine vertebrate. *Animal Conservation* 24:568–579. <https://doi.org/10.1111/acv.12656>
- Pasqualini V, P C, Pergent G, et al (2000) Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *International Journal of Remote Sensing* 21:367–378. <https://doi.org/10.1080/014311600210885>
- Pasqualini V, Pergent-Martini C, Pergent G (1999) Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany* 65:311–320. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00048-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00048-0)
- Patel K, Bhatt C, Mazzeo PL (2022) Deep Learning-Based Automatic Detection of Ships: An Experimental Study Using Satellite Images. *Journal of Imaging* 8:182. <https://doi.org/10.3390/jimaging8070182>
- Pergent G, Bazairi H, Bianchi CN, et al (2014) Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science* 15:462–473. <https://doi.org/10.12681/mms.621>
- Pergent-Martini C, Acunto S, André S, et al (2022a) *Posidonia oceanica* restoration, a relevant strategy after boat anchoring degradation?
- Pergent-Martini C, Monnier B, Lehmann L, et al (2022b) Major regression of *Posidonia oceanica* meadows in relation with recreational boat anchoring: A case study from Sant’Amanza bay. *Journal of Sea Research* 188:102258. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102258>
- Pergent-Martini C, Pasqualini V, Pergent G, Ferrat L (2002) Effect of a newly set up wastewater-treatment plant on a marine phanerogam seagrass bed — a medium-term monitoring program. *Bulletin of Marine Science* 71:1227–1236
- Pergent-Martini C, Pergent G, Monnier B, et al (2021) Contribution of *Posidonia oceanica* meadows in the context of climate change mitigation in the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 165:105236. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105236>
- Personnic S, Boudouresque CF, Astruch P, et al (2014) An Ecosystem-Based Approach to Assess the Status of a Mediterranean Ecosystem, the *Posidonia oceanica* Seagrass Meadow. *PLoS ONE* 9:1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098994>
- Pita I, Seguin R, Shin Y-J, et al (2022) SAR Satellite Imagery Reveals the Impact of the Covid-19 Crisis on Ship Frequentation in the French Mediterranean Waters. *Front Mar Sci* 9:. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.845419>

PostgreSQL Global Development Group (2022) PostgreSQL

Préfecture maritime de la Méditerranée (2023) Politique de surveillance des mouillages en Méditerranée: bilan de la saison 2023 et perspectives. <https://www.premar-mediterranee.gouv.fr/communiqués-presse/politique-de-surveillance-des-mouillages-en-mediterranee-bilan-de-la-saison-2023-et-perspectives>. Accessed 22 Aug 2024

Quemmerais F, Barrere J, La Rivière M, et al (2020) A Methodology and Tool for Mapping the Risk of Cumulative Effects on Benthic Habitats. *Frontiers in Marine Science* 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, et al (2016) Conservation science and policy applications of the marine vessel Automatic Identification System (AIS)—a review. *Bulletin of Marine Science* 92:75–103. <https://doi.org/10.5343/bms.2015.1034>

Rouanet E, Astuch P, Bonhomme D, et al (2013) EVIDENCE OF ANCHOR EFFECT IN A POSIDONIA OCEANICA SEAGRASS MEADOW UNDER LOW ANCHORING PRESSURE VIA A MULTI-CRITERIA GRID

Rubbens P, Brodie S, Cordier T, et al (2023) Machine learning in marine ecology: an overview of techniques and applications. *ICES Journal of Marine Science* 80:1829–1853. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad100>

Ruju A, Ibba A, Porta M, et al (2018) The role of hydrodynamic forcing, sediment transport processes and bottom substratum in the shoreward development of *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 212:63–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.06.025>

Saeedi H, Reimer JD, Brandt MI, et al (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>

Sağlam G (2013) The Mediterranean Sea: Cradle of civilization. *UN Chronicle* 50:41–41. <https://doi.org/10.18356/d73673c3-en>

Schohn T, Astruch P, Rouanet E (2019) Innovative management tools to survey boat traffic and anchoring activities within a marine protected area. Planning, nature and ecosystem services. <https://doi.org/10.6093/978-88-6887-054.6>

Secrétariat d'état chargé de la mer (2022) Le secteur de la plaisance et des loisirs nautiques. <https://www.mer.gouv.fr/le-secteur-de-la-plaisance-et-des-loisirs-nautiques>

Serra-Sogas N, O'Hara PD, Pearce K, et al (2021) Using aerial surveys to fill gaps in AIS vessel traffic data to inform threat assessments, vessel management and planning. *Marine Policy* 133:104765. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104765>

Shi W, Wang M (2010) Characterization of global ocean turbidity from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer ocean color observations. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 115:. <https://doi.org/10.1029/2010JC006160>

Skalski P (2019) SkalskiP/make-sense

Škare M, Soriano DR, Porada-Rochoń M (2021) Impact of COVID-19 on the travel and tourism industry. *Technological Forecasting and Social Change* 163:120469. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2020.120469>

Soubirane J (2019) Shaping the Future of Earth Observation with Pléiades Neo. In: 2019 9th International Conference on Recent Advances in Space Technologies (RAST). pp 399–401

Stelzenmüller V, Coll M, Mazaris AD, et al (2018) A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of The Total Environment* 612:1132–1140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.289>

Stipcich P, Apostolaki ET, Chartosia N, et al (2022) Assessment of *Posidonia oceanica* traits along a temperature gradient in the Mediterranean Sea shows impacts of marine warming and heat waves. *Frontiers in Marine Science* 9:

Stipcich P, Resaikos V, Ceccherelli G (2023) Experimental thermocline deepening highlights the resilience of the seagrass *Posidonia oceanica*: An opportunity to investigate shoot adaptability. *Marine Pollution Bulletin* 189:114824. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114824>

Stramska M, Aniskiewicz P (2019) Recent Large Scale Environmental Changes in the Mediterranean Sea and Their Potential Impacts on *Posidonia Oceanica*. *Remote Sensing* 11:110. <https://doi.org/10.3390/rs11020110>

Telesca L, Belluscio A, Criscoli A, et al (2015) Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Sci Rep* 5:12505. <https://doi.org/10.1038/srep12505>

Terven J, Córdova-Esparza D-M, Romero-González J-A (2023) A Comprehensive Review of YOLO Architectures in Computer Vision: From YOLOv1 to YOLOv8 and YOLO-NAS. *Machine Learning and Knowledge Extraction* 5:1680–1716. <https://doi.org/10.3390/make5040083>

Tittensor DP, Mora C, Jetz W, et al (2010) Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466:1098–1101. <https://doi.org/10.1038/nature09329>

Toivonen T, Heikinheimo V, Fink C, et al (2019) Social media data for conservation science: A methodological overview. *Biological Conservation* 233:298–315. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.023>

Traganos D, Lee CB, Blume A, et al (2022) Spatially Explicit Seagrass Extent Mapping Across the Entire Mediterranean. *Frontiers in Marine Science* 9:. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.871799>

UNEP (2022) Mediterranean Action Plan (MAP). <https://www.unep.org/unepmap/>

UNEP/MAP (2024) Biological diversity in the Mediterranean. <https://www.unep.org/unepmap/resources/factsheets/biological-diversity>. Accessed 8 Feb 2024

UNEP/MAP (2017) STATE OF THE MEDITERRANEAN MARINE AND COASTAL ENVIRONMENT

UNEP-WCMC and IUCN (2024) Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA). In: UNEP-WCMC Resources. <https://doi.org/10.34892/6fwd-af11>. Accessed 31 Jul 2024

United Nations (2017) Ocean Factsheet

Vacchi M, Montefalcone M, Bianchi CN, et al (2012) Hydrodynamic constraints to the seaward development of *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97:58–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.024>

Venturini S, Massa F, Castellano M, et al (2021) Recreational boating in the Portofino Marine Protected Area (MPA), Italy: Characterization and analysis in the last decade (2006–2016) and some considerations on management. *Marine Policy* 127:103178. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.06.006>

Walker T, Adebambo O, Del M, et al (2018) Environmental Effects of Marine Transportation. pp 505–530

Watson SJ, Ribó M, Seabrook S, et al (2022) The footprint of ship anchoring on the seafloor. *Sci Rep* 12:7500. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11627-5>

Wortley L, Hero J-M, Howes M (2013) Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21:537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>

Wu X, Sahoo D, Hoi SCH (2020) Recent advances in deep learning for object detection. *Neurocomputing* 396:39–64. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2020.01.085>

Zahmatkesh S, Hajiaghaei-Keshteli M, Bokhari A, et al (2023) Wastewater treatment with nanomaterials for the future: A state-of-the-art review. *Environmental Research* 216:114652. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114652>

ANNEXES

ANNEXE 1 : PRESENTATION DE LA SOCIETE ANDROMEDE OCEANOLOGIE

La société Andromède océanologie œuvre depuis une vingtaine d'années pour la préservation de l'environnement marin. Ces activités sont structurées autour de trois pôles d'activités :

Explorer et magnifier

Laurent Ballesta, cogérant de la société et photographe sous-marin de renom internationale, pilote les explorations sous-marines Gombessa. De l'Antarctique à la Polynésie française, en passant par la plongée à saturation en Méditerranée, l'objectif des expéditions Gombessa est de faire découvrir le monde marin au grand public, à travers un triple défi : résoudre une énigme scientifique, réaliser des plongées extrêmes, et récolter des images inédites.

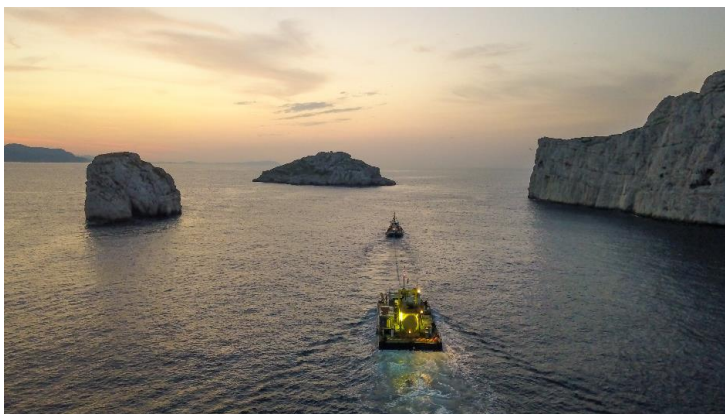


Figure 66 Barge de saturation de retour de plongée dans le Parc National des Calanques lors de l'expédition Gombessa 5 (source : Andromède océanologie)

Rechercher et comprendre

La société Andromède océanologie est impliquée activement dans une démarche de recherche et développement continue, en étroite collaboration avec le monde universitaire, principalement concentré sur la surveillance des écosystèmes côtiers. Andromède océanologie est actuellement chargée par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse de la surveillance de la qualité des eaux côtières en Méditerranée française. L'ensemble des résultats de ces suivis sont disponibles sur la plateforme [Medtrix](#).



Figure 67 Plongeur en train de replanter un fragment d'herbier de posidonie dans le cadre du programme REPIC (source : Andromède océanologie)

Protéger et restaurer

De l'étude d'impact à la mise en œuvre de projets de restauration écologique, Andromède océanologie accompagne finalement les projets maritimes afin de garantir la bonne préservation du milieu naturel.

ANNEXE 2 : ANNEXES POUR « ANCHORING PRESSURE AND THE EFFECTIVENESS OF NEW MANAGEMENT MEASURES QUANTIFIED USING AIS DATA AND A MOBILE APPLICATION »



Figure S1 Anchor of a large ship (> 24 m in length) in the Posidonia oceanica meadow with clear evidence of the related physical disturbance and impact (source: Laurent Ballesta©)

ANNEXES

Table S1 Description of the local translations of the French prefectural decree n°123/2019

Decree	Date	Boat length	Area
204/2020	14/10/2020	more than 20m	Var river output to the limit of French, Monaco and Italian waters
205/2020	14/10/2020	more than 24m	"pointe de l'Aiguille" to the Var river output
206/2020	14/10/2020	more than 24m	Bonifacio marine reserve
221/2020 (abrogated)	05/11/2020	more than 24m	Off the Pyrénées-Orientales department
249/2020	15/12/2020	more than 24m	Saint-Raphaël old port to "pointe de l'Aiguille"
245/2020	15/12/2020	more than 24m	"pointe Fauconnière" to cap Cépet
246/2020	15/12/2020	more than 24m	Cap Carqueiranne to Cap Bénat
247/2020	15/12/2020	more than 24m	Cap Bénat to "pointe de la Bonne Terrasse"
248/2020	15/12/2020	more than 24m	Cap Pinet to "pointe de Saint Aygulf"
20/2021	05/02/2021	more than 24m	Off the Herault department
095/2021	18/05/2021	more than 24m	Cap Corse marine natural parc
099/2021	20/05/2021	more than 24m	Calanques national parc
100/2021 (abrogated)	20/05/2021	all	Marseille
101/2021	20/05/2021	all	Cassis
197/2022	24/06/2022	more than 24m	Off the Pyrénées-Orientales department
250/2022	05/08/2022	all	Marseille
252/2022	08/08/2022	all	Villefranche sur mer
319/2022	17/10/2022	more than 24m	East Corsica (Bastia to Porto-Vecchio)

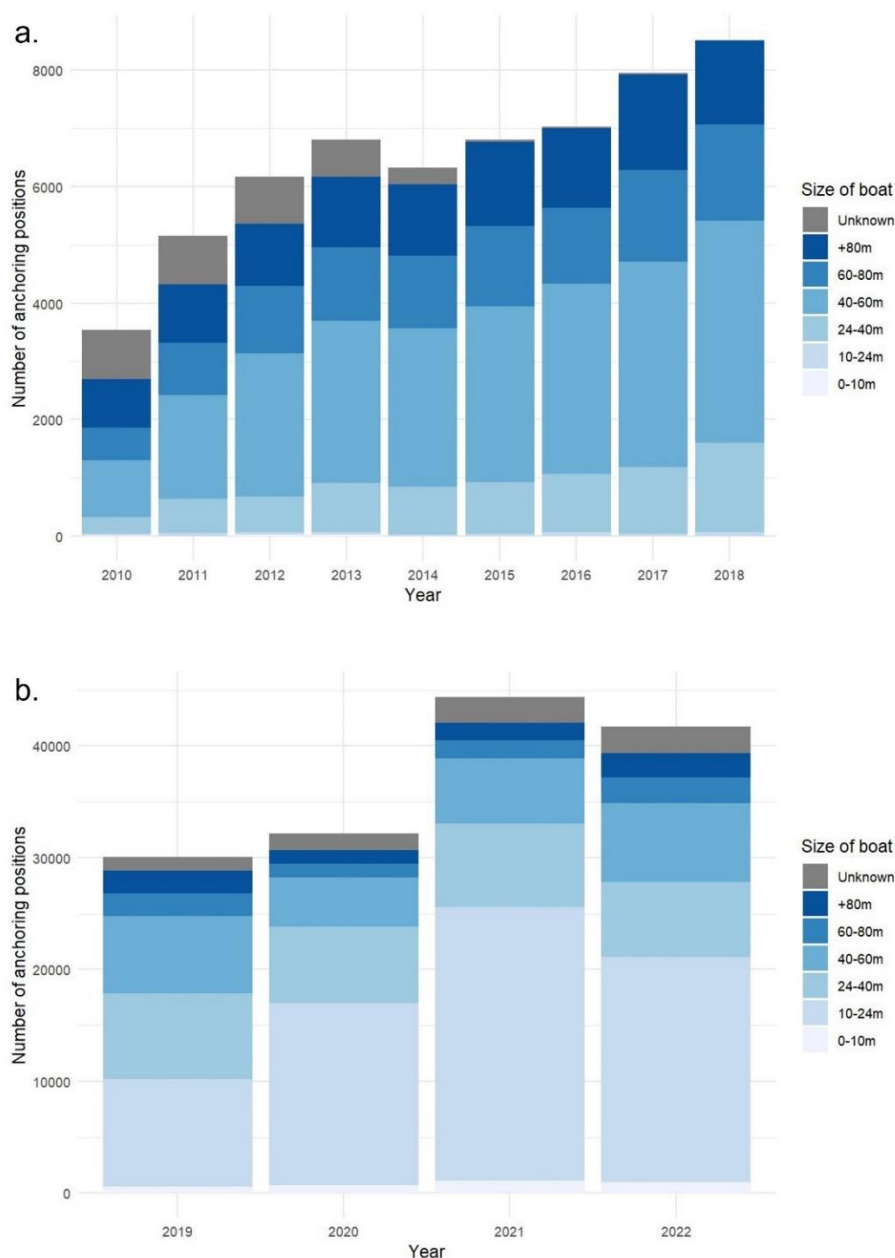


Figure S2 Number of anchoring positions per year and size category a. between 2010 and 2018 (Marine traffic dataset) and b. between 2019 and 2022 (AIShub dataset)

An almost constant increase in the number of anchoring positions was observed between 2010 and 2022. This trend seems particularly important for small boats and could be explained by an increased frequentation and/or by a wider equipment with the AIS system among boaters (increase of more than 10,000 units per year in the number of pleasure boats registrations in France (Secrétariat d'état chargé de la mer 2022)). A reduction was observed in 2020 in the number of anchoring events for large boats and especially for very large boats. It mainly concerns foreign boats including boats sailing under flags of convenience. This is probably due to the COVID pandemic, which strongly impacted the worldwide travel and the tourism industry (Škare et al. 2021). A small reduction was also observed in the number of anchoring events for small boats in 2022, that could be linked to the strong inflation that year (including particularly the increase of fuel cost (inflation.eu 2022)) and reduction of leisure activities during this period.

ANNEXE 3 : ANNEXES POUR « QUANTIFYING THE IMPACT OF SMALL BOATS ON POSIDONIA SEAGRASS MEADOWS: METHODS AND PATH FOR FUTURE EFFICIENT MANAGEMENT OF ANCHORING PRESSURE»

Table S2 Formulas used to calculate the landscape indices (inspired from Houngnandan et al. (2020))

Landscape indices	Formula	Components	Maximum expected value for the habitat in a good conservation status
Regression index	$\frac{A_m}{A_m + A_p}$	A _m : Area of the dead matte A _p : <i>P. oceanica</i> patches area	0
Patch cohesion index	$\left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n p_i}{\sum_{i=1}^n [(p)_i x \sqrt{a_i}]} \right] x \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1}$	p _i : perimeter of <i>P. oceanica</i> patch i a _i : area of <i>P. oceanica</i> patch i A: total area of quadrat	1
Landscape division index	$[1 - \sum_{i=1}^n (a_i / A)^2]$	a _i = area of <i>P. oceanica</i> patch i A = total area of quadrat	0

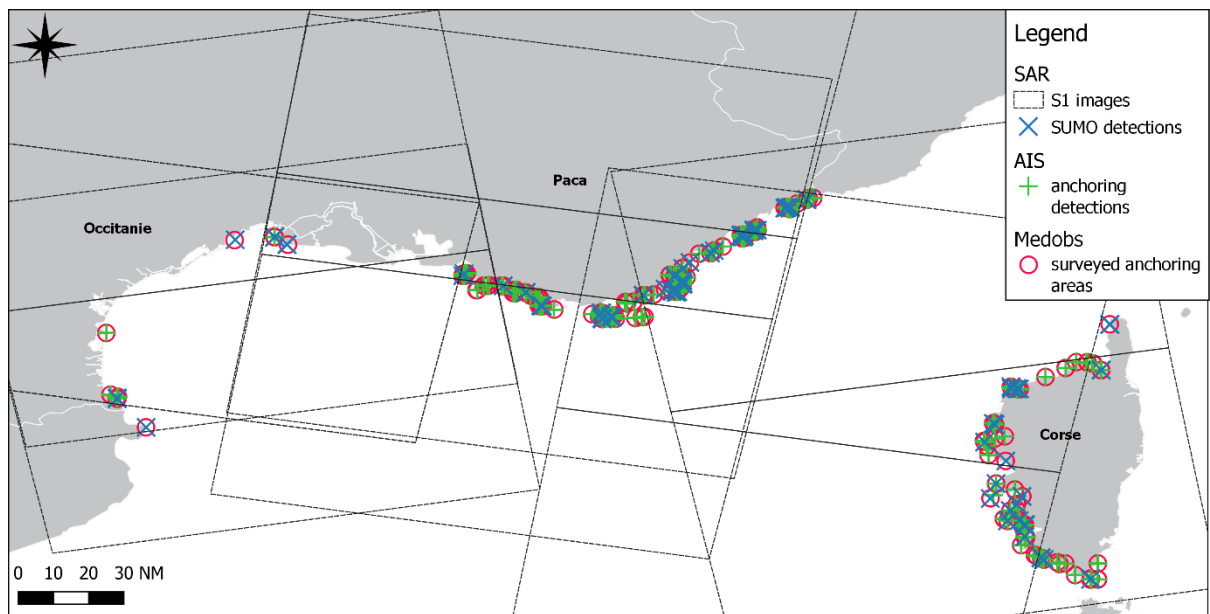


Figure S3 Study area and localisation of the different datasets for the comparison of Medobs, AIS and SAR.

Table S3 Medobs and Sentinel 1 aquisition dates

method	date
Medobs	06/07/2020
	07/07/2020
	14/07/2020
	15/07/2020
	26/07/2020
	27/07/2020
	04/08/2020
	05/08/2020
	14/08/2020
	15/08/2020
	16/08/2020
	25/08/2020
	26/08/2020
Sentinel 1	14/07/2020
	15/07/2020
	26/07/2020
	27/07/2020
	14/08/2020
	15/08/2020
	16/08/2020
	26/08/2020

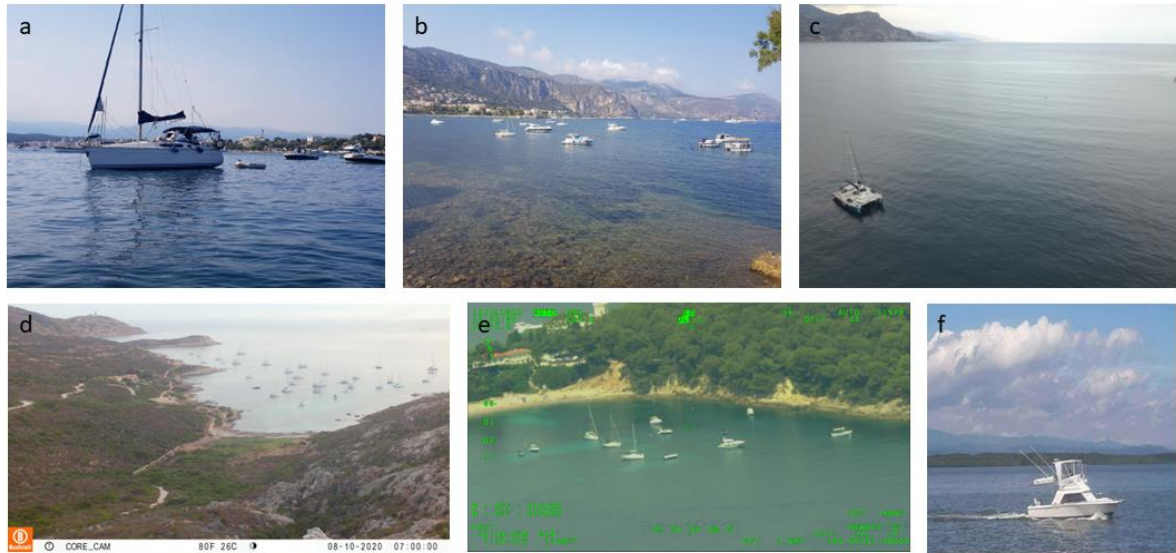


Figure S4 Examples of the different type of aerial and terrestrial images used: smartphone (a and b), drone (c), fixed camera on the coast (d), aerial camera onboard aircraft (e), and opensource dataset (f)

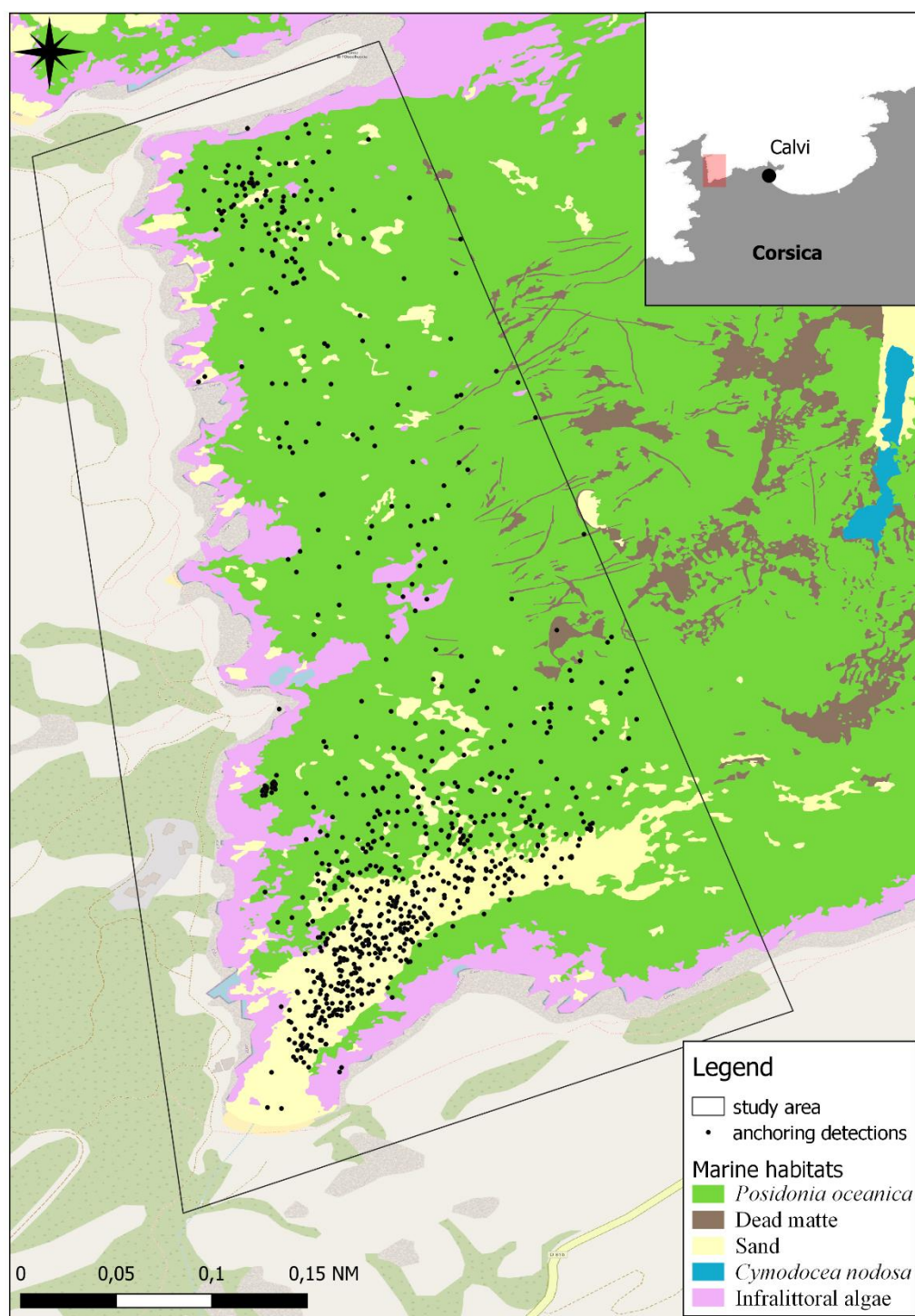


Figure S5 Study area (Alga bay) of section 3 case study (Application of the YOLO detection and localization methodology to the case study of the Alga bay (Corsica)), and localization of anchoring positions detected by the camera during summer 2020, overlayed to local marine habitats map (www.medtrix.fr, Donia expert project) and OpenStreetMap background. Top-right: localization of the study area (north-west of Corsica) and the nearby Calvi Port.

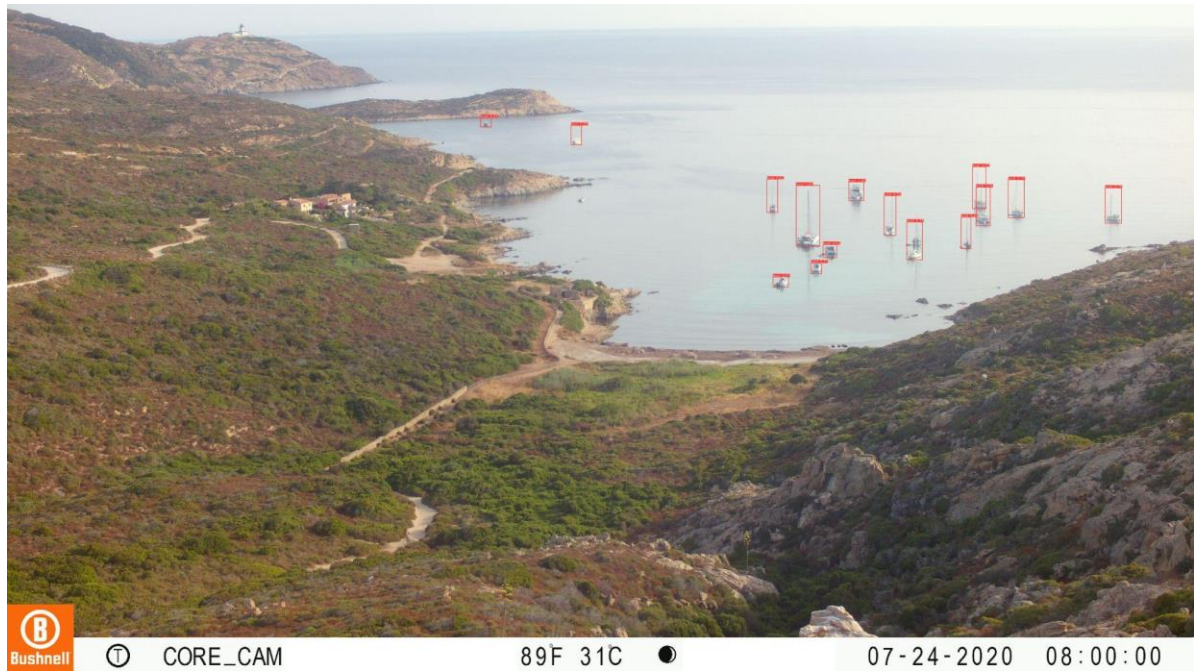


Figure S6 Example of detection results on the Alga bay (Corsica, France) image for the 24th of July

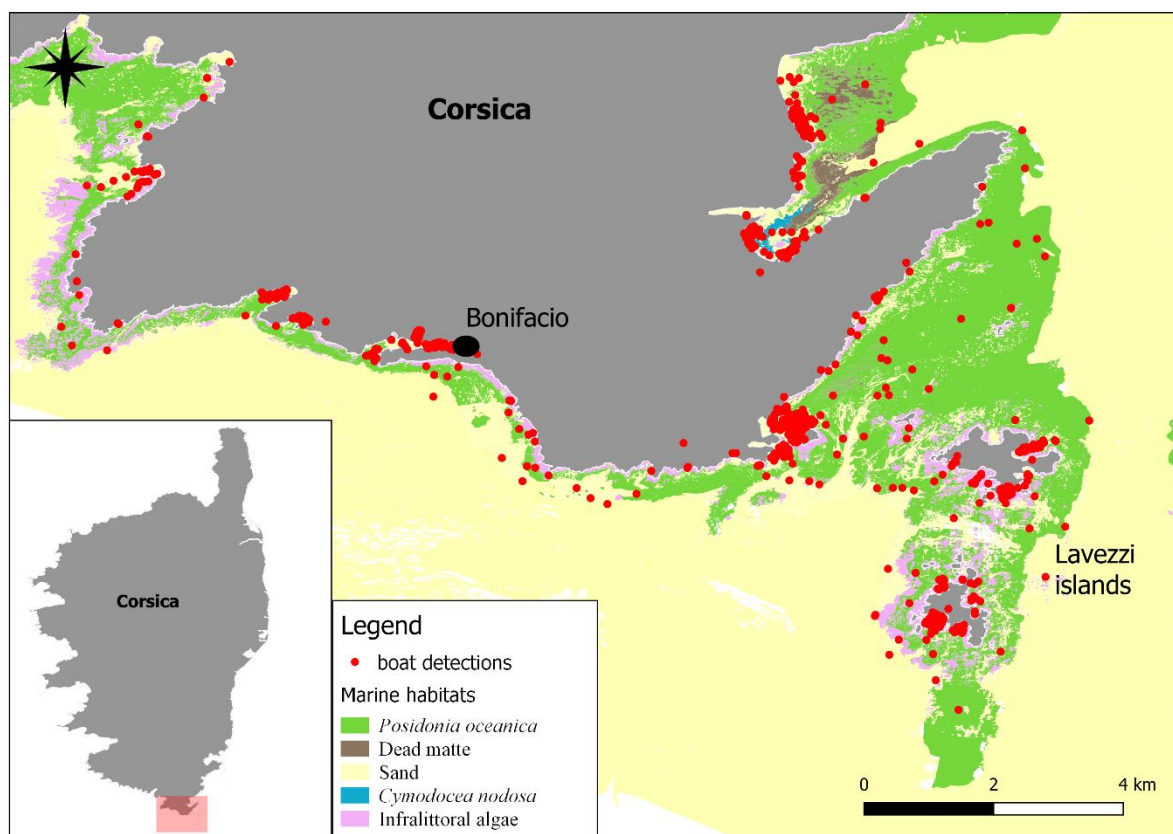


Figure S7 Study area for section 4 "High resolution optical satellite imagery to better map anchoring boats ». Localization of anchoring positions detected on Pleiades images during summer 2023 and port of Bonifacio, overlayed to local marine habitats map (www.medtrix.fr, Donia expert project)

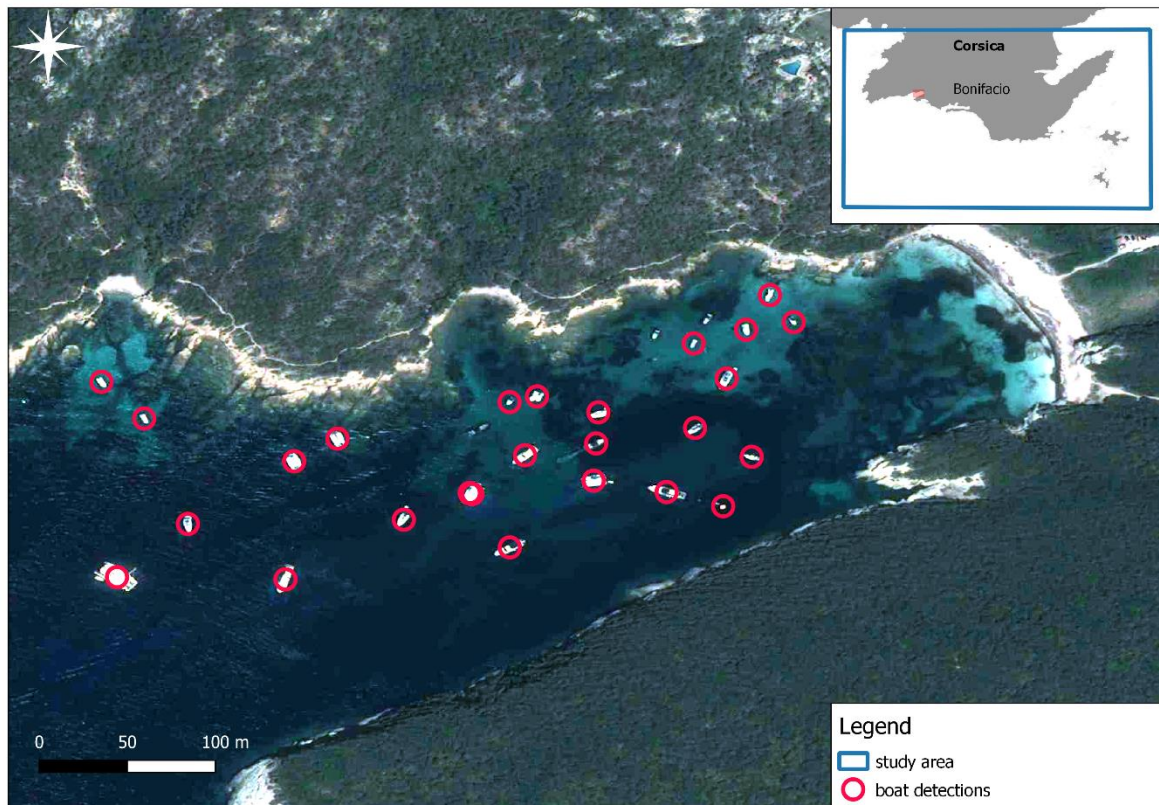


Figure S8 Exemple of YOLOv8 boat detection results on Pleiades images. Beach of Paragan, north of Bonifacio, Corsica

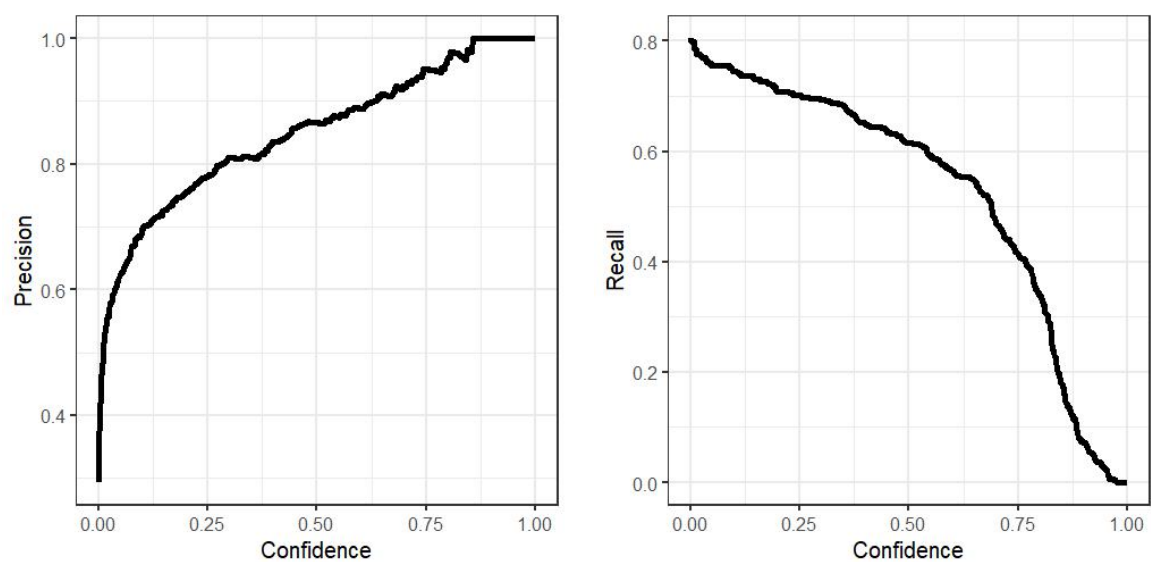


Figure S9 Precision confidence (left) and recall confidence (right) curves for the custom model

Table S4 Coefficients of the linear regression of the localization error as a function of image metadata

Factor	Coefficients	Standard Error	t Stat	p-value
Intercept	3.01	0.635	4.74	6.98E-06
Altitude	-0.0397	0.0104	-3.82	0.00023
Method (smartphone)	0.665	0.305	2.18	0.0317
Horizon position	0.112	0.502	0.224	0.824
Y position of the boat	-1.02	0.613	-1.66	0.1
Distance from the camera	0.0112	0.00108	10.3	1.25E-17
X position of the boat	-0.233	0.503	-0.464	0.644

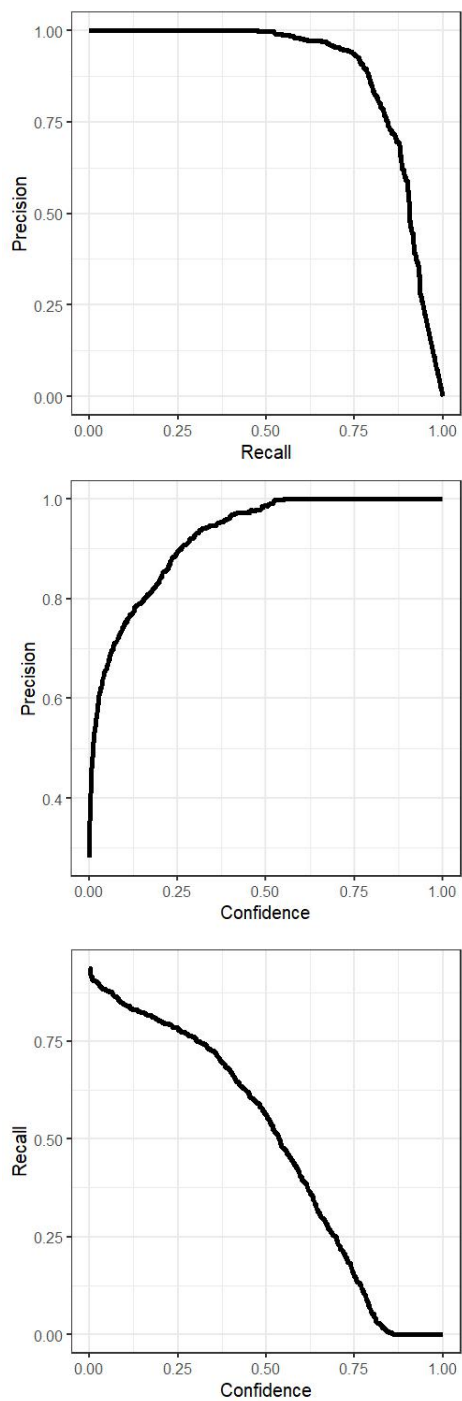


Figure S10 Precision/Recall curve (top), precision/confidence curve (middle), and recall/confidence curve (bottom) for the yolov8 detection algorithm on Pleiades dataset

ANNEXE 4 : ANNEXES POUR “ MAPPING THE RECREATIONAL ANCHORING PRESSURE ON POSIDONIA OCEANICA AT THE MEDITERRANEAN SCALE; IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT.”

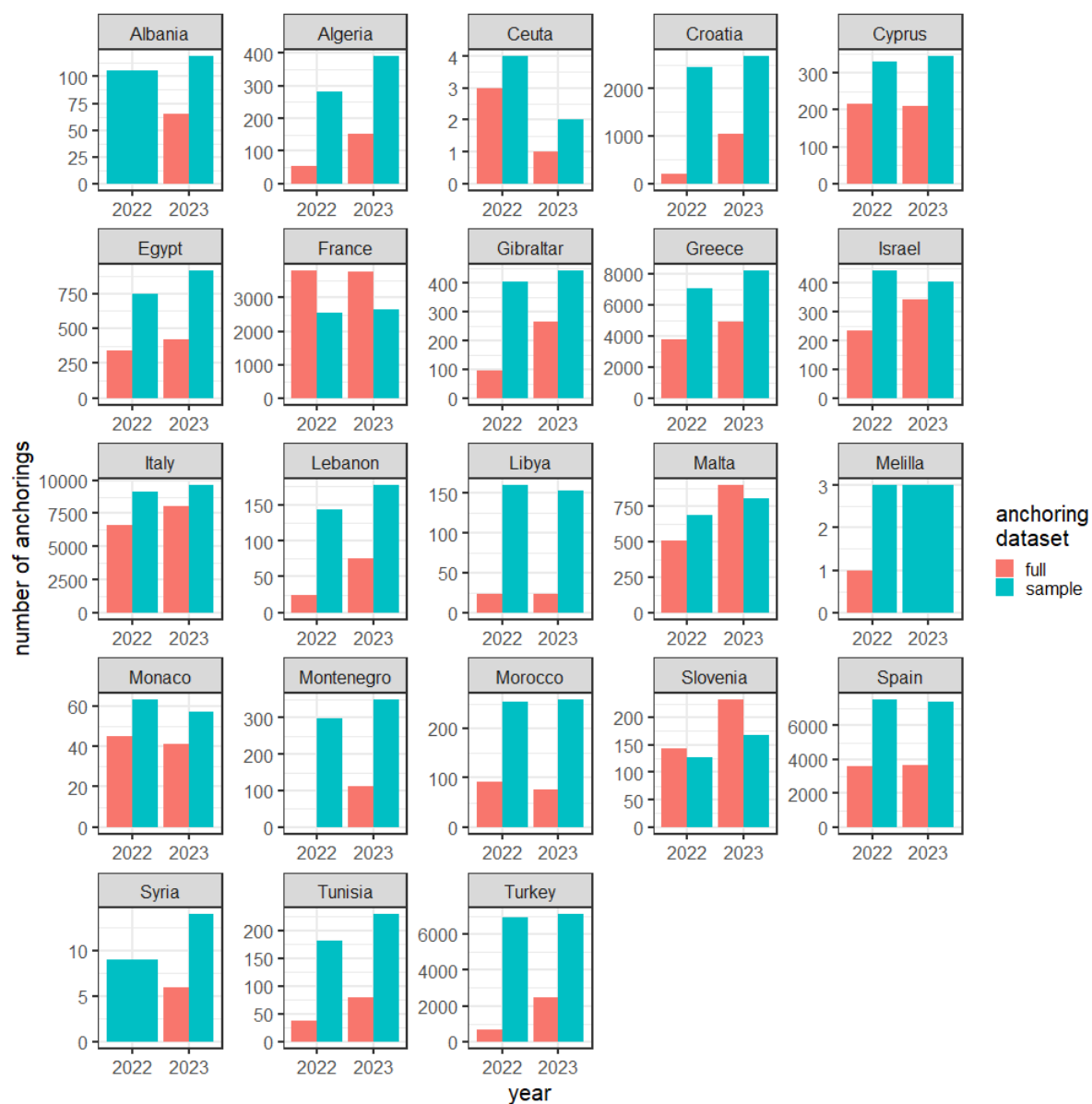


Figure S11 Number of anchorings detected in each anchoring dataset, per year

ANNEXES

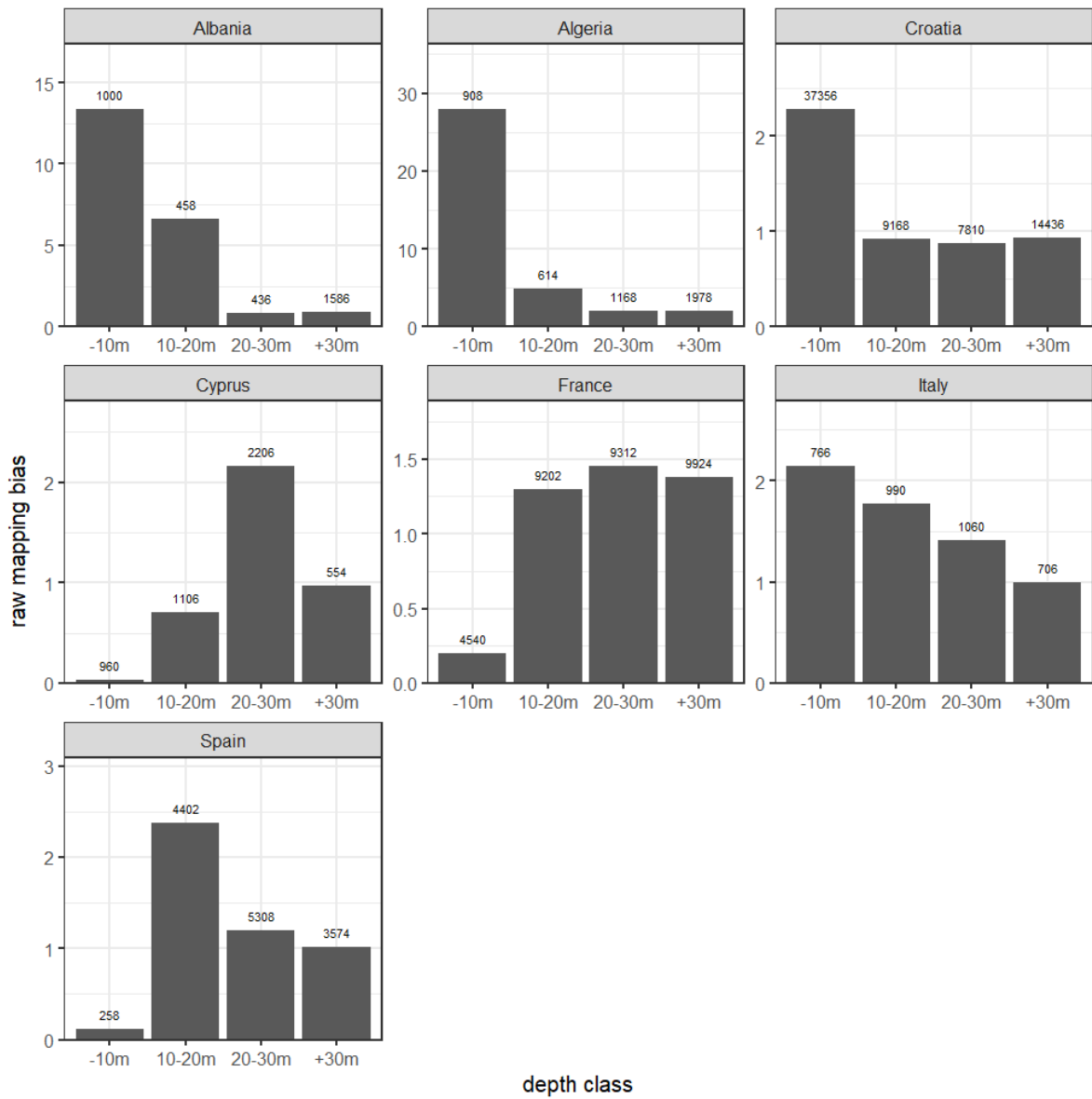


Figure S12 Bias of the raw seagrass mapping dataset compared to the precise mapping dataset, by country and depth class.

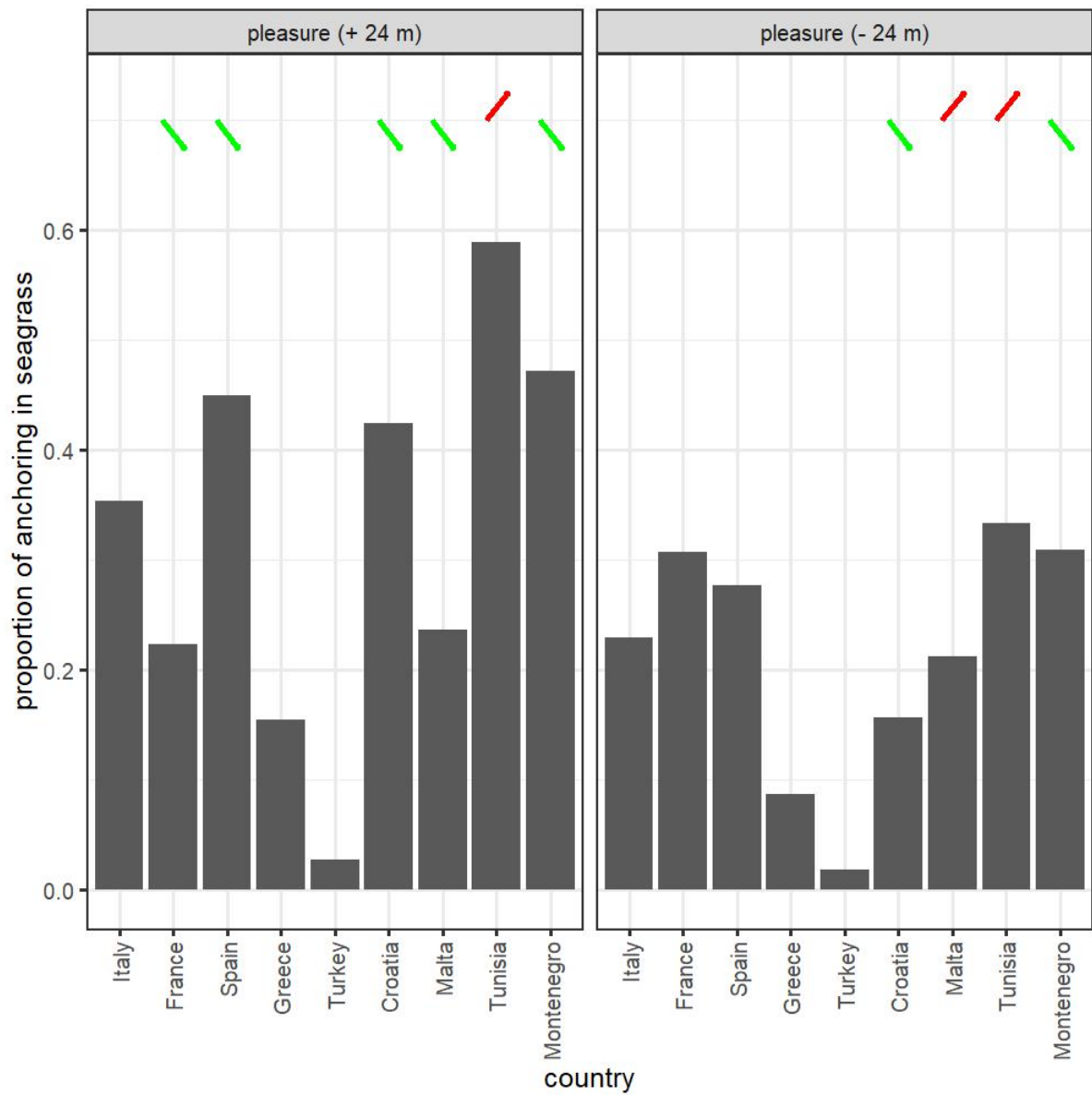


Figure S13 Proportion of anchoring in seagrass per country, for large (+ 24 m) and small (- 24 m) pleasure boats between 2022 and 2023. Arrows on the top indicate a decrease (green) or an increase (red) in the proportion of anchoring in seagrass between 2019-2021 and 2022-2023 (by more than 10%).

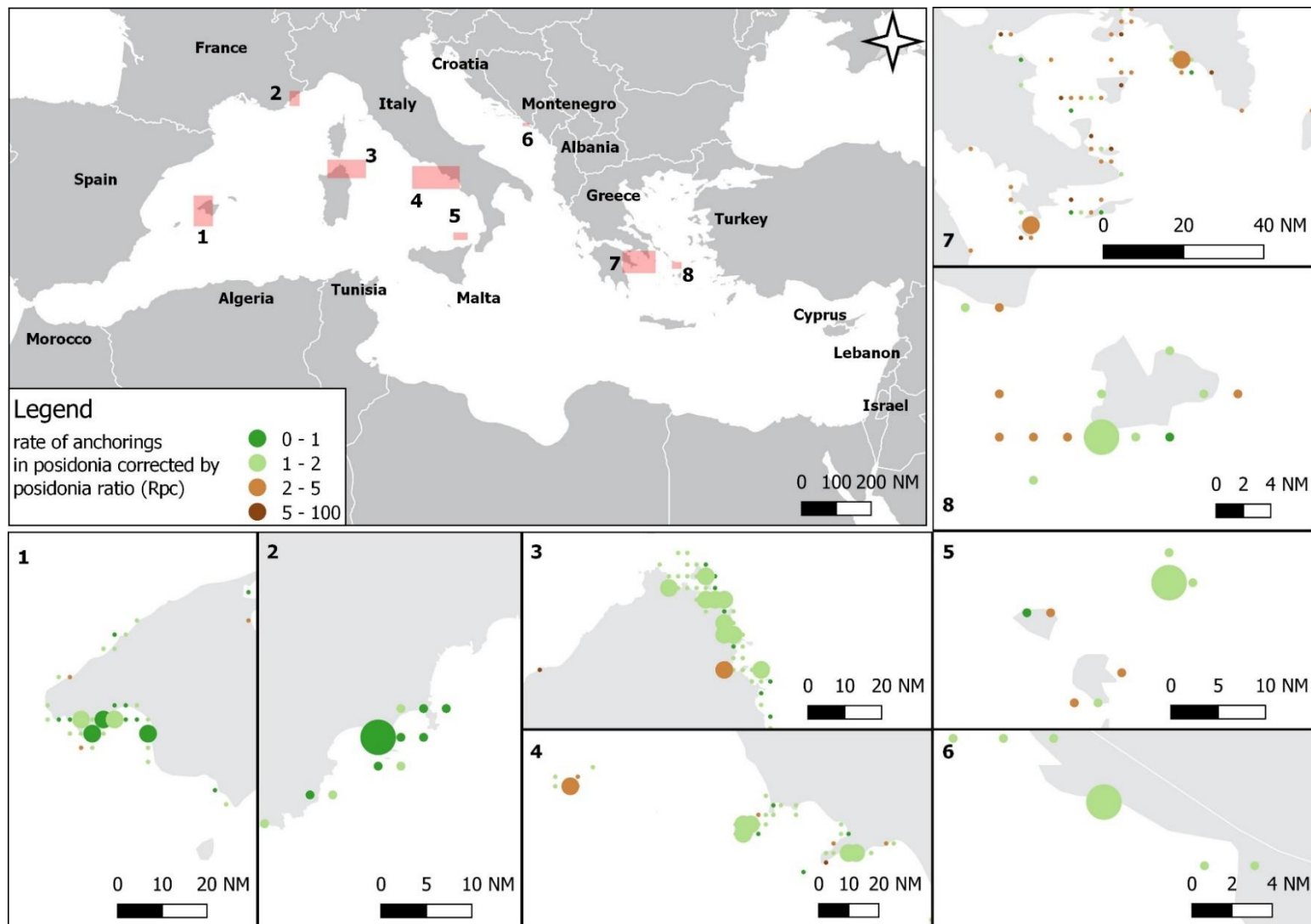


Figure S14 Map of hotspots of anchoring of large (+ 24 m) pleasure boats on *Posidonia oceanica*. 1. Mallorca (Spain), 2. Cannes (France), 3. North east Sardinia (Italy), 4. Napoli area (Italy), 5. Lipari area (Italy), 6. Dubrovnic (Croatia), 7. Athens area (Greece), 8. Mykonos areas (Greece). Larger dots in hotspots zooms represent higher number of anchoring in seagrass.

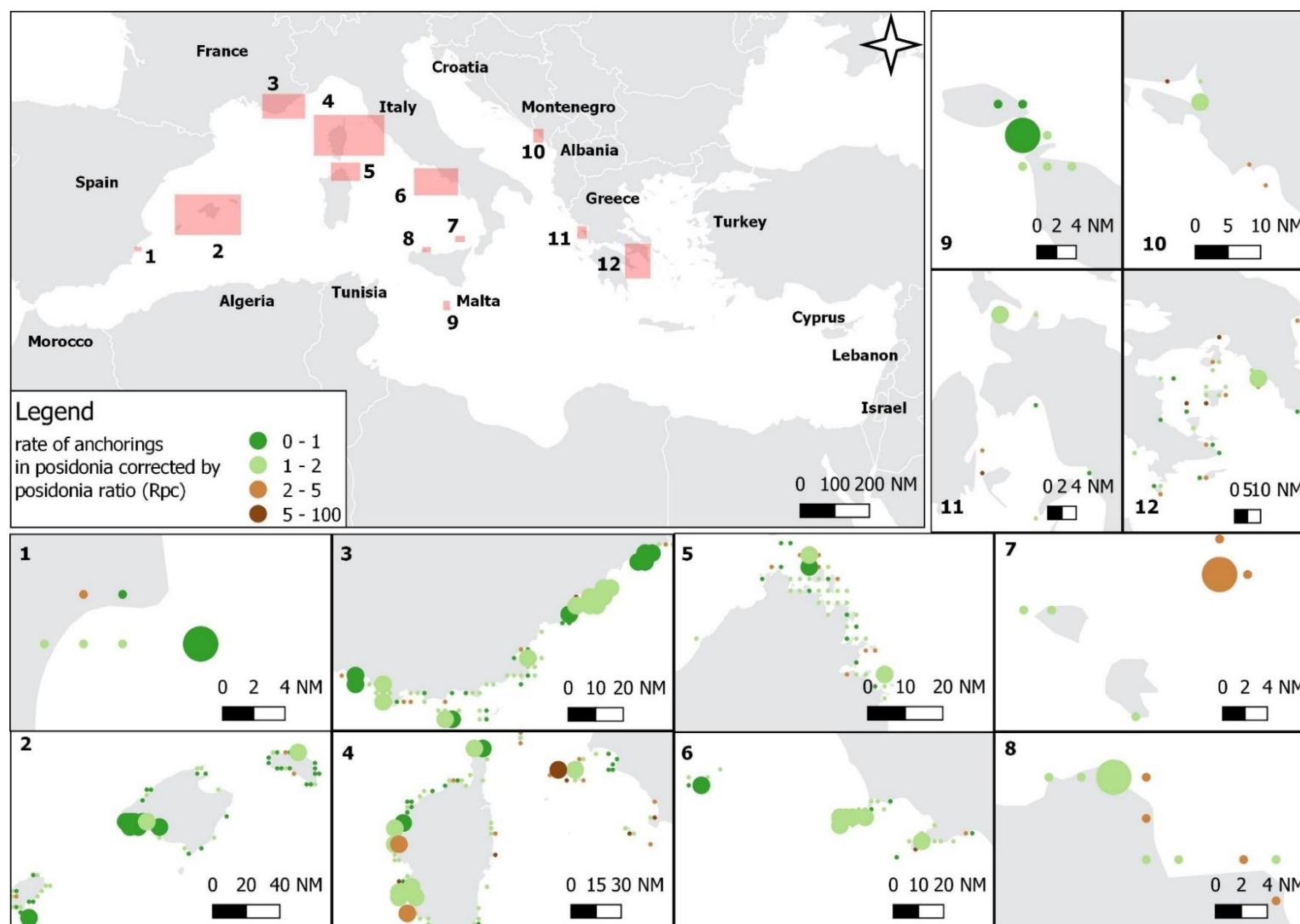


Figure S15 Map of hotspots of anchoring of small (- 24 m) pleasure boats on *Posidonia oceanica*. 1. Alicante area (Spain), 2. Balearic islands (Spain), 3. Côte d'Azur (France), 4. Corsica (France) and Elba (Italy), 5. North east Sardinia (Italy), 6. Napoli area (Italy), 7. Lipari area (Italy), 8. Palermo area (Italy), 9. Malta,), 10. Budva area (Montenegro), 11. Preveza area (Greece), 12. Athens area (Greece). Larger dots in hotspots zooms represent higher number of anchoring in seagrass.

ANNEXES

Table S5 List of areas of high anchoring pressures on *Posidonia oceanica* for large (+ 24 m) and small (- 24 m) recreational boats

country	name	size	max Np per month	max Np_h per month	mean Pp	mean Rpc
Italy	north sardinia	+ 24 m	58	7,27	0,69	1,23
Spain	mallorca	+ 24 m	36	1,33	0,70	0,78
Italy	amalfi	+ 24 m	18	0,64	0,77	1,08
Italy	aeolian islands	+ 24 m	17	1,14	0,22	0,70
Italy	north sardinia	+ 24 m	16	0,59	0,40	0,57
France	cannes_menton	+ 24 m	13	0,99	0,40	0,80
Italy	north sardinia	+ 24 m	13	1,30	0,71	1,15
Greece	Athens	+ 24 m	12	3,66	0,32	2,78
Italy	south corsica	+ 24 m	12	0,46	1,00	1,26
Italy	north sardinia	+ 24 m	12	0,92	0,53	0,98
Italy	amalfi	+ 24 m	12	0,64	0,62	1,07
Italy	amalfi	+ 24 m	12	1,47	0,40	1,50
Italy	amalfi	+ 24 m	12	0,84	0,38	0,71
Greece	spetses	+ 24 m	11	0,66	0,28	1,17
Italy	north sardinia	+ 24 m	11	0,40	0,54	1,03
Italy	amalfi	+ 24 m	11	0,67	0,44	1,44
Spain	mallorca	+ 24 m	11	0,71	0,97	1,06
Greece	mykonos	+ 24 m	11	2,75	0,30	0,77
Italy	north sardinia	+ 24 m	11	0,79	0,54	1,20
Spain	mallorca	+ 24 m	11	1,42	0,42	0,57
Italy	north sardinia	+ 24 m	10	1,22	0,52	1,52
Italy	north sardinia	+ 24 m	9	3,30	0,25	2,15
Italy	north sardinia	+ 24 m	9	0,31	0,95	1,10
Italy	ponza	+ 24 m	9	0,69	0,31	0,90
Croatia	dubrovnik	+ 24 m	8	0,29	0,97	1,11
Spain	mallorca	+ 24 m	8	0,40	0,93	1,20
Spain	mallorca	+ 24 m	8	0,53	0,84	0,92
France	cannes_menton	- 24 m	108	5,74	0,87	1,21
France	cannes_menton	- 24 m	83	4,34	0,20	1,03
France	cannes_menton	- 24 m	80	4,35	0,45	1,01
Spain	alicante	- 24 m	69	2,97	0,72	0,87
France	cannes_menton	- 24 m	67	3,72	0,51	0,77
France	cannes_menton	- 24 m	64	5,41	0,63	1,37
France	cannes_menton	- 24 m	55	2,94	0,40	0,70
Spain	mallorca	- 24 m	55	7,33	0,62	0,79
Spain	mallorca	- 24 m	54	3,47	0,95	1,32
France	cannes_menton	- 24 m	52	5,72	0,83	1,05
France	ajaccio	- 24 m	47	9,16	0,88	1,38
Spain	mallorca	- 24 m	46	2,31	0,37	0,60
France	toulon	- 24 m	37	2,38	0,84	1,54
France	cap corse	- 24 m	34	1,73	0,41	0,97
Spain	mallorca	- 24 m	34	4,38	0,63	0,81
France	cannes_menton	- 24 m	32	3,01	0,09	0,41
France	ajaccio	- 24 m	32	1,36	0,45	0,72
France	cannes_menton	- 24 m	27	1,08	0,55	0,97
Spain	mallorca	- 24 m	25	2,62	0,85	0,93
France	ajaccio	- 24 m	24	1,07	0,62	0,97
Italy	amalfi	- 24 m	22	1,19	0,55	0,81
Italy	amalfi	- 24 m	21	2,48	0,50	1,27
Spain	mallorca	- 24 m	21	1,93	0,35	0,39
France	porquerolles	- 24 m	18	1,83	0,56	0,82
France	ajaccio	- 24 m	18	3,66	0,14	1,38
Spain	mallorca	- 24 m	17	2,20	0,37	0,57
Italy	south corsica	- 24 m	17	1,01	0,42	0,95

France	cannes_menton	- 24 m	16	1,40	0,10	0,15
France	cannes_menton	- 24 m	16	1,18	0,59	0,88
Montenegro	budva	- 24 m	16	0,85	0,33	0,88
France	porquerolles	- 24 m	15	0,82	0,74	1,18
France	porto	- 24 m	15	2,75	0,84	2,00
Italy	amalfi	- 24 m	15	0,99	0,81	1,26
Spain	menorca	- 24 m	15	0,53	0,71	0,92
Italy	ponza	- 24 m	14	1,45	0,11	0,41
Italy	amalfi	- 24 m	14	1,06	0,49	1,77
Italy	amalfi	- 24 m	14	0,88	0,60	0,91
Italy	aeolian islands	- 24 m	14	1,55	0,40	2,04
Italy	north sardinia	- 24 m	13	1,91	0,61	1,22
Italy	palermo	- 24 m	13	1,49	0,43	0,98
France	toulon	- 24 m	12	0,55	0,63	0,83
France	cap corse	- 24 m	12	0,85	0,10	0,21
France	ajaccio	- 24 m	12	3,30	0,38	1,67
Italy	amalfi	- 24 m	12	1,42	0,81	1,45
France	porto	- 24 m	12	0,51	0,20	0,39
Malta	malta	- 24 m	12	1,69	0,16	0,33
France	st tropez	- 24 m	11	1,09	0,52	0,99
Italy	portoferraio	- 24 m	10	0,92	0,90	1,32
France	porto	- 24 m	10	2,05	0,79	1,29
Greece	Athens	- 24 m	10	3,21	0,20	1,07
Italy	south corsica	- 24 m	10	0,55	0,18	0,42
Italy	portoferraio	- 24 m	9	1,83	0,56	14,47
Spain	mallorca	- 24 m	9	0,66	0,39	0,53
Spain	ibiza	- 24 m	9	0,74	0,26	0,46
France	cannes_menton	- 24 m	8	0,92	0,52	0,84
France	cannes_menton	- 24 m	8	0,64	0,59	0,68
France	toulon	- 24 m	8	3,26	0,38	0,59
France	toulon	- 24 m	8	0,41	0,28	1,00
France	porto	- 24 m	8	1,83	0,84	1,58
Greece	preveza	- 24 m	8	0,64	0,37	0,87

ANNEXE 5 : ANNEXES POUR “EARLY SIGNALS OF *POSIDONIA OCEANICA* MEADOWS RECOVERY IN A CONTEXT OF WASTEWATER TREATMENT IMPROVEMENTS”

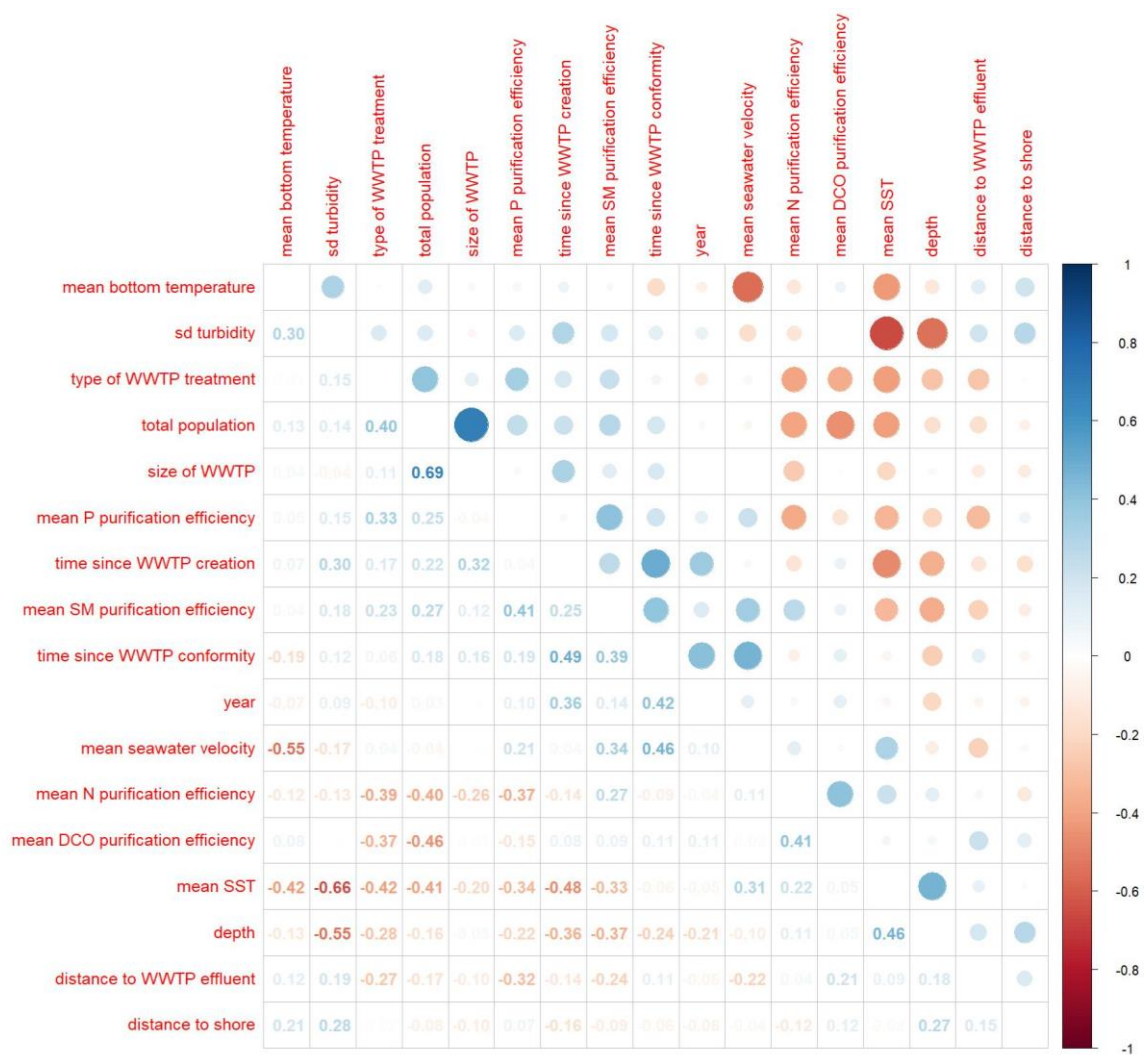


Figure S16 Correlation plot for descriptors used in the model

ANNEXES

Table S6 Anova like elimination table for fixed effects obtained after performing backward elimination using the step function of the lmerTest R package

	Eliminated	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
mean SM purification efficiency	1	0,71	0,71	1	120,93	0,11	0,74
total population	2	2,92	2,92	1	81,45	0,46	0,50
mean N purification efficiency	3	3,82	3,82	1	108,04	0,60	0,44
distance to shore	4	5,46	5,46	1	118,62	0,84	0,36
sd turbidity	5	3,29	3,29	1	42,39	0,50	0,48
depth	6	5,14	5,14	1	69,06	0,79	0,38
time since WWTP creation	7	5,67	5,67	1	66,55	0,87	0,36
mean P purification efficiency	8	16,62	16,62	1	103,23	2,48	0,12
type of WWTP treatment	9	13,14	13,14	1	74,46	1,89	0,17
region	0	132,85	66,42	2	47,66	9,37	0,00
time since WWTP conformity	0	109,44	109,44	1	84,88	15,43	0,00
mean seawater velocity	0	22,73	22,73	1	39,81	3,21	0,08
size of WWTP	0	79,02	79,02	1	39,68	11,14	0,00
mean SST	0	58,95	58,95	1	46,99	8,31	0,01
mean bottom temperature	0	28,61	28,61	1	47,57	4,03	0,05
mean DCO purification efficiency	0	22,50	22,50	1	58,90	3,17	0,08
distance to WWTP effluent	0	78,48	78,48	1	53,30	11,07	0,00

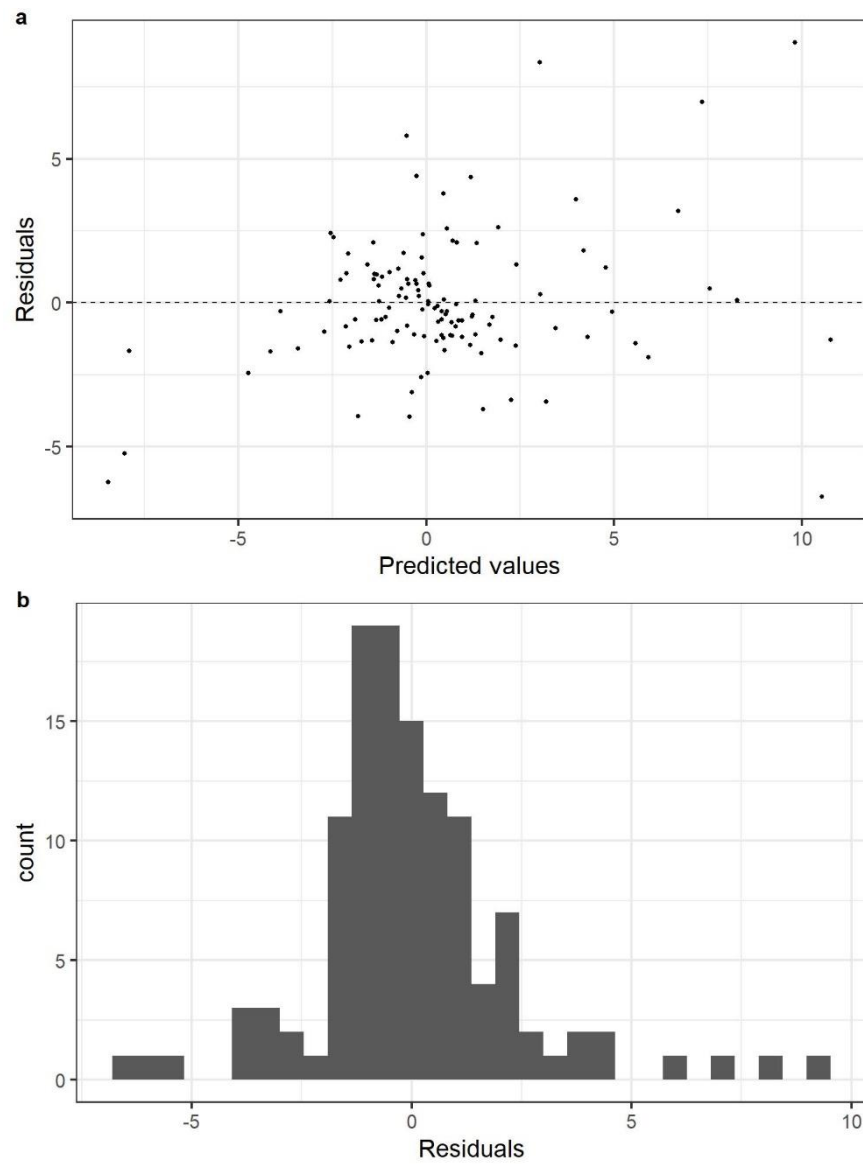


Figure S17 Validation plots for the final linear mixed model: a. residuals vs predicted values; b. histogram of residuals

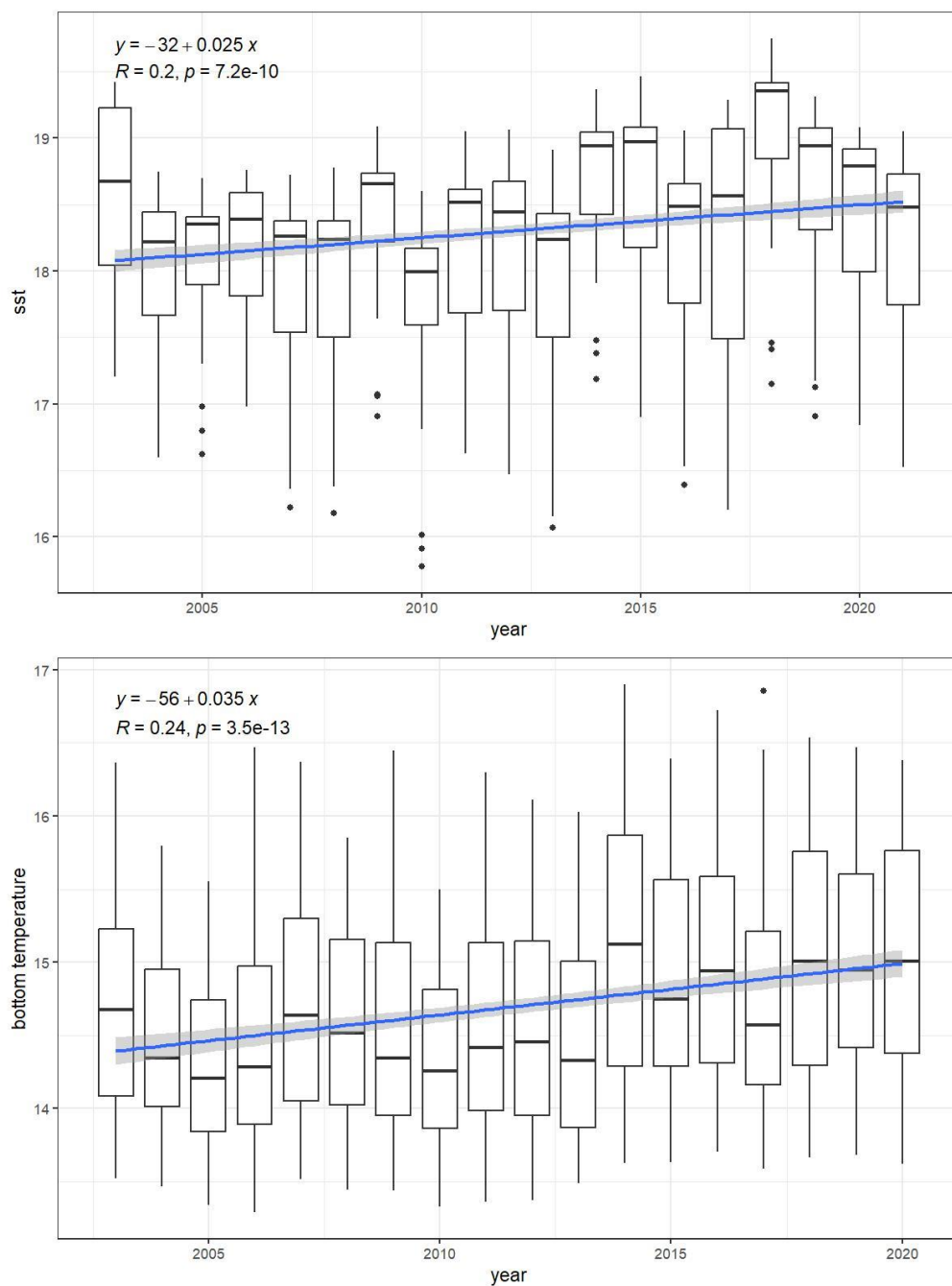


Figure S18 Distribution of annual average SST (top) and bottom temperature (bottom) over the study sites. The blue line represents the fitted regression (equation, R and p value at the top left corner of each plot)

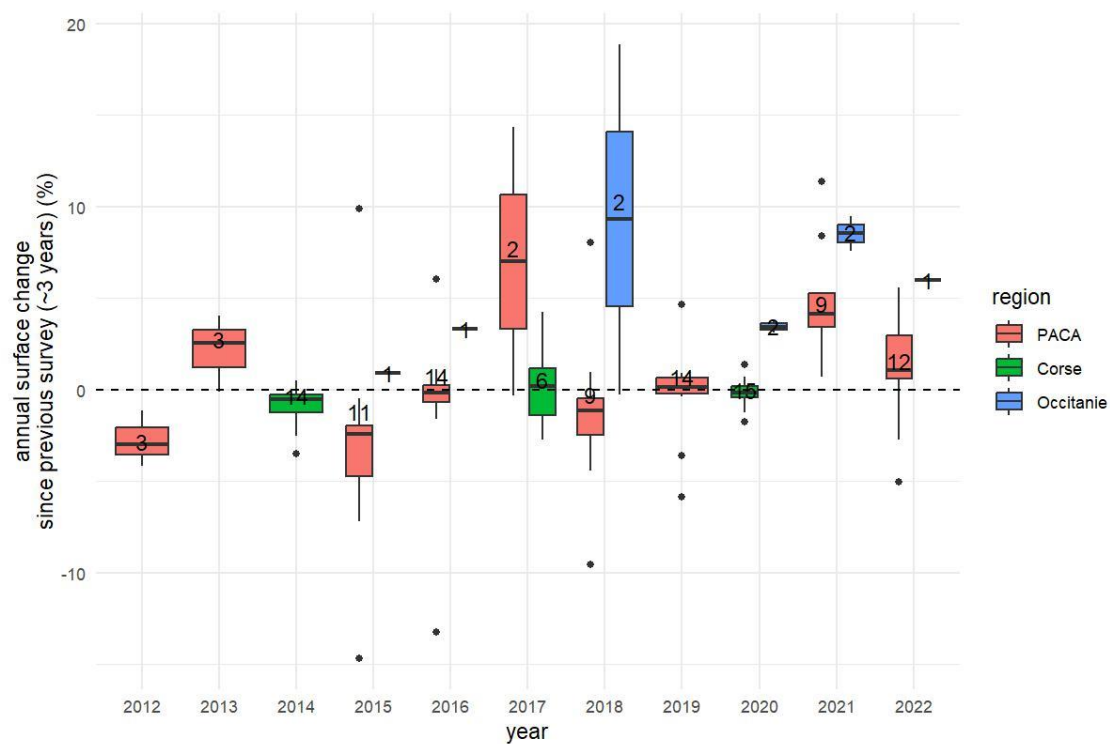


Figure S19 Annual surface change at the lower limit of meadow since previous survey (~3 years) [%], for each region, and for each year. The black horizontal dashed line represents a null net surface change.

Table S7 Fixed effects coefficients for the final linear mixed effects model

	Estimate (β)	std. Error	df	t-value	p
(Intercept)	-2.203	0.752	49.216	-2.931	0.005
region Corse	7.384	2.16	47.544	3.418	0.001
region Occitanie	3.505	2.675	41.32	1.31	0.197
time since WWTP conformity	1.72	0.438	84.88	3.929	0.0002
mean seawater velocity	1.193	0.666	39.815	1.791	0.081
size of the WWTP	-1.467	0.439	39.677	-3.338	0.002
mean SST	-3.08	1.068	46.988	-2.883	0.006
mean bottom temperature	-1.075	0.535	47.57	-2.009	0.05
mean COD purification efficiency	0.819	0.46	58.9	1.781	0.08
distance to effluent	-1.86	0.559	53.299	-3.327	0.002

UNE APPROCHE INNOVANTE DE L'ETUDE ET DE LA GESTION DES PRESSIONS ANTHROPIQUES
ET DE LEURS IMPACTS SUR LES ECOSYSTEMES MARINS COTIERS DE MEDITERRANEE
FRANÇAISE



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER



CONTACT : thomas.bockel@andromede-ocean.com, tom_bockel@hotmail.com