



Synthèse méthodologique pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats de Méditerranée : Habitats de substrats meubles avec ou sans herbiers de magnoliophytes du Parc naturel Régional de Camargue

Livrable de l'action A2
Février 2022



Synthèse méthodologique pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats de Méditerranée : Habitats de substrats meubles avec ou sans herbiers de magnoliophytes du Parc naturel Régional de Camargue

Livrable de l'action A2
Février 2022

A l'attention de :
Office Français pour la Biodiversité
OFB - 16 quai de la douane
CS 42932
29 229 Brest cedex 02

Etude financée par :
Commission Européenne Life+ MARHA 16IPE FR001

Document produit par :
GIS POSIDONIE
Groupement d'Intérêt Scientifique pour l'environnement marin
OCEANOMED – MIO – case 901
Campus de Luminy
13288 Marseille Cedex 09
Tél. (33)4.86.09.05.73/78

Participation aux campagnes de terrain :
Patrick Astruch, Bruno Belloni, Thomas Schohn, Ameline Orts, Sarah Meggaoui-Craippeau (GIS Posidonie), Delphine Marobin, Léna Collet (Parc naturel Régional de Camargue).

Rédaction et analyse des données :
Ameline Orts, Patrick Astruch

Experte sollicitée :
Céline Labrune (LECOB)



Ce document doit être cité de la façon suivante :

ORTS A., ASTRUCH P., BELLONI B., SCHOHN T., NEGGAOUI-CRAIPPEAU S., COLLET L., MAROBIN D., LABRUNE C., 2022. Synthèse méthodologique pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats de Méditerranée : Habitats de substrats meubles avec ou sans herbiers de magnoliophytes du Parc naturel Régional de Camargue (phases 1 et 2). LIFE Marha 16 IPE FR001, GIS Posidonie publ., 107 p.

Le contenu de ce rapport n'engage que son auteur et la Commission Européenne ne peut être tenue responsable de l'utilisation qui pourrait être faite des informations qu'il contient.



Table des matières

1	Introduction.....	7
1.1	Contexte.....	7
1.2	Principe de l'approche écosystémique.....	8
1.3	Objectifs	9
2	Substrats meubles infralittoraux.....	11
2.1	Bancs de sables à faible couverture d'eau permanente (1110) dans le golfe de Beauduc.....	11
2.2	Méthode d'acquisition des données.....	12
2.2.1	Stratégie d'échantillonnage	12
2.2.2	Traitement de données.....	14
2.2.3	Prise en compte d'une approche écosystémique.....	16
2.3	Résultats	17
2.3.1	Description du peuplement épi-benthique.....	17
2.3.2	Répartition trophique par année et gamme de profondeur.....	23
2.3.3	Analyse par compartiments trophiques.....	27
2.4	Sélection des descripteurs.....	43
2.5	Evaluation de l'état de conservation	47
2.6	Discussion	52
2.6.1	Lien avec les pressions anthropiques.....	52
2.6.2	Remise en question de la méthode utilisée	53
2.6.3	Intérêt du suivi de l'épifaune benthique.....	54
2.6.4	Proposition d'un protocole standardisé	55
3	Substrats meubles avec herbiers de Magnoliophytes	57
3.1	Cas des associations à Magnoliophytes marines	57
3.2	Méthode d'acquisition des données.....	58
3.2.1	Principe de la démarche écosystémique mise en oeuvre	58
3.2.2	Stratégie d'échantillonnage	59
3.2.3	Traitement des données.....	61
3.3	Description et analyse du peuplement.....	61
3.3.1	Poissons téléostéens.....	62
3.3.2	Invertébrés	66
3.3.3	Macrophytes.....	79
3.3.4	Litière détritique.....	86
3.3.5	Espèces exotiques envahissantes.....	87
3.4	Sélection des descripteurs.....	88
3.5	Evaluation de l'état de conservation	91
3.6	Discussion	96
3.6.1	Intérêt de la méthode.....	96
3.6.2	Remise en question de la méthode	96

3.6.3	Lien avec les pressions anthropiques	97
3.6.4	Comparaison à d'autres secteurs géographiques	99
4	Conclusion générale	101
5	Bibliographie	102

1 Introduction

1.1 Contexte

Les habitats de substrats meubles infralittoraux les plus communs sont les ‘bancs de sables à faible couverture d’eau permanente’ 1110 et les ‘grandes criques et baies peu profondes’ 1160 (Bensettiti et al., 2004). Considérés comme habitats d’intérêt communautaire au titre de la Directive Habitat Faune Flore, ils revêtissent des enjeux de conservation forts. Leur structure étant souvent considérées comme moins vulnérables que d’autres habitats comme l’herbier à *Posidonia oceanica* ou le coralligène, ils peuvent être soumis à de nombreuses pressions mécaniques et chimiques issues de certaines activités humaines (rejets issus du bassin versant, dragage, chalutage, etc.) (Holon et al., 2015 ; Jac et Vaz, 2020).

Au cours du programme CARTHAM, porté par l’Agence des Aires Marines Protégées (2010-2012), une actualisation de la cartographie des habitats, complétée par une évaluation de l’état de conservation des habitats communautaires a été réalisée sur l’ensemble des sites Natura 2000 marins. Le site FR9301592 ‘Camargue’, incluant une partie marine jusqu’aux 12 milles au large et intégrant l’ensemble du delta du Rhône (Figure 1) (In Vivo, 2012).

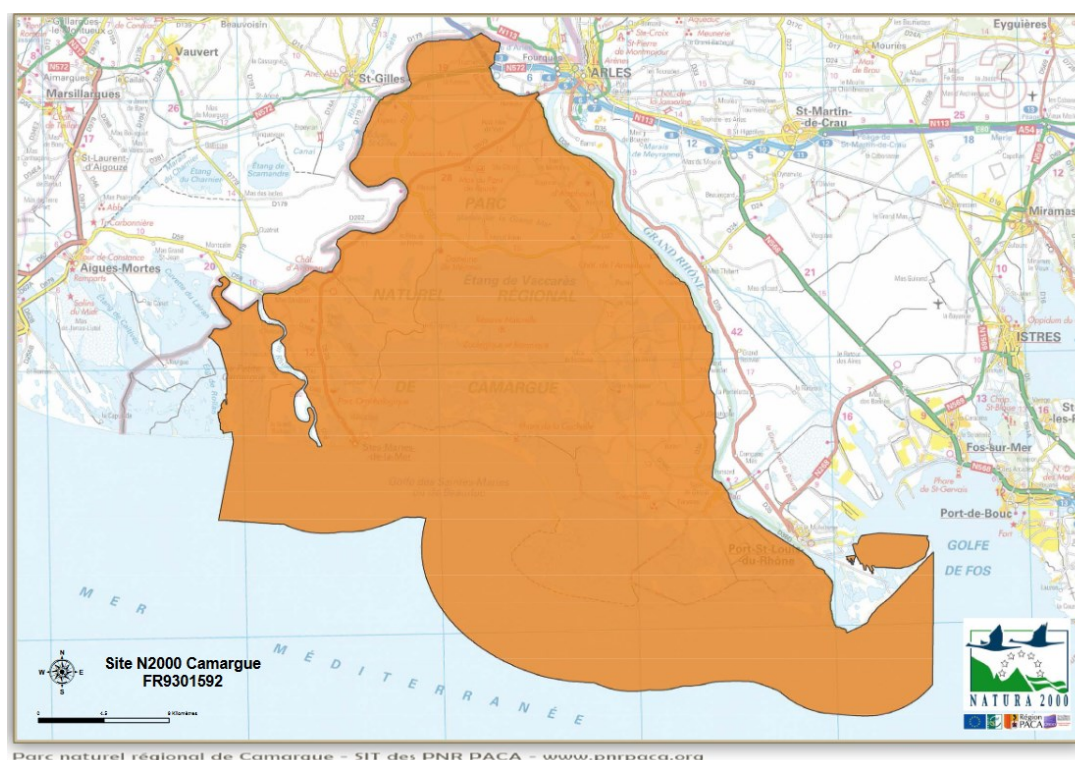


Figure 1. Site Natura 2000 Camargue FR9301592.

Le **Parc naturel Régional de Camargue (PNRC)** est gestionnaire et animateur de ce site où, en mer, les habitats sont très majoritairement sableux ou vaseux. En mer, le site Natura 2000 abrite deux principaux secteurs à enjeux :

- **l’anse de Carteau**, au sein du Golfe de Fos, à proximité directe des activités industrielles du bassin Ouest du Grand Port Maritime de Marseille (GPMM). L’anse de Carteau abrite un herbier mixte de magnoliophytes (zostères et cymodocée) estimé à plus de 300 ha (Seaviews, 2022 ; Ruitton et al., 2008) ;
- le **Golfe de Beauduc**, au cœur du littoral camarguais, soumis pendant longtemps à du chalutage illégal côtier, des récifs antichalutage ont été immergés à la fin des années 1980s (Francour et al., 1991) et un cantonnement de pêche mis en place en 2013 ont

considérablement diminué cette activité qui impacte l'intégrité des fonds meubles (Vacquier *et al.*, 2008 ; Le Diréach *et al.*, 2015, 2018). Le Golfe abrite également un herbier dominé par la zostère naine apparu récemment dans les années 2000s grâce à l'avancé de la pointe de Beauduc (Sabatier et Suanez, 2003). Une population de grande nacre *Pinna nobilis* subsiste sur cet herbier, protégé par un arrêté de protection de biotope, dans un contexte de mortalité massive à l'échelle de la Méditerranée en raison du pathogène *Haplosporidium pinnae* (Catanese *et al.*, 2018).

Les enjeux de gestion (BRLi et CREOCEAN, 2004) et la richesse biologique mise en évidence (Héloin, 2004 ; Vacquier *et al.*, 2008 ; In Vivo, 2012 ; Joly, 2015) confèrent des enjeux de conservation forts à l'échelle de la zone marine du littoral camarguais.

Mis à part une évaluation à dire d'expert réalisée dans le cadre du programme CARTHAM (In Vivo, 2012), l'état de conservation de ces habitats de substrats meubles est mal appréhendé. La qualité des communautés et des fonctions écologiques de ces habitats peuvent être conditionner par des pressions d'origines anthropiques (e.g. dégradation mécanique, prélèvement, qualité de l'eau) ou naturelles (e.g. apports d'eau douce du Rhône, événements extrêmes, etc.). Le lien entre la qualité de ces habitats et ces pressions est également mal connu.

1.2 Principe de l'approche écosystémique

L'approche 'espèce par espèce', ou 'par stock' appliquée aux pêcheries a caractérisé la gestion de l'environnement marin au XXème siècle. L'approche écosystémique représente le nouveau défi, une révolution de l'écologie au XXIème siècle (Boudouresque *et al.*, 2020a).

L'approche écosystémique (AE), en accord avec la **Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM)**, doit permettre de comprendre et de démontrer le fonctionnement des écosystèmes marins et côtiers et les services qui en dépendent. En tant que processus de gestion intégrée, cette stratégie se pose en faveur, à la fois de la conservation et de la durabilité des usages, et des bénéfices tirés de l'environnement par la société, de manière plus équitable. L'approche écosystémique a d'abord été utilisée dans la gestion des pêches, mais elle est devenue un outil pertinent pour la définition des services écosystémiques et le suivi et la gouvernance des aires marines protégées, en particulier en Méditerranée. Le fait que l'Homme fasse partie des écosystèmes (socio-écosystèmes) est un élément majeur dans le cadre de l'approche écosystémique (Laffoley *et al.*, 2004).

Les gestionnaires d'Aires Marines Protégées de Méditerranée française ont besoin d'outils pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des écosystèmes sur leur territoire. De nombreux indicateurs existent et sont mis en œuvre, par exemple dans le cadre de la **Directive Cadre sur l'Eau (DCE)**. Cependant, la plupart de ces indicateurs ne renseigne que sur une partie de l'écosystème. Par exemple, l'indicateur PREI (Gobert *et al.*, 2009), utilisé pour la DCE, évalue l'état de la structure de l'herbier à *Posidonia oceanica*, le M-AMBI, également utilisé pour la DCE (Borja *et al.*, 2003, 2009), se base sur une liste d'espèces en fonction de leur tolérance à une dégradation de la qualité du milieu, n'identifiant pas toutes les pressions. Pour une évaluation globale du fonctionnement des écosystèmes, l'EBQI (Ecosystem-based Quality Index) est un outil plus adapté. Le principe de l'EBQI est de prendre en compte l'ensemble des compartiments écosystémiques en les évaluant avec un certain nombre de métriques. Une note peut ainsi être attribuée, apportant une réponse plus complète sur le bon état écologique. Cette approche est cohérente avec les besoins pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats communautaires au sens de la **Directive Habitat** (évaluation de la **fonction** et de la **structure** d'un habitat).

1.3 Objectifs

Dans ce contexte, pour le site 'Camargue' les objectifs du programme Marha, en cohérence avec ceux du gestionnaire du site (PNRC), se définissent de la façon suivante :

- **Evaluer l'état de conservation** des habitats communautaires présents dans la zone (habitats 1110 et 1160 avec ou sans herbiers de magnoliophytes) ;
- Evaluer le lien éventuellement perceptible entre l'état de conservation des habitats et les pressions liées aux activités présentes sur la zone ;
- **Proposer un protocole méthodologique** pour l'évaluation de l'état de conservation de ces habitats.

Afin de répondre à ces objectifs, nos actions visent à :

- Proposer une méthode d'évaluation de l'état de conservation **sur la base d'une approche écosystémique**, en proposant des descripteurs évaluant les principaux compartiments fonctionnels de l'épifaune et de l'épiflore ;
- Diagnostiquer cet état de conservation pour l'anse de Beauduc et l'anse de Carteau, en particulier en considérant certaines activités sources de pression.

Les spécificités du territoire sont multiples : fort gradient d'envasement avec la profondeur en lien avec la proximité du Rhône, rareté des herbiers de magnoliophytes (zostères ou cymodocée) en mer ouverte dans le golfe du Lion, absence de comparaisons avec d'autres zones géographiques, absence de données comparables avant la mise en place du cantonnement de Beauduc. L'interprétation de nos résultats et les perspectives pour une évaluation optimale sont discutées.

Cette action s'intègre dans le **programme européen LIFE intégré MARHA** 16 IPE FR001, porté par l'Office Français de la Biodiversité (OFB, Figure 2), dont le GIS Posidonie est bénéficiaire associé. Il s'agit d'un **projet inter-directives** dont le principal objectif est l'évaluation et le maintien d'un bon état de conservation des habitats communautaires (au sens de la Directive Habitats). L'approche écosystémique au sens de la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin est portée par le GIS Posidonie associé à l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO) à travers ses actions (acquisition de données via l'indicateur EBQI, évaluation des pressions anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes, etc.).



Figure 2. Partenaires du programme LIFE Marha 16IPE FR001.

Le présent document à un livrable de fin de phase 2 (2021) du programme Marha relatif à l'action A2 'Développer une stratégie et une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats marins'.

Ce rapport se divise donc en deux parties distinctes : une première traitant des substrats meubles infralittoraux et une seconde sur les associations magnoliophytes marines (herbiers mixtes) sur substrat meuble.

2 Substrats meubles infralittoraux

2.1 Bancs de sables à faible couverture d'eau permanente (1110) dans le golfe de Beauduc

Le golfe de Beauduc est constitué de substrats meubles dont la granulométrie varie du sable fin à la vase terrigène côtière, directement influencée par les apports du Rhône. On passe donc progressivement de sables fins de haut niveau (0-3 m de profondeur environ) à des sables fins bien calibrés (3-8 m) qui évoluent rapidement vers de la vase terrigène côtière (au-delà de 10 m environ). Les substrats meubles sont constamment remaniés par l'hydrodynamisme particulier de la région. Les vents dominants, Mistral et Tramontane, chassent l'eau de surface vers le large entraînant une remontée d'eau profonde plus froide (upwelling). Une branche du courant liguro-provençal provenant de l'Est entre dans le golfe pour former une gyre favorable à la concentration de larves de poissons et entraînant les eaux adoucies par le Rhône. La faible profondeur, le fort éclaircissement et les apports du Rhône, offrent des conditions favorables à leur développement (Vasconcelos *et al.*, 2009). La profondeur ne dépasse pas 15 m au Nord d'une ligne reliant la pointe de Beauduc aux Saintes-Maries-de-la-Mer. Le golfe de Beauduc est identifié comme une zone de nurserie notamment pour les poissons plats. Le golfe compte aussi une macrofaune benthique riche et diversifiée qui attire de nombreuses espèces de poissons pélagiques et démersaux qui viennent s'y nourrir, notamment les dorades lors de leurs déplacements saisonniers (Le Diréach *et al.*, 2015).

La ressource halieutique du golfe et son exploitation par les pêcheurs professionnels artisanaux (principalement des fileyeurs) sont menacées par la pratique illégale de la pêche aux arts traïnants (chalut), normalement réservée au-delà des 3 milles nautiques. Depuis 1989 et l'implantation de récifs de protection (de type 'sea rocks', Francour *et al.*, 1991), cette activité est devenue plus sporadique mais perdure encore. Afin de protéger et de mieux gérer le golfe de Beauduc, les pêcheurs petits métiers ont demandé la création d'une réserve marine (cantonnement de pêche créé par Arrêté JORF n°0253 du 30/10/2013) et une gestion halieutique concertée de cette zone marine du Parc naturel Régional de Camargue (PNR Camargue) (Le Diréach *et al.*, 2015). La réserve marine du golfe de Beauduc a été mise en place à l'automne 2014, elle se situe à 700 m de la côte et est délimitée par 6 balises sur une distance de 3 km de long sur 1.5 km de large (Figure 3).

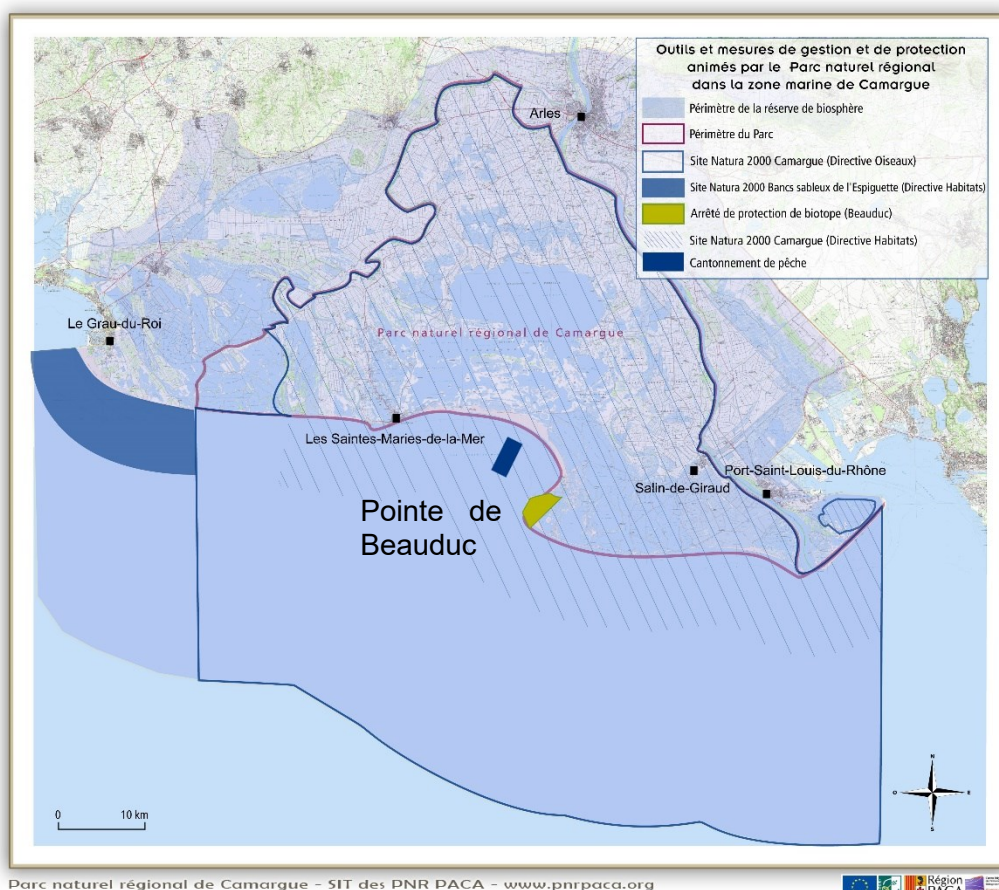


Figure 3. Localisation du cantonnement de pêche du golfe de Beauduc (en bleu foncé) et des autres unités de gestion du littoral camarguais.

2.2 Méthode d'acquisition des données

2.2.1 Stratégie d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé sur des stations placées à l'intérieur (R1, R2, R3) et à l'extérieur (HR4, HR5, HR6, HR7, HR8, HR9) du cantonnement de pêche (Tableau 1, Figure 4). Les observations ont été initiées en 2016 sur uniquement 2 stations, R01 dans le cantonnement et HR5 à l'extérieur. En 2020, les 3 stations en cantonnement ont été échantillonnées ainsi que les stations HR4 à HR7. En 2021, 2 stations hors cantonnement, HR8 et HR9, ont été rajoutées. La station HR9 a été placée plus loin du cantonnement, à l'Est proche de l'anse de Carteau, dans le contexte hydrologique différent du golfe de Fos.

Tableau 1. Liste et coordonnées géographiques des stations suivies. Z = profondeur (m) ; R : Réserve ; HR : Hors réserve.

Stations	Gestion	Latitude (Degrés décimales)	Longitude (Degrés décimales)	Z (m)	Gamme de profondeur	Années de suivi
R1	R	43.44197	4.54335	7	7 à 9 m	2016-2020-2021
R2	R	43.43448	4.54607	10	10 à 12 m	2020-2021
R3	R	43.42354	4.5384	11.5	10 à 12 m	2020-2021
HR4	HR	43.43102	4.51362	12	10 à 12 m	2020-2021

HR5	HR	43.44081	4.52139	9	7 à 9 m	2016-2020-2021
HR6	HR	43.4138	4.55662	11	10 à 12 m	2020-2021
HR7	HR	43.42685	4.57034	9	7 à 9 m	2020-2021
HR8	HR	43.443600	4.412817	8	7 à 9 m	2021
HR9	HR	43.380532	4.907001	8	7 à 9 m	2021

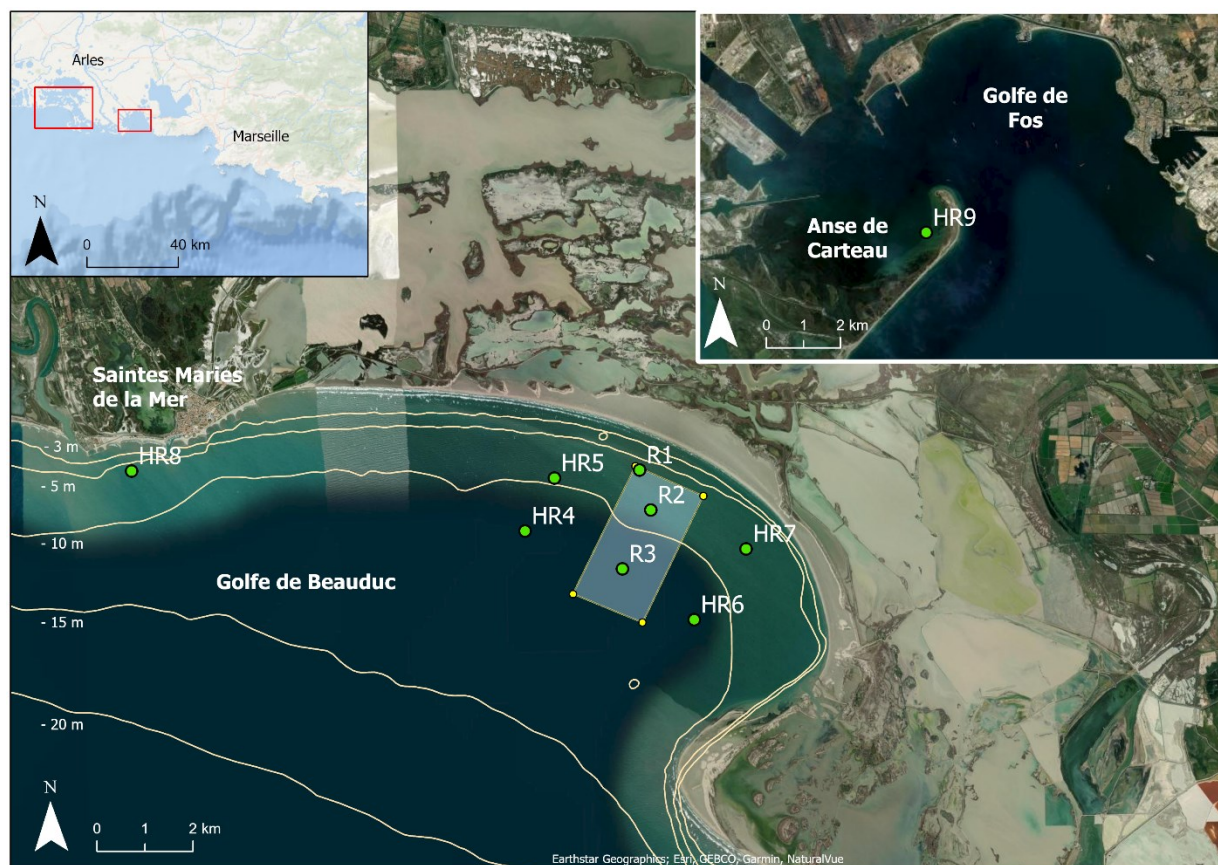


Figure 4. Carte des différentes stations de suivis des substrats meubles du golfe de Beauduc. Le rectangle jaune correspond à la délimitation du cantonnement.

Les profondeurs diffèrent en fonction des stations, par commodité, celles-ci ont été classées et analysées en fonction de 2 gammes de profondeur : de 7 à 9 m et de 10 à 12 m. A noter que les 2 stations échantillonnées en 2016 sont toutes deux entre 7 et 9 m de profondeur (R1 et HR5). Ces deux classes de profondeur prennent en compte une variation de granulométrie, celle-ci diminuant avec la profondeur. Nous sommes ici dans une zone de transition marquée entre les sables fins bien calibrés et les vases terrigènes côtières.

Le protocole d'échantillonnage consiste en la réalisation de 12 transects vidéo de 10 m² (10 m de long × 1 m de large) par station, correspondant à 120 m² parcourus par station. Deux plongeurs parcourent chacun 6 transects parallèlement, en filmant à l'aide d'un appareil photo équipé d'une lentille grand angle et d'un phare à éclairage diffus. L'appareil photo est positionné au plus proche du substrat, avec un angle d'inclinaison d'environ 45° par rapport au sol afin de filmer sur une largeur d'environ 1 m. Le plongeur avance à une vitesse lente et s'arrête pour des plans fixes lors d'observations remarquables afin de faciliter les identifications. La durée d'un transect peut être comprise entre 1 minute et 30 secondes et 2 minutes (Figure 5, Figure 6).

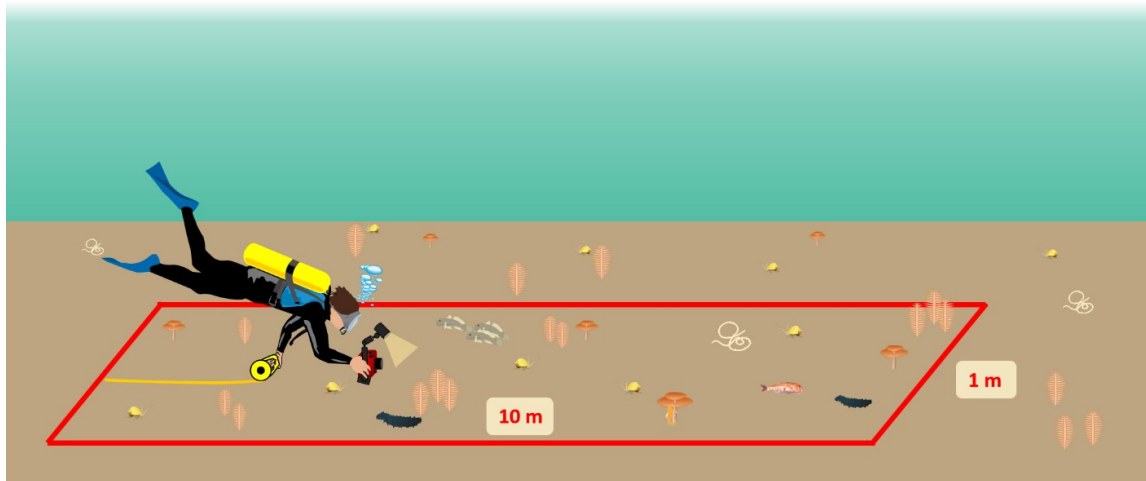


Figure 5. Schéma illustrant un plongeur réalisant un transect vidéo sur les substrats meubles.

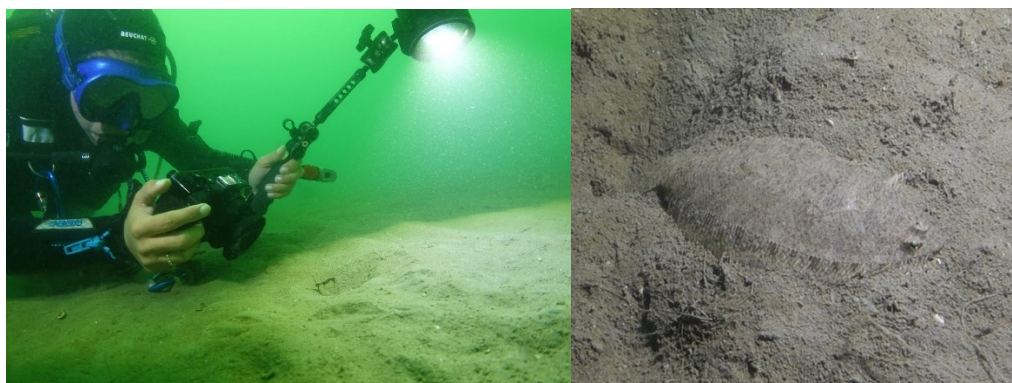


Figure 6. Plongeur lors d'une acquisition le long d'un transect. À droite, capture d'écran d'une vidéo montrant un pleuronectiforme.

2.2.2 Traitement de données

L'ensemble des vidéos est analysé par un observateur qui relève les informations suivantes pour chaque transect :

- Abondance de chaque taxon de l'épifaune identifié au niveau taxonomique le plus proche (y compris les poissons) ;
- Pourcentage de recouvrement de taxons de l'épiflore et de litière détritique (feuilles d'herbier et algues en épaves) ;
- La présence de pontes de gastéropodes ou d'annélides ;
- La présence de macrodéchets ;
- La bioturbation codée de 0 à 3 selon son abondance (0 : absence de bioturbation visible ; 1 : présence de traces de bioturbation rares ou occasionnelles, 2 : plusieurs traces de bioturbation sont observées régulièrement, 3 : pour une bioturbation observée le long du transect ; Tableau 2).

Tableau 2. Illustration des différentes classes de bioturbation.

Bioturbation	Illustration	Description
0		Absence de bioturbation visible
1		Présence de traces de bioturbation rares ou occasionnelles, peu de relief
2		Nombreuses traces de bioturbation observées régulièrement, relief significatif (centimétrique)
3		Bioturbation continue observée le long du transect, relief significatif parfois important (plusieurs cm)

Les taxons identifiés sont ensuite regroupés par groupes trophiques pour permettre une analyse fonctionnelle et ainsi apporter des arguments pour évaluer la fonction de l'habitat pour l'état de conservation.

Les métriques sont exprimées en moyenne ($\pm$ erreur type) en fonction des paramètres sélectionnées (années, réserve, etc.).

La diversité taxonomique, la densité de pontes, la bioturbation et les densités moyennes (faune) ou recouvrement (flore) de chaque groupe trophique prédéfini sont ensuite analysées séparément considérant les stations en réserve et hors réserve ainsi que la gamme de profondeur des stations. Les densités ou recouvrement moyens correspondent aux abondances ou recouvrement mesurés sur chaque transect converti par unité de surface, c'est-à-dire 10 m².

Au vu du peu de stations échantillonnées en 2016, l'analyse par compartiment trophique est réalisée pour les années 2020 et 2021. Des histogrammes ont été réalisés afin de représenter

la distribution des densités/recouvrements moyens des stations. Au vu de l'absence de distribution normale des données, des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis ont été réalisés afin de mettre en évidence des différences significatives entre les valeurs suivant différentes variables : le niveau de gestion (R ou HR), la gamme de profondeur (de 7 à 9 m et de 10 à 12 m), la station (R1, R2, R3, HR4, HR5, HR6, HR7, HR8, HR9) et l'année (2020 et 2021). Lors de tests post-hoc de comparaisons multiples, une rectification de la p-value est réalisée par méthode 'False Discovery Rate' (FDR) (Benjamini et Hochberg, 1995)

Une analyse en composante principale centrée et réduite (ACP) est réalisée pour identifier les descripteurs qui influencent le plus la répartition des stations.

2.2.3 Prise en compte d'une approche écosystémique

En marge du programme GECOMED, porté par le MIO (Institut Méditerranéen d'Océanologie), un atelier rassemblant des experts benthologues spécialistes des substrats meubles fut organisé afin de définir un schéma conceptuel d'un écosystème 'substrat meuble'. Ce travail préliminaire, qui a eu lieu en 2013, était la première étape vers l'élaboration d'un indice écosystémique de type EBQI tel que développé à la même période sur d'autres écosystèmes (Personnic *et al.*, 2014), démarche qui n'a pas pu être menée à terme pour les substrats meubles. Cependant, ce schéma peut servir d'un support de travail intéressant pour considérer nos données à un niveau fonctionnel pour une analyse écosystémique. Les groupes trophiques que nous avons considéré par la suite sont pris en compte dans ce schéma (Figure 7). Celui-ci sert donc de base à la mise en œuvre d'une analyse écosystémique de l'habitat de substrat meuble.

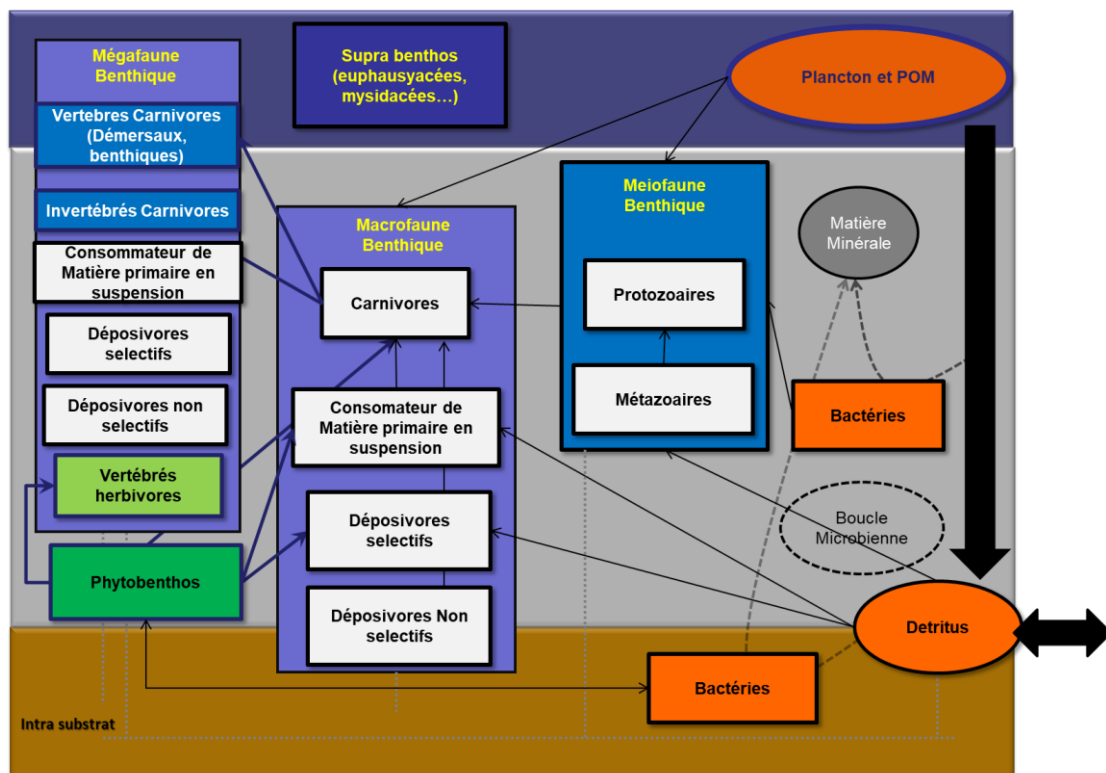


Figure 7. Schéma conceptuel d'un écosystème de substrat meuble (source : GECOMED, MIO).

2.3 Résultats

2.3.1 Description du peuplement épi-benthique

2.3.1.1 Diversité taxonomique (faune)

En **2016**, 20 taxons sont recensés au total sur 2 stations (Tableau 3 et Tableau 4), 10 en réserve et 15 hors réserve. On remarque de fortes abondances de l'ophiure *Amphiura* sp. qui est un suspensivore détritivore et de *Virgularia mirabilis* qui est un suspensivore (Fourt *et al.*, 2017). Ces 2 taxons sont plus observés en réserve (R1) qu'hors réserve (HR5). On observe également de fortes abondances d'ophiuridés qui sont généralement des suspensivores-détritivores, d'hydrozoaires et de sabellidés qui sont des suspensivores et des recouvrements de rhodophytes qui sont des producteurs primaires. Ces taxons sont en revanche seulement observés hors réserve (HR5).

En **2020**, 38 taxons (faune) sont recensés au total sur 7 stations (Tableau 3 et Tableau 4), 14 à 16 taxons par station en réserve et 10 à 19 hors réserve. L'abondance totale d'*Amphiura* sp. est également plus forte en réserve notamment sur la station R1. Les autres ophiuridés sont observés également sur la station R1 en réserve mais en plus forte abondance sur HR5 hors réserve. Les hydrozoaires sont observés sur la plupart des stations. On observe des fortes abondances de carnivores vertébrés comme *Callionymus* sp. ou *Pomatoschistus* sp. et de carnivores invertébrés comme *Bolinus brandaris* ou *Corystes cassivelaunus*. Ils semblent autant présents sur les stations en réserve et hors réserve. Pratiquement aucun macrophyte n'est relevé mis à part *Ulva rigida* sur HR7.

En **2021**, 56 taxons (faune) sont recensés au total sur 9 stations (Tableau 3 et Tableau 4), 14 à 21 taxons par station en réserve (R1 à R3) et 13 à 23 hors réserve (HR4 à HR7), il y a 15 taxons sur HR8 et sur HR9. L'abondance d'*Amphiura* sp. est toujours plus forte en réserve notamment sur la station R01, seule station où ce taxon est identifié. Les autres ophiuridés sont également plus abondants sur les stations en réserve. On remarque de fortes abondances d'hydrozoaires, de *Sabella spallanzanii*, de *Virgularia mirabilis* et de *Pomatoschistus* sp sur la plupart des stations. Des annélides suspensivores de la famille des Terebellidés sont recensés sur la station HR7. Quelques macrophytes sont recensés de manière très anecdotique comme *Rugulopteryx okamurae*, *Ulva rigida*, des rhodophytes et des phaeophycées notamment sur HR9, station la plus éloignée du cantonnement de pêche dans un contexte hydrologique complètement différent (Figure 4).

Au total, 65 taxons de faune ont été dénombrés. Les taxons comme *Amphiura* sp., *Virgularia mirabilis*, les sabellidés ou les hydrozoaires sont les plus observés sur les stations évaluées chaque année. Il n'y a pas de tendance particulière de la diversité entre réserve et hors réserve. La diversité est tout de même plus importante en 2020 et 2021 (n=16 et n=17) sur R1 par rapport à 2016 (n=10).

Tableau 3. Abondance totale des taxons de type faune identifiés sur les stations en réserve (R) et hors réserve (HR) en 2016, 2020 et 2021.

	2016		2020							2021								
	R1	HR5	R1	R2	R3	HR4	HR5	HR6	HR7	R1	R2	R3	HR4	HR5	HR6	HR7	HR8	HR9
<i>Acanthocardia aculeata</i>				1		1												
<i>Amphiura</i> sp.	3 700	90	1 110							1 347				40				
<i>Andresia partenopea</i>	1																	1
<i>Anemonia</i> sp.																		2
Annelida vagile		1					1											
<i>Aporrhais</i> sp.								4							1			
<i>Arnoglossus</i> sp.											3							
Ascidiascea		4																
<i>Astropecten irregularis</i>											2	2	1	17	3			
<i>Bolinus brandaris</i>			1	4	3		9	1	5		18		1	16	1	12		9
Buccinidae											17	1		6	1		2	
<i>Callionymus</i> sp.			10	2	4	2		7	2	4		3	5	1	1			
<i>Cellaria</i> sp.																	1	
<i>Cerastodema</i> sp.										2								
<i>Cereus</i> sp.																1		
<i>Chelidonichtys lastoviza</i>											1			1				
<i>Chelidonichtys</i> sp.															1			
<i>Cladophora</i> sp.											1							
<i>Corystes cassivelaunus</i>			1		1		9							5				
Crustacea					1							1						
<i>Dalophis imberbis</i>				2		1	1											
<i>Ditrupa arietina</i>					2	12	3	3			2	1	4			2	1	
<i>Echinocardium</i> sp.		2												1				
Eunicidae				1		1			1		5	1		2	1			
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>																		1
Gastropoda			1	8	1									2				
Gobiidae		1	24	1	1			1								1		
<i>Gobius</i> sp.						1									1			
<i>Hexaplex trunculus</i>																		9
<i>Hippocampus guttulatus</i>		1																
<i>Hippocampus</i> sp.										1								
<i>Holothuria tubulosa</i>																		1
Holothuridae																		1
Hydrozoa	6	75	7	7	13	5	3	4	5	26	129	101	178	159	61	786	10	
<i>Inachus communissimus</i>		3					1											
Lamellibranche											2			1			1	
<i>Lanice conchilega</i>	5	11	6	1	3					10							7	
<i>Liocarcinus</i> sp.		2					8											
<i>Macropodia</i> sp.	1	1	1	2		1	3			3	3					2		
Malacostraca							1			1								
<i>Mullus</i> sp.			1						1					1			1	1
Mysidaceae											10				100			5
<i>Mytilus galloprovincialis</i>										5								
<i>Naticarius hebraeus</i>			1				7			2	1			2				
<i>Naticarius stercusmuscarum</i>													1					
Naticidae					1	1					1			1				
<i>Ocnus planci</i>			1			3	3	5				2		3		5		
<i>Ophisurus serpens</i>								1		1				3	1	1		
Ophiuridae		66	63	5			124			129	50			5			14	
<i>Ostrea edulis</i>										5								
Paguridae		7					2				1			4			1	
Pleuronectidae	1		1									1	1	1		1	1	
<i>Pomatoschistus</i> sp.	1		159	8	16	10	4	95	52	40	374	43	14	22	19	74	75	7
<i>Pontobdella muricata</i>								1										
Porifera																2		
<i>Rhizostoma pulmo</i>																		1
<i>Sabella spallanzanii</i>				7	0	1	2	1	4	26	130	1	20	139	3	37	9	5
Sabellidae	3	20			2	0	1	1	2							1		3
<i>Sepiola</i> sp.												1						
Soleidae				1														
<i>Terebellidae</i>		1									1	1	1			29	1	
<i>Turitella</i> sp.					1		1	1					2		1	1	5	
Veneridae							1		1	3							1	
<i>Veretillum cynomorium</i>	2							2			1		1		2	1		31
<i>Virgularia mirabilis</i>	567		6		3			1	14	28	1	19	118	117	3	45		
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>																		2
Abondance totale	4 287	285	1 393	50	52	39	184	128	88	1 633	753	178	347	549	200	1 001	130	79
Diversité totale	10	15	16	14	14	12	19	15	10	17	21	14	13	23	16	17	15	15

Tableau 4. Recouvrement moyen total (%) par les macrophytes identifiés sur les stations en réserve (R) et hors réserve (HR) en 2016, 2020 et 2021.

	2016		2020							2021								
	R1	HR5	R1	R2	R3	HR4	HR5	HR6	HR7	R1	R2	R3	HR4	HR5	HR6	HR7	HR8	HR9
<i>Chaetomorpha linum</i>																		0.5
<i>Cladophora</i> sp.											0.1							0.1
Phaeophyceae																		5.8
Rhodophyta		0.6									0.1							0.6
<i>Rugulopteryx okamurae</i>																		0.2
<i>Ulva rigida</i>									0.1							0.1		1.7
Diversité totale	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	1	0	5
Recouvrement moyen (%)	0	0.6	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.2	0	0	0	0	0.1	0	8.8

2.3.1.2 Autres observations

2.3.1.2.1 Recouvrement par la litière

Le recouvrement total par la litière détritique est très faible voire anecdotique sur l'ensemble des stations du golfe de Beauduc (< 1 %). En revanche, il est très important sur la station HR9 avec plus de 55 % mesuré en moyenne (Tableau 5).

Tableau 5. Recouvrement total moyen (%) par la litière sur les stations en réserve (R01, R02, R03) et hors réserve (HR4, HR5, HR6, HR7) en 2016, 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations non évalués l'année en question.

Année	R1	R2	R3	HR4	HR5	HR6	HR7	HR8	HR9
2016	0.1				0.8				
2020	0	0	0	0	0	0.2	0.1		
2021	0	0.1	0	0.1	0.1	0	0.2	0	55.4

2.3.1.2.2 Pontes

On remarque que le nombre d'occurrences de pontes observées toutes années confondues est toujours plus important sur la station HR5. Ces observations restent globalement homogènes sur la plupart des autres stations (Tableau 6).

Tableau 6. Occurrence de pontes observées par station pour chaque année. Les cellules en gris correspondent à l'absence d'évaluation

Année	Type de ponte	R1	R2	R3	HR4	HR5	HR7	HR8	HR9
2016	Ponte Annelida					1			
	Ponte Naticidae	2				11			
	Ponte <i>Sepia officinalis</i>					1			
	Total	2				13			
2020	Ponte Annelida	3	2			1			
	Ponte Gastropoda				1				
	Ponte Naticidae		2			9			
	Total	3	4	0	1	10	0		

2021	Ponte Annelida		1	1	2	4	1	3	2
	Ponte <i>Hexaplex trunculus</i>								1
	Ponte Gastropoda		1						
	Ponte Naticidae	5				3			
	Total	5	2	1	2	7	1	3	3

2.3.1.2.3 Bioturbation

On remarque que la bioturbation est logiquement plus importante sur les stations les plus profondes (Tableau 7).

Tableau 7. Moyenne des codes de bioturbation observée pour chaque station pour les années 2016, 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évalués l'année en question.

Station	Profondeur	2016	2020	2021
R01	7 à 9 m	1.8	1.2	1.8
R02	10 à 12 m		2.2	2.0
R03	10 à 12 m		2.3	3.0
HR4	10 à 12 m		2.9	3.0
HR5	7 à 9 m	1.5	1.4	1.9
HR6	10 à 12 m		2.8	3.0
HR7	7 à 9 m		2.5	2.0
HR8	7 à 9 m			1.0
HR9	7 à 9 m			1.0

2.3.1.3 Description des principaux groupes trophiques

La définition des groupes trophiques sur la base de nos données s'est inspirée de la Figure 7 et de la littérature consultée. De nombreux taxons n'ont pas un régime trophique stricte (e.g. les paguridés sont nécrophages/omnivores et ont été intégrés dans la catégorie détritivores).

Producteurs primaires : Dans ce compartiment, nous sommes uniquement en mesure d'évaluer le recouvrement et la diversité de l'épiflore macroscopique. Celle-ci est très peu présente sur la plupart des stations, à l'exception de certaines zones d'accumulation où la distinction entre des macroalgues non fixées et des macroalgues exportées en épave est délicate. Parmi les producteurs primaires des substrats meubles, il y a également le phytoplancton dont une partie benthique composée entre autres de diatomées (Plante-Cuny, 1969). On peut noter parmi nos observations, la présence d'une algue invasive *Rugulopteryx okamurai* présente depuis peu dans les Bouches du Rhône (Ruitton *et al.*, 2021) (Tableau 8).

Tableau 8. Taxons constituant le groupe des producteurs primaires observés toutes stations et années confondues.

<i>Chaetomorpha linum</i>
<i>Cladophora</i> sp.
Phaeophyceae
Rhodophyta
<i>Rugulopteryx okamurai</i>
<i>Ulva rigida</i>

Suspensivores (i.e. filtreurs passifs) : l'abondance de suspensivores traduit une abondance de matière en suspension disponible. C'est le cas dans la zone d'étude à proximité des apports

du Rhône, favorable à l'installation dans de faibles profondeurs de faciès *Veretillum cynomorium* et *Virgularia mirabilis* (Tableau 9).

Tableau 9. Taxons constituant le groupe des suspensivores observés toutes stations et années confondues.

<i>Ficopomatus enigmaticus</i>
Hydrozoa
<i>Lanice conchilega</i>
<i>Sabella spallanzanii</i>
Sabellidae
Terebellidae
<i>Veretillum cynomorium</i>
<i>Virgularia mirabilis</i>

Filtreurs (i.e.filtreurs actifs) : la présence en abondance de filtreurs traduit également un apport conséquent en matière en suspension. Ce groupe est composé de nombreux lamellibranches enfuis ou non dans le sédiment (Tableau 10).

Tableau 10. Taxons constituant le groupe des filtreurs observés toutes stations et années confondues.

<i>Acanthocardia aculeata</i>
Ascidiascea
<i>Cellaria</i> sp.
<i>Cerastoderma</i> sp.
<i>Ditrupa arietina</i>
Lamellibranche
<i>Mytilus galloprovincialis</i>
<i>Ostrea edulis</i>
Porifera
Veneridae

Détritivores : la matière détritique déposée sur le substrat (Matière organique particulaire POM) est consommée principalement par des échinodermes dont des holothuries (e.g. *Ocnus planci*) et des oursins irréguliers *Echinocardium* sp., des crustacés dont des mysidacés et des paguridés (Tableau 11).

Tableau 11. Taxons constituant le groupe des détritivores observés toutes stations et années confondues.

<i>Aporrhais</i> sp.
<i>Holothuria tubulosa</i>
Holothuridae
Mysidaceae
<i>Ocnus planci</i>
Paguridae
<i>Echinocardium</i> sp.
<i>Turitella</i> sp.

Omnivores : un comportement omnivore peut traduire un caractère opportuniste. Une forte abondance d'espèces omnivores par rapport aux autres groupes trophiques peut être le signe

d'une perturbation. Deux crustacés omnivores ont été rencontrés avec de faibles abondances, *Macropodia* sp. et *Inachus communissimus*.

Carnivores vertébrés : Ce groupe rassemble plusieurs niveaux trophiques de carnivores (micro- méso- et macrocarnivores). Sur la base de nos observations, il est exclusivement composé de poissons téléostéens : gobiidae, pleuronectiformes dont des soleidae, rougets, etc. La présence en abondance de ce groupe de plus haut niveau trophique est plutôt le signe d'un bon équilibre à l'échelle de l'écosystème (Tableau 12).

Tableau 12. Taxons constituant le groupe des carnivores vertébrés observés toutes stations et années confondues.

<i>Arnoglossus</i> sp.
<i>Callionymus</i> sp.
<i>Chelidonichtys lastoviza</i>
<i>Chelidonichtys</i> sp.
<i>Dalophis imberbis</i>
Gobiidae
<i>Gobius</i> sp.
<i>Mullus</i> sp.
<i>Ophisurus serpens</i>
Pleuronectidae
<i>Pomatoschistus</i> sp.
Soleidae
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>

Carnivores invertébrés : ce groupe est composé de groupes taxonomiques très variés : des cnidaires (*Andresia partenopea*, *Anemonia* sp., *Cereus* sp.), des gastéropodes (*Bolinus brandaris*, *Hexaplex trunculus*, etc.), des crustacés (*Liocarcinus* sp., *Corystes cassivelaunus*), des annélides Eunicidae ou encore des échinodermes comme *Astropecten irregularis*. Là aussi, l'abondance et la diversité de ce groupe peut se traduire par un bon équilibre du fonctionnement de l'écosystème, à l'exception de certaines espèces dont la forte abondance peut traduire une perturbation (e.g. *Astropecten irregularis*) (Tableau 13).

Tableau 13. Taxons constituant le groupe des carnivores vertébrés observés toutes stations et années confondues.

<i>Andresia partenopea</i>
<i>Anemonia</i> sp.
<i>Astropecten irregularis</i>
<i>Bolinus brandaris</i>
Buccinidae
<i>Cereus</i> sp.
<i>Corystes cassivelaunus</i>
Eunicidae
<i>Hexaplex trunculus</i>
<i>Liocarcinus</i> sp.
<i>Pontobdella muricata</i>
<i>Sepiola</i> sp.

Certains taxons ont été classés dans des groupes trophiques mixtes, soit en fonction de spécificités écologiques connues propre à un taxon (e.g. *Amphiura* sp.) soit en raison d'une précision insuffisante dans le niveau d'identification.

Suspensivores détritivores : Le seul taxon observé dans ce groupe est *Amphiura* sp.. Il peut former des faciès particulièrement denses sur fonds sablo-vaseux.

Carnivores détritivores : Ce groupe rassemble des taxons soit carnivores ou soit détritivores. Le niveau d'identification ne permet pas une définition suffisamment fine du groupe trophique (Tableau 14).

Tableau 14. Taxons constituant le groupe des carnivores détritivores observés toutes stations et années confondues.

Annelida vagile
Crustacea
Gastropoda
Malacostraca
Ophiuridae

2.3.2 Répartition trophique par année et gamme de profondeur

Une description globale des proportions des différents groupes trophiques constituant les peuplements observés est réalisée en considérant la gamme de profondeur et l'année.

2.3.2.1 Profondeur de 7 à 9 m

En 2021, les groupes trophiques les plus observés dans les peuplements des stations aux profondeurs entre 7 et 9 m sont les suspensivores détritivores (*Amphiura* sp.), les suspensivores (e.g. *Virgularia mirabilis*, *Sabella spallanzanii*), les carnivores vertébrés (e.g. *Callionymus* sp., *Pomatoschistus* sp. etc.) et les carnivores invertébrés (e.g. *Bolinus brandaris*, *Corystes cassivelaunus* etc.). Les carnivores vertébrés et invertébrés sont observés sur l'ensemble des stations en réserve et hors réserve avec des proportions de vertébrés à chaque fois plus importantes que d'invertébrés. Les filtreurs, détritivores et omnivores sont très peu voire pas observés sur cette profondeur toutes stations confondues (Figure 8).

En 2020, les groupes trophiques les plus observés dans les peuplements des stations aux profondeurs entre 7 et 9 m sont les suspensivores détritivores (*Amphiura* sp.), observés en forte proportion en réserve, les carnivores vertébrés (e.g. *Pomatoschistus* sp., *Callionymus* sp. etc.) et invertébrés (e.g. *Naticarius hebraeus*, *Corystes cassivelaunus* etc.) et les carnivores détritivores (Ophiuridés). Les filtreurs, détritivores et omnivores sont très peu, voire pas observés sur cette profondeur toutes stations confondues (Figure 8).

En 2016, les groupes trophiques les plus observés dans les peuplements des stations aux profondeurs entre 7 et 9 m sont les suspensivores détritivores observés en forte proportion en réserve, les suspensivores et les carnivores détritivores. Les carnivores vertébrés et invertébrés, les détritivores, les filtreurs et les omnivores sont très peu voire pas observés sur cette profondeur toute station confondue (Figure 8).

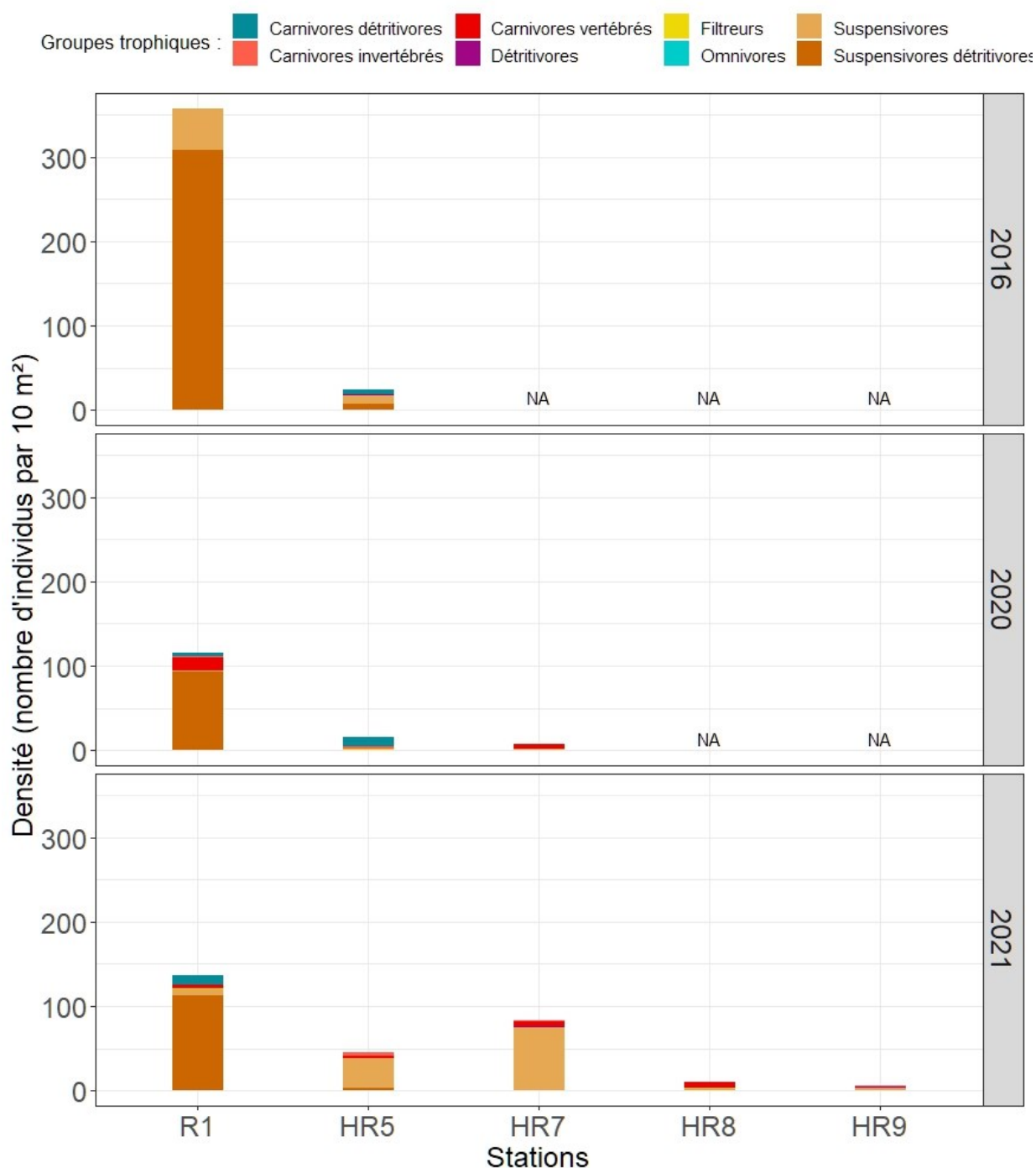


Figure 8. Répartition des densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) des groupes trophiques sur les stations dont les profondeurs vont de 7 à 9 m en réserve (R) et hors réserve (HR) en 2021.

Comparaison inter-annuelle et par rapport au cantonnement (réserve) :

Globalement, sur les stations les moins profondes (7 à 9 m), les suspensivores détritivores (*Amphiura* sp.) constituent le groupe trophique observé en plus grandes proportions par rapport aux autres, surtout dans la réserve (R1) sur les 3 années. Les suspensivores comme les sabellidés ou *Virgularia mirabilis* étaient observés en 2016 surtout dans la réserve, très peu en 2020 et de nouveau en 2021 plutôt hors réserve. Les carnivores vertébrés (e.g. *Pomatoschistus* sp., *Callionymus* sp. etc.) étaient très peu voire pas observés en 2016, en revanche on en observe en 2020 et 2021 globalement sur toutes les stations. Les carnivores invertébrés (e.g. *Naticarius hebraeus*, *Corystes cassivelaunus* etc.) ne sont pratiquement pas observés en 2016, en revanche on en observe en 2020 et 2021 surtout sur les stations HR5 et HR7. Les filtreurs,

détritivores et les omnivores sont très peu observés. Des fluctuations de la composition trophique du peuplement sont donc notables entre les années. La station R1, seule station peu profonde dans le cantonnement, se caractérise par la présence d'un faciès à *Amphiura* sp. observé lors des 3 suivis.

2.3.2.2 Profondeur de 10 à 12 m

En 2021, les groupes trophiques les plus observés dans les peuplements des stations plus profondes entre 10 et 12 m sont les suspensivores (e.g. *Sabella spallanzanii*, Hydrozoaires etc.) et les carnivores vertébrés (e.g. *Pomatoschistus* sp., *Callionymus* sp. etc.) et invertébrés (e.g. buccinidés, *Bolinus brandaris*). Les carnivores vertébrés et invertébrés sont observés en fortes proportions dans la réserve alors que les suspensivores semblent autant observés dans la réserve qu'hors réserve. Les détritivores sont observés en plus fortes proportions sur HR6. Les suspensivores détritivores, les filtreurs, les carnivores détritivores et les omnivores sont très peu voire pas observés toutes stations confondues (Figure 9).

En 2020, les groupes trophiques les plus observés dans les peuplements des stations plus profondes entre 10 et 12 m sont les suspensivores (e.g. *Sabella spallanzanii*, Hydrozoaires etc.), les carnivores vertébrés (e.g. *Pomatoschistus* sp., *Callionymus* sp. etc.), invertébrés (e.g. buccinidés, *Bolinus brandaris*). et les filtreurs (*Ditrupa arietina*). Une plus forte proportion de carnivores vertébrés est relevée sur HR6. Les carnivores détritivores (Ophiuridés) sont observés uniquement dans la réserve tandis que les détritivores (e.g. *Ocnus planci*, *Aporrhais* sp. etc.) sont observés hors réserve. De faibles proportions d'omnivores (*Macropodia* sp.) sont également observées. Les suspensivores détritivores ne sont peu voire pas observés (Figure 9).

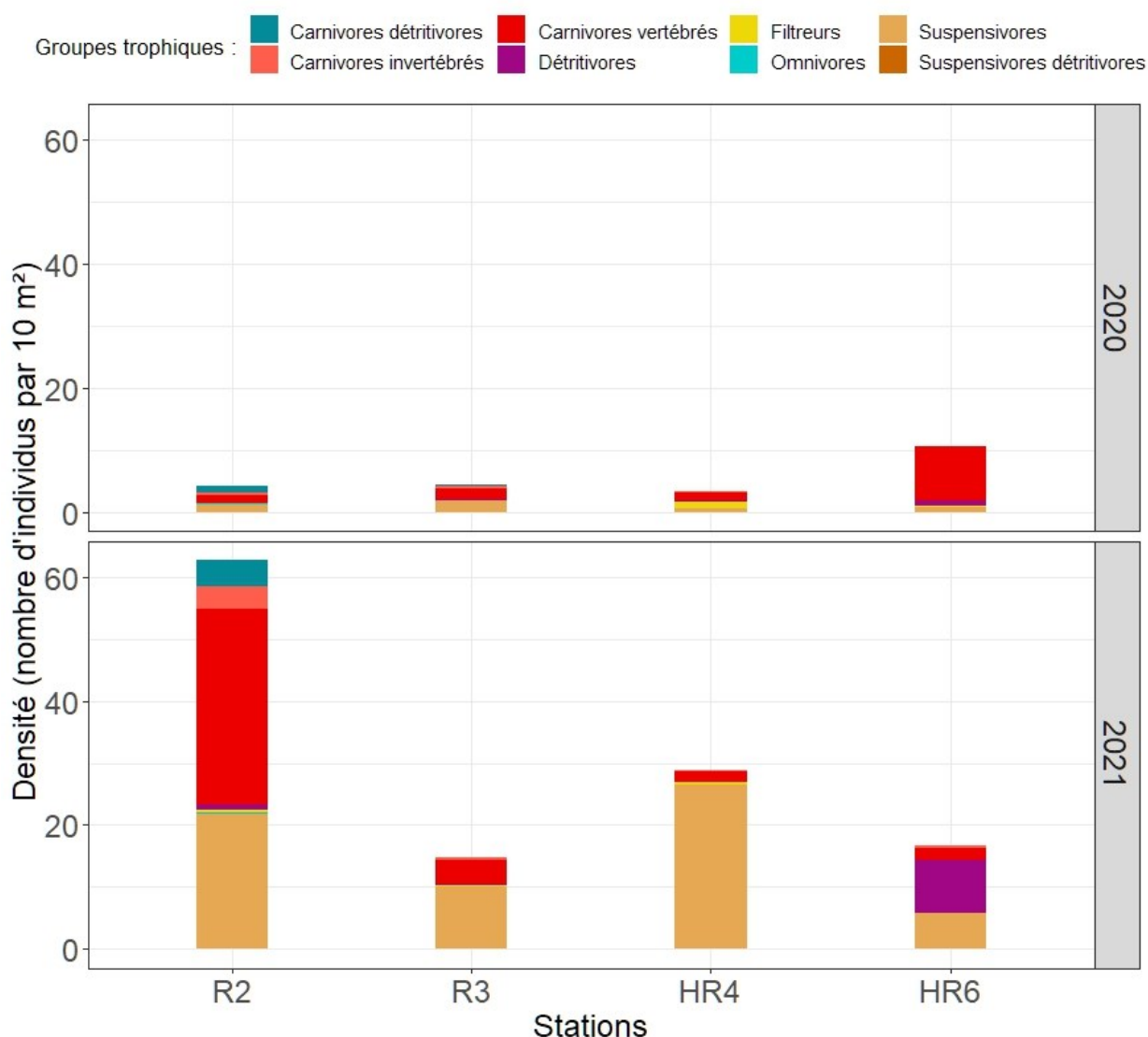


Figure 9. Répartition des densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) des groupes trophiques sur les stations dont les profondeurs vont de 10 à 12 m en réserve (R) et hors réserve (HR) en 2021.

Comparaison inter-annuelle :

Sur les stations les plus profondes (10 à 12 m), les suspensivores (e.g. *Sabella spallanzanii*, Hydrozoaires etc.) et les carnivores vertébrés (e.g. *Pomatoschistus* sp., *Callionymus* sp. etc.) et invertébrés (e.g. *Naticarius hebraeus*, *Corystes cassivelaunus* etc.) sont les groupes trophiques observés en plus fortes proportions dans les peuplements sur les 2 années 2020 et 2021. Les détritivores (e.g. *Ocnus planci*, *Aporrhais* sp. etc) sont observés surtout hors réserve sur les 2 années, en particulier sur HR6, située dans une cellule de décantation au cœur du golfe. Les filtreurs (*Ditrupa arietina*) étaient plus observés en 2020 qu'en 2021. Les carnivores détritivores (Ophiuridés) sont observés surtout sur les stations en réserve sur les 2 années également. Quelques omnivores (*Macropodia* sp.) sont observés en 2020 mais presque plus en 2021.

Comparaison entre les 2 profondeurs :

On observe globalement que les suspensivores détritivores (*Amphiura* sp.) dominent les peuplements sur les stations les moins profondes et sont absents sur les stations les plus profondes, sans doute en raison de la granulométrie beaucoup plus fine au-delà de 9-10 m de profondeur. Les détritivores (e.g. *Ocnus planci*, *Aporrhais* sp. etc), filtreurs (e.g. *Ditrupa arietina*.

Acanthocardia aculeata) et omnivores (*Macropodia* sp.) sont plus observés sur les stations les plus profondes. Les suspensivores (e.g. *Sabella spallanzanii*, Hydrozoaires etc.), carnivores vertébrés (e.g. *Pomatoschistus* sp., *Callionymus* sp. etc.) et invertébrés (e.g. *Naticarius hebraeus*, *Corystes cassivelaunus* etc.) et les carnivores détritivores (Ophiuridés) sont globalement observés sur les 2 gammes de profondeur.

2.3.3 Analyse par compartiments trophiques

Une analyse des densités ou recouvrements moyens pour chaque compartiment trophique est présentée ci-après.

2.3.3.1 Producteurs primaires

En **2020**, les producteurs primaires sont observés uniquement sur la station HR7 avec 0.08 % $\pm$ 0.08 de recouvrement moyen et en 2016 uniquement sur la station S05 avec 3.75 % $\pm$ 0.86.

En **2021**, des producteurs primaires sont observés sur les stations R02, HR7 et HR9. Le recouvrement moyen sur HR9 de 8.67 % $\pm$ 3.07 est fortement supérieur à celui des autres stations (KW, p-value < 0.001) (Tableau 15, Figure 10).

Tableau 15. Valeurs de recouvrement moyen (% par 10 m²) par les producteurs primaires par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Recouvrement moyen	Et	Ert	Recouvrement moyen	Et	Ert
R	R01	7 à 9 m	0	0	0	0	0	0
	R02	10 à 12 m	0	0	0	0.17	0.39	0.11
	R03	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
HR	HR4	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR5	7 à 9 m	0	0	0	0	0	0
	HR6	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR7	7 à 9 m	0.08	0.29	0.08	0.08	0.29	0.08
	HR8	7 à 9 m				0	0	0
	HR9	7 à 9 m				8.67	10.63	3.07

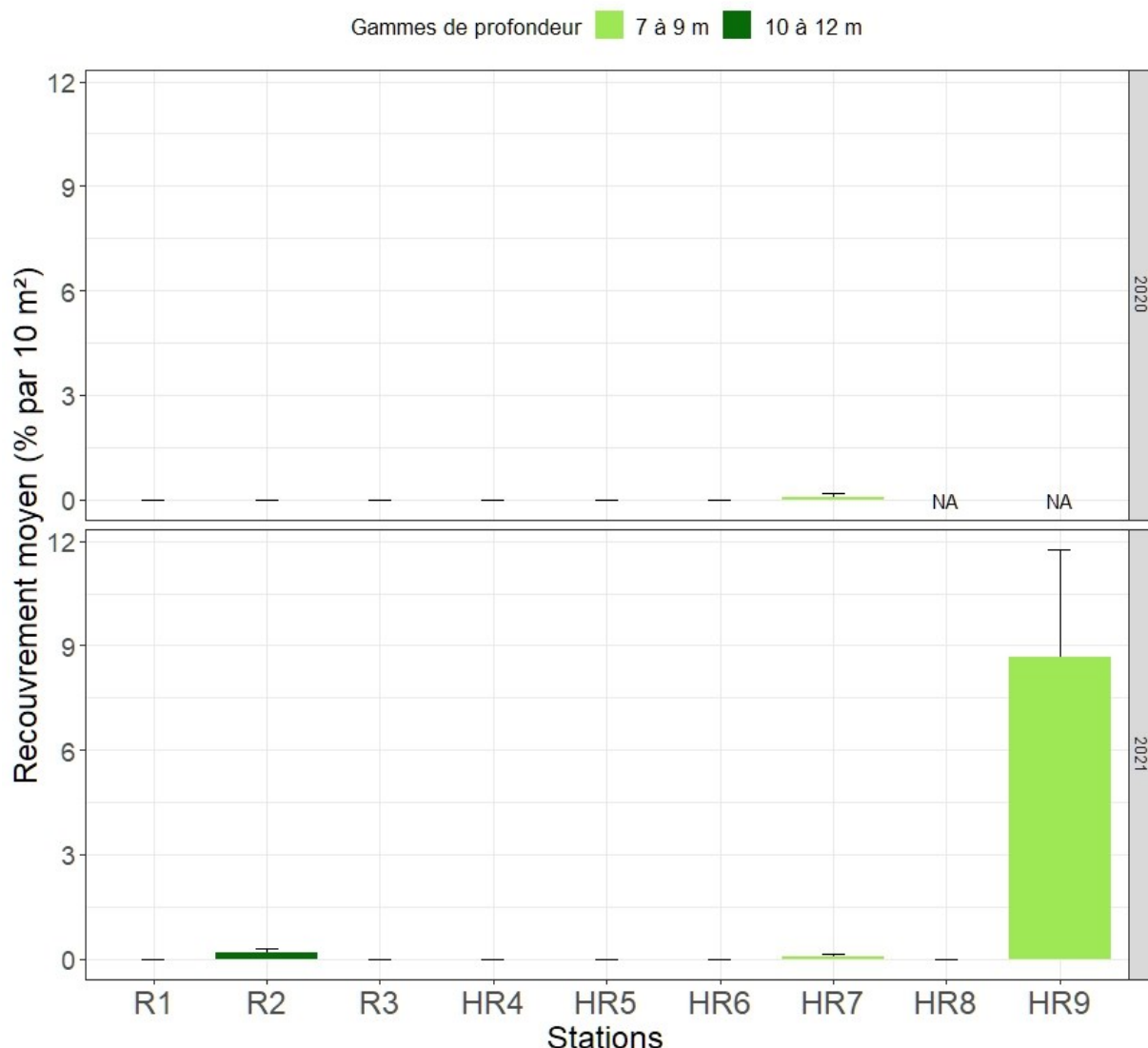


Figure 10. Recouvrements moyens (% par 10 m²) de producteurs primaires par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeurs en 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.2 Suspensivores

En 2020, les suspensivores sont globalement observés sans différence significative sur les 2 gammes de profondeur (KW, p-value = 0.5049), selon le mode de gestion (KW, p-value = 0.1515) et selon les stations (KW, p-value = 0.1814) (Tableau 16, Figure 11).

En 2021, la profondeur et le mode de gestion n'ont pas d'effet significatif sur les densités de suspensivores (KW, p-value > 0.05). Néanmoins, la densité moyenne de 74.92 ± 11.93 individus par 10 m² de la station HR7 est significativement plus élevée que sur les autres stations (KW, p-value < 0.001). Celle de HR5 avec 34.58 ± 3 individus par 10 m² est également significativement plus élevée que les stations R01, R03, HR6, HR8, HR9 (KW, p-value < 0.01) (Figure 11).

Le nombre d'observations de suspensivores est très hautement significativement plus important en 2021 par rapport à 2020 (KW, p-value < 0.001). Ces différences sont dues notamment à l'abondance de jeunes *Sabella spallanzanii* et d'hydres.

Tableau 16. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de suspensivores par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R1	7 à 9 m	1.58	1.73	0.5	7.5	5.37	1.55
	R2	10 à 12 m	1.25	1.06	0.3	21.83	7.73	2.23
	R3	10 à 12 m	1.75	2.73	0.79	10.17	5.18	1.5
HR	HR4	10 à 12 m	0.5	0.52	0.15	26.5	10.86	3.13
	HR5	7 à 9 m	0.5	0.8	0.23	34.58	10.39	3
	HR6	10 à 12 m	0.75	0.75	0.22	5.75	3.19	0.92
	HR7	7 à 9 m	2.08	2.07	0.6	74.92	41.32	11.93
	HR8	7 à 9 m				2.25	2.18	0.63
	HR9	7 à 9 m				3.33	2.96	0.86

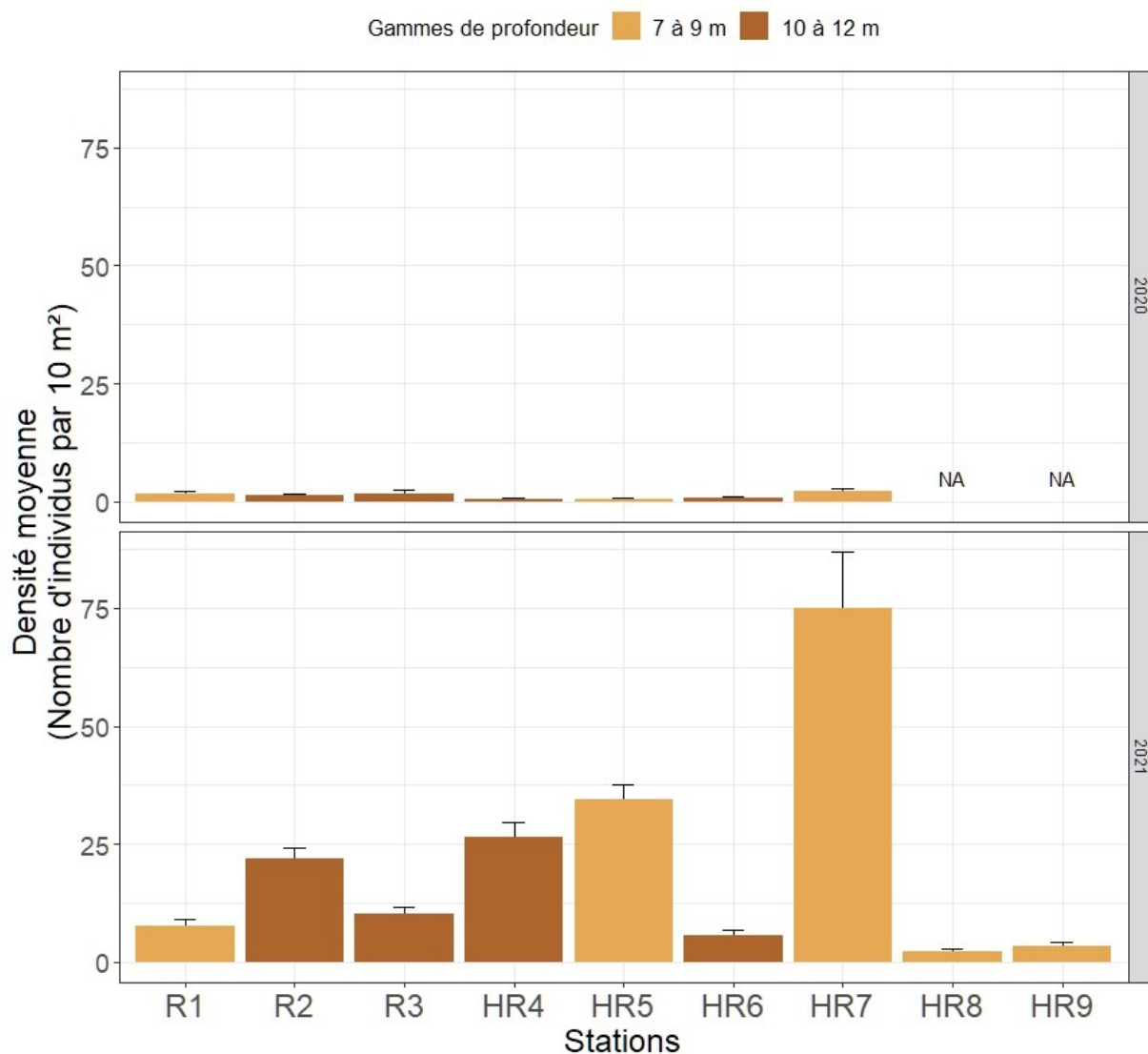


Figure 11. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de suspensivores par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeurs en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.3 Suspensivores / détritivores

Les suspensivores-détritivores ne sont représentés que par *Amphiura* sp. (Tableau 17).

Tableau 17. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de suspensivores détritivores par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R01	7 à 9 m	92.5	56.91	16.43	112.25	85.74	24.75
	R02	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	R03	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
HR	HR4	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR5	7 à 9 m	0	0	0	3.33	7.78	2.25
	HR6	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR7	7 à 9 m	0	0	0	0	0	0
	HR8	7 à 9 m				0	0	0
	HR9	7 à 9 m				0	0	0

En **2020**, les suspensivores détritivores (*Amphiura* sp.) ne sont observés que sur la station R1 avec une densité de 92.5 ± 16.4 individus par 10 m² (Figure 12).

En **2021**, les suspensivores détritivores (*Amphiura* sp.) sont observés uniquement sur les stations R1 et HR5. La densité de suspensivores détritivores est plus importante sur R1 avec une densité moyenne de 112.3 ± 24.8 individus par 10 m² par rapport à HR5 avec 3.3 ± 2.3 individus par 10 m² (Figure 12).

Il n'y a pas de différence significative entre les 2 années (KW, p-value = 0.375).

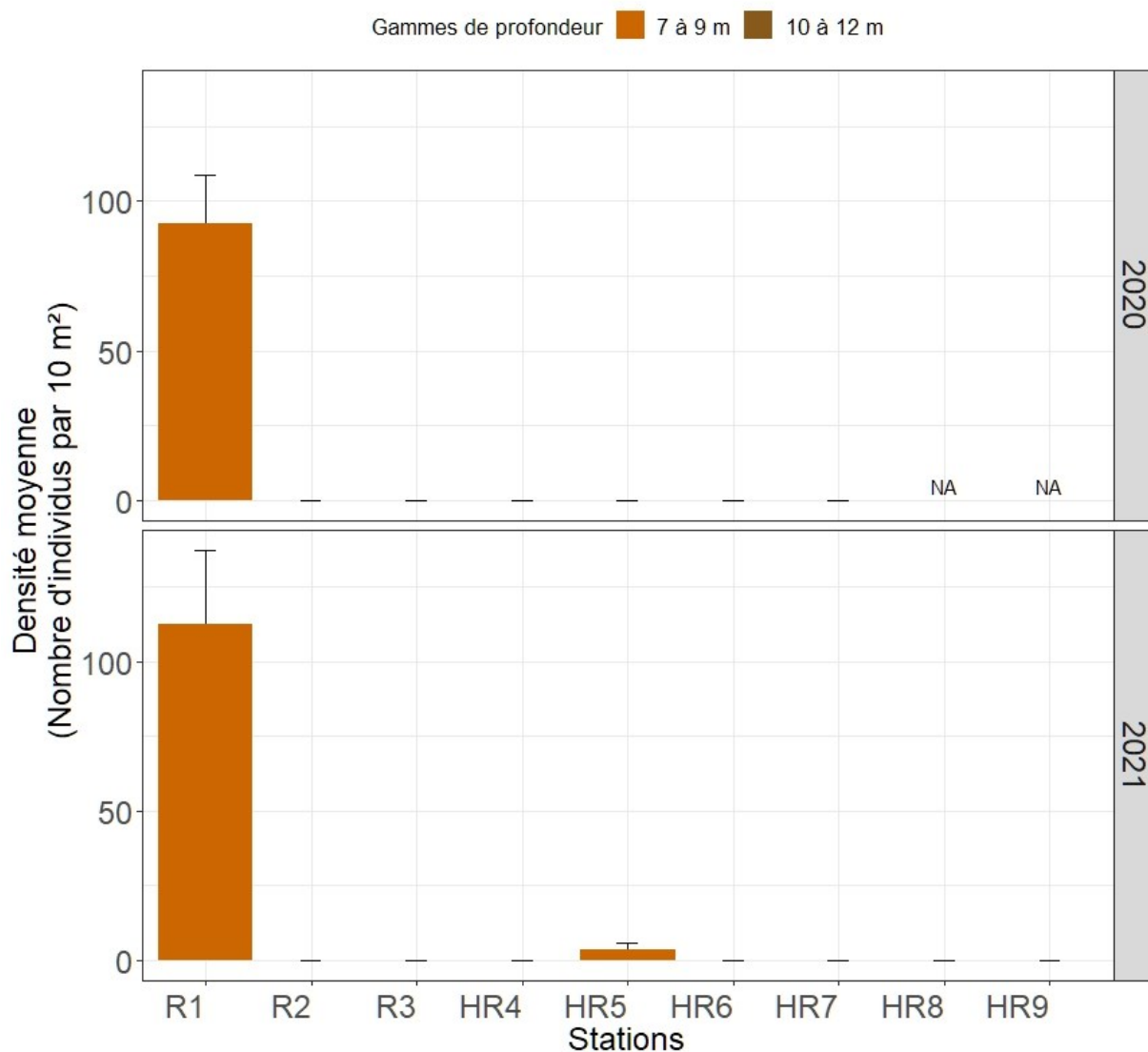


Figure 12. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de suspensivores détritivores par station en réserve et hors réserve entre 7 et 9 m en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.4 Filtreurs

Les filtreurs sont présents sur l'ensemble des stations au moins une année, à l'exception de HR9 uniquement échantillonnée en 2021 (Tableau 18).

Tableau 18. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de filtreurs par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R1	7 à 9 m	0	0	0	1.25	2.8	0.81
	R2	10 à 12 m	0.08	0.29	0.08	0.33	0.49	0.14
	R3	10 à 12 m	0.17	0.39	0.11	0.08	0.29	0.08

HR	HR4	10 à 12 m	1.08	1.51	0.43	0.33	0.65	0.19
	HR5	7 à 9 m	0.33	0.65	0.19	0.08	0.29	0.08
	HR6	10 à 12 m	0.25	0.45	0.13	0	0	0
	HR7	7 à 9 m	0.08	0.29	0.08	0.33	0.49	0.14
	HR8	7 à 9 m				0.33	0.65	0.19
	HR9	7 à 9 m				0	0	0

En **2020**, il n'y a aucune différence significative entre niveaux de gestion (KW, p-value = 0.2877) ou entre les gammes de profondeur (KW, p-value = 0.8731). On ne note pas de différence significative entre les stations du fait de la forte variabilité observée (KW, p-value = 0.5038). Cependant, la densité moyenne de filtreurs sur HR4 présente une tendance à être plus élevée que sur les autres stations avec une valeur de 1.08 ± 0.43 individus par 10 m^2 .

En **2020**, la densité de filtreurs est plus importante en dehors de la réserve (KW, p-value = 0.0262). La densité moyenne de filtreurs sur HR4 est la seule station significativement supérieure aux stations R1, R2 et HR7 avec une valeur de 1.08 ± 0.43 individus par 10 m^2 (KW, p-value < 0.05) (Figure 13).

En **2021**, il n'y a aucune différence significative entre les niveaux de gestion mais une tendance semble se dessiner pour les stations en réserve (KW, p-value = 0.0715) poussée par des valeurs supérieures observées en station R1 (1.25 ± 0.81 individus par 10 m^2), supérieure aux stations HR6 et HR9 (KW, p-value < 0.05). La différence est plus marquée si l'on s'intéresse uniquement aux stations situées entre 7 et 9 m, pour lesquelles les densités de filtreurs sont plus importantes en réserve que hors-réserve (KW, p-value = 0.01434). De manière globale, les gammes de profondeur ne sont cependant pas discriminante pour la densité des filtreurs en 2021 (KW, p-value = 0.3890) (Figure 13).

Les densités moyennes de filtreurs en 2021 ne sont significativement pas plus élevées qu'en 2020 (KW, p-value = 0.8798).

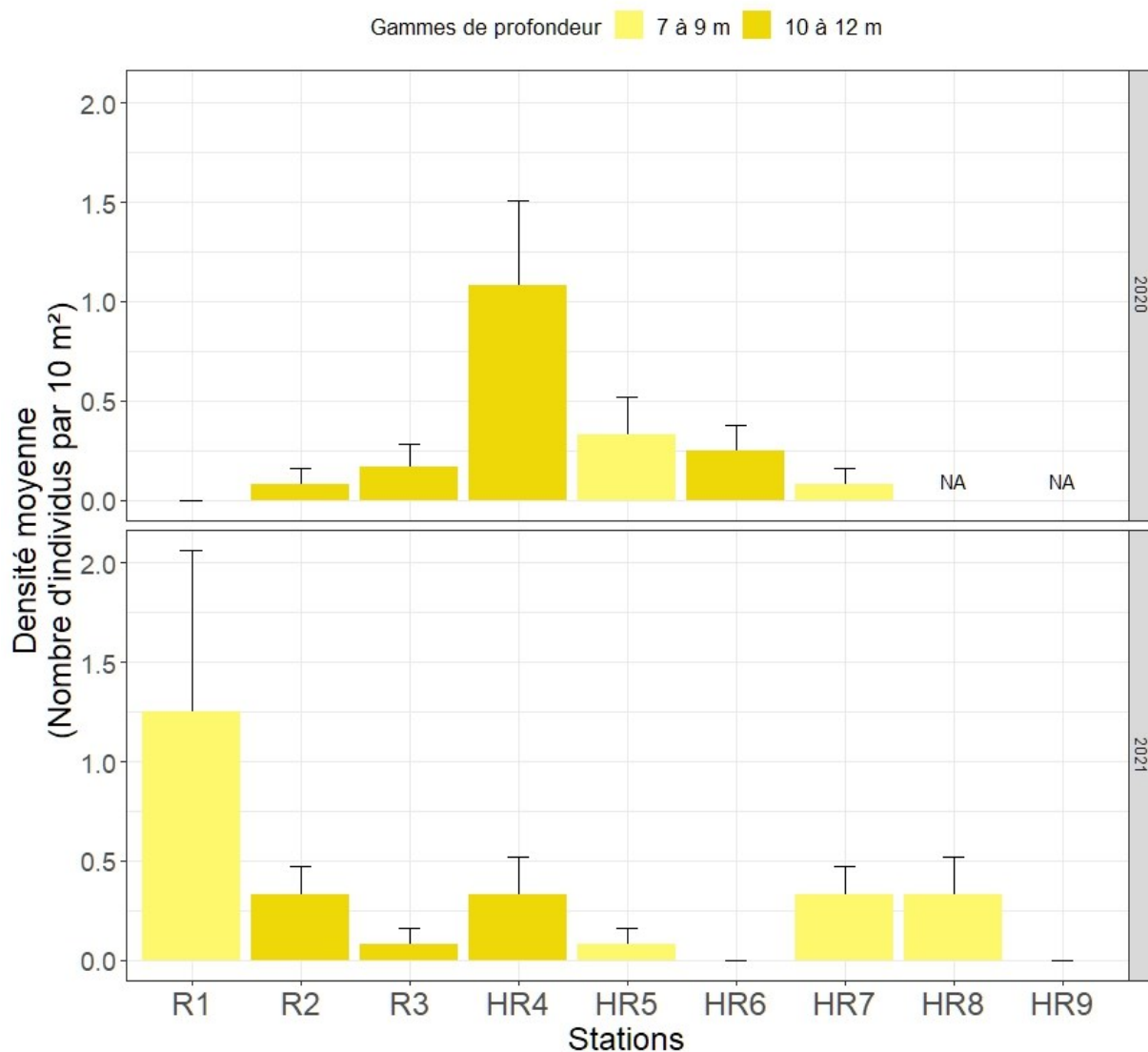


Figure 13. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de filtreurs par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeur en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.5 Détritivores

Les détritivores sont observés sur toutes les stations au moins une fois au cours des 2 années d'échantillonnage avec globalement une densité plus élevée en 2021 (non significatif, KW p-value = 0.5342) (Tableau 19).

Tableau 19. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de détritivores par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R01	7 à 9 m	0.08	0.29	0.08	0	0	0
	R02	10 à 12 m	0	0	0	0.92	2.87	0.83
	R03	10 à 12 m	0.08	0.29	0.08	0.17	0.58	0.17

HR	HR4	10 à 12 m	0.25	0.62	0.18	0.17	0.39	0.11
	HR5	7 à 9 m	0.5	0.9	0.26	0.67	0.98	0.28
	HR6	10 à 12 m	0.83	0.72	0.21	8.5	28.82	8.32
	HR7	7 à 9 m	0	0	0	0.5	1.17	0.34
	HR8	7 à 9 m				0.5	0.67	0.19
	HR9	7 à 9 m				0.58	1.44	0.42

En **2020**, les densités de détritivores ne sont pas significativement différentes en fonction du niveau de gestion (KW, p-value = 0.6177) ou de la gamme de profondeur (KW, p-value = 0.2664). Il n'y pas de différence significative entre les stations non plus du fait de la forte variabilité (KW, p-value = 0.402). On remarque néanmoins que la densité moyenne de HR6 de 0.83 ± 0.21 individus par 10 m^2 a tendance à être plus élevée que les autres stations (Figure 14).

En **2021**, les densités de détritivores sont significativement plus importantes en dehors de la réserve qu'au sein de la réserve (KW, p-value = 0.0059). La profondeur n'est pas influente sur les densités de détritivores (KW, p-value = 0.2989). La différence entre réserve et hors réserve est encore accentuée si l'on tient compte uniquement des stations plus profondes situées entre 10 et 12 m (KW, p-value = 0.021). La station HR6 se distingue des autres stations par ses densités de détritivores élevées (0.83 ± 0.21 individus par 10 m^2) en étant significativement supérieures à HR4, HR7, R1, R2 et R3 (KW, p-value < 0.05).

En **2021**, les densités de détritivores sont, comme en 2020, significativement plus importantes en dehors de la réserve par rapport aux stations en réserve (KW, p-value = 0.0204). Aucune différence n'est visible en fonction de la profondeur (KW, p-value = 0.2447). Il n'y pas de différence significative entre les stations non plus du fait de la forte variabilité (KW, p-value = 0.2721). On remarque cependant que la densité moyenne de HR6 de 8.5 ± 8.32 individus par 10 m^2 est nettement plus élevée que les autres stations, mais possède également une forte valeur d'erreur type (Figure 14).

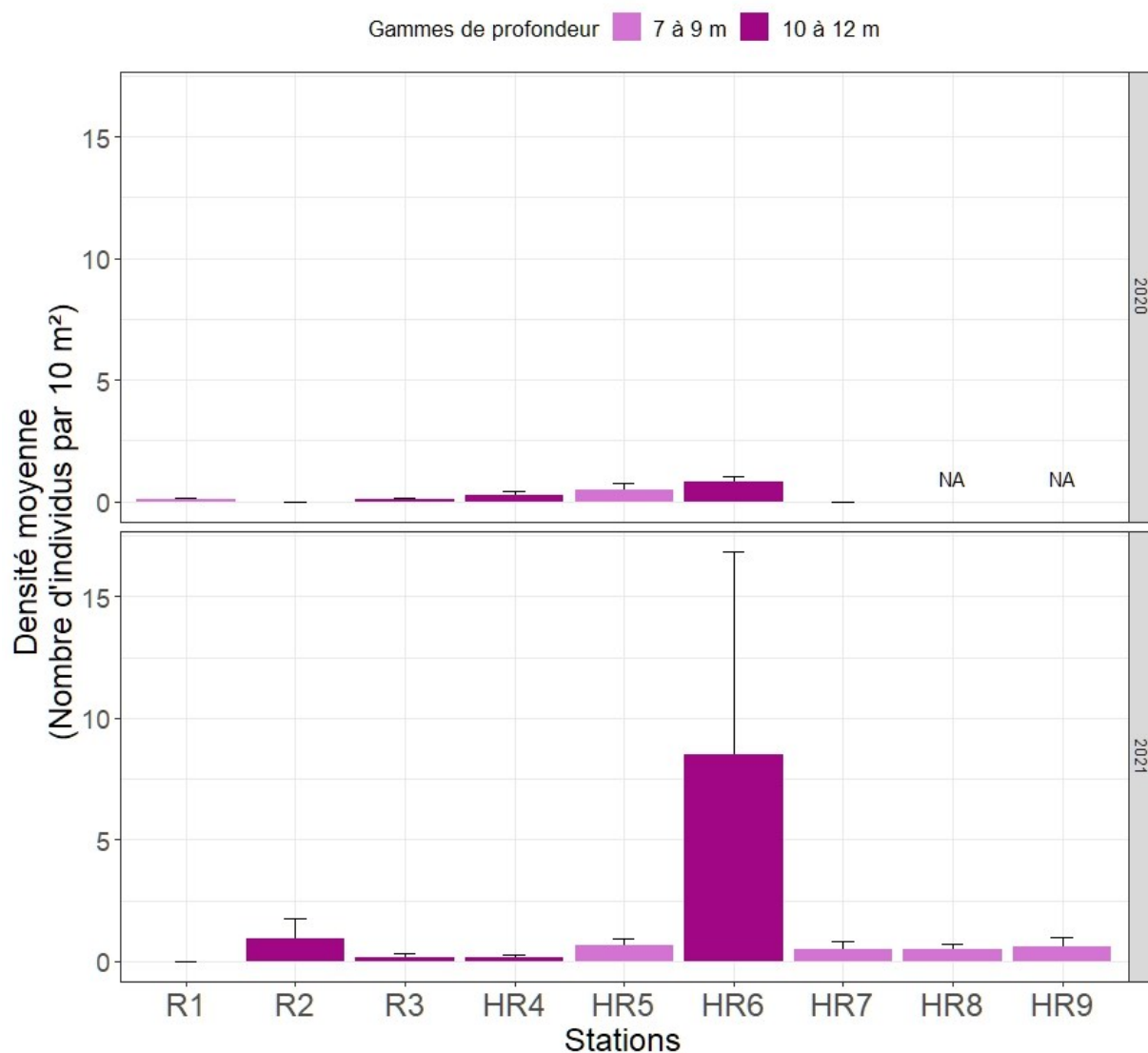


Figure 14. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de détritivores par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeur en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.6 Omnivores

Les omnivores, peu abondants, sont observés sur 4 stations en 2020 et 3 en 2021, et à chaque fois dans R1 et R2. Aucune différence n'est observée entre les années (KW, p-value = 0.5342) (Tableau 20).

Tableau 20. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) d'omnivores par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R1	7 à 9 m	0.08	0.29	0.08	0.25	0.45	0.13

	R2	10 à 12 m	0.17	0.39	0.11	0.25	0.62	0.18
	R3	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
HR	HR4	10 à 12 m	0.08	0.29	0.08	0	0	0
	HR5	7 à 9 m	0.33	0.49	0.14	0	0	0
	HR6	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR7	7 à 9 m	0	0	0	0.17	0.39	0.11
	HR8	7 à 9 m				0	0	0
	HR9	7 à 9 m				0	0	0

En **2020**, il n'y a aucune différence significative entre les densités moyennes d'omnivores en fonction du niveau de gestion (KW, p-value = 0.7490) ou de la gamme de profondeur (KW, p-value = 0.2407). Une différence semble se dessiner entre les stations (KW, p-value = 0.0559) entre HR5 et les stations nulles R3, HR6 et HR7. Les moyennes de densités sur R1 et R2 sont respectivement de 0.08 ± 0.08 individus par 10 m^2 et 0.17 ± 0.11 individus par 10 m^2 et sur HR4 et HR5 de 0.08 ± 0.08 individus par 10 m^2 et 0.33 ± 0.14 individus par 10 m^2 (Figure 15).

En **2021**, le niveau de gestion joue un rôle dans l'abondance des omnivores puisqu'ils sont observés en plus grand nombre dans la réserve (KW, p-value = 0.0267). La gamme de profondeur n'a cependant aucun effet sur la densité d'omnivore (KW, p-value = 0.4046). Des différences sont observées entre stations de manière globale (KW, p-value = 0.0475), puisque des omnivores ont été observés sur les stations R1 et R2 avec respectivement des densités moyennes de 0.25 ± 0.13 individus par 10 m^2 et 0.25 ± 0.18 individus par 10 m^2 , et sur HR7 avec 0.17 ± 0.11 individus par 10 m^2 . Aucune différence n'est visible entre ces 3 stations (p-value > 0.05) (Figure 15).

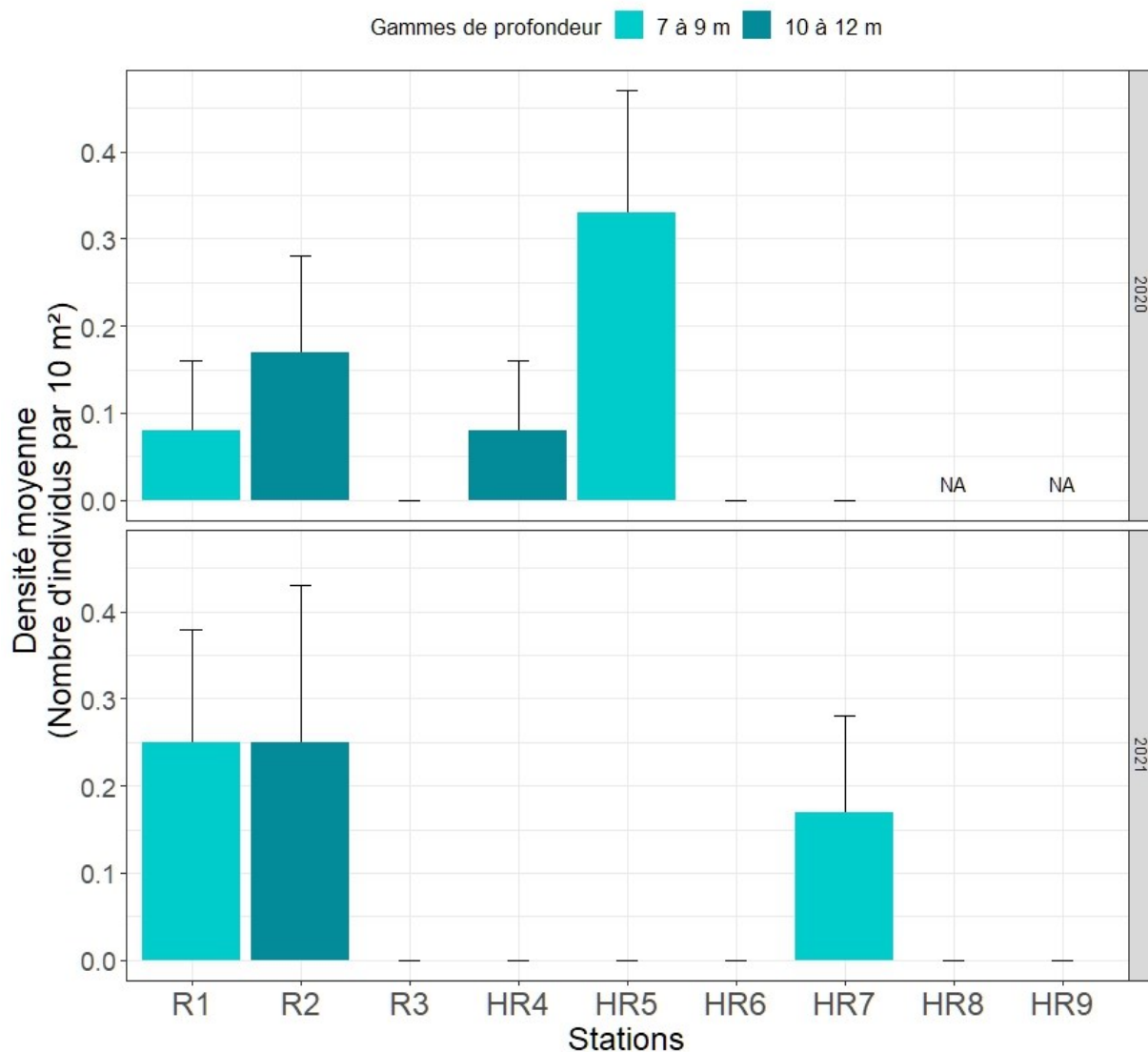


Figure 15. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) d'omnivores par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeur en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.7 Carnivores / détritivores

Ce groupe abrite majoritairement des ophiuridae avec des densités très variables entre stations. Aucune différence n'a été observée entre les deux années de suivi (KW, p-value = 0.5342) (Tableau 21).

Tableau 21. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de carnivores détritivores par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R01	7 à 9 m	5.33	7.35	2.12	10.83	15.17	4.38
	R02	10 à 12 m	1.08	2.61	0.75	4.17	6.03	1.74
	R03	10 à 12 m	0.17	0.39	0.11	0.08	0.29	0.08

HR	HR4	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR5	7 à 9 m	10.5	4.36	1.26	0.58	0.67	0.19
	HR6	10 à 12 m	0	0	0	0	0	0
	HR7	7 à 9 m	0	0	0	0	0	0
	HR8	7 à 9 m				1.17	2.12	0.61
	HR9	7 à 9 m				0	0	0

En **2020**, il n'y a aucune différence significative entre les densités moyennes de carnivores détritvires en fonction du niveau de gestion (KW, p-value = 0.8224). Cette densité est quant à elle significativement plus élevée sur la gamme de profondeur 7-9 m par rapport à la gamme 10-12 m (KW, p-value < 0.001). La densité moyenne de la station HR5 (10.5 ± 1.26 individus par 10 m^2) et de R1 (5.33 ± 2.12 individus par 10 m^2) sont significativement plus élevées que celle de l'ensemble des autres stations (KW, p-value < 0.05) (Figure 16).

En **2021**, la densité moyenne de carnivores détritvires en réserve est significativement plus élevée qu'hors de la réserve (KW, p-value = 0.0011). La gamme de profondeur n'induit pas de différence significative entre les densités moyennes (KW, p-value = 0.2146) en revanche il y a une différence significative entre les stations (KW, p-value < 0.001). La densité moyenne sur la station R1 (10.83 ± 4.38 individus par 10 m^2), R2 (4.17 ± 1.75 individus par 10 m^2), HR5 (0.58 ± 0.19 individus par 10 m^2) et HR8 (1.17 ± 0.61 individus par 10 m^2) sont significativement supérieures aux stations R3 (0.08 ± 0.08 individus par 10 m^2) et HR4, HR6, HR7 et HR9 toutes nulles (Figure 16).

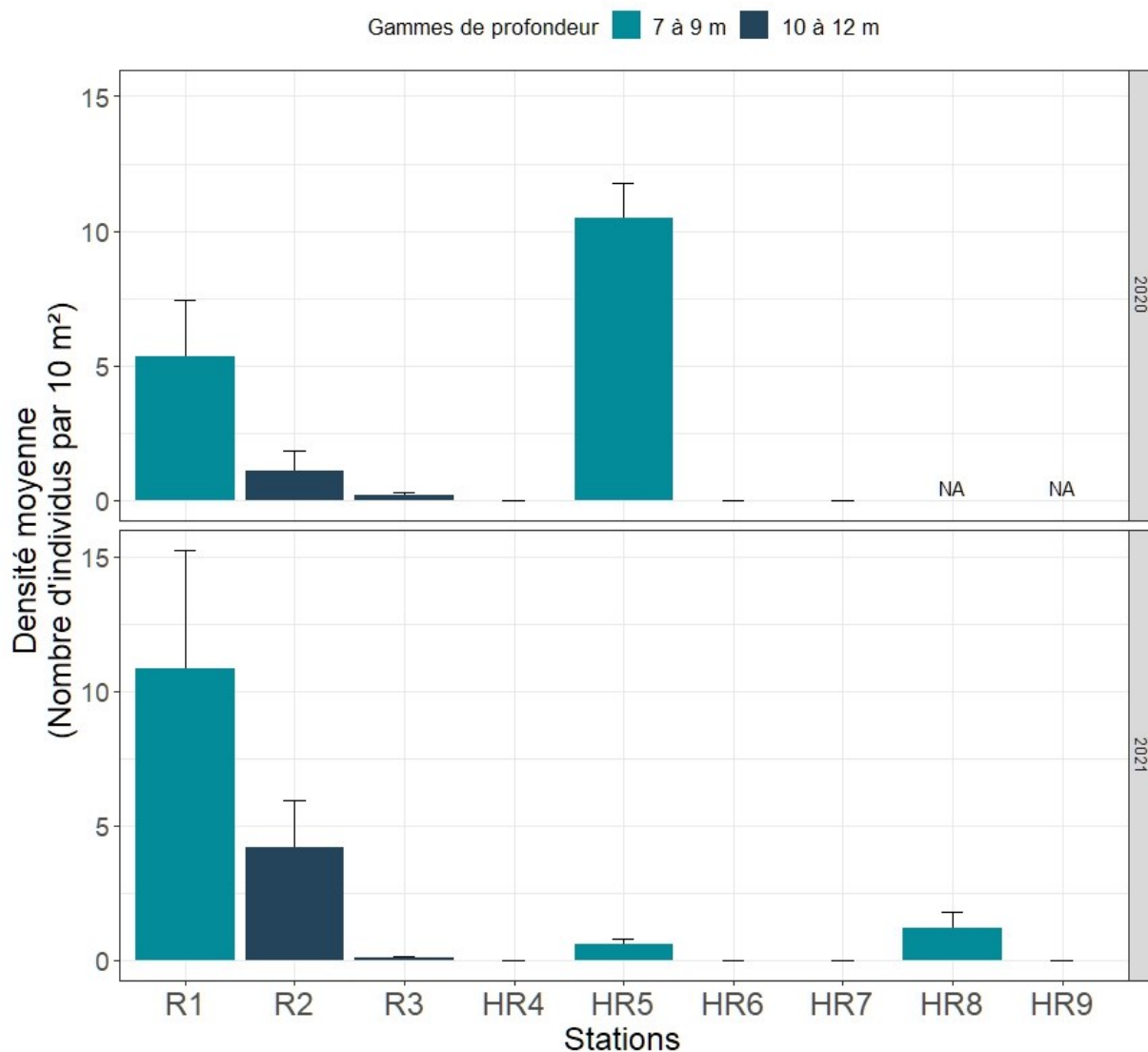


Figure 16. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de carnivores détritivores par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeur en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.3.3.8 Carnivores vertébrés

Les carnivores vertébrés, représentés par les poissons téléostéens, ont été observés sur toutes les stations au cours des deux années de suivi (2020-2021). Globalement, aucune différence significative n'a été observée entre les 2 années (KW, p-value = 0.5342) (Tableau 22).

Tableau 22. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de carnivores vertébrés par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

			2020			2021		
Gestion	Station	Gamme de profondeur	Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R1	7 à 9 m	16.25	19.18	5.54	3.83	2.04	0.59
	R2	10 à 12 m	1.17	1.99	0.58	31.5	54.28	15.67
	R3	10 à 12 m	1.75	1.6	0.46	3.92	1.88	0.54

HR	HR4	10 à 12 m	1.17	1.03	0.3	1.67	1.92	0.56
	HR5	7 à 9 m	0.42	0.67	0.19	2.42	2.84	0.82
	HR6	10 à 12 m	8.67	6.21	1.79	1.92	1.51	0.43
	HR7	7 à 9 m	4.58	4.1	1.18	6.42	8.85	2.55
	HR8	7 à 9 m				6.42	5.85	1.69
	HR9	7 à 9 m				0.83	1.19	0.34

En **2020**, la densité moyenne de carnivores vertébrés n'est pas significativement différente en fonction du statut de gestion (KW, p-value = 0.8866 et en fonction de la gamme de profondeur (KW, p-value = 0.4675). On note également une différence hautement significative entre les stations (KW, p-value < 0.001). La densité moyenne de carnivores vertébrés sur la station R1 de 16.25 ± 5.54 individus par 10 m^2 est significativement plus élevée que celle de toutes les autres stations sauf HR6 et HR7 (KW, p-value < 0.05) (Figure 17).

En **2021**, on note également une densité moyenne de carnivores vertébrés significativement plus élevée en réserve (KW, p-value = 0.0008) sans influence de la gamme de profondeur (KW, p-value = 0.9402). Malgré une valeur moyenne moins importante, la station HR8 est la station qui se différencie le plus des autres par sa valeur médiane la plus élevée (aucun comptage nul), (KW, p-value < 0.05). La station R2, fortement poussée par une forte densité sur 1 réplicat, n'est finalement différentes que de la station HR9 (KW, p-value = 0.009) (Figure 17).

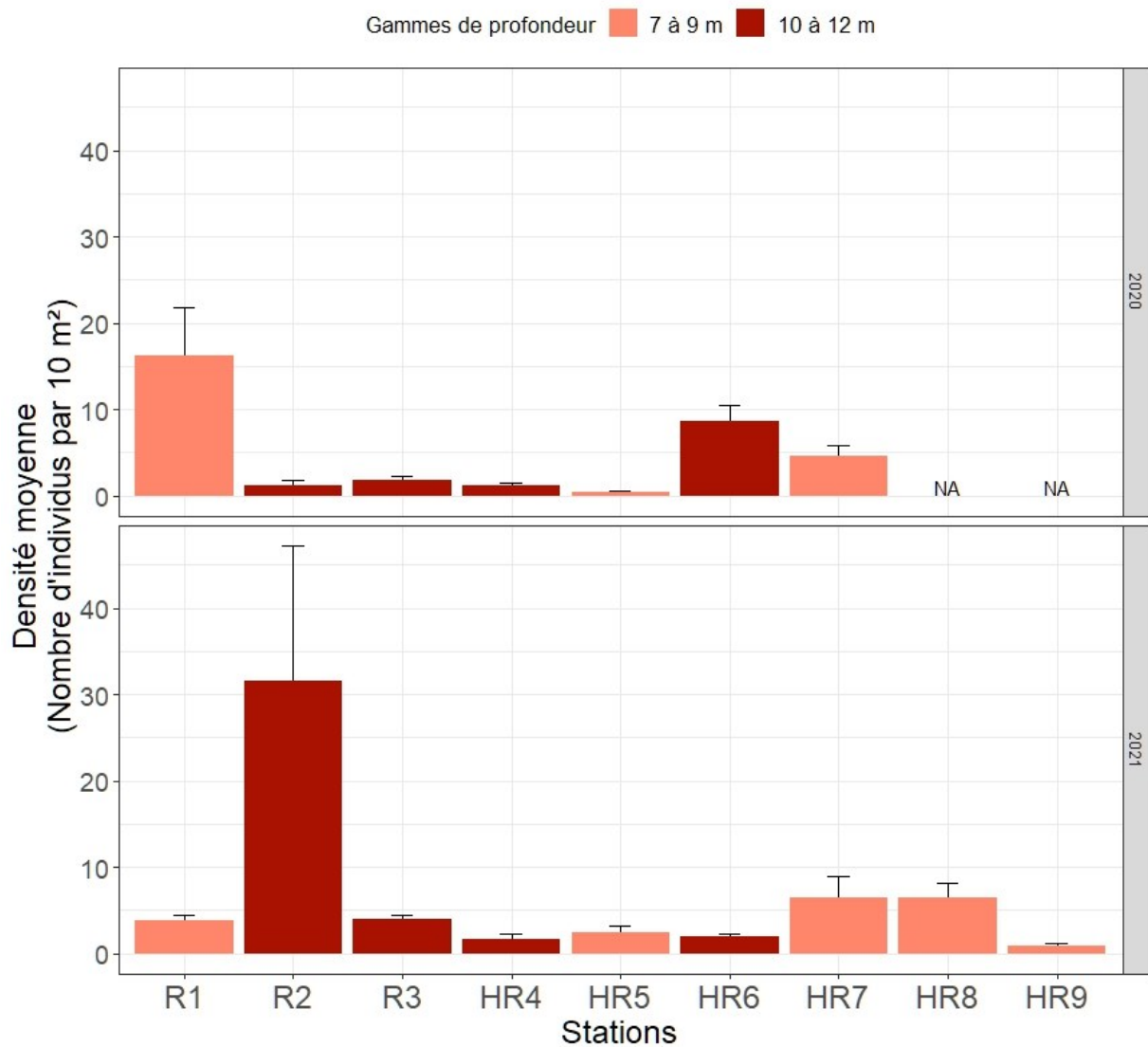


Figure 17. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de carnivores vertébrés par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeur en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

Toutes stations confondues, les densités moyennes de carnivores vertébrés ne sont pas différentes en fonction de l'année d'échantillonnage (KW, p-value = 0.5342).

2.3.3.9 Carnivores invertébrés

Les carnivores invertébrés sont présents sur toutes les stations lors des deux suivis (2020 et 2021) (Tableau 23).

Tableau 23. Valeurs de densité moyenne (nombre d'individus par 10 m²) de carnivores invertébrés par station et par mode de gestion pour les années 2020 et 2021. Les cases vides correspondent aux stations non évaluées l'année en question (Et : écart-type ; Ert : Erreur-type).

Gestion	Station	Gamme de profondeur	2020			2021		
			Densité moyenne	Et	Ert	Densité moyenne	Et	Ert
R	R01	7 à 9 m	0.25	0.45	0.13	0.17	0.39	0.11
	R02	10 à 12 m	0.42	0.67	0.19	3.67	1.83	0.53
	R03	10 à 12 m	0.42	0.67	0.19	0.42	0.67	0.19
HR	HR4	10 à 12 m	0.17	0.39	0.11	0.25	0.45	0.13
	HR5	7 à 9 m	2.75	1.14	0.33	4.08	2.35	0.68
	HR6	10 à 12 m	0.17	0.39	0.11	0.5	0.8	0.23
	HR7	7 à 9 m	0.50	0.52	0.15	1.08	1	0.29
	HR8	7 à 9 m				0.17	0.39	0.11
	HR9	7 à 9 m				1.83	2.41	0.69

En **2020**, il n'y a aucune différence significative entre les densités moyennes de carnivores invertébrés en fonction du niveau de gestion mais on observe tout de même une tendance avec des valeurs en HR5 qui globalement, augmente les densités en dehors de la réserve (KW, p-value = 0.0676). La gamme de profondeur a un effet significatif sur ces densités avec des valeurs plus élevées entre 7 à 9 m (toujours tiré par la station HR5 ; KW, p-value = 0.0004). Comme dit précédemment, la densité de la station HR5 est significativement supérieure aux autres stations (KW, p-value < 0.05) (Figure 18).

En **2021**, il n'y a aucune différence significative entre les densités moyennes de carnivores invertébrés en fonction du niveau de gestion (KW, p-value = 0.9031) ou de la gamme de profondeur (KW, p-value = 0.5241). Les densités sont différentes selon les stations (KW, p-value < 0.001). En effet, les densités de carnivores invertébrés des stations R2, HR5 et HR9 sont significativement plus élevées que sur les autres stations (KW, p-value < 0.05) (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

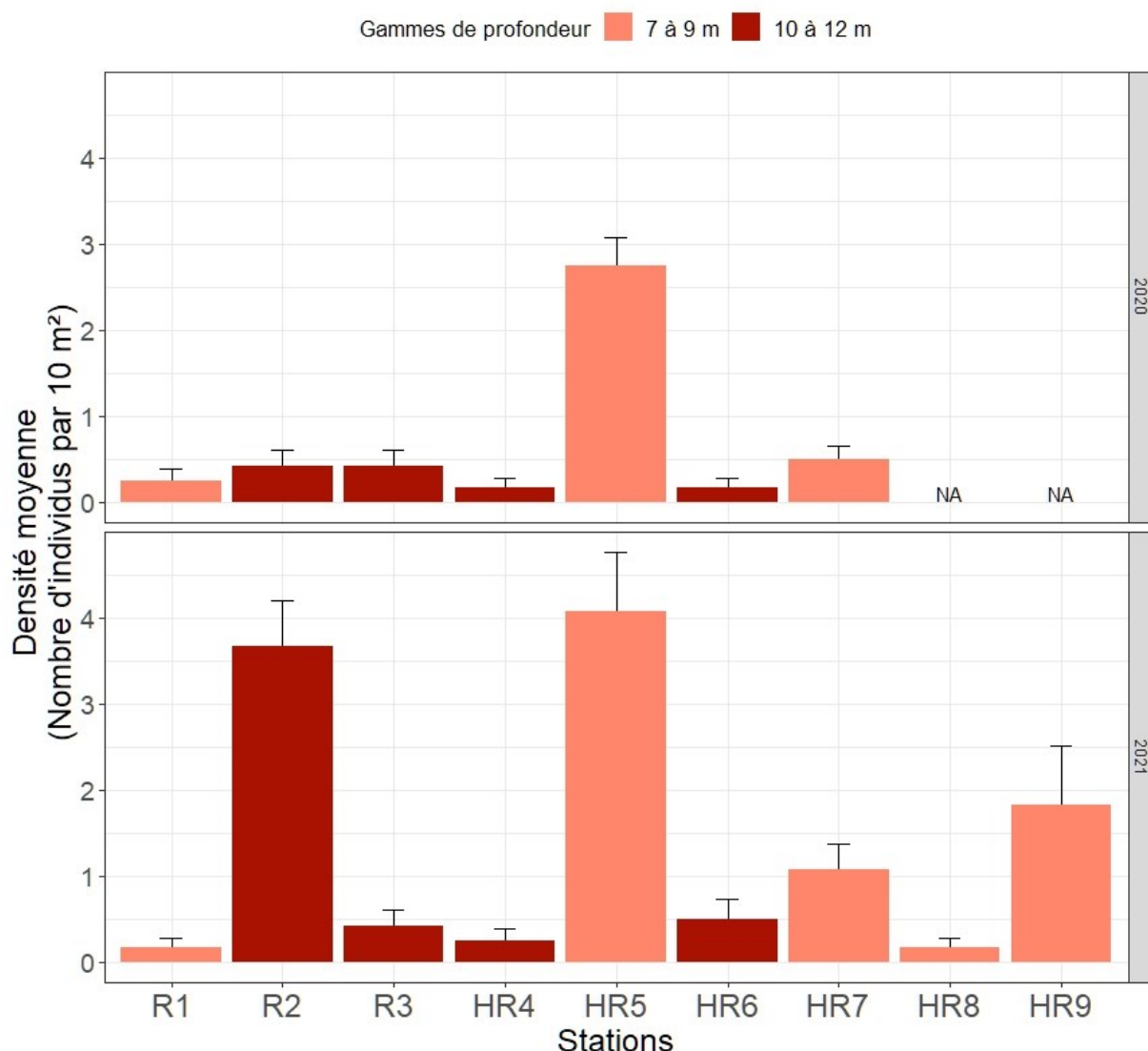


Figure 18. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de carnivores invertébrés par station en réserve et hors réserve sur les 2 gammes de profondeur en 2020. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

2.4 Sélection des descripteurs

L'analyse réalisée met en évidence le fait que les habitats de substrats meubles sont des milieux très fluctuants avec une variation inter-annuelle de la composition en espèces importante. Il y a d'une part, des facteurs naturels qui influencent la structure des communautés : la profondeur et l'augmentation rapide de la proportion de fraction fine, l'hydrologie locale avec une cellule de décantation connue au cœur du golfe, le caractère agrégatif du recrutement et de l'installation de certaines espèces (*Virgularia mirabilis*, *Sabella spallanzanii*, *Pomatoschistus* spp., etc.). D'autre part, la stratégie d'échantillonnage ne permet pas de comparer une situation suffisamment contrastée entre une situation dans le cantonnement sans dégradation mécanique et une situation impactée où la pression par les chalutiers est connue et avérée. Les stations hors réserves HR4 à HR7 se situent donc trop proche du cantonnement. L'effet positif de la présence du cantonnement sur la réduction du chalutage illégal s'étend probablement sur l'ensemble du golfe, les chalutiers contournant maintenant le golfe à la limite des 2.5-3 milles nautiques (PNRC comm. pers.).

Sur la base de l'ensemble des observations réalisées, une liste de descripteurs de l'état des substrats meubles est présentée ci-après. Ces descripteurs concernent principalement la partie épibenthique et ne suffisent pas à une évaluation globale de l'état de conservation. Idéalement, la sélection de ces descripteurs doit se faire sur la base des différences observées entre des stations aux configurations contrastées (niveau de pression, configuration biogéographique). Ce n'est pas le cas dans notre stratégie d'échantillonnage. D'autres mesures dans d'autres secteurs géographiques, dans le Golfe du Lion par exemple, seront nécessaires et devraient être possible dans le cadre du programme Life Marha. A ce stade, nous proposons de façon pragmatique les descripteurs ci-dessous (Tableau 24, Tableau 25).

Les descripteurs liés à la diversité taxonomique n'ont pas été privilégiés en raison de la difficulté d'identification au niveau spécifique pour de nombreux groupes.

Tableau 24. Liste des descripteurs potentiels de l'état de conservation des substrats meubles des stations du Golfe de Beauduc.

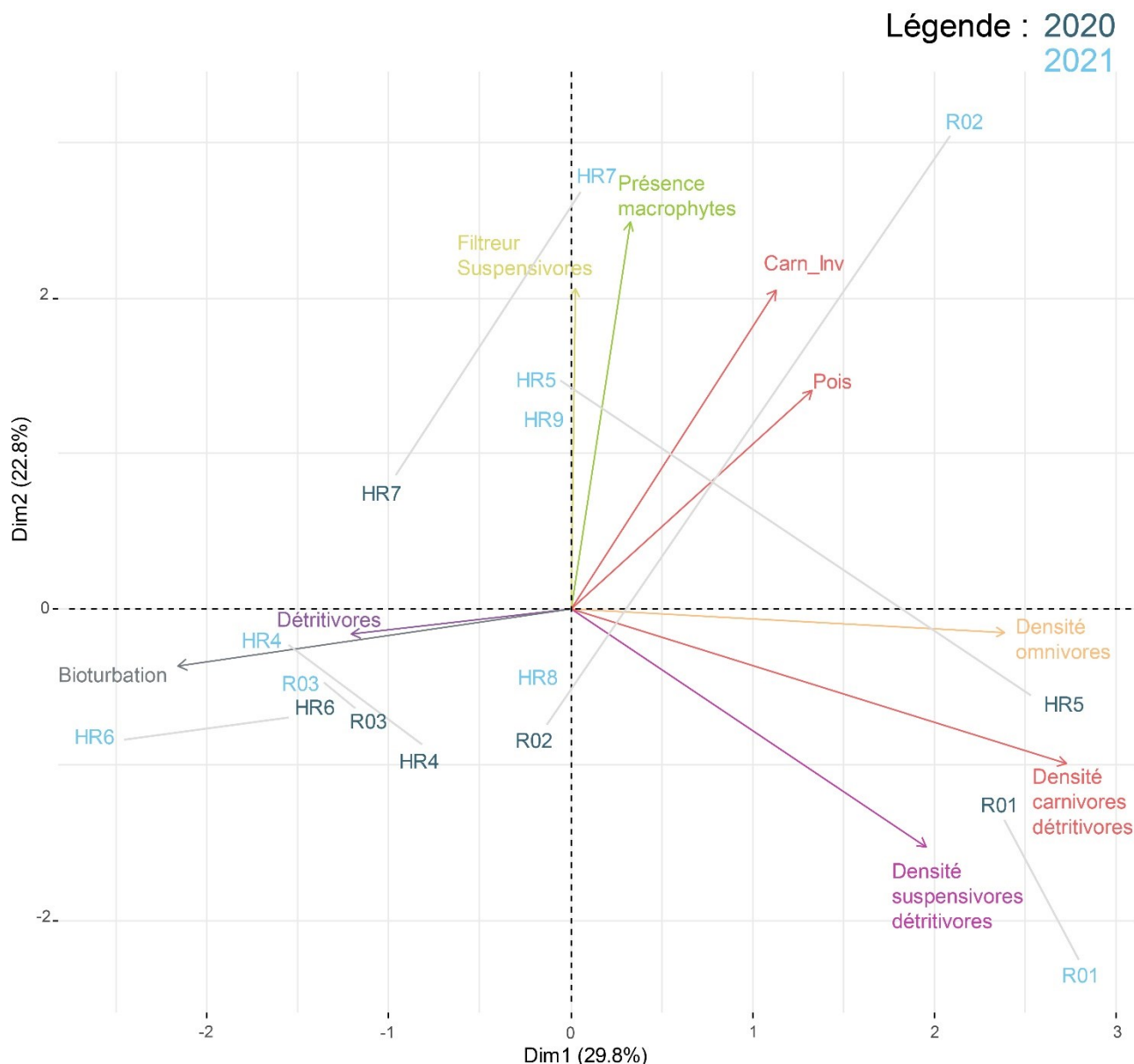
Compartiment	Descripteur	Unité	Sélection	Justification
Producteurs primaires	Recouvrement moyen par les macrophytes	% de recouvrement (une valeur par réplikat)	Oui mais avec un faible poids	Très peu d'observation. Anecdote mais localement intéressant car contribuant à la complexification de l'habitat
Producteurs primaires	Macrophytes	Présence / Absence de grands groupes (chlorobiontes, rhodobiontes, phaeophyceae)	Oui	Peut témoigner d'une stabilité propice au développement de macrophytes et une meilleure oxygénation du milieu
Suspensivores	Densité moyenne de suspensivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	Evalue l'intégrité physique du substrat et l'abondance de matière en suspension dans le milieu
Suspensivores / détritivores	Densité moyenne de suspensivores / détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	A fusionner avec les suspensivores
Filtreurs	Densité moyenne de filtreurs	Nombre d'individus par 10 m ²	Non	Peu d'observation par rapport aux suspensivores mais également une bonne indication de l'intégrité du substrat.
Filtreurs /Suspensivores	Densité moyenne de filtreurs et suspensivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	Permet de prendre en compte les filtreurs (fusion des descripteurs précédents)
Détritivores	Densité moyenne de détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	Densités faibles mais intéressant pour une évaluation fonctionnelle
Omnivores	Densité moyenne d'omnivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Non	Peu d'observation à fusionner éventuellement avec les carnivores ?
Omnivores	Diversité moyenne d'omnivores	Nombre d'espèces	Oui	Peu d'abondance donc ne considérer que la diversité taxonomique
Carnivores détritivores	Densité moyenne de carnivores détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	Peut-être indicatrice d'une perturbation (espèces opportunistes)
Carnivores vertébrés	Densité moyenne de carnivores vertébrés	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	Indicateur d'une bonne qualité de niveaux trophiques plus haut
Carnivores invertébrés	Densité moyenne sur les 2 gammes de profondeur	Nombre d'individus par 10 m ²	Oui	Indicateur d'une bonne qualité de niveaux trophiques plus haut
Macrofaune du sédiment	Bioturbation	Classe semi-quantitative	Oui	Approximation insuffisante à ce stade
Litière détritique	Recouvrement par les débris végétaux	Recouvrement %	Oui	Valeurs souvent nulles à très faible, localement importante, structurant l'habitat

Tableau 25. Ensemble des descripteurs ; unités et codes finaux sélectionnés pour évaluer l'état de conservation des substrats meubles.

Compartiment	Descripteur	Unité	Code
Producteurs primaires	Macrophytes (recouvrement ou présence par groupe)	Recouvrement ou Présence / Absence	Macro
Suspensivore / détritivores	Densité moyenne de suspensivores / détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Susp_Det
Filtreurs /Suspensivores	Densité moyenne de filtreurs et suspensivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Filt_Susp
Détritivores	Densité moyenne de détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Det
Omnivores	Diversité moyenne d'omnivores	Nombre d'espèce par station	Omn
Carnivores détritivores	Densité moyenne de carnivores détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Carn_Det
Carnivores invertébrés	Densité moyenne de carnivores invertébrés	Nombre d'individus par 10 m ²	Carn_inv
Carnivores vertébrés (poissons)	Densité moyenne de poissons	Nombre d'individus par 10 m ²	Pois
Bioturbation	Classe de bioturbation	0-1-2-3	Biot
Litière détritique	Recouvrement par les débris végétaux	Recouvrement %	Lit

La projection des stations sur les deux premiers axes de l'ACP centrée réduite des descripteurs sélectionnés, expliquant 52.6% de la variabilité totale, montre des stations qui sont influencées par le même descripteur pendant les 2 années comme les stations R01, R03 ou HR6, quand d'autres subissent un changement marquant comme les stations R2 ou HR5 (Figure 19). Ce résultat montre qu'il peut y avoir une variabilité interannuelle importante observée sur l'épifaune des substrats meubles. Cette ACP permet également de former 4 groupes de descripteurs corrélés entre eux :

- La densité des carnivores détritivores, des suspensivores détritivores et des omnivores influençant fortement les stations R1 (2020/2021) et HR5 2020 ;
- La densité des détritivores et la présence de bioturbation influençant majoritairement les stations HR6, R03 et HR4 en 2020 et en 2021. Ce groupe est négativement corrélé avec la densité d'omnivore ;
- La densité de carnivores d'invertébrés et la densité des poissons, influençant la station R02 en 2021 ;
- La densité de filtreur suspensivores et la présence de macrophytes influençant la station HR7 en 2021.



2.5 Evaluation de l'état de conservation

Sur la base des descripteurs sélectionnés, il est possible de définir pour chaque compartiment l'influence sur l'état de conservation de l'habitat, c'est-à-dire d'une part sur sa structure et d'autre part sur son fonctionnement (Tableau 26). Parmi ces descripteurs, la litière n'est pas représentée. Sur la base de nouvelles acquisitions dans d'autres configurations et zones géographiques, ce descripteur pourra être pris en considération.

A ce stade, il n'y a pas de facteurs de pondération pour chaque compartiment, il va de soi que les différents compartiments ont un poids différent qui traduit leur importance dans le fonctionnement de l'écosystème (e.g. les macrophytes auront un poids beaucoup plus faible par rapport aux filtreurs et suspensivores).

Il est donc possible de définir l'état de conservation, au sens de la directive habitat (Lepareur *et al.*, 2011 ; Delavenne *et al.*, 2020, 2021) au niveau de nos stations de suivi. L'exercice est présenté dans le Tableau 27. La définition de l'EC est à ce stade encore basé sur un dire

d'expert puisque les différents descripteurs mériteraient d'être calibrés dans d'autres conditions environnementales. Les couleurs attribuées pour chaque compartiment évalué par station sont purement indicatives.

Sur la base de nos descripteurs, l'état de conservation est considéré comme bon (B) ou excellent (A). Les 3 stations au sein du cantonnement ont un EC excellent ainsi que HR5, HR6 et HR7. La structure des habitats est considérée comme excellente pour toutes les stations dans le golfe. Elle est liée à une bioturbation modérée ou importante ou bien à la présence de faciès structurant l'habitat. Les stations HR8 et HR9, avec un EC seulement bon, ont une structure seulement bonne (ii) en raison d'une bioturbation faible et de l'absence de suspensivores. Cette évaluation méritera d'être affinée en incluant d'autres stations en dehors du golfe de Beauduc (They de la Gracieuse, banc de l'Espiguette) là où des pressions anthropiques sont avérées, en particulier le chalutage illégal.

Il est intéressant de constater que cette évaluation de l'EC est cohérente avec les indicateurs AMBI (Borja *et al.*, 2003) et BENTIX (Zenetos *et al.*, 2005) mesurés par In Vivo (2012) en 2011, avant la création du cantonnement (Figure 20). Bien que ces résultats à l'époque doivent être nuancés, les auteurs soulignant le besoin d'intercalibration (Dauvin *et al.*, 2012), à l'échelle du golfe du Lion (Labrune *et al.*, 2006), cette tendance reste intéressante.

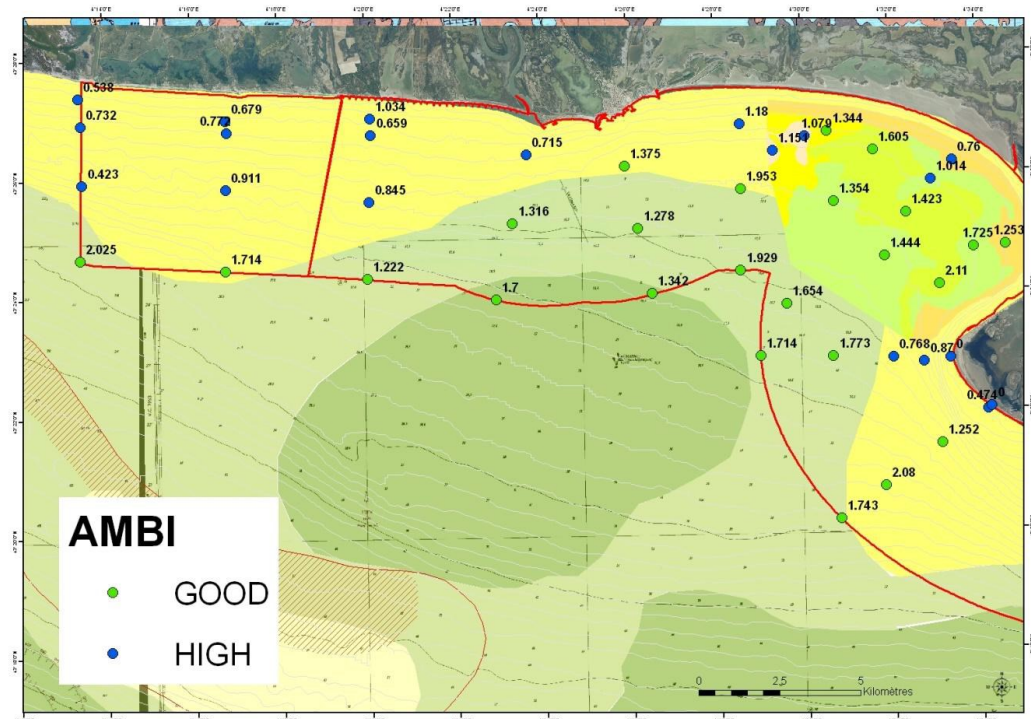


Figure 20. Indicateur AMBI mesuré sur les stations suivies par In Vivo (2012).

D'ici la fin du programme Marha (2025), un livrable complètera la présente analyse en prenant en compte les données acquises au cours de la phase 3 (2022-2023) sur un nombre de stations plus élevé réparti entre le banc de l'Espiguette à l'Ouest et le They de la Gracieuse à l'Est (Figure 21). L'objectif est de mieux discriminer spatialement les substrats meubles avec des niveaux de pressions anthropiques plus variés.



Figure 21. Stations suivies en 2022.

Tableau 26. Implication des compartiments de l'écosystème des substrats meubles pour l'évaluation de l'état de conservation à travers la structure et la fonction de l'habitat.

Compartiment	Descripteur	Unité	Code	Numéro	Etat de conservation		
					Structure	Fonction	Commentaire
Producteurs primaires	Macrophytes	Présence / Absence	Macro	1	x		Anecdote sur les substrats meubles, peut permettre la fixation d'organismes
Suspensivore / détritivores	Densité moyenne de suspensivores / détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Susp_Det	2		x	Consommation des particules en suspension et détritiques
Filtreurs /Suspensivores	Densité moyenne de filtreurs et suspensivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Filt_Susp	3	x	x	La faune épigée comme les plumes de mer (<i>Virgularia mirabilis</i>) par exemple peut former des faciès structurant, consommation des particules en suspension
Détritivores	Densité moyenne de détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Det	4		x	Régulation et dégradation de la matière organique
Omnivores	Diversité moyenne d'omnivores	Nombre d'espèce par station	Omn	5		x	Consommateurs opportunistes
Carnivores détritivores	Densité moyenne de carnivores détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	Carn_Det	6a		x	Consommateurs secondaires, régulation et dégradation de la matière organique
Carnivores vertébrés (poissons)	Densité moyenne de poissons	Nombre d'individus par 10 m ²	Pois	6b		x	Consommateurs secondaires, frayère ou nurserie (<i>Serranus</i> spp., <i>Mullus</i> spp.)
Carnivores invertébrés	Densité moyenne de carnivores invertébrés	Nombre d'individus par 10 m ²	Carn_inv	6c		x	Consommateurs secondaires
Bioturbation	Bioturbation moyenne codée de 0 à 3	Moyenne du code de 1 à 3 attribué par 10 m ²	Biot	7	x		Conditionné par la profondeur et l'endofaune présente

Tableau 27. Evaluation de la structure et de la fonction des compartiments écosystémiques pour la définition de l'état de conservation pour chaque station de suivi. Les astérisques attribués aux numéros de compartiments indiquent leur utilité pour l'évaluation : *de la structure et de la fonction, ** de la fonction seule, *** de la structure seule. EC : Etat de conservation. Cf. tableau précédent pour les unités.

												Etat de conservation			
Stations	Habitat	Profondeur	1***	2**	3*	4**	5**	6a**	6b**	6c**	7***	St.	Fct.	EC	Commentaire
R1	SFBC 1110	7-9 m	0	112.25	8.75	0	1	10.83	3.83	0.17	1.8	i	i	A	La majorité des compartiments sont bien évalués
R2	Transition SFBC-VTC	10-12 m	1	0	22.16	0.92	1	4.17	31.5	3.67	2	i	i	A	L'ensemble des compartiments sont bien évalués
R3	Transition SFBC-VTC	10-12 m	0	0	10.25	0.17	0	0.08	3.92	0.42	3	i	ii	A	Peu de détritivore
HR4	Transition SFBC-VTC	10-12 m	0	0	26.83	0.17	0	0	1.67	0.25	3	i	iii	B	Peu de détritivores, peu de poisson, peu de carnivore invertébré
HR5	SFBC 1110	7-9 m	0	3.33	34.66	0.67	0	0.58	2.42	4.08	1.9	i	ii	A	Peu de poisson mais reste des compartiments bien représenté
HR6	Transition SFBC-VTC	10-12 m	0	0	5.75	8.5	0	0	1.92	0.5	3	i	ii	A	Peu de poisson mais reste des compartiments bien représenté
HR7	Transition SFBC-VTC	7-9 m	1	0	75.25	0.5	1	0	6.42	1.08	2	i	i	A	L'ensemble des compartiments sont bien évalués
HR8	SFBC 1110	7-9 m	0	0	2.58	0.5	0	1.17	6.42	0.17	1	ii	ii	B	Peu de filtreurs / suspensivores, peu de carnivore invertébré
HR9	SVMC 1160	7-9 m	1	0	3.33	0.58	0	0	0.83	1.83	1	ii	ii	B	Peu de filtreurs / suspensivores, peu de poisson

2.6 Discussion

2.6.1 Lien avec les pressions anthropiques

L'intérêt du site du Golfe de Beauduc est la présence du cantonnement de pêche mis en place en 2013. Depuis sa création, le chalutage illégal avéré a quasiment disparu, permettant aux fonds meubles de se 'régénérer' et de jouer à nouveau des rôles fonctionnels jusqu'à présents perturbés : retour de juvéniles de poissons plats et autres, présence d'espèces dressées, etc. Une comparaison des cartographies de Noël (2008) et Seaviews (2022) confirme cette disparition des traces de passage des chalutiers. In Vivo (2012) soulignait que l'abondance d'espèces opportunistes dans les prélèvements de sédiment pouvait être liée à cette pression de chalutage à l'époque (2011) (Figure 22). Il serait intéressant d'évaluer cette proportion d'espèces opportunistes près de 10 ans après la mise en œuvre du cantonnement pour confirmer cette amélioration constatée sur l'épifaune.

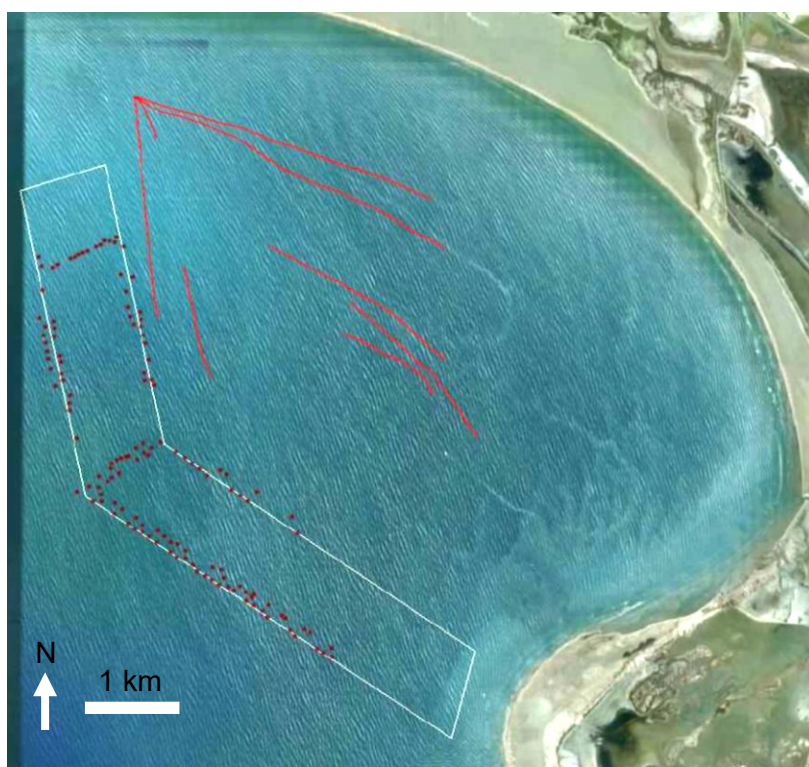


Figure 22. Localisation des récifs anti-chalut et de traces de chalutage dans le golfe de Beauduc en 2008 (source Noël, 2008 ; modifié par In Vivo, 2012).

A partir de nos résultats, nous n'avons pas pu discriminer les stations préservées (dans le cantonnement) des stations toujours impactées. En effet, la présence du cantonnement oblige les chalutiers à ne pas rentrer dans le Golfe en restant plus ou moins à la limite des 3 milles. Nos stations 'hors réserve' se situent donc dans une zone où le chalutage a également quasiment disparu. Les données VMS et AIS n'ont pas été exploitées dans le cadre de notre travail.

La présence de faciès d'ophiuridés, de vérétilles, de *Virgularia mirabilis*, une ichtyofaune ainsi qu'une faune invertébrée vagile bien présentes laisse penser à un meilleur état de conservation des fonds meubles qu'avant 2013.

En dehors du chalutage, il y a d'autres activités anthropiques dans le golfe de Beauduc. Le PNRC réalise un suivi de la fréquentation maritime qui met en évidence une fréquentation importante mais beaucoup plus faible par rapport à d'autres secteurs du littoral de la Région

Sud ou d'Occitanie, en particulier en raison de l'éloignement par rapport aux ports les plus proches. Seaviews (2022) ont recensés près de 400 signaux de pêches au cours de leurs investigations dans le cadre de la cartographie du golfe de Beauduc (Figure 23). Ce chiffre indicatif n'est cependant pas quantifiable et ne peut définir l'ampleur de la pression de pêche dans le golfe autour du cantonnement.

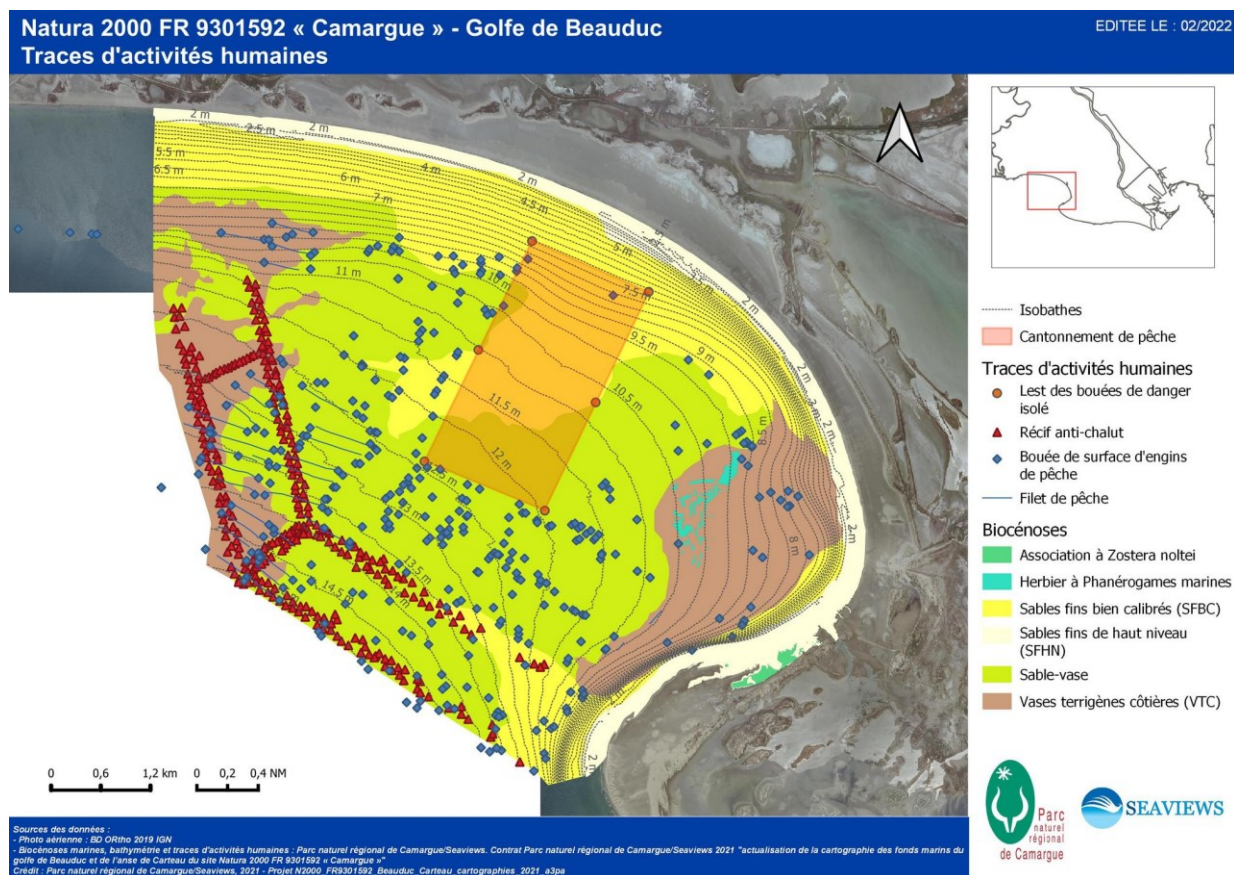


Figure 23. Cartographie des biocénoses marines du golfe de Beauduc et localisation des traces d'activités humaines (Seaviews, 2022).

2.6.2 Remise en question de la méthode utilisée

Les données acquises depuis 2016 par transects vidéos sur les communautés épibenthiques dans le golfe de Beauduc sont riches d'enseignements : **(i)** dans le contexte particulier de la Camargue, elles montrent les signes d'une fonctionnalité écosystémique globalement en bon état, les principaux groupes trophiques étant représentés ; **(ii)** la présence du cantonnement a sans aucun doute un effet positif sur la qualité des habitats à l'échelle du golfe de Beauduc, en raison d'une activité de chalutage illégale quasiment disparue (comm. pers. Delphine Marobin), les navires contournant maintenant l'ensemble du golfe ; **(iii)** sur cette base, notre échantillonnage est insuffisant pour qualifier plus finement l'effet du cantonnement sur la baisse des pressions anthropiques au sens large.

Plusieurs points d'amélioration doivent être considérés :

(i) La proximité des stations hors réserve par rapport au cantonnement ne permet pas de distinguer un effet du cantonnement vraisemblablement au-delà de sa surface. Il manque donc une série de stations plus éloignées du golfe dans des secteurs où le chalutage illégal dans les petits fonds (< 10 m de profondeur) est avéré (vers le banc de l'Espiguette à l'Ouest et vers le They de la Gracieuse vers l'Est).

(ii) Il y a un effet très net de la profondeur sur les compositions faunistiques observées. Les sables fins bien calibrés évoluent rapidement vers la biocénose des vases terrigènes côtières (VTC) autour de 9-10 m de profondeur. Une vaste zone de transition 'sablo-vaseuse' s'observe (Seaviews, 2022). Dans le cadre de Marha, l'enjeu concerne les habitats communautaires, dont les VTC ne font pas partie. Les VTC occupent pourtant des surfaces importantes à l'échelle du littoral camarguais et leur rôle fonctionnel est majeur, rendant des services écosystémiques importants, en particulier en fournissant une ressource halieutique exploitée par la pêche artisanale locale. Pour rester dans les objectifs de Marha, il s'agirait de cibler uniquement des stations abritant un habitat communautaire (1110, 1160). Cependant, le maintien du suivi des VTC, ou au moins de ces fonds sablo-vaseux intermédiaires entre SFBC et VTC, doit se poursuivre.

(iii) Notre protocole se base sur un échantillonnage par vidéo. Il présente l'avantage d'être non-intrusif et de proposer une donnée quantitative exploitable. Le post-traitement de ces vidéos est chronophage mais reste plus rapide et demande moins d'expertise et de moyens qu'une analyse classique de l'endofaune (taxonomie, laboratoire). Néanmoins, l'approche par vidéo ne permet pas l'identification précise de certains taxons contrairement à des prélèvements. Ce point incite la prise en compte de descripteurs basés sur l'abondance plutôt que sur la diversité taxonomique.

(iv) Il y a un besoin de données similaires sur d'autres sites (Port-La-Nouvelle, Occitanie, Région Sud, etc.) avec des configurations différentes en termes de pressions anthropiques et de conditions hydrologiques. L'interprétation des descripteurs sélectionnés dans notre travail sera ainsi mieux calibrée.

2.6.3 Intérêt du suivi de l'épifaune benthique

L'intérêt de l'approche écosystémique, en comparaison avec d'autres approches et descripteurs dits spécifiques' est de permettre une évaluation fonctionnelle des écosystèmes et donc des habitats au sens large. Notre approche présentée dans ce rapport concerne la partie épibenthique et ne suffit pas pour une évaluation fonctionnelle complète. En marge du programme LIFE Marha, d'autres programmes visent à contribuer à la définition d'une méthode standardisée, intégrée pour l'évaluation des habitats de substrats meubles : le programme CLAPI (porté par le GIS Posidonie en groupement avec le LECOB, CREOCEAN et le laboratoire BIAF), au regard du port de Port-La-Nouvelle, dans le cadre des travaux d'extension du port, un gradient de stations par rapport à deux zones de clapages (pour lesquels les volumes et la localisation des matériaux clapés sont connus) ont été suivies selon une approche écosystémique avec une multitude de descripteurs. Les analyses sont en cours et d'autres acquisitions sont prévues en 2022.

Dans le cadre d'un appel à projet de la DIRM sur les substrats meubles et leur évaluation, le même groupement que CLAPI a proposé un projet d'évaluation de l'état des substrats meubles à l'échelle du Golfe du Lion en identifiant des sites ateliers dont le littoral camarguais. Ce projet étant retenu, il viendra en appui des actions de Marha en offrant la possibilité d'acquérir des données complémentaires notamment sur la macrofaune du sédiment (endofaune).

Notre échantillonnage a permis d'évaluer l'état de conservation des habitats suivis, sur la base de descripteurs essentiellement de la partie épibenthique. Les résultats sont globalement bons et traduisent une forte variabilité spatiale et temporelle des communautés épibenthiques. Cependant, l'observation de faciès à verétilles, *Virgularia mirabilis*, *Amphiura* sp. ou encore à spirographe laisse penser à une amélioration de l'intégrité physique des fonds meubles depuis la création du cantonnement, et cela à l'échelle du golfe de Beauduc.

2.6.4 Proposition d'un protocole standardisé

Sur la base de nos mesures, il est possible de proposer un protocole de suivi de la partie épibenthique des substrats meubles infralittoraux en plongée.

Méthode : réalisation de vidéos en plongée sous-marine. En déroulant un pentadécamètre (30, 50 ou 60 m de longueur), l'observateur avance lentement près du fond en filmant le substrat avec un angle suffisant pour suivre une largeur d'environ 1 m (acquisition possible même si la visibilité est faible). Lors d'une observation remarquable, un plan fixe de quelques secondes peut être réalisé pour faciliter l'identification *a posteriori*. Il est possible de compléter l'acquisition vidéo par des prises de vue photographiques ou bien des prélèvements lorsqu'un ou plusieurs taxons s'avèrent trop difficile à identifier sur vidéo. Attention toutefois, la réalisation de prélèvement implique une demande d'autorisation en amont auprès des services de l'état.

Stratégie d'échantillonnage : 10 à 12 transects vidéo (dimensions estimées à 10 m de longueur par 1 m de large) répartis entre les deux observateurs. La durée de la vidéo pour un transect doit être comprise entre 1'30" et 2'.

Matériel : Caméra vidéo de type 'Action Cam' ou bien appareil photographique permettant de l'acquisition vidéo Haute définition. L'appareil doit être muni d'un objectif de type grand angle (ouverture < 25 mm).

Analyse des données : Les vidéos sont analysées sur ordinateur en distinguant bien chaque réplicat pour chaque station. Dans un tableur de type excel ou une base de données, l'observateur va identifier chaque évènement sur les vidéos en relevant les informations suivantes :

- Jour, heure de la vidéo
- Station, profondeur (m), numéro de réplicat
- Le type d'évènement (taxon au niveau d'identification le plus précis possible, bioturbation, macrodéchets, litière)
- L'abondance lorsqu'il s'agit d'un animal, d'une ponte ou d'une trace (anthropique, pleuronectiforme, etc.)
- Le recouvrement pour les macrophytes et la litière
- Une classe semi-quantitative pour la bioturbation : 0-1-2-3
- Pour chaque taxon, un groupe trophique est attribué

Les descripteurs suivants, rattachés aux groupes trophiques ou compartiments écosystémiques, peuvent être évalués (Tableau 28).

Tableau 28. Descripteurs sélectionnés pour l'évaluation des compartiments écosystémiques des substrats meubles.

Compartiment	Descripteurs	Unité	Numéro
Producteurs primaires	Macrophytes	Présence / Absence	1
Suspensivore / détritivores	Densité moyenne de suspensivores détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	2
Filtreurs /Suspensivores	Densité moyenne de filtreurs et suspensivores	Nombre d'individus par 10 m ²	3
Détritivores	Densité moyenne de détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	4
Omnivores	Diversité moyenne d'omnivores	Nombre d'espèce par station	5
Carnivores détritivores	Densité moyenne de carnivores détritivores	Nombre d'individus par 10 m ²	6a
Carnivores vertébrés (poissons)	Densité moyenne de poissons	Nombre d'individus par 10 m ²	6b
Carnivores invertébrés	Densité moyenne de carnivores invertébrés	Nombre d'individus par 10 m ²	6c
Bioturbation	Bioturbation moyenne codée de 0 à 3	Moyenne du code de 0 à 3 attribué par 10 m ²	7

A ce stade, les descripteurs pourront encore évoluer (unité, méthode, etc.) et pourront être complétés par d'autres concernant l'endofaune en particulier (diversité et abondance de la macrofaune du sédiment, méiofaune, qualité de la matière organique, pigments, etc.).

3 Substrats meubles avec herbiers de Magnoliophytes

3.1 Cas des associations à Magnoliophytes marines

Les herbiers sous-marins représentent des enjeux majeurs car ils occupent une place primordiale dans les écosystèmes et fournissent un certain nombre de services écosystémiques aux populations humaines littorales (Rosenberg *et al.*, 2005). Les herbiers et leurs communautés sont aujourd'hui perturbés par différents facteurs notamment les pressions d'origine anthropiques mais également par les modifications environnementales induites par le réchauffement climatique (augmentation de la température, acidification, introduction d'espèces exotiques, augmentation du niveau de la mer etc.) (Cuttelod *et al.*, 2009). Néanmoins, il peut être délicat de distinguer les effets du changement climatique de ceux des pressions d'origine anthropique (Bianchi et Morri, 2004). En Méditerranée, quatre espèces de magnoliophytes indigènes sont présentes en mer : *Posidonia oceanica*, *Zostera noltei*, *Zostera marina* et *Cymodocea nodosa* (Pergent *et al.*, 2014). Leurs différentes caractéristiques écologiques leur permettent de couvrir de larges gammes de conditions abiotiques mais lorsque ces conditions sont perturbées, une espèce peut en remplacer une autre (Pergent *et al.*, 2012). Dans l'étang de Berre par exemple, les prairies de *Zostera marina* ont toutes été remplacées par *Zostera noltei* depuis les années 1960 (Bernard *et al.*, 2007) car celle-ci est plus euryhaline et eurytherme que *Zostera marina* qui, elle, a plutôt des affinités pour les eaux froides (Hartog den, 1970 ; Hemminga et Duarte, 2000). Depuis les années 1990 c'est l'ensemble des herbiers de *Zostera* spp. de l'étang de Berre qui connaît un profond déclin causé principalement par la dérivation de la Durance ayant entraîné une multiplication considérable des apports d'eau douce et de limon dans l'étang (Bernard *et al.*, 2007). D'autres pressions d'origine anthropique comme celles décrites par Pergent *et al.* (2006) sur la lagune de Biguglia (Corse) ou par Lloret *et al.* (2005) sur celle de Mar Menor (Espagne) peuvent impacter les herbiers et leurs communautés. En effet, ces deux lagunes sont impactées par des effluents d'origines agricole ou industrielle. Les apports très importants de nutriments et particules via les cours d'eau entraînent une augmentation du phytoplancton et donc potentiellement une eutrophisation de l'eau. En conséquence, des modifications des communautés benthiques peuvent être induites et favoriser des basculements comme le remplacement progressif de *Cymodocea nodosa* par *Caulerpa prolifera* dans la lagune de Mar Menor par exemple (Lloret *et al.*, 2005).

Les herbiers considérés dans ce travail font partie du site Natura 2000 FR9301592 ' Camargue ', il s'agit de l'anse de Carteau dans le Golfe de Fos au Sud-Est de Port-Saint-Louis du Rhône et du golfe de Beauduc. L'anse de Carteau se situe à l'Est de l'embouchure du Rhône (Ruitton *et al.*, 2008). On y retrouve des herbiers mixtes de zostères marines (*Zostera marina*), zostères naines (*Zostera noltei*) et cymodocées (*Cymodocea nodosa*) (Seaviews, 2022). Plusieurs espèces profitent de la présence de ces herbiers pour se nourrir et se reproduire, cette fonction de nurserie est favorable notamment aux Soleidae et Bothidae (Beck *et al.*, 2001 ; Bellan-Santini *et al.*, 2018 ; Day *et al.*, 2021). La mytiliculture pratiquée depuis 1978 dans l'anse de Carteau participe à l'eutrophisation de l'eau (Ruitton *et al.*, 2008). L'anse de Carteau subit également la proximité du Grand Port Maritime de Marseille dans le golfe de Fos (bassin Ouest du GPMM) dont l'activité industrielle (trafic de grosses unités, industries lourdes) impacte le milieu à l'échelle du golfe (turbidité, bruit, contamination, etc.).

Les herbiers de l'anse de Carteau ont été cartographiés en 2007, identifiant surtout un herbier mixte à cymodocée et zostères (Astruch *et al.*, 2008 ; Ruitton *et al.*, 2008). Récemment, dans le cadre de Marha, le PNRC a commandé une actualisation de la cartographie des habitats de l'anse de Carteau et du golfe de Beauduc, permettant de préciser la localisation des herbiers de Beauduc et de Carteau. Un herbier jusqu'alors inconnu, sans doute de cymodocée, a été localisé (par le sonar sans vérité-terrain) dans la partie Nord-Est du golfe de Beauduc sur une surface de plus de 17 ha en 2021 par Seaviews (2022). A ce jour, aucun herbier n'a été trouvé sur les zones définies, remettant en question leur présence (Figure 23).

Dans le cadre de l'évaluation de l'état des herbiers mixtes de l'anse de Carteau et du golfe de Beauduc, des plongées de suivis des communautés épi-benthiques ont été réalisées par le GIS Posidonie en 2020 et 2021.

3.2 Méthode d'acquisition des données

3.2.1 Principe de la démarche écosystémique mise en oeuvre

Les différentes mesures réalisées ont pour but de définir des descripteurs de l'état de conservation des herbiers mixtes de l'anse de Carteau et du golfe de Beauduc sur la base d'une approche écosystémique (cf. 1.2) s'inspirant en partie de la méthode développée pour l'herbier à *Posidonia oceanica* vers la mise en œuvre d'un indicateur écosystémique EBQI (*Ecosystem-based Quality Index* ; Personnic *et al.*, 2014). Un schéma conceptuel de l'écosystème 'Herbier à *Posidonia oceanica*' est présenté ci-dessous (Figure 24). Dans leurs grandes lignes, les herbiers de zostères et de cymodocée ont un fonctionnement qui se rapproche en partie de celui de l'herbier de posidonie. Sans aller jusqu'à la définition d'un indicateur EBQI adapté, nous avons utilisé des méthodes inspirées par Personnic *et al.* (2014) mais adaptées aux conditions environnementales (visibilité, profondeur) et aux caractéristiques de l'écosystèmes (plus grande densité de faisceaux, feuilles plus petites, abondance naturelle de filtreurs, etc.).

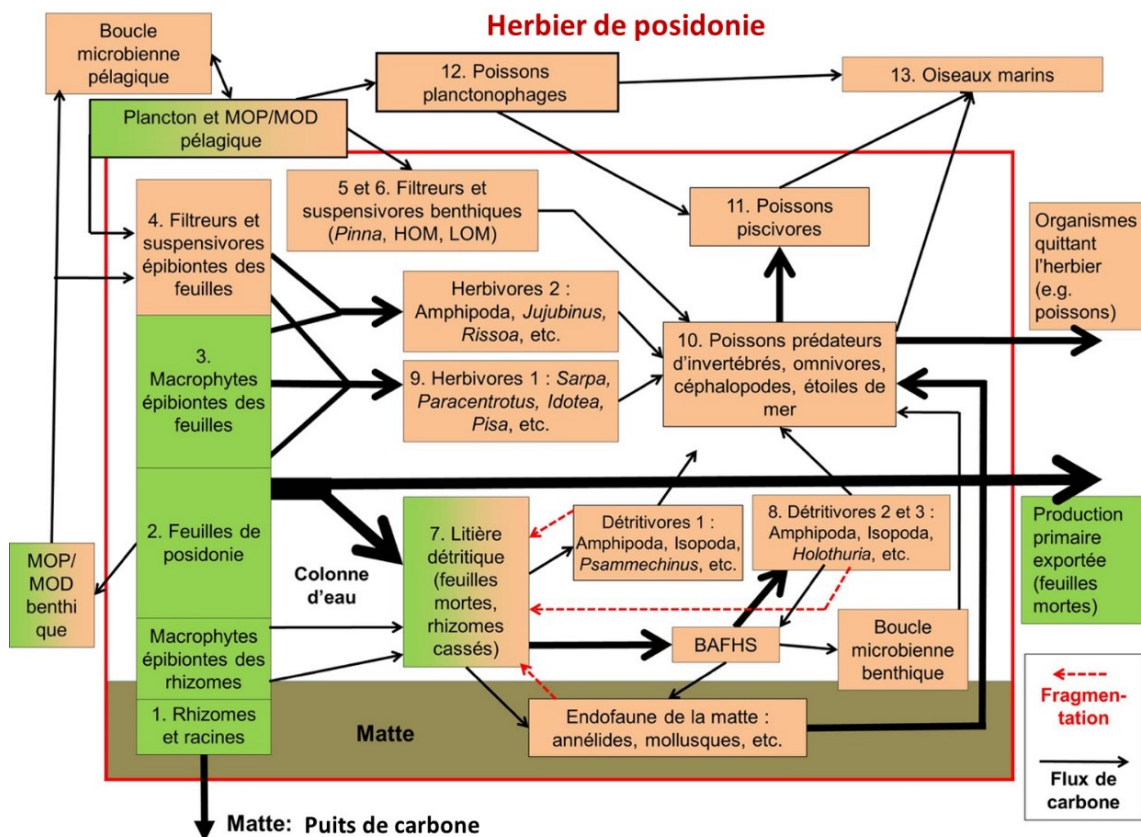


Figure 24. Modèle conceptuel représentant les compartiments fonctionnels intervenant dans le fonctionnement de l'écosystème 'Herbier à *Posidonia oceanica*' (Ruitton et al., 2017. D'après Personnic et al. 2014).

3.2.2 Stratégie d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé d'une part dans l'herbier de zostère naine du golfe de Beauduc (APPB) et d'autre part dans les herbiers mixtes à *Cymodocea nodosa* et *Zostera* spp. de l'anse de Carteau.

Deux stations ont été échantillonnées dans le golfe de Beauduc, la 1^{ère} correspondant à l'herbier central (B01c) et la 2^{ème} correspondant à l'herbier périphérique du golfe (B02p). Le reste de l'acquisition a été réalisé sur 5 stations dans l'anse de Carteau (C03, C04, C08, C09, C11). Les observations ont été initiées en 2020 et reproduites en 2021. En 2020, seuls les poissons ont été évalués sur la station C08. En 2020, les poissons n'ont pu être évalués sur les stations C04 et C11. En 2021, les poissons n'ont pu être évalués sur les stations B01c et B02p, à chaque fois en raison d'une visibilité médiocre ne permettant pas les comptages visuels.



Figure 25. Stations de suivi dans l'herbier de Beauduc ; B01c : herbier central ; B02p : herbier périphérique.



Figure 26. Stations de suivi dans l'anse de Carteau.

Cinq méthodes d'acquisition de données concernant les poissons, les macrophytes et les invertébrés ont été appliquées. Les protocoles détaillés ainsi que les données qu'ils permettent d'acquérir sont décrits dans le Tableau 29.

Tableau 29. Protocoles et paramètres évalués sur les herbiers mixtes du golfe de Beauduc et de l'anse de Carteau en Camargue.

Protocole	Paramètres évalués	Surface échantillonnée par réplikat	Nombre de réplikats par station
Quadrat aléatoire de 0.2 m par 0.2 m	Densité de faisceaux par m ²	0.04 m ²	15 à 20
Mesures par faisceau de feuilles	Longueur de la plus grande feuille d'un faisceau	Un faisceau	30
Quadrat aléatoire de 1 m par 1 m	Densité d'invertébrés par m ²	1 m ²	20 à 30
	Recouvrement par les macrophytes par m ²		
	Recouvrement par la litière végétale (débris végétaux) par m ²		
Transect aléatoire de 10 m de long par 2 m de large	Densité de poissons par 10 m ²	20 m ²	10
Transect aléatoire de 10 de long par 1 m de large	Densité de grandes nacres par 100 m ²	10 m ²	20 à 30

3.2.3 Traitement des données

Les densités ou recouvrements moyens de chaque groupe trophique ont été rapportées par unité de surface à savoir par m² pour les données issues des quadrats (macrophytes, litières, invertébrés) et par 10 m² pour les données issues des transects aléatoires (poissons). Des histogrammes ont été générés afin de représenter la distribution des densités/recouvrements moyens des stations. En raison de l'absence de distribution normale des données, des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis ont été réalisés afin de tester des différences significatives entre les variables « station » et « année ». Une analyse en composante principale centrée réduite (ACP) permet ensuite d'identifier les descripteurs qui conditionnent le plus les stations. Une liste de descripteurs pertinents est proposée permettant d'évaluer l'état de conservation des herbiers de magnoliophytes au sens de la Directive Habitat Faune Flore (Lepareur et al., 2011 ; Delavenne et al., 2020).

3.3 Description et analyse du peuplement

Les groupes trophiques ou fonctionnels suivants ont été définis sur la base de notre jeu de données :

- Pour les poissons téléostéens : carnivores et planctonophages. Il est probable que d'autres groupes trophiques soient présents (herbivores, omnivores) mais ceux-ci n'ont pas été observés jusqu'alors au cours de notre suivi ;
- Pour les invertébrés : carnivores, carnivores-détritivores, filtreurs, suspensivores, omnivores, détritivores et herbivores ;
- Producteurs primaires (macrophytes) : magnoliophytes et macroalgues ;

- Litière détritique ;
- Espèces exotiques envahissantes.

3.3.1 Poissons téléostéens

3.3.1.1 Description globale du peuplement

Le peuplement de poissons téléostéens observé sur les herbiers de Beauduc et de Carteau est uniquement composé d'espèces carnivores (majoritairement méso-carnivores) et planctonophages.

Quinze taxons différents ont été rencontrés en 2020 et 2021. Le nombre total de taxons par station varie de 0 (C09 en 2020) à 8 (C03 en 2020). Toutes stations confondues, la RS totale moyenne par station est de 3 taxons.

La densité moyenne est plus faible à Beauduc qu'à Carteau en raison de l'absence de planctonophages dans les comptages sur B01c et B02p. Sur Carteau, alors que la densité est nulle sur certaines stations (C09 2020), elle atteint des valeurs importantes supérieures à 140 individus par transect de 10 m² (C03 2021).

A noter que la mauvaise visibilité n'a pas permis l'échantillonnage des stations C04 et C11 en 2020 et B01c et B02p en 2021.

3.3.1.2 Poissons carnivores

En **2020**, 12 taxons ont été identifiés toutes stations confondues. On retrouve une majorité de sars communs (*Diplodus sargus*) sur les stations B01c et B02p, de sparillon (*Diplodus annularis*) sur les stations B01c et C03, de crénilabres (*Symphodus cinereus*, *Symphodus melops*, *Symphodus ocellatus*) et de Gobiidés sur la station C03. Les deux espèces de rougets (*Mullus barbatus* et *M. surmuletus*) sont observées sur les stations B01c, B02p, C03 et C08 (Tableau 30).

En **2021**, 9 taxons ont été identifiés toutes stations confondues. On retrouve une majorité de sars (*Diplodus annularis* et *Diplodus sargus*) sur les stations C09 et C11. Les espèces comme le rouget de roche (*Mullus surmuletus*), les gobies (*Pomatoschistus* sp.), la daurade (*Sparus aurata*) et le crénilabre (*Symphodus cinereus*) sont observées sur B01c. Le crénilabre cendré (*Symphodus cinereus*) est également observé sur les stations C03, C04, C08 et C09, c'est l'espèce la plus observée sur l'ensemble des stations. Vingt autres téléostéens sont observés sur la station C08 (Tableau 30).

Au total, les crénilabres cendrés (*Symphodus cinereus*), les rougets de vase (*Mullus barbatus*) et les autres téléostéens sont présents sur plus de stations en 2021 par rapport à 2020.

Tableau 30. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) et richesse spécifique totale de poissons carnivores par station en 2020 et 2021. Sur chaque station, une surface de 200 m² est échantillonnée. Les cases grisées correspondent aux sites qui n'ont pas été échantillonnés. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne.

	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
Taxons	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021

<i>Diplodus annularis</i>	0.2		0		0.1	0		0	0	0	0	0.1		0.2
<i>Diplodus sargus</i>	2		2.3		0	0		0	0	0	0	0.6		0
Gobiidae	0		0		0.3	0		0	0	0	0	0		0
<i>Mullus barbatus</i>	0.1		0.4		0	0		0	0	0	0	0		0
<i>Mullus surmuletus</i>	0		0		0.6	0		0	0.2	0.3	0	0		0.2
<i>Pomatoschistus</i> sp.	0		0.1		0	0		0	0.4	0	0	0		0
<i>Sparus aurata</i>	0.2		0		0	0		0	0	0	0	0		0
<i>Symphodus</i> <i>cinereus</i>	0		0		1.3	0.3		1.2	0	0.4	0	0.1		0.2
<i>Symphodus</i> <i>melops</i>	0		0		0.1	0		0	0	0	0	0		0.2
<i>Symphodus</i> <i>ocellatus</i>	0		0		0.1	0		0	0	0	0	0		0
<i>Symphodus</i> <i>roissali</i>	0.2		0		0	0		0	0	0	0	0		0
RS totale	5		3		6	1		1	2	3	0	3		4
Densité moyenne	2.7		2.8		2.5	0.3		1.2	0.6	0.7	0	0.8		0.8
ET	1.7		3.7		1.7	0.6		2.8	1.0	1.0	0	1.3		1.0
ERT	0.5		1.2		0.5	0.2		0.9	0.3	0.3	0	0.4		0.3

La densité de poissons carnivores est différente entre les 2 années (KW, p-value = 0.0360). Ceci est sans doute expliqué par des densités plus élevées observées sur les stations B01c et B02p de la baie de Beauduc en 2020, non échantillonnées en 2021. Les densités observées en 2020 sur les stations B01c, B02p et C03 avec respectivement 2.7 ± 0.5 , 2.8 ± 1.18 et 2.5 ± 0.5 individus par 10 m² sont significativement supérieures à celle de la station C08 (0.7 ± 0.3 individus par 10 m²) et C09 (0.0 ± 0.0) (KW, p-value < 0.01). En revanche il n'y a pas de différence significative entre les stations en 2021 (KW, p-value = 0.2319) (Figure 27).

Globalement, la diversité et la densité du peuplement de poissons carnivores sont très variables entre les stations et les années de suivi.

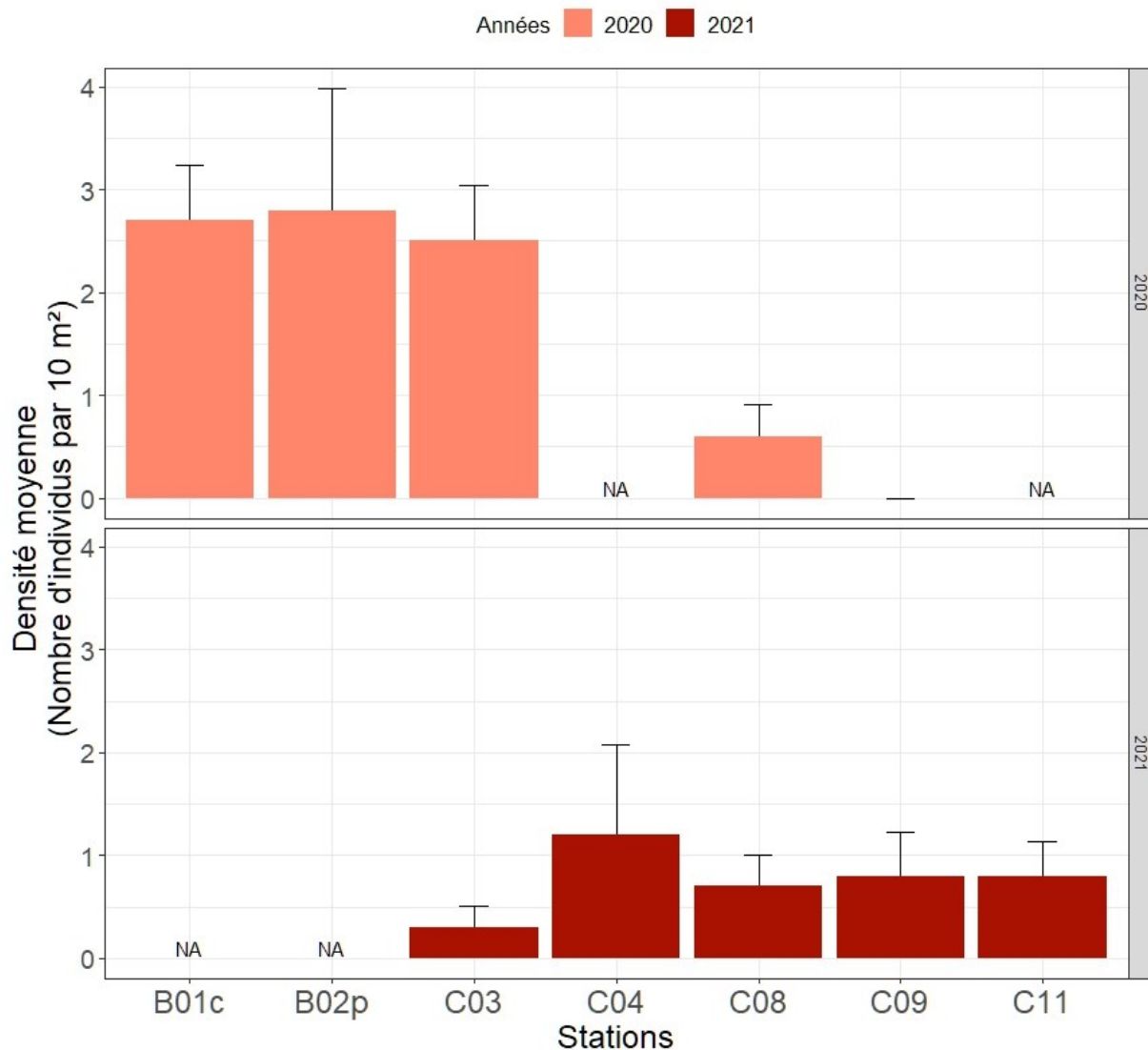


Figure 27. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de poissons carnivores par station en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.1.3 Poissons planctonophages

En 2020. 2 taxons de planctonophages ont été identifiés. Une majorité d'athérines (*Atherina* sp.) est notée sur la station C03. Des bogues (*Boops boops*) sont également observées sur la station C03.

En 2021, 2 taxons de planctonophages ont également été identifiés. Les athérines (*Atherina* sp.) sont identifiées en grand nombre sur les stations C03 et C08. Des anchois (*Engraulis encrasicolus*) sont observés sur la station C11.

Les athérines sont observées sur les 2 années. Les bogues ne sont observées qu'en 2020 et les anchois qu'en 2021 (Tableau 31, Figure 28).

Tableau 31. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) et richesse spécifique totale de poissons planctonophages par station en 2020 et 2021. Sur chaque station, une surface de 200 m² est échantillonnée. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Atherina</i> sp.	0		0		5	143.2		0	0	16	0	0		0
<i>Boops boops</i>	0		0		0.4	0		0	0	0	0	0		0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0		0		0	0		0	0	0	0	0		20
Teleostei	0		0		0	0		0	0	2	0	0		0
RS totale	0		0		2	1		0	0	1	0	0		1
Densité moyenne	0		0		5.4	143.2		0	0	18	0	0		20
ET	0		0		10.7	253.0		0	0	38.2	0	0		63.3
ERT	0		0		3.4	80.0		0	0	12.1	0	0		20

Il n'y a pas de différence significative de densité de planctonophages entre les 2 années (KW, p-value = 0.2509). En 2020 ils ne sont observés que sur la station C03 avec une densité assez faible de 5.4 ± 3.4 individus par 10 m². En 2021, ils sont observés à nouveau sur la station C03 avec une densité de 143.2 ± 80.0 individus par 10 m² et également sur les stations C08 et C11 avec respectivement des densités de 18 ± 12.1 et 20 ± 20 individus par 10 m² mais sans différence significative entre les 3 du fait de la forte variabilité (KW, p-value = 0.255) (Figure 28).

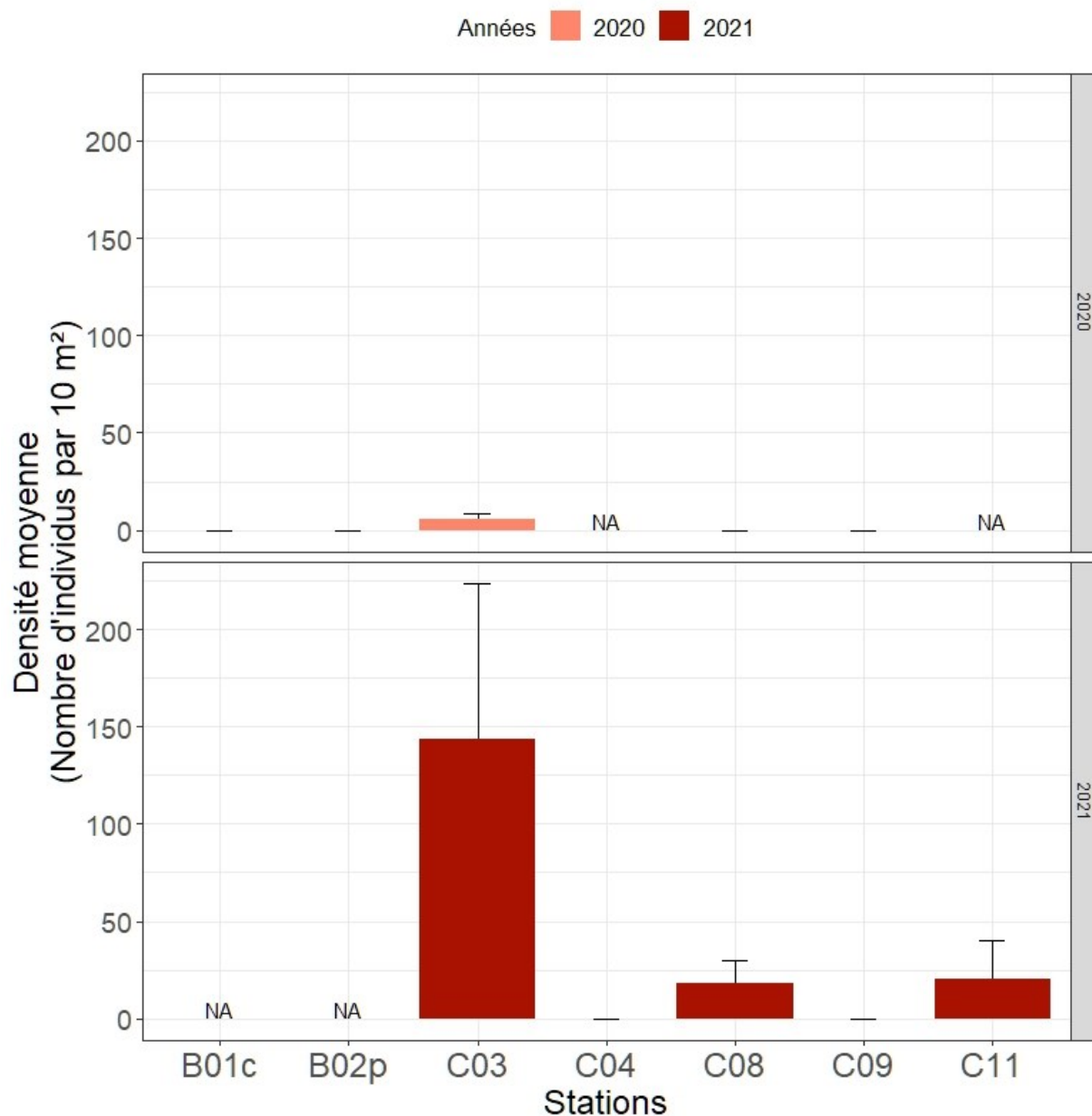


Figure 28. Densités moyennes (nombre d'individus par 10 m²) de poissons planctonophages par station en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

Le comportement grégaire et moins inféodé au substrat des espèces planctonophages explique la très forte variabilité de la densité moyenne observée. Globalement, la densité de planctonophage est significativement plus élevée en 2021 par rapport à 2020 (KW, p-value = 0.042).

3.3.2 Invertébrés

Les invertébrés sont directement analysés selon leur groupe trophique.

3.3.2.1 Carnivores

En **2020** et **2021**, 2 taxons de carnivores invertébrés ont été identifiés toutes stations confondues. Sur les 2 années on retrouve de fortes abondances d'anémones (*Anemonia* sp.) sur l'ensemble des stations excepté sur C11. Ces anémones constituent un élément singulier de l'écosystème en raison d'abondances remarquables dépassant souvent plusieurs centaines

d'individus par m². Les *Hexaplex trunculus* sont observés sur plus de stations en 2021 par rapport à 2020 et uniquement sur les stations dans l'anse de Carteau (C03, C04, C08, C09 et C11) avec à plusieurs reprises des densités supérieures à 1 individu par m² (Tableau 32). En 2020, des rassemblements reproducteurs ont été rencontrés (Figure 29).



Figure 29. Rassemblement d'*Hexaplex trunculus* (septembre 2020, anse de Carteau). On peut distinguer la ponte sous les individus.

Tableau 32. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés carnivores par station en 2020 et 2021. Sur chaque station, une surface de 30 m² est échantillonnée. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de répliques.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Anemonia</i> sp.	156.8	50.5	72	2.9	109.5	90.6	1.2	0.13		0.1	45.1	346	0	0
<i>Hexaplex trunculus</i>	0	0	0	0	0	0.1	0.2	0.1		1.2	0.1	0.05	2.9	0.7
RS totale	1	1	1	1	1	2	2	2		2	2	2	1	1
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
Densité moyenne	156.8	50.5	71.1	2.9	109.5	90.7	1.5	1.1		1.3	45.1	346.1	2.9	0.7
ET	78.3	21.2	28.4	4.1	22.1	69.5	7.2	1.2		0.9	24.6	154.4	7.7	0.8
ERT	14.3	3.9	5.1	1.1	4.0	13.0	1.3	0.3		0.2	4.5	34.5	1.7	0.2

Globalement, la densité d'invertébrés carnivores est plus élevée en 2021 par rapport à 2020 (KW, p-value = 0.0080). En 2020, la densité d'invertébrés carnivores sur la station B01c de 156

± 14.3 individus par m^2 est hautement significativement supérieure à celles des stations B02p, C04, C09 et C11 avec respectivement des densités de 71.1 ± 5.1 , 1.5 ± 1.3 , 45.1 ± 4.5 et 2.9 ± 1.7 individus par m^2 (KW, p-value < 0.01). La densité de 109.5 ± 4.0 individus par m^2 mesurée sur la station C03 est également significativement supérieure à celles des stations B02p, C04, C09 et C11 (KW, p-value < 0.05). En 2021, la densité de 346 ± 34.5 individus par m^2 mesurée sur la station C09 est significativement supérieure à celles de toutes les autres stations (KW, p-value < 0.01). La densité de 90.7 ± 12.9 individus par m^2 mesurée sur la station C03 est également significativement supérieure à celle des stations C04, C08, et C11 avec des densités de respectivement 1.1 ± 0.3 , 1.3 ± 0.2 et 0.7 ± 0.2 individus par m^2 (Figure 30).

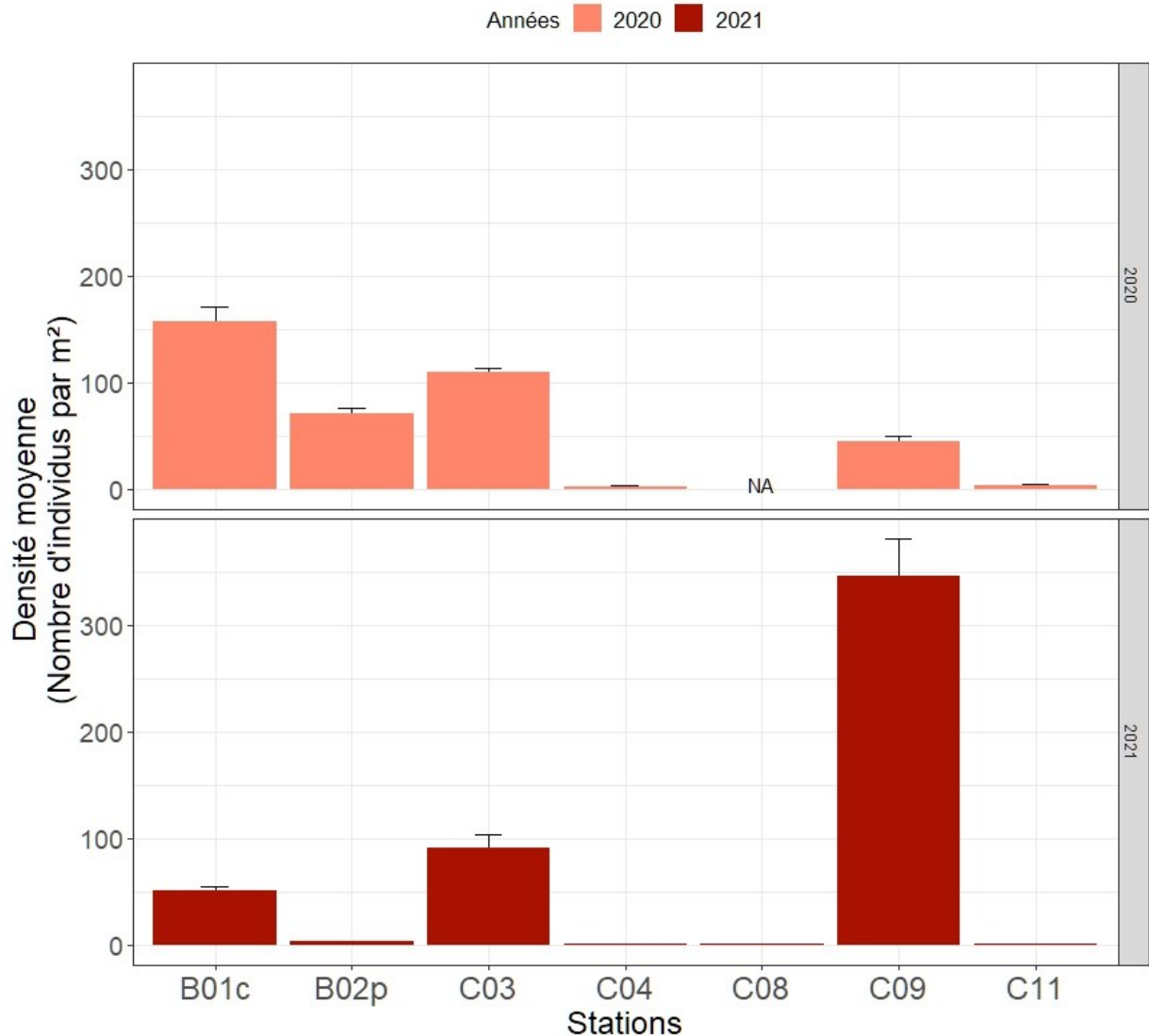


Figure 30. Densités moyennes (nombre d'individus par m^2) de carnivores invertébrés par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.2.2 Carnivores détritivores

Ce groupe rassemble des taxons qui n'ont pu être identifiés suffisamment précisément pour leur attribuer un groupe trophique précis (carnivores ou détritivores).

En **2020**, 4 taxons invertébrés carnivores/détritivore ont été identifiés toutes stations confondues. Des annélides sont observés sur la station C03, des gastéropodes sur les stations C03, C04 et C09. Un crustacé malacostracé et un ophiuridé sont identifiés sur la station C09.

En **2021**, 3 taxons carnivores/détritivores ont été identifiés. Des gastéropodes ont été observés sur les stations B01c, B02p, C03, C04 et C09. Des crustacés malacostracés ont été observés sur les stations B01c et C04. Les ophiuridés ont été observés sur les stations C04, C08 et C11.

La présence des invertébrés carnivores/détritivores est plus homogène sur l'ensemble des stations en 2021 par rapport à 2020. Néanmoins, on en observe moins sur C03 et C09 (Tableau 33).

Tableau 33. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés carnivores détritivores par station en 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de réplicats.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Annelida	0	0	0	0	0.2	0	0	0		0	0	0	0	0
Gastropoda	0	0.07	0	0.07	0.2	0.21	0.03	0.15		0	0.2	0.1	0	0
Malacostraca	0	0.07	0	0	0	0	0	0.05		0	0.03	0	0	0
Ophiuroidea	0	0	0	0	0	0	0	0.1		0.05	0.03	0	0	0.05
RS totale	0	2	0	1	2	1	1	3		1	3	1	0	1
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
Densité moyenne	0	0.13	0	0.07	0.40	0.21	0.03	0.3		0.05	0.27	0.1	0	0.05
ET	0	0.35	0	0.26	0.89	0.41	0.18	0.66		0.22	0.58	0.31	0	0.22
ERT	0	0.06	0	0.07	0.16	0.08	0.03	0.15		0.05	0.11	0.07	0	0.05

Aucune différence n'est observée entre les années pour la densité des carnivores détritivores (KW, p-value = 0.1805). En 2020, les valeurs les plus élevées observées sur C03 (0.40 ± 0.89 individus par m²) et sur C09 (0.27 ± 0.58 individus par m²) sont significativement plus élevées que les valeurs mesurées sur B01c, B02p, C04 et C11 (KW, p-value < 0.05). En 2021, les densités de carnivores détritivores sont plus homogènes entre les stations (différence non significative) (Figure 31).

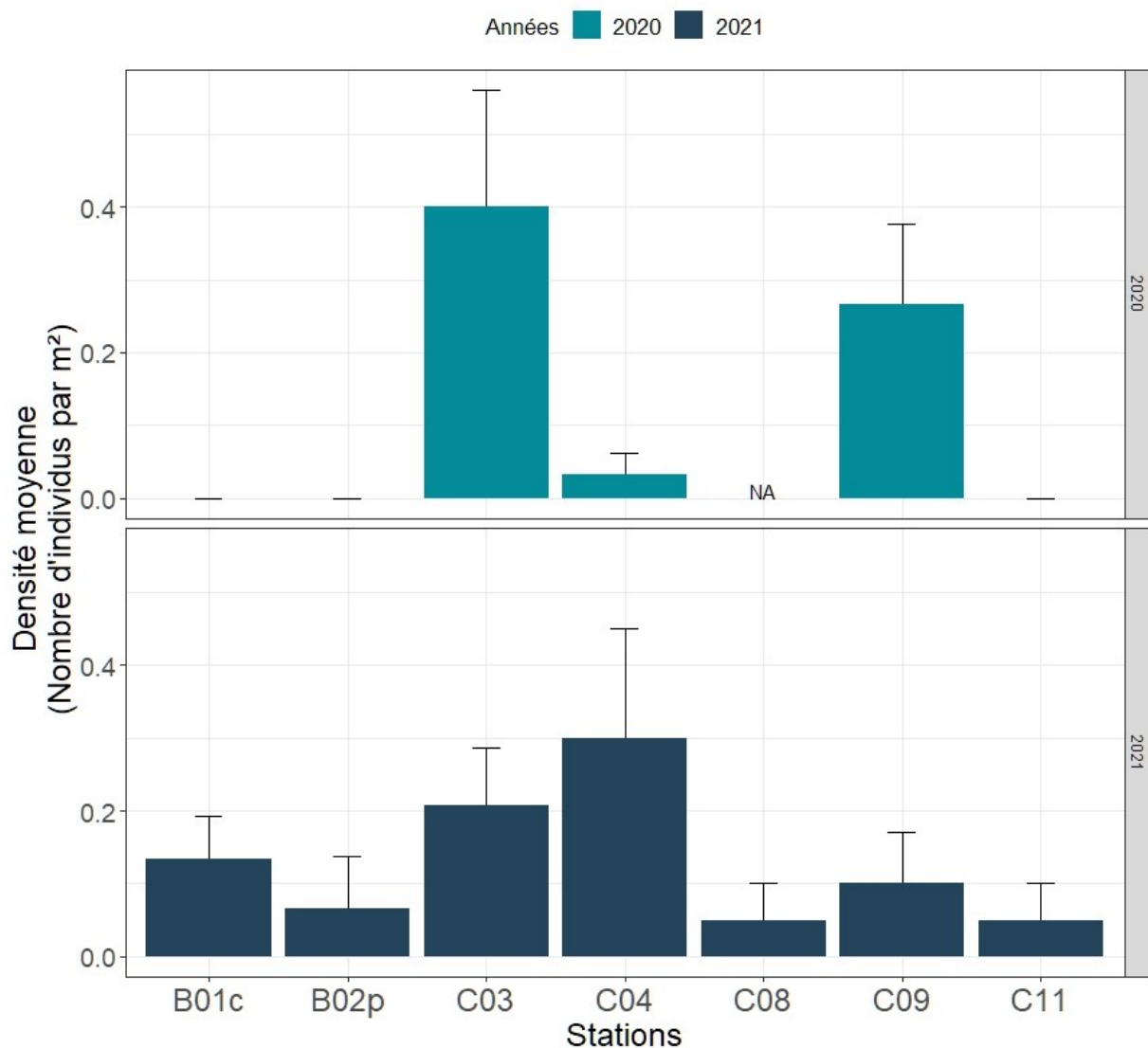


Figure 31. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) de carnivores détritivores par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.2.3 Filtreurs

En 2020, 14 taxons filtreurs ou suspensivores ont été identifiés toutes stations confondues. Les Ascidies (*Ascidia mentula*, Ascidies coloniales, Ascidiaceae), les bryozoaires, les hydrozoaires et les porifères sont observés sur différentes stations mais particulièrement sur C03. En revanche les porifères sont plus observés sur les stations C09 et C11.

En 2021, 10 taxons filtreurs ou suspensivores ont été identifiés toutes stations confondues. Des ascidies (*Ascidia mentula*, Ascidies coloniales, Ascidiaceae, comme en 2020) sont observées sur les stations B01c, C04, C08 et C09. Des taxons comme *Microcosmus* sp. ou *Phallusia mammillata* sont uniquement présents sur la station C04. Des grandes nacres mortes ont été observées sur les stations B01c, C04, C08, C09 et C11. Des porifères ont été observés sur les stations C03 et C09. Les sabelles (*Sabella spallanzanii*) ont été observées sur l'ensemble des stations excepté C09 (Tableau 34).

Tableau 34 Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés filtreurs par station en 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de réplicats.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Ascidia mentula</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0.3		0	0	0	0	0
Ascidacea	0	0	0	0	0.33	0	0.16	0		0	0.17	0	0	0
Ascidie coloniale	0	0	0	0	0.13	0	0	0		0.05	0.8	0.1	0.05	0
Bivalvia	0	0.03	0	0	0.03	0	0	0		0	0	0	0	0
Bryozoa	0	0	0.16	0	0.2	0	0	0		0	0	0	0	0
<i>Cerastoderma edule</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0.07	0	0	0
<i>Clavelina lepadiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0.05	0.05
<i>Haliclona</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0.05	0	0
<i>Microcosmus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0.1	0.05		0	0	0	0	0
<i>Phallusia mammillata</i>	0	0	0	0	0	0	0.03	0.2		0	0	0	0	0
Porifera	0	0	0	0	0.03	0.24	0	0		0	7.1	1.95	5	0
RS totale	0	1	1	0	5	1	4	3		1	4	3	3	1
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
Densité moyenne	0	0.03	0.16	0	0.73	0.24	0.39	0.5		0.05	8.07	2.1	5.1	0.05
ET	0	0.18	0.45	0	1.05	0.58	0.56	1.1		0.22	5.88	2.47	2.85	0.22
ERT	0	0.03	0.08	0	0.19	0.11	0.1	0.25		0.05	1.07	0.55	0.64	0.05

Les densités d'invertébrés filtreurs sont significativement plus élevées en 2020 qu'en 2021 (KW, p-value < 0.001). En 2020, les densités de 8.06 ± 1.07 individus par m² sur C09 et de 5.1 ± 0.64 individus par m² sur C11 sont significativement supérieures à celles mesurées sur toutes les autres stations (KW, p-value < 0.01). En 2021 il n'y a pas de différence significative entre les stations (KW, p-value = 0.3275). En 2021, la station C09 se démarque à nouveau avec des valeurs de densité de filtreurs supérieures à toutes les autres stations (KW, p-value : 0.001) (Figure 32).

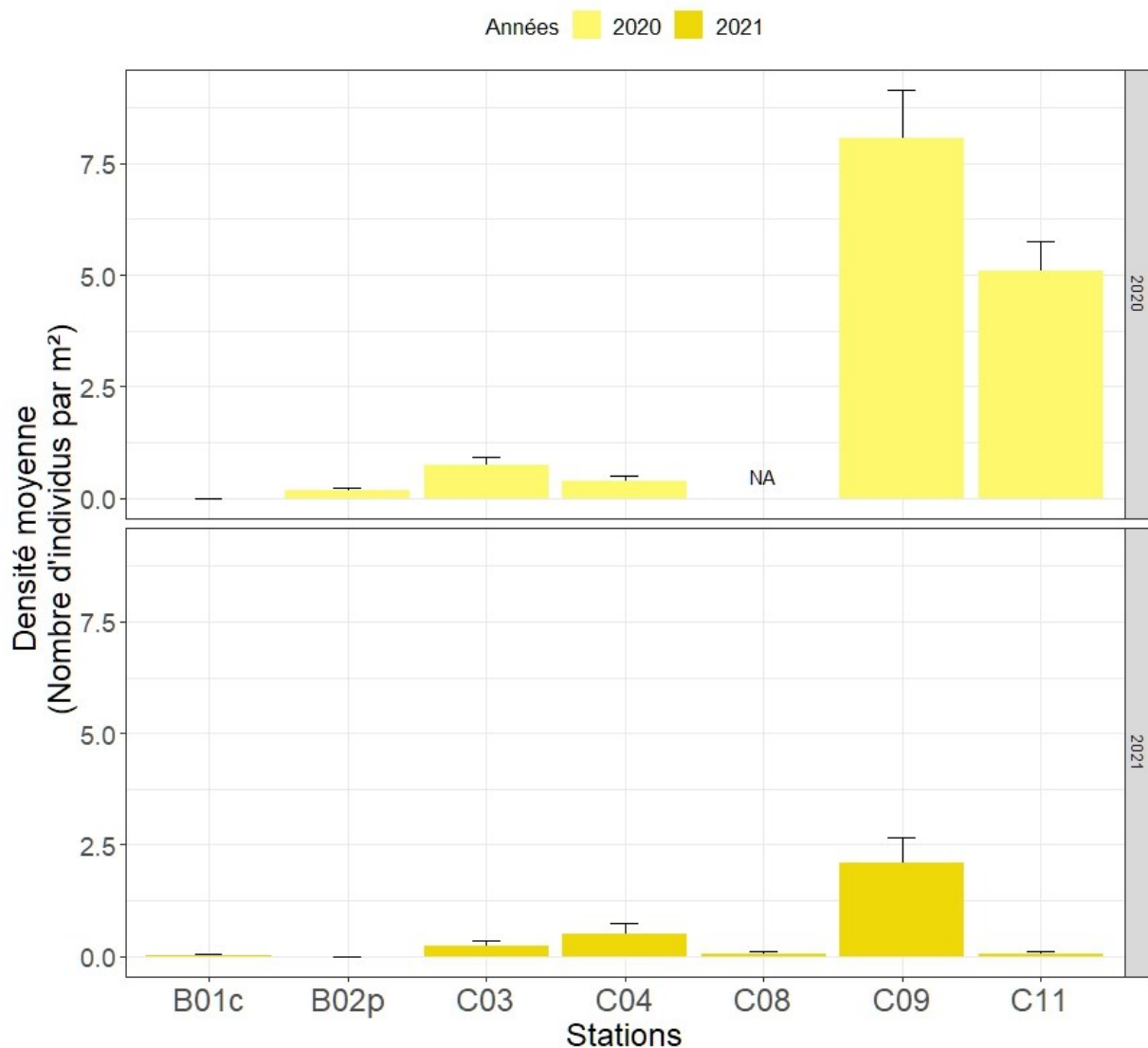


Figure 32. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) de filtreurs par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

Alors qu'une population particulièrement dense de grandes nacres *Pinna nobilis* prospérait dans les herbiers de l'anse de Carteau et de Gloria (Ruitton et al., 2008), aucun individu vivant n'a été observé en 2021 (Belloni et al., 2021) alors que 16 individus vivants étaient observés en 2020 (Belloni et al., 2020). Un épisode de mortalité massive, lié à un protozoaire pathogène *Haplosporidium pinnae* touche la grande nacre en Méditerranée depuis 2016 (Catanese et al., 2018). Dans de nombreux secteurs, une mortalité proche de 100 % est observée. En 2020, ce taux de mortalité s'élevait à 94 % dans l'anse de Carteau contre 100 % en 2021 (Tableau 35).

Un seul individu vivant a été vu en 2020 parmi les stations échantillonnées à Carteau (C04) dans le cadre de ce suivi, aucun en 2021. Dans l'herbier du Golfe de Beauduc, plusieurs individus, de taille petite à moyenne sont présents et ont été observés en 2020 (n=1) et 2021 (n=3). Cette petite population semble à ce jour préservée de ce pathogène (Figure 33, Figure 34).

Tableau 35. Synthèse du nombre de grandes nacres vivantes et mortes observées en 2020 et 2021 sur chaque station.

	2020		2021	
Stations	Nb de mortes 2020	Nb de vivantes 2020	Nb de mortes 2021	Nb de vivantes 2021
B01c	0	1	0	3
B02p	1	0	0	0
C03	0	0	0	0
C04	29	1	37	0
C08	2	0	0	0
C09	0	0	0	0
C11	2	0	2	0



Figure 33. Grande nacre vivante observée dans l'herbier de Beauduc en juillet 2020.



Figure 34. Grandes naces mortes observées dans l'anse de Carteau en juillet 2021.

3.3.2.4 Suspensivores

En **2020**, 3 taxons suspensivores sont observés : *Sabella spallanzanii*, les hydrozoaires et *Antedon mediterranea*. On en observe globalement sur toutes les stations sauf sur B02p et C09 (Tableau 36).

En **2021**, seul le taxon *Sabella spallanzanii* est observé sur toutes les stations excepté C09.

Tableau 36. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés suspensivores par station en 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de répliqués.

	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
Taxon	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Antedon mediterranea</i>	0	0	0	0	0	0	0.03	0		0	0	0	0	0
Hydrozoa	0	0	0	0	4.6	0	0	0		0	0	0	0	0
<i>Sabella spallanzanii</i>	0.13	0.1	0	0.07	0	0.03	0	0.1		0.2	0	0	0.3	0.55
RS totale	1	1	0	1	1	1	1	1		1	0	0	1	1
Densité moyenne	0.13	0.1	0	0.07	4.6	0.03	0.03	0.1		0.2	0	0	0.3	0.55
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
ET	0.51	0.31	0	0.32	8.95	0.19	0.18	0.31		0.4	0	0	0.73	1
ERT	0.09	0.06	0	0.1	1.63	0.03	0.03	0.07		0.1	0	0	0.16	0.22

La variabilité est importante et aucune différence significative n'est observé entre 2020 et 2021. La station C03 se démarque néanmoins en 2020 avec des valeurs de densité de suspensivore beaucoup plus élevées que sur les autres stations (4.6 ± 1.6) ; KW, p-value < 0.05), alors qu'elle est proche de 0 sur cette même station en 2021. La station C11, plus constante, a une densité moyenne significativement supérieure à C09 en 2020 (KW, p-value < 0.001) et à C03 et C11 en 2021 (KW, p-value < 0.05) (Figure 35).

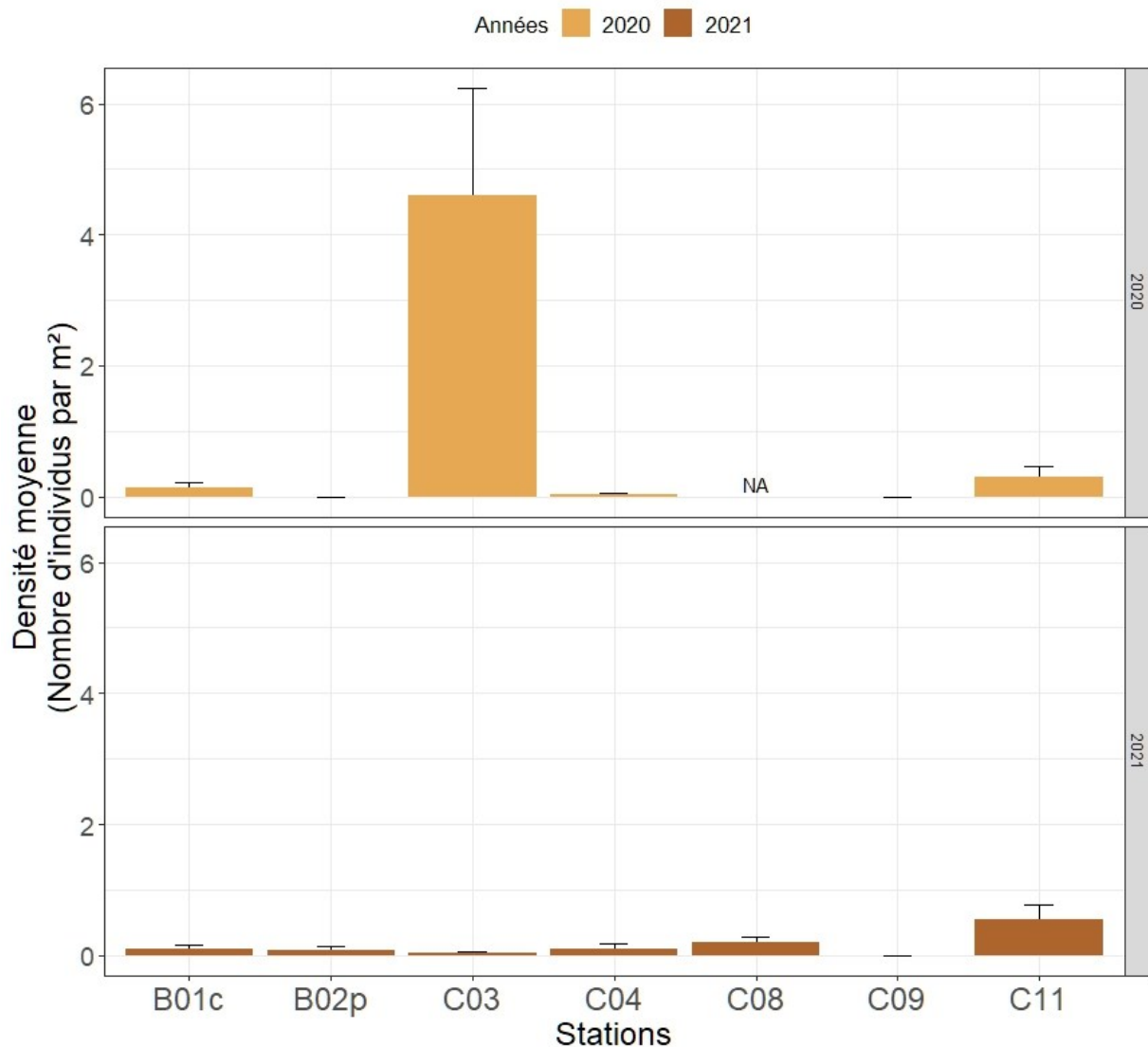


Figure 35. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) de suspensivores par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.2.5 Omnivores

En 2020, 3 taxons invertébrés omnivores ont été identifiés toutes stations confondues. On retrouve l'oursin vert (*Psammechinus microtuberculatus*) sur la station C04, des astéridés (*Asterina pancerii* et *Asteroidea*) sont observées sur les stations C09 et C11.

En 2021, seul l'oursin vert (*Psammechinus microtuberculatus*) est observé sur la station C04.

Peu de taxons omnivores sont observés sur les herbiers mixtes de Carteau et Beauduc et moins en 2021 qu'en 2020. Cependant, l'oursin vert (*Psammechinus microtuberculatus*) est observé sur la station C04 les 2 années (Tableau 37).

Tableau 37. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés omnivores par station en 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de répliqués.

B01c	B02p	C03	C04	C08	C09	C11
0.5 m	0.5 m	1.5 m	4.5 m	1.5 m	0.5 m	2 m

Taxon	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Asterina pancerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0.07	0	0.05	0
Asteroidea	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0.03	0	0	0
<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0.52	0.15		0	0	0	0	0
RS totale	0	0	0	0	0	0	1	1		0	2	0	1	0
RS moyenne	0	0	0	0	0	0	1	1		0	2	0	1	0
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
Densité moyenne	0	0	0	0	0	0	0.52	0.15		0	0.1	0	0.05	0
ET	0	0	0	0	0	0	1.03	0.37		0	0.31	0	0.22	0
ERT	0	0	0	0	0	0	0.18	0.08		0	0.06	0	0.05	0

Les densités moyennes d'invertébrés omnivores sont significativement plus élevées en 2020 par rapport à 2021 (KW, p-value = 0.0289). En 2020 tout comme en 2021, la densité d'invertébrés omnivores de la station C04 est significativement supérieure à toutes les autres stations échantillonnées (KW, p-value < 0.05 en 2020, p-value < 0.01 en 2021) (Figure 36).

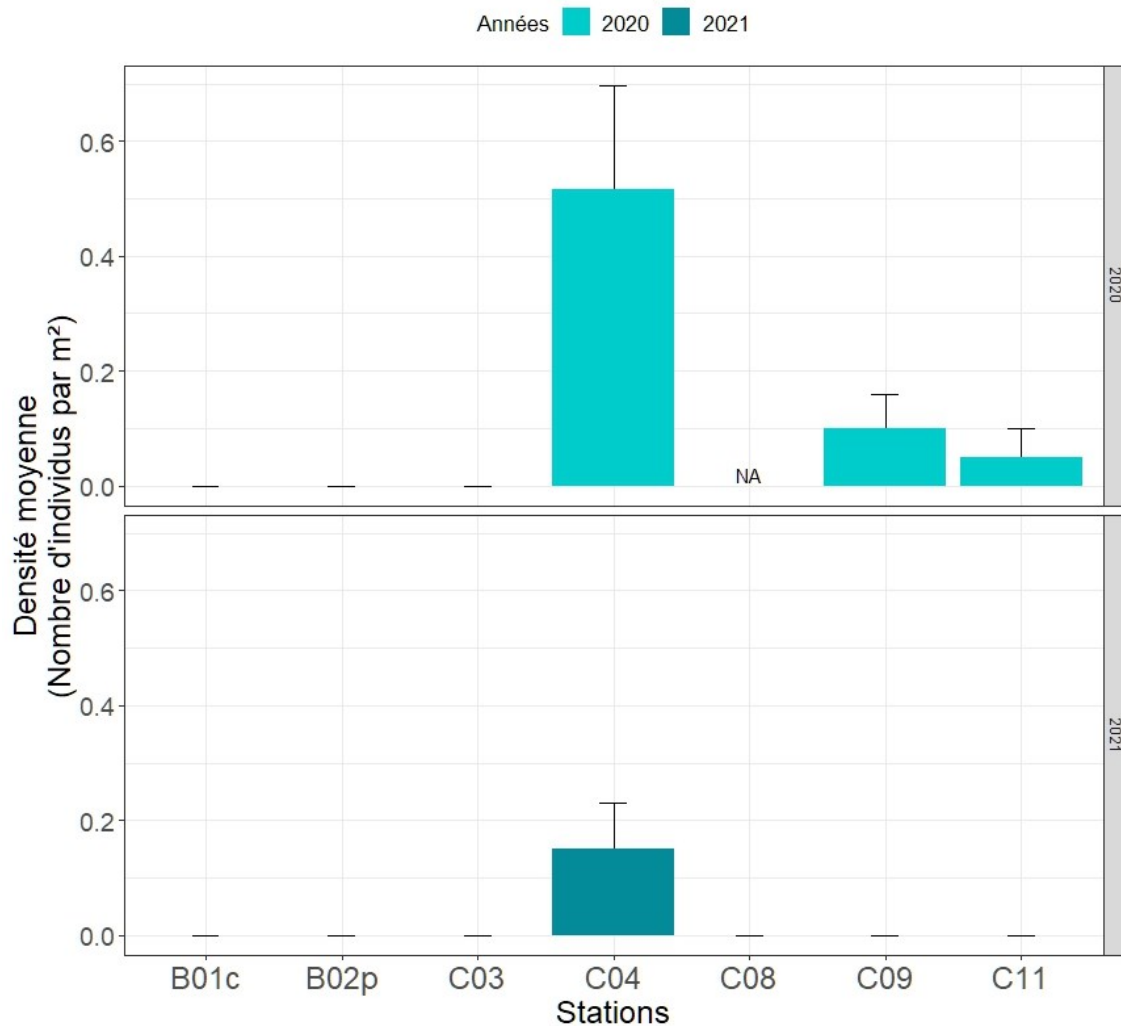


Figure 36. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) d'omnivores par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.2.6 Détritivores

En **2020**, 2 taxons invertébrés détritivores ont été observés toutes stations confondues. On retrouve des Paguridae sur les stations B01c et C03 et l'oursin cœur (*Echinocardium* sp.) sur la station C04. Aucun spécimen n'a été observé en 2021 (Tableau 38).

Tableau 38. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés détritivores par station en 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de répliqués.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Echinocardium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0.03	0		0	0	0	0	0
Paguridae	0.1	0	0	0	0.03	0	0	0		0	0	0	0	0
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
RS totale	1	0	0	0	1	0	1	0		0	0	0	0	0
Densité moyenne	0.1	0	0	0	0.03	0	0.03	0		0	0	0	0	0
ET	0.31	0	0	0	0.18	0	0.18	0		0	0	0	0	0
ERT	0.06	0	0	0	0.03	0	0.03	0		0	0	0	0	0

3.3.2.7 Herbivores

En **2020**, 4 taxons d'invertébrés herbivores sont observés toutes stations confondues. On retrouve une aplysie (*Aplysia* sp.) sur la station C11, la cérithie (*Cerithium* sp.) sur les stations B01c, C09 et C11, un nudibranche (Nudibranchia) sur la station C09 et l'oursin comestible (*Paracentrotus lividus*) sur les stations C03 et C04 (Tableau 39).

En **2021**, 3 taxons d'invertébrés herbivores sont observés toutes stations confondues. On retrouve à nouveau l'aplysie (*Aplysia* sp.) sur la station C11, la cérithie (*Cerithium* sp.) sur les stations C04, C08, C11 et l'oursin comestible (*Paracentrotus lividus*) sur les stations C04 et C11. La forte densité d'oursins observée s'explique par l'utilisation des coquilles de grandes nacres mortes abondantes sur C04, l'herbier ne poussant pas autour, les oursins s'y regroupent souvent.

Tableau 39. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) et richesse spécifique totale d'invertébrés herbivores par station en 2020 et 2021. Sur chaque station, une surface de 30 m² est échantillonnée. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de réplicats.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Aplysia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0.05	0
<i>Cerithium</i> sp.	0.03	0	0	0	0	0	0	0.25		1	0.03	0	0.15	0.2
Nudibranchia	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0.03	0	0	0
<i>Paracentrotus lividus</i>	0	0	0	0	0.03	0	0.52	1.35		0	0	0	0	0.05
n	30	30	31	15	30	29	30	20		20	30	20	20	20
RS totale	1	0	0	0	1	0	1	2		1	2	0	2	2
Densité moyenne	0.03	0	0	0	0.03	0	0.52	1.6		1	0.07	0	0.2	0.25
ET	0.18	0	0	0	0.18	0	1.15	2.62		1.3	0.25	0	0.41	0.55
ERT	0.03	0	0	0	0.03	0	0.21	0.59		0.29	0.05	0	0.09	0.12

Il n'y a pas de différence significative entre les densités moyennes d'invertébrés herbivores mesurées en 2020 et 2021 (KW, p-value = 0.0645). Aucune différence significative n'est non plus observée en 2020 (KW, p-value > 0.05). En revanche en 2021, les densités d'herbivores mesurées sur C04 et C08, non différentes entre elles, sont significativement supérieures aux autres stations (KW, p-value < 0.05) (Figure 37).

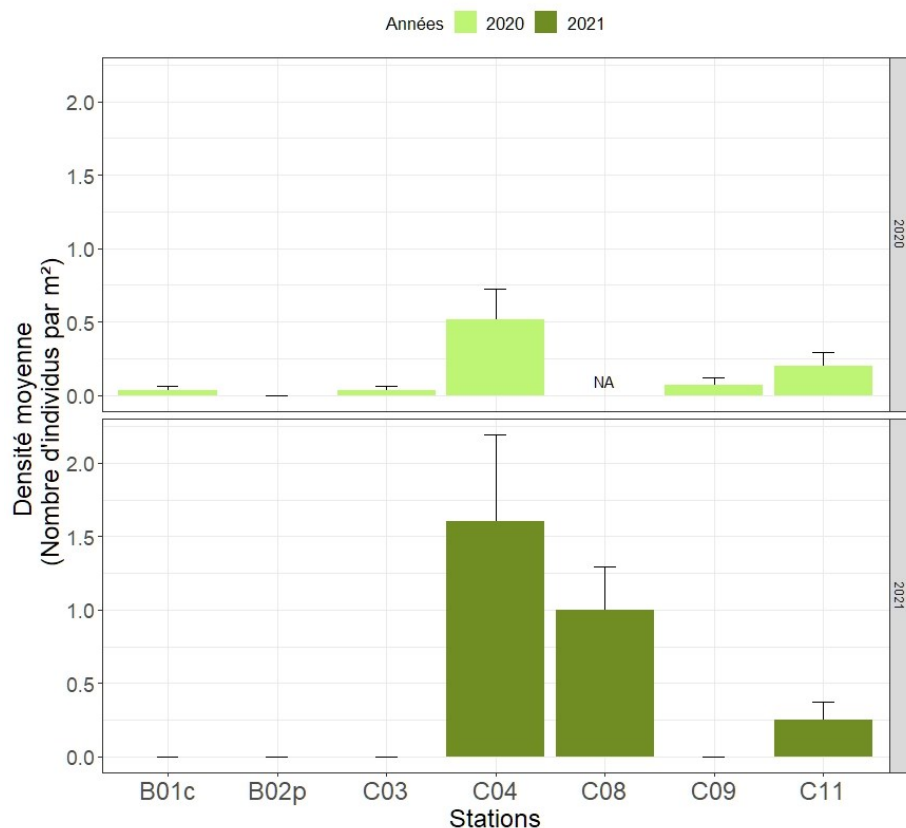


Figure 37. Densités moyennes (nombre d'individus par m²) d'herbivores par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.3 Macrophytes

3.3.3.1 Diversité et recouvrement par les macrophytes

Les espèces composant principalement les herbiers de **Magnoliophytes** sont : *Cymodocea nodosa* qui est présente en majorité dans l'anse de Carteau sur C03 et C09, *Zostera marina* qui est présente en majorité dans le golfe de Beauduc sur les stations B01c et B02p et *Zostera noltei* recensée dans le golfe de Beauduc sur les stations B01c et B02p et dans l'anse de Carteau sur les stations C04, C09 et C11 (Figure 38, Tableau 40, Figure 39). *Ruppia spiralis* a été observée ponctuellement sur B02p et C03.



Figure 38. Herbier à *Zostera noltei*.

En **2020**, 20 taxons macrophytes sont recensés toutes stations confondues et 22 en **2021**.

Tableau 40. Recouvrements moyens (% par m²) et richesse spécifique totale de magnoliophytes par station en 2020 et 2021. Sur chaque station. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type du recouvrement moyen ; ERT : Erreur type du recouvrement moyen ; n : Nombre de répliqués.

	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
Taxon	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Cymodocea nodosa</i>	0	0	0	0	89.8	97.58	0.4	0.3		63	95	97.50	11.1	91.3
<i>Ruppia spiralis</i>	0	0	0.03	0.07	0	0.07	0	0		0	0	0	0	0
<i>Zostera marina</i>	15.3	0	2.9	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
<i>Zostera noltei</i>	73.7	79.7	83.4	77.3	0	0	81.0	93		5.1	0.4	0	43.5	0
RS totale	2	1	2	1	1	2	2	2		2	2	1	2	1
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
Recouvrement moyen	89.0	79.7	86.3	77.4	89.8	97.7	81.4	93.3		68.1	95.4	97.5	54.6	91.3
ET	14.9	17.2	17.6	43.5	14.2	4.4	13.5	8.8		10.2	3.9	2.6	24.2	10.2
ERT	2.7	3.1	3.2	13.8	2.6	0.8	2.4	2.0		2.3	0.7	0.6	5.4	2.3

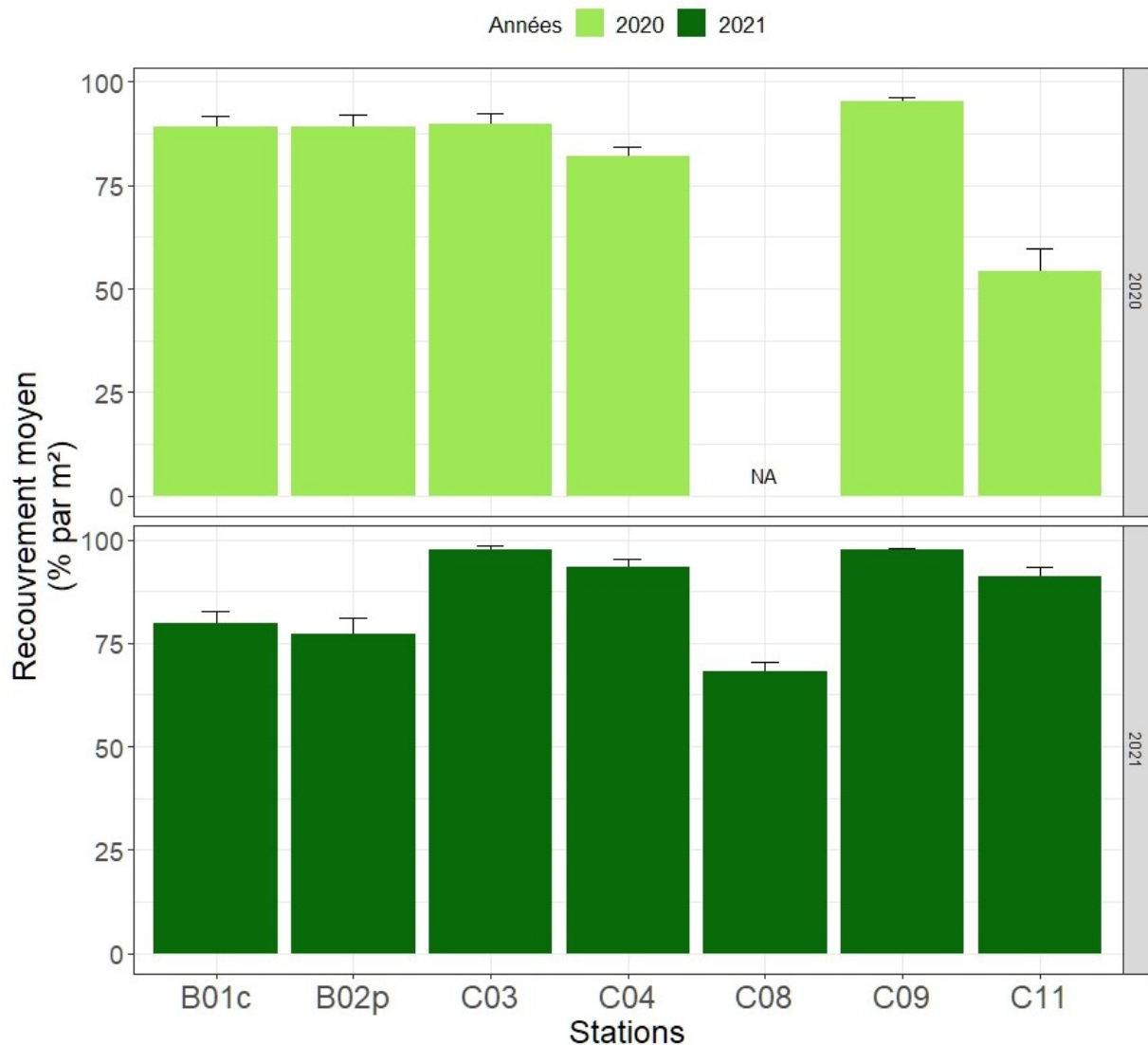


Figure 39. Recouvrement moyen (% par m²) de magnoliophytes par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

Aucune différence significative de recouvrement en magnoliophytes n'est observée entre les années 2020 et 2021 (KW, p-value : 0.3284). En 2020, la station C11 se démarque des autres par des valeurs de recouvrement plus faibles (54.6 ± 5.4 % ; KW, p-value < 0.01). En 2021, un groupe de stations au recouvrement plus élevé que les autres stations peut globalement être fait, regroupant C03, C04, C09 et C11 (KW, p-value < 0.01). Les stations de Beauduc B01c et B02p, ont un recouvrement plus faible que les stations du groupe précédent, mais un recouvrement plus élevé que la station C08 composée majoritairement de Cymodocée (63.0 ± 2.3 % ; KW, p-value < 0.01) (Tableau 41, Figure 40).

Tableau 41. Recouvrements moyens (% par m²) et richesse spécifique totale de macroalgues par station en 2020 et 2021. Sur chaque station. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type du recouvrement moyen ; ERT : Erreur type du recouvrement moyen ; n : Nombre de répliqués.

	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
Taxon	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Acetabularia acetabulum</i>	0	0	0	0	0	0.2	0.03	0		5	0	0.05	1.2	6.4
<i>Bryopsis</i> sp.	0	0	0	0	0.07	0	0	0		0	0	0	0.1	0
<i>Chaetomorpha linum</i>	0	0	0	0	34.7	26.6	0	0.4		1.7	7.7	32.3	0.1	0.9
Chlorophyta	0	0	0	0	2.1	0	0	0		0	0.2	0	0	0
<i>Cladophora</i> sp.	0.03	0	0	1.5	0.5	0.07	0	0		0	0.6	0	0.1	0
<i>Codium vermilara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0.1
<i>Corallina</i> sp.	0	0	0	0.2	0.03	0	0	0		0	0.07	0	0	0
<i>Dictyopteris</i> sp.	0	0	0	0	0	0	5.7	4.5		0	0	0	0.1	0
<i>Dictyota dichotoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		0.05	0	0	0	0
<i>Dictyota</i> sp.	0	2.0	0	0	0.3	0	1.2	0		0.8	0.2	0	0.2	6.3
Gracilariaceae	0	0	0	0	0.7	0	0	0		0	0	0	0.1	0
<i>Jania</i> sp.	0.03	0	0	0	0	0	0	0		0.2	0	0.3	1	0.3
<i>Padina pavonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		0.05	0	0	0	0
Phaeophyceae	0.8	0	1.5	0	9.1	2.8	14.0	0		0	1.7	0	0	0
Macrophyta	0	0.9	0	2.9	0	0	0	0		0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia</i> sp.	0	6.9	0	2.5	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Rhodophyta	0	3.9	0	0	1.6	0.3	0.6	0.2		0.05	3.3	0.05	0	0
<i>Ulva rigida</i>	0.1	3.3	0.4	0.07	2.5	1.7	0.1	0		0.05	1.1	2.2	0	0
RS totale	4	6	3	8	11	8	8	4		10	8	6	10	7
n	30	30	31	15	30	29	31	20		20	30	20	20	20
Recouvrement moyen	1.0	17.1	1.8	7.1	50.3	31.8	21.5	5		7.9	14.8	34.7	2.8	14.0
ET	2.0	18.8	4.2	8.7	32.3	15.8	15.9	7.4		3.4	9.8	23.2	1.5	22.9
ERT	0.4	3.4	0.8	2.2	5.9	2.9	2.9	1.7		0.8	1.8	5.2	0.3	5.1

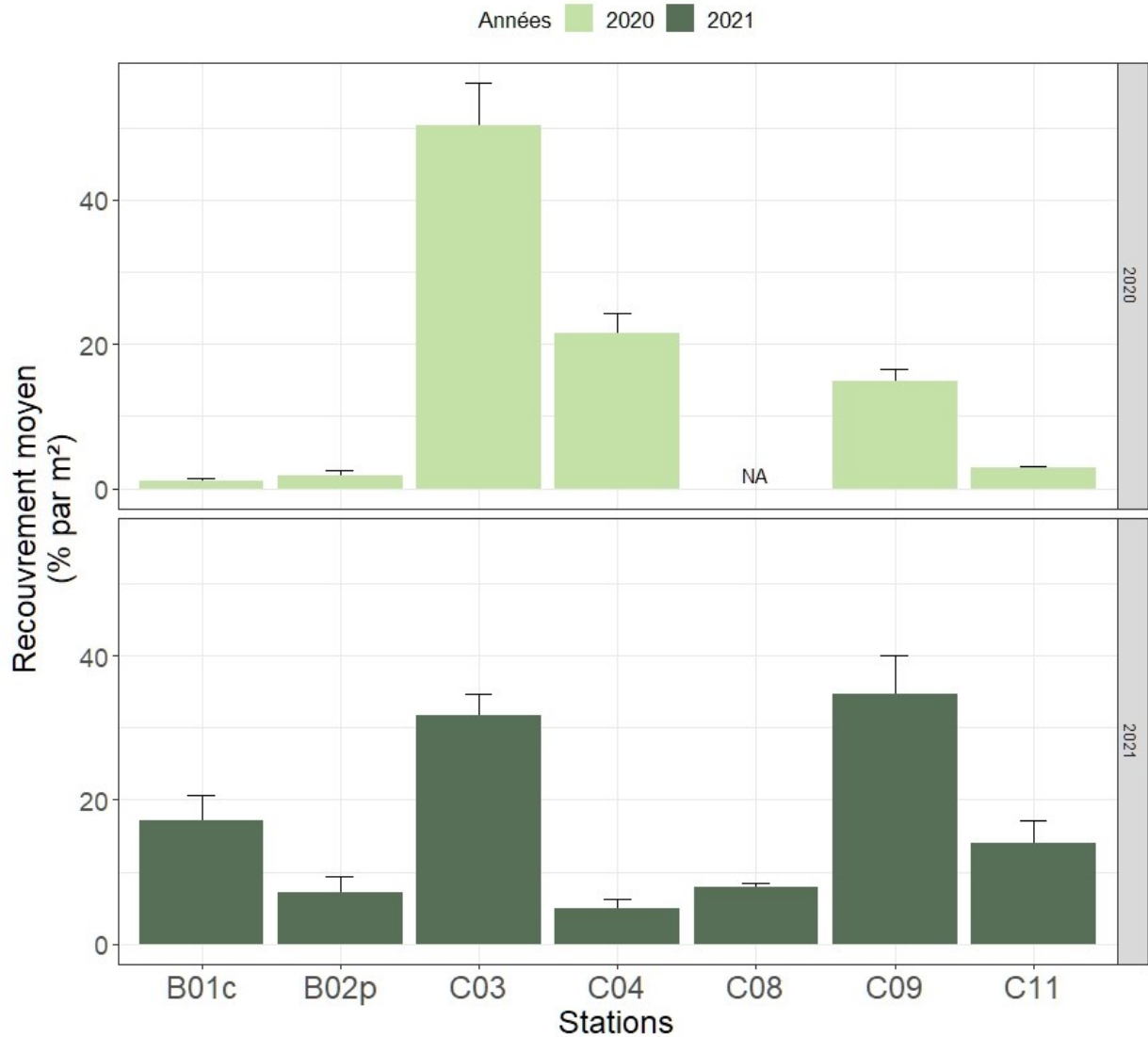


Figure 40. Recouvrement moyen (% par m²) de macroalgues par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

Le recouvrement en macrophyte est globalement plus important en 2021 (18.01 ± 0.12 ; KW, p-value < 0.001) qu'en 2020 (16.06 ± 0.14). Les valeurs sont assez proches dans les valeurs faibles sur les stations du Golfe du Beauduc en 2020 et 2021 (KW, p-value > 0.05). La station C03 est la plus importante en termes de recouvrement de macrophytes en 2020, et toute proche de la valeur maximum de C09 en 2021. Ces deux stations sont d'ailleurs significativement plus importantes que celle des autres valeurs de recouvrement en 2021 (KW, p-value < 0.05).

3.3.3.2 Densité de faisceaux (Magnoliophytes)

La densité de faisceaux est un bon indicateur de la vitalité de l'herbier, ce paramètre peut réagir rapidement à un changement de conditions environnementales ou bien à une perturbation anthropique (dégradation de la qualité de l'eau) (Tableau 42, Figure 41). A Beauduc, la Magnoliophyte dominante est *Zostera noltei*. Dans l'anse de Carteau, il s'agit d'un herbier mixte où les espèces sont mélangées, Sur C03, C08 ou C09, *Cymodocea nodosa* domine alors que *Zostera noltei* domine sur C04. Sur C11, il y a même une variabilité interannuelle, *Z. noltei* étant la plus représentée en 2020, alors que *Cymodocea nodosa* domine en 2021.

A Beauduc, la densité de faisceaux de *Zostera noltei* est relativement constante sur l'herbier central B01c. Par contre, elle a doublé sur l'herbier périphérique pourtant en forte régression en raison de mouvements de sable (près de 5000 faisceaux par m²). Dans l'anse de Carteau, les valeurs sont relativement homogènes, quelle que soit l'espèce, entre 1000 et 2000 faisceaux par m².

Tableau 42. Densité moyenne (nb de faisceaux par m²) de faisceaux de magnoliophyte par station en 2020 et 2021. Sur chaque station. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne ; n : Nombre de répliqués.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Cymodocea nodosa</i>					x	x				x	x	x		x
<i>Zostera noltei</i>	x	x	x	x			x	x					x	
n	20	20	20	20	20	20	20	20		20	20	20	20	20
Densité moyenne	205 1	266 8	216 6	490 6	106 8	108 3	143 5	108 8		142 8	149 1	262 8	177 8	208 3
ET	808	992	974	157 1	225	300	594	271		364	208	471	704	669
ERT	181	222	218	524	50	95	133	86		94	47	149	182	211

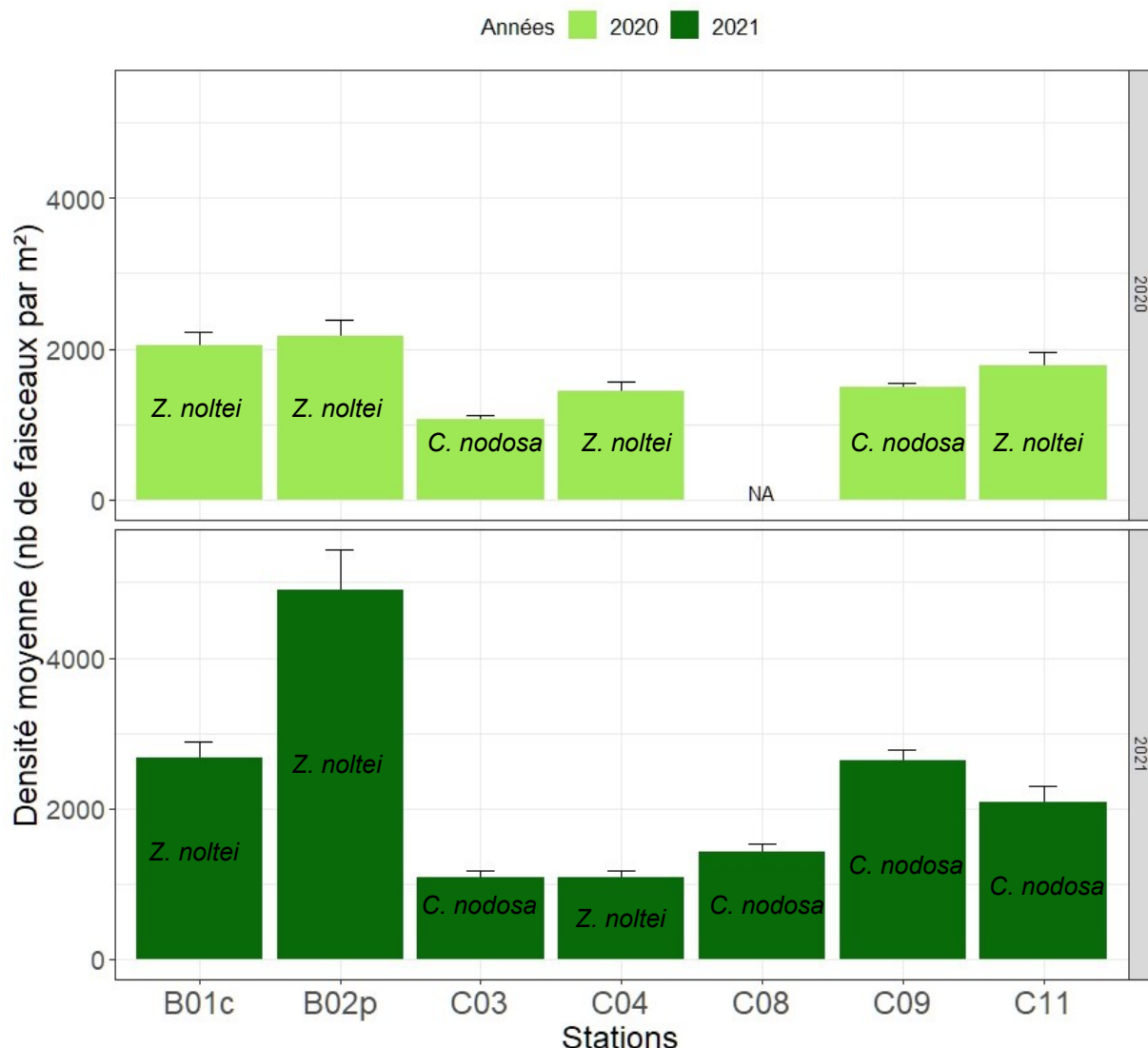


Figure 41. Densité moyenne de faisceaux (nombre de faisceaux par m²) de magnoliophytes par station en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types. Seule la densité de l'espèce dominante a été mesurée.

3.3.3.3 Longueur moyenne des feuilles (Magnoliophytes)

La longueur des feuilles est conditionnée par la saison, mais également la profondeur et la qualité de l'éclairement (turbidité). Les longueurs sont plus grandes en général pour *Cymodocea nodosa* par rapport à *Z. noltei* (Tableau 43, Figure 42).

A Beauduc, les feuilles de *Z. noltei* sont particulièrement courtes, en général en dessous de 20 cm, à l'exception de B01c en 2020. Dans l'anse de Carteau, les feuilles de *C. nodosa* atteignent parfois 40 cm de longueur ou plus (C03 et C04 en 2020).

Tableau 43. Longueur moyenne (cm) de feuilles de magnoliophyte par station en 2020 et 2021. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la longueur moyenne ; ERT : Erreur type de la longueur moyenne ; n : Nombre de réplicats.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Cymodocea nodosa</i>					x	x				x	x	x		x
<i>Zostera noltei</i>	x	x	x	x			x	x					x	
n	30	30	30	30	30	30	30	30		30	26	30	30	30
Longueur moyenne	23.8	15.5	16.2	16.9	39.2	27.1	40.6	36.5		17.5	22.6	26.3	20.4	22.8
ET	9.0	4.3	3.5	8.1	6.5	7.0	4.6	8.3		3.6	3.0	6.3	4.1	4.6
ERT	1.7	0.8	0.6	1.5	1.2	1.3	0.8	1.5		0.7	0.6	1.2	0.8	0.8

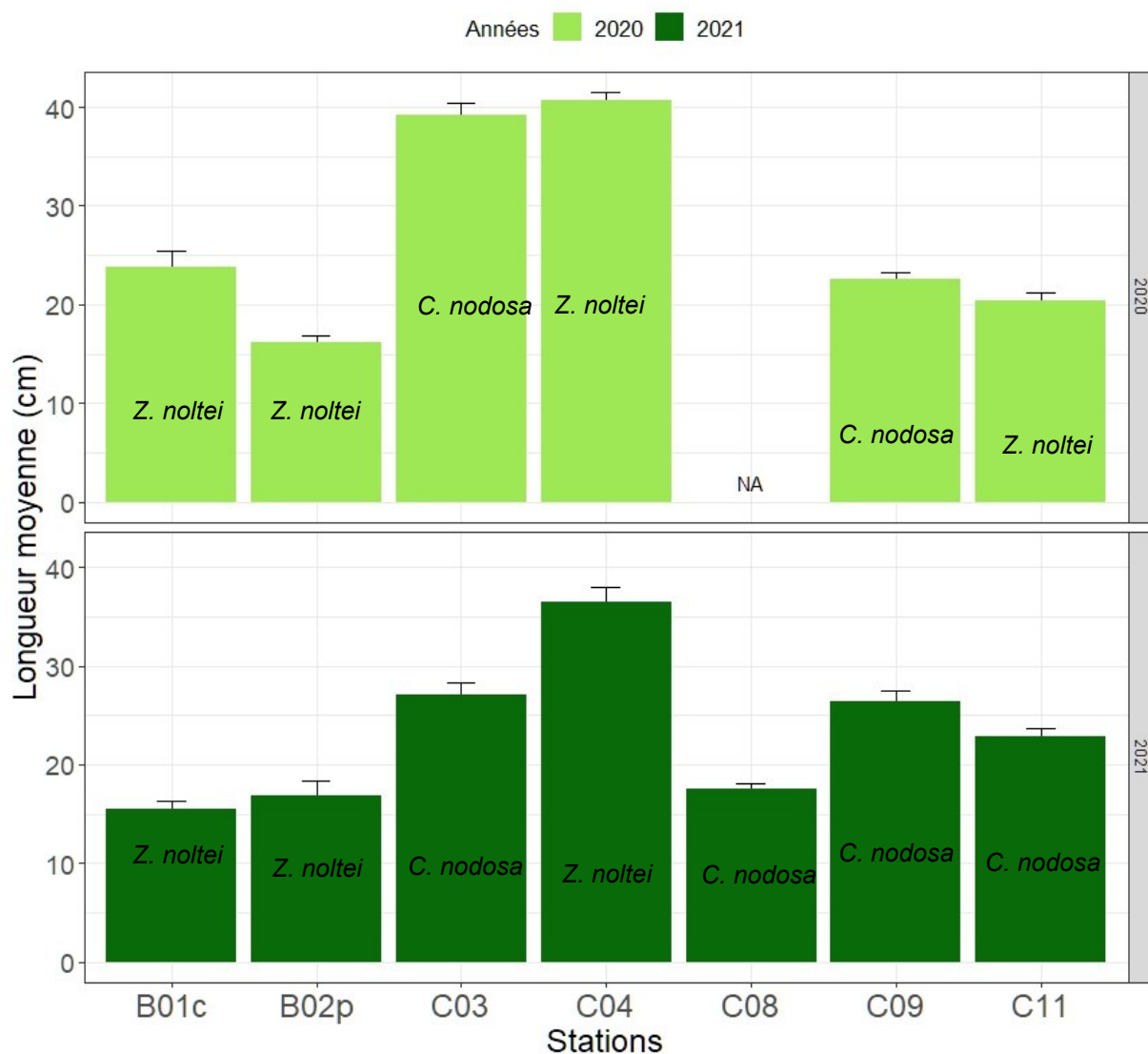


Figure 42. Longueur moyenne (cm) de feuilles de magnoliophytes par station en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs types.

3.3.4 Litière détritique

L'abondance de litière détritique, composée de macroalgues en épaves ou de feuilles de magnoliophytes est un bon signe d'une part de la production de l'herbier alentour et d'autre part d'un apport conséquent pour le compartiment détritivore (Tableau 44, Figure 43).

A Beauduc, le recouvrement de litière détritique était particulièrement faible en 2020, inférieur à 10 %. En 2021, il est de 38 % à B02p alors qu'il reste faible sur B01c. A Carteau, il est en moyenne plus élevé qu'à Beauduc, à l'exception des stations C09 et C11 qui abritent les recouvrements les plus faibles.

Tableau 44. Recouvrements moyens (% par m²) par la litière par station en 2020 et 2021. Sur chaque station, une surface de 30 m² est échantillonnée. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type du recouvrement moyen ; ERT : Erreur type du recouvrement moyen ; n : Nombre de réplicas.

Année	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Recouvrement moyen	9.5	6.2	2.1	37.9	32.3	20.5	47.1	40.0		19.4	7.2	0.7	8.0	11.1
ET	16.7	3.7	4.8	27.19	24.4	16.7	22.2	8.1		6.0	5.4	1.1	3.2	9.2
ERT	3.1	0.7	0.9	8.6	4.5	3.0	4.0	1.8		1.3	1.0	0.3	0.7	2.1
n	30	30	31	15	30	29	30	20		20	30	20	20	20

En 2020, les recouvrements moyens par la litière mesurés sur la station C04 (de 47.09 ± 3.98 %) et la station C03 (32.30 ± 4.50) est significativement plus élevé que sur les autres stations (KW, p-value < 0.01). En 2021, les recouvrements moyens mesurés sur les stations B02p et C04 de respectivement 37.8 ± 8.57 et 40 ± 1.81 sont significativement supérieurs à ceux mesurés sur toutes les autres stations (KW, p-value < 0.05). La station C09 possède des recouvrements de litières inférieurs à toutes les autres stations échantillonnées en 2021.

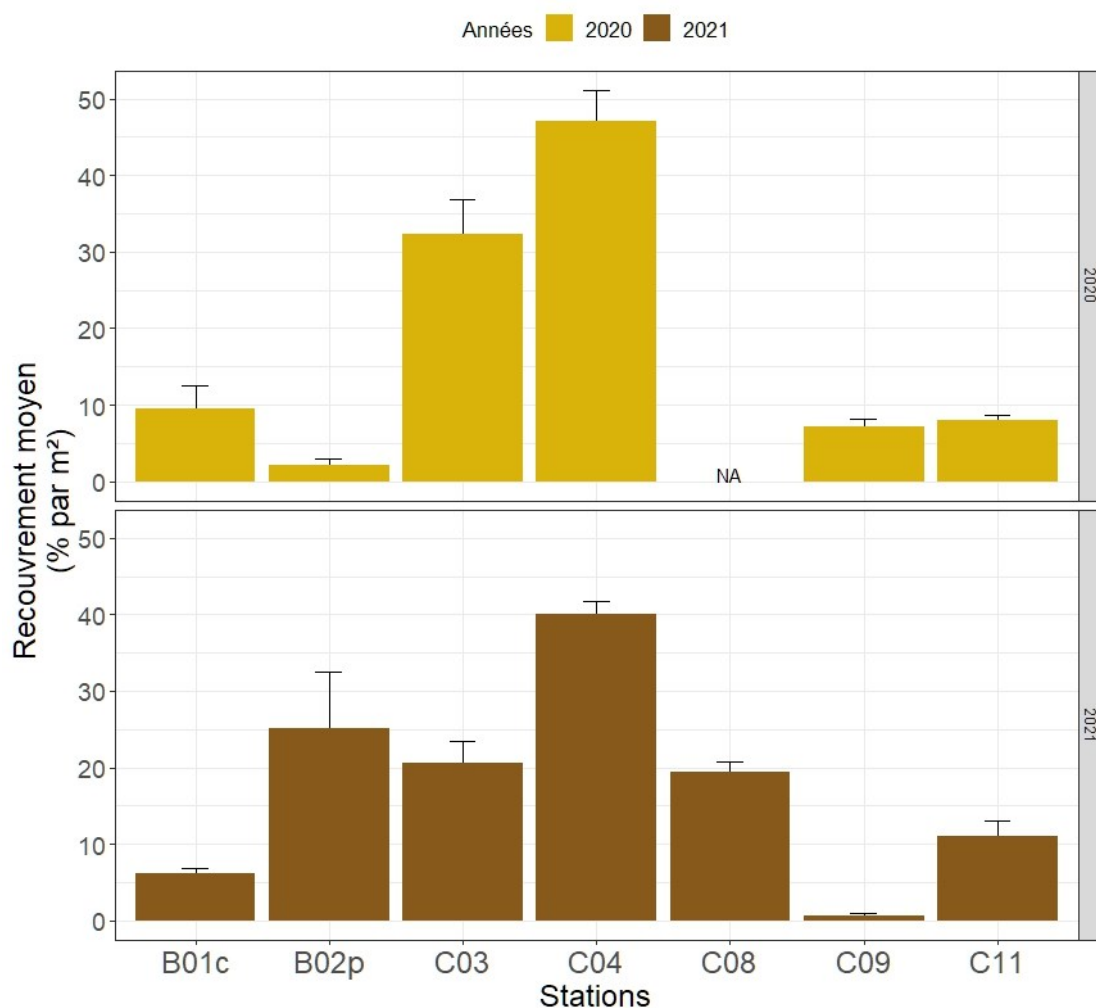


Figure 43. Recouvrement moyen (% par m²) par la litière détritique par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.3.5 Espèces exotiques envahissantes.

Deux espèces de macroalgues considérées comme envahissantes et non-indigènes ont été rencontrées : *Caulerpa cylindracea*, connue dans la région Sud depuis les années 1990 (Ruitton et al., 2005) et *Rugulopteryx okamurae*, récemment signalée sur le littoral camarguais et présente avec des recouvrements importants en région marseillaise (Ruitton et al., 2021). La présence d'espèces invasives peut altérer le fonctionnement d'un écosystème et contribuer à l'érosion de la biodiversité. L'arrivée de ces espèces peut être favorisée par un état dégradé du milieu, qui laisse des niches écologiques vides plus facilement remplies par des espèces plus compétitrices et tolérantes (Tableau 45, Figure 44).

A Beauduc, seule *R. okamurae* a été rencontrée, sur les deux stations seulement en 2021. Par contre, dans l'anse de Carteau, *R. okamurae* est observée sur toutes les stations en 2021, elle était déjà signalée sur deux stations en 2020. Quant à *C. cylindracea*, elle a été rencontrée sur 4 des 5 stations soit en 2020, soit en 2021, soit les deux années. Les recouvrements sont relativement faibles (quelques %), à l'exception de C11 où les deux espèces totalisent un recouvrement de plus de 14 %. Cette évolution doit être surveillée lors des prochaines visites sur site.

Tableau 45. Recouvrements moyens (% par m²) par les macroalgues exotiques envahissantes par station en 2020 et 2021. Sur chaque station. Les cases grisées correspondent aux stations qui n'ont pas été échantillonnées. ET : Ecart-type de la densité moyenne ; ERT : Erreur type de la densité moyenne.

Taxon	B01c		B02p		C03		C04		C08		C09		C11	
	0.5 m		0.5 m		1.5 m		4.5 m		1.5 m		0.5 m		2 m	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
<i>Caulerpa cylindracea</i>	0	0	0	0	0	0	0.19	0		1.5	0	0	0.25	7.65
<i>Rugulopteryx okamuræ</i>	0	0.06	0	0.2	2	0.31	0.67	2.6		0.75	0	0.2	2.1	6.55
Recouvrement moyen	0	0.06	0	0.2	2	0.31	0.87	2.6		2.25	0	0.2	2.35	14.2
ET	0	0.37	0	0.42	9.12	0.6	1.59	2.72		1.71	0	0.41	1.09	11.28
ERT	0	0.07	0	0.13	1.66	0.11	0.28	0.61		0.38	0	0.09	0.24	2.52

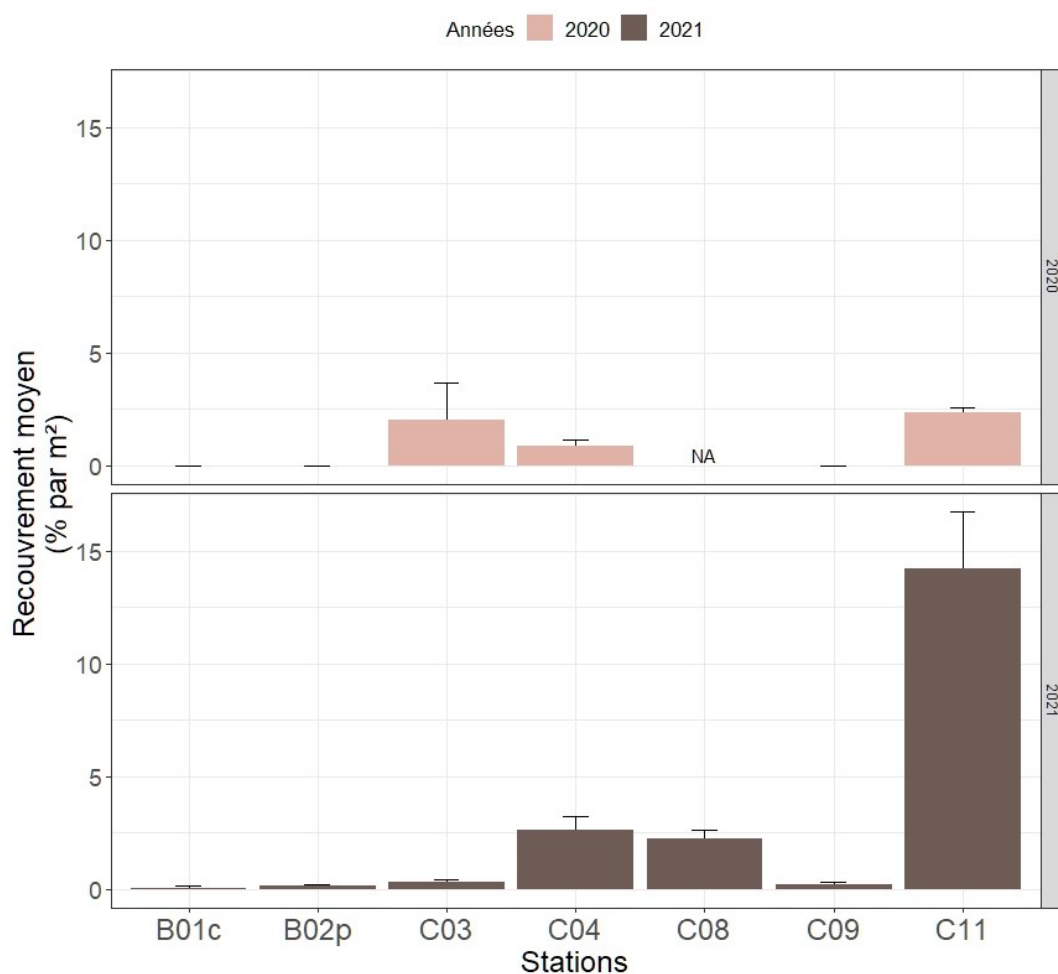


Figure 44. Recouvrement moyen (% par m²) par les espèces de macroalgues exotiques envahissantes par site en 2020 et 2021. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs-types.

3.4 Sélection des descripteurs

Sur la base de notre jeu de données, nous disposons d'un certain nombre de descripteurs dont les plus pertinents pour une analyse écosystémique sont présentés ci-dessous (Tableau 46).

Le nombre de descripteurs est volontairement long, une sélection plus fine pourra être réalisée ultérieurement d'ici la fin de Marha.

Tableau 46. Synthèse des descripteurs des herbiers de magnoliophytes de Beauduc et Carteau.

Compartiment	Descripteur	Unité	Sélection	Justification
Producteurs primaires (Magnoliophytes)	Recouvrement moyen par les Magnoliophytes	% par m ²	Oui	Descripteur simple
	Densité de faisceaux	Nb par m ²	Oui	Bon descripteur de la vitalité
	Longueur moyenne des feuilles	cm	Oui	Permet de prendre en compte les différences spécifiques
Producteurs primaires (Macroalgues)	Recouvrement moyen par les macroalgues non exotiques	% par m ²	Oui	Descripteur simple
	Recouvrement moyen par les macroalgues exotiques	% par m ²	Oui	Descripteur simple
	Diversité de macroalgues	Présence / Absence	Oui ?	Identification parfois difficile <i>in situ</i> , se baser uniquement sur les grands groupes
Suspensivores	Densité moyenne de suspensivores	Individus par m ²	?	Combiner avec les filtreurs ?
Filtreurs	Densité moyenne de filtreurs	Individus par m ²	?	Combiner avec la densité des suspensivores ?
Filtreurs /Suspensivores	Densité moyenne de filtreurs et suspensivores	Individus par m ²	Oui	Simplifie l'analyse, à moins qu'il y ait un intérêt à conserver les deux (distinction HOM et LOM ?)
Détritivores	Densité moyenne de détritivores	Individus par m ²	Oui	Bon descripteur de la qualité de l'écosystème
Omnivores	Densité moyenne d'omnivores	Individus par m ²	Oui	-
Omnivores	Diversité moyenne d'omnivores	Nombre d'espèce	Non	Peu d'espèces identifiables <i>in situ</i>
Carnivores détritivores	Densité moyenne de carnivores détritivores	Individus par m ²	?	Combiner avec détritivores, problème d'identification
Poissons carnivores	Densité moyenne de carnivores vertébrés	Individus par 10 m ²	Oui	
Poissons planctonophages	Densité moyenne	Individus par 10 m ²	Oui	Attention, abondance sporadique
Carnivores invertébrés	Densité moyenne	Individus par m ²	Oui	
Litière détritique	Recouvrement en %		Oui	

Une analyse en composante principale centrée et réduite (ACP) projetant les descripteurs sur deux axes expliquant 22.9 % et 17.8 %, permet d'observer la répartition des stations en fonction de leurs compartiments (Figure 45). Globalement, les stations sont relativement projetées de la même manière au cours des deux années. Les observations ne sont pas totalement contradictoire une année sur l'autre. Les stations de Beauduc, projetées sur les faibles valeurs de l'axe 1, sont principalement en corrélation avec de fortes valeurs de densité de faisceaux de magnoliophyte. A l'opposé de ces stations sont projetées les stations corrélées à de grandes tailles de feuille de magnoliophytes, ainsi qu'à de forts recouvrements en macrophytes pour C03, et à la présence de litière, d'herbivores et d'omnivore pour la station C04. On remarquera que sur la projection de ces 2 premiers axes de l'ACP, le recouvrement en macrophytes non exotique est opposé au recouvrement des macrophytes exotiques. Les macrophytes en général, sont plus présentes lorsque le recouvrement en magnoliophyte est important, offrant un substrat au macrophytes pour se développer.

Globalement, les différences 'fonctionnelles' observées sont probablement attribuables à la configuration intrinsèque des herbiers. L'herbier de Beauduc, plus jeune se caractérise par des communautés présentes mais différentes de celles de l'herbier de Carteau, plus grand herbier en mer ouverte de Méditerranée française (hors posidonie). Un effet des pressions anthropiques est fort probable mais celui-ci affecte probablement la plupart des stations de Carteau, empêchant toute distinction possible.

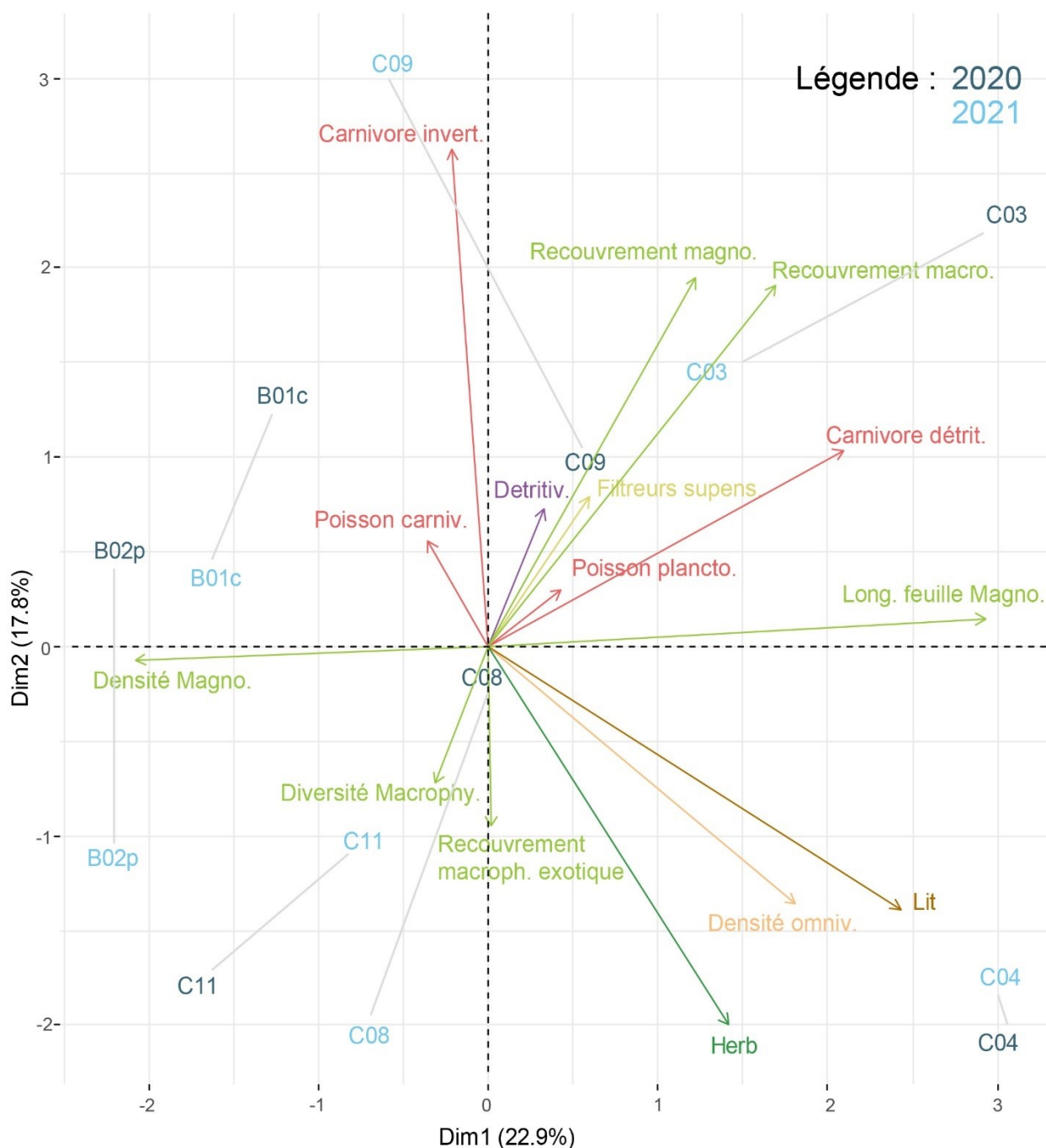


Figure 45. Analyse en Composante Principale réalisée sur les descripteurs finaux permettant l'évaluation de l'état de conservation des substrats meubles avec herbiers de magnoliophytes des stations du golfe de Beauduc en 2020 et 2021.

3.5 Evaluation de l'état de conservation

Sur la base de cette liste de 16 descripteurs évaluant les compartiments des herbiers de zostères et/ou cymodocée, une évaluation de l'état de conservation de l'association à herbiers de magnoliophytes sur les habitats 1110-6 (Sables fins bien calibrés, SFBC) et 1160 (Sables vaseux de mode calme) est proposée. La distinction des deux habitats est délicate. En se basant sur la granulométrie, l'herbier de Beauduc se situerait sur SFBC. Dans l'anse de Carteau, il y a sans doute des zones intermédiaires entre les deux habitats et l'identification précise reste

incertaine sur la cartographie de 2007 (Astruch et al., 2008) actualisée en 2021 (Seaviews, 2022).

Le Tableau 47 définit la contribution de chaque compartiment soit à la structure de l'habitat, soit à sa fonction, soit aux deux. Le Tableau 48 synthétise l'évaluation de l'état de conservation menée sur les stations de Beauduc et de Carteau.

L'herbier de l'anse de Beauduc est considéré en bon état de conservation (B) : Malgré une densité de faisceaux de *Zostera noltei* élevée, le recouvrement est inférieur à 80% et beaucoup de compartiments sont peu ou pas représentés : les détritivores, les omnivores. Alors que la structure de l'herbier est excellente, les fonctions écologiques sont moyennes, justifiant un état de conservation seulement Bon. Le peuplement au sein de l'herbier est globalement peu abondant et diversifié, signe d'un herbier encore jeune dont la dynamique est instable. Le peuplement de poissons n'a pu être évalué en raison d'une faible visibilité en 2021 ; cependant, la présence de juvéniles de sars communs *Diplodus sargus* et de rougets *Mullus* sp., de labridés (*Symphodus melops*, *S. roissali*, *S. cinereus*), de dorades *Sparus aurata* montrent une fonction abris et nurserie intéressante.

Dans l'anse de Carteau, 3 stations sur 5 possèdent un état de conservation excellent (A) : C03 et C11 abritent une densité de faisceaux et un recouvrement important de *Cymodocea nodosa*. Le peuplement de macroalgues associé est bien recouvrant (environ 30%), malgré l'absence de détritivores et d'omnivores, l'abondance de planctonophages et de carnivores invertébrés confère une évaluation bonne des fonctions pour une structure excellente. C04, plus profond (3.5/4 m) abrite un fort recouvrement et une densité plus faible mais liée à la profondeur, la structure est excellente et les fonctions écologiques bonnes pour un état de conservation excellent (A). La station C08, en raison d'un recouvrement de cymodocées et de macroalgues plus faible (68% et 10% respectivement), a une structure seulement bonne (ii). Les peuplements associés (faible abondance de poissons carnivores et de planctonophages, absence de détritivores et d'omnivores, etc.) conditionnent un état des fonctions écologiques bonnes (ii) pour un état de conservation bon (B). La station C09 se démarque avec une structure excellente (fort recouvrement, forte densité) mais un état des fonctions moyen (surabondance d'*Anemonia* sp., faible recouvrement de litière, etc.).

Cet exercice est encore indicatif et pourra évoluer. Il démontre la possibilité de structurer une évaluation de l'état de conservation sur la base de descripteurs simples évaluant les principaux compartiments d'un écosystème.

Tableau 47. Implication des compartiments de l'écosystème des substrats meubles avec herbiers de magnoliophytes pour l'évaluation de l'état de conservation à travers la structure et la fonction de l'habitat.

Compartiments	Descripteurs	Unité	Code	Etat de conservation		Commentaire
				Structure	Fonction	
Producteurs primaires (Magnoliophytes)	Recouvrement moyen par les Magnoliophytes	% par m ²	Magno_rec	x	x	Structure un habitat complexe et joue de nombreuses fonctions écologiques (production primaire, abris, etc.)
	Densité de faisceaux	Nb par m ²	Magno_dens	x	x	Structure un habitat complexe et joue de nombreuses fonctions écologiques (production primaire, abris, etc.)
	Longueur moyenne des feuilles	Cm	Magno_long	x	x	Structure un habitat complexe et joue de nombreuses fonctions écologiques (production primaire, abris, etc.)
Producteurs primaires (Macroalgues)	Recouvrement moyen par les macroalgues	% par m ²	Macro_rec	x	x	Structure un habitat complexe, ressource trophique, production primaire
	Diversité de macroalgues	Présence / Absence	Macro_div	x	x	Structure un habitat complexe, ressource trophique, production primaire
Filtreurs /Suspendus	Densité moyenne de filtreurs et suspendus	Nb d'individus par 10 m ²	Filt_susp	x	x	Certaines espèces calcaires (bryozoaires, annélides) peuvent former des faciès structurants, ressource trophique, consommation de la POM et d'une partie du plancton, etc.
Détritivores	Densité moyenne de détritivores	Nb d'individus par m ²	Det		x	Régulent et dégrade la litière
Herbivores	Densité moyenne d'herbivores	Nb d'individus par m ²	Herb		x	Régulation des producteurs primaires
Omnivores	Densité moyenne d'omnivores	Nb d'individus par m ²	Omn_dens		x	Consommateurs secondaires, opportunistes
	Diversité moyenne d'omnivores	Nbb d'espèce	Omn_div		x	Consommateurs secondaires, opportunistes
Carnivores détritivores	Densité moyenne de carnivores détritivores	Nb d'individus par 10 m ²	Carn_det		x	Consommateurs secondaires, régulent et dégrade la litière

				Etat de conservation		
Compartiments	Descripteurs	Unité	Code	Structure	Fonction	Commentaire
Poissons carnivores	Densité moyenne de carnivores vertébrés	Nb d'individus par 10 m ²	Pois_carn		x	Consommateurs de plus haut niveau trophique (méso-, macrocarnivores et piscivores)
Poissons planctonophages	Densité moyenne de poissons planctonophages	Nb d'individus par 10 m ²	Pois_planc		x	Consomment le plancton et fournissent une ressource trophique aux piscivores
Carnivores invertébrés	Densité moyenne sur les 2 gammes de profondeur	Nb d'individus par m ²	Carn_Inv		x	Consommateurs de plus haut niveau trophique
Litière détritique	Recouvrement en %	% par m ²	Lit	x	x	Incidence sur la qualité de la structure des compartiments végétaux, ressource pour les détritivores

Tableau 48. Evaluation de la structure et de la fonction des compartiments écosystémiques pour la définition de l'état de conservation pour chaque station de suivi en 2021. Les astérisques attribués aux compartiments indiquent leur utilité pour l'évaluation : *de la structure et de la fonction, ** de la fonction seule,. EC : Etat de conservation. Les couleurs correspondent à A (Excellent) pour le vert, B (bon) pour le jaune et C (moyen) pour l'orange. Les unités pour chaque descripteur sont consultables dans le tableau précédent.

Station	Magno_rec*	Magno_den ^{s*}	Magno_long*	Macro_rec*	Filt_susp**	Det**	Omn_dens**	Omn_div**	Carn_det**	Pois_carn**	Pois_planc**	Carn_Inv**	Herb**	Lit**	St.	Fct.	EC	Commentaire
B01c	79.7	2667.5	15.5	17	0.1	0	0	0	0.1			50.5	0	6.2	i	iii	B	Pas de détritivore, pas d'omnivore, pas d'herbivore, peu de litière, manque évaluation poissons
B02p	77.4	4905.6	16.9	10.9	0.1	0	0	0	0.1			4.4	0	37.8	i	iii	B	Pas de détritivore, pas d'omnivore, pas d'herbivore, peu de carnivore invertébré, manque évaluation poissons
C03	97.6	1082.5	27.1	32.1	0.2	0	0	0	0.2	0.3	143	90.7	0	20.5	i	ii	A	Pas d'omnivore, pas d'herbivores, beaucoup de carnivores invertébrés (anémones)
C04	93.3	1087.5	36.5	7.6	0.4	0	0.2	0.1	0.3	1.2	0	1.1	1.6	40	i	ii	A	Peu de macroalgues, pas de planctonophages, peu de carnivores invertébrés. Densité plus faible liée à la profondeur
C08	68.1	1428.3	17.5	10.2	0.3	0	0	0	0.1	0.7	18	1.3	1	19.4	ii	ii	B	Pas d'omnivores, moins bonne vitalité de l'herbier
C09	97.5	2627.5	26.33	35.0	0.6	0	0	0	0.1	0.8	0	346.05	0	0.7	i	iii	B	Pas d'omnivore, beaucoup de carnivores invertébrés (anémones), pas de planctonophages, pas d'herbivores, peu de litière
C11	91.3	2082.5	22.8	28.2	0.4	0	0	0	0.1	0.8	20	0.65	0.3	11.1	i	ii	A	Pas d'omnivores, peu de carnivores invertébrés, poissons carnivores et planctonophages

3.6 Discussion

3.6.1 Intérêt de la méthode

Il n'existe pas d'études qui proposent une évaluation de l'état de conservation des herbiers de Magnoliophytes autres que la posidonie au sens de la DHFF intégrant une série de descripteurs permettant une vision intégrée écosystémique. La très grande majorité des études et recherches sur les herbiers de zostères et de cymodocée concernent uniquement l'espèce ingénieuse, sa vitalité, sa structure, sa contamination (Buia *et al.*, 1991 ; Ceccherelli et Cinelli, 1997 ; Kraemer et Mazella, 1999 ; Plus *et al.*, 2003 ; Bernard *et al.*, 2007) mais peu souvent la fonctionnalité, en temps qu'écosystème, d'un ou plusieurs compartiments (Scipione *et al.*, 1996 ; Cebrian *et al.*, 1996 ; Guidetti et Busotti, 2000, 2002).

Les herbiers de zostères en particulier, sont relativement rares en mer ouverte en Méditerranée, *Zostera marina* en particulier est considérée comme en forte régression en raison notamment du réchauffement de la Méditerranée (Pergent *et al.*, 2014). Leur évaluation se concentre surtout en milieu lagunaire où ces herbiers sont considérés comme représentant un état de référence. Dans le cadre de la DCE, un indicateur 'Macrophyte/Phytobenthos' est mis en œuvre dans les masses d'eau lagunaires (Réseau du Suivi Lagunaire, 2011 ; Sfriso *et al.*, 2014). Cet indicateur se base sur le recouvrement et la diversité d'espèces dites de références, comprenant des macroalgues et des macrophytes. Il y a une relation linéaire entre l'EQR (Ecological Quality Ratio) et le recouvrement de ces espèces. Cependant, cette relation nous semble discutable étant donné qu'un écosystème équilibré doit laisser la place à d'autres compartiments : par exemple, un recouvrement de 100 % de zostère peut traduire un déficit en herbivores (oursins, aplysies, etc.). Dans l'étang de Berre, nous avons mis en œuvre l'indicateur Macrophyte (Bonhomme *et al.*, 2009 ; Astruch *et al.*, 2017 ; Astruch et Schohn, 2020). Les EQR sont majoritairement mauvais ou médiocres, en raison de l'absence de macrophytes de référence, en particulier en profondeur. Dans ce contexte, cet indicateur met en évidence un mauvais état uniquement des compartiments producteurs primaires, sans considérer les autres compartiments. Dans le processus de résilience de l'étang de Berre, cet indicateur seul n'est donc pas suffisant. Pour ces différentes raisons, nous n'avons pas considéré cette approche.

Nous avons rassemblé un certain nombre de descripteurs couvrant les principaux compartiments de l'écosystème et dont l'acquisition est réalisable en une plongée à 2 ou 3 observateurs. Nous nous sommes inspirés de l'approche développée par Personnic *et al.* (2014) sur l'herbier de posidonie (indicateur écosystémique EBQI), en adaptant les méthodes et les métriques aux spécificités des herbiers de cymodocée ou de zostères. L'objectif est de disposer d'une méthode facile à mettre en œuvre, éventuellement par des gestionnaires, qui permet dans un premier temps une évaluation globale de l'herbier et dans un second temps son état de conservation au sens de la DHFF (Lepareur *et al.*, 2011 ; Delavenne *et al.*, 2020).

3.6.2 Remise en question de la méthode

Dans ces milieux particuliers, les conditions sont parfois difficilement compatibles avec de l'observation et de la mesure *in situ* en raison de la turbidité parfois importante dès que le vent remobilise le sédiment fin. Cette faible visibilité nous a empêché à plusieurs reprises de réaliser des comptages visuels de poissons. La forte abondance des anémones sur certaines stations (parfois plusieurs centaines par m²) a gêné les observateurs lors des mesures *in situ*.

Certains descripteurs sont plus complexes à relever *in situ*, en raison de la difficulté d'identification de certains taxons (macroalgues, faune invertébrée) qui complique la définition des groupes trophiques. Certains groupes trophiques sont très peu représentés dans notre jeu de données : les omnivores et les détritivores par exemple sont quasiment absents de nos

observations, leur rôle dans la fonction de l'écosystème est pourtant à considérer. Il s'agit peut-être d'une spécificité local propre au littoral camarguais, ou bien l'importance des omnivores et détritivores dans les herbiers est négligeable, ce qui ne semble pas être le cas selon Costa *et al.* (2021). D'autres mesures dans d'autres herbiers de Méditerranée seraient nécessaires pour répondre à cette interrogation.

Malgré plus d'une quinzaine de descripteurs exploitables, l'évaluation reste incomplète et d'autres descripteurs aurait pu être suivis : (i) l'épiphytisme peut être un bon proxy de la qualité du milieu (eutrophisation, etc.) ; (ii) les biomasses endogée (racines, rhizomes) et épigée (tiges, feuilles) sont des descripteurs précis de la production de l'herbier ; (iii) la production d'inflorescences est également un bon indicateur de la dynamique ; (iv) une analyse de la faune du sédiment a également un fort intérêt et aurait pu compléter les données sur certains compartiments comme les détritivores ou les microcarnivores, omnivores opportunistes, etc. Nous avons fait le choix d'éviter tout prélèvement qui aurait permis de mesurer ces descripteurs potentiellement intéressants. Les zostères ainsi que la cymodocée sont des espèces protégées par arrêtés régional (pour la zostère naine) et national (pour la cymodocée), dans le cadre de leur conservation, la réalisation de prélèvements systématiques n'est pas à préconiser, bien que les données issues de prélèvements puissent être plus robustes.

Sur la base de nos données, il n'est pas envisagé de définir un indicateur écosystémique de type EBQI (Personnic *et al.*, 2014) sur les fonds meubles à herbiers de zostères et/ou cymodocée. Pour une telle démarche il faudrait :

- Une gamme de sites plus large avec un gradient de pressions liées à différentes activités avec un état écologique en conséquence, en prenant également en compte différents contextes biogéographiques (Occitanie, Région Sud, Corse, etc.) ;
- Attribuer un facteur de pondération à chaque compartiment évalué. Ce travail implique un travail collaboratif avec des experts benthologues ;
- Définir des classes semi-quantitatives en fonction des valeurs des descripteurs évaluant chaque compartiment, là aussi après consultation d'experts ;
- Une analyse de robustesse permettrait de tester la fiabilité de l'indice.

La prise en compte des espèces envahissantes comme perturbatrices permet d'évaluer une des conséquences du changement climatique. L'application de notre protocole sur des herbiers d'autres régions de Méditerranée plus exposées au réchauffement (Sud et Est de la Méditerranée) permettrait d'une part d'évaluer l'impact des espèces non indigènes sur les herbiers sur le fonctionnement originel de l'écosystème et d'autre part d'appréhender les fonctions écologiques nouvelles que confèrent ces nouvelles communautés (Katsanevakis *et al.*, 2016 ; Corrales *et al.*, 2017 ; Steger *et al.*, 2022).

3.6.3 Lien avec les pressions anthropiques

Les données précises sur les pressions anthropiques qui impactent un écosystème donné sont difficiles à acquérir. Il s'agit souvent de données sur l'activité qui induit la pression en question, par exemple :

- la densité d'encrage pour traduire l'action mécanique des ancres de bateaux
- l'effort de pêche pour traduire le prélèvement par la pêche
- la quantité de rejet des STEP en équivalent/habitant pour traduire la modification de la salinité, les rejets polluants (matières organiques, métaux, perturbateur endocriniens) par les stations d'épuration) (Holon *et al.*, 2015 ; La Rivière *et al.*, 2015, 2016 ; Schohn *et al.*, 2022).

L'enjeu est d'établir le lien entre l'état des écosystèmes et les pressions anthropiques afin de permettre aux gestionnaires et décideurs d'agir en conséquence pour la conservation des habitats. Disposer de méthodes et d'approches pragmatiques nouvelles fait partie des objectifs du programme Marha. Une méthode d'évaluation des pressions a été développée sur les récifs barrière de posidonie (Schohn et al., 2022). Cette approche pourra s'appliquer à d'autres habitats communautaires, y compris les substrats meubles infralittoraux.

Dans l'Anse de Carteau, un certain nombre d'activités anthropiques sont présentes. Les pressions engendrées par ces activités sont potentiellement importantes :

- La proximité du Grand Port Maritime de Marseille induit une pollution sonore (dont l'impact n'est pas évalué à ce jour mais démontré dans de nombreuses études (Francis *et al.*, 2012 ; Di Franco *et al.*, 2020), une remise en suspension de fonds vaseux qui peuvent perturber l'anse. Le trafic maritime peut être vecteur d'introductions biologiques (Galil, 2000 ; Zenetos *et al.*, 2010 ; Ulman *et al.*, 2019) ;
- La présence d'une concession conchylicole dans l'anse peut favoriser l'eutrophisation du milieu et contribuer à la régression des herbiers alentours (Mineur *et al.*, 2015 ; Boudouresque *et al.*, 2020b). La cartographie de Ruitton *et al.* (2008), actualisé par Seaviews en 2021 (Seaviews, 2022) montre que la limite en profondeur de l'herbier contourne l'emprise de la concession, l'herbier restant à plusieurs dizaines de mètres des tables. Dans le reste de l'anse, le peuplement ne montre pas de signes qui seraient attribuable à une eutrophisation particulière (e.g. densité de spirographes, épiphytisme). Le caractère semi-fermé de l'anse rend de fait les conditions naturelles plus eutrophes se rapprochant d'un milieu lagunaire. La présence de cette concession peut également être un vecteur d'espèces exotiques envahissantes (Rech *et al.*, 2018 ; Boudouresque *et al.*, 2020b) ;
- La pêche récréative et professionnelle est bien présente dans l'anse de Carteau et sur l'herbier. Cette pression de pêche pourrait expliquer la relative pauvreté du peuplement de poissons observé et l'absence de grands prédateurs ou d'espèces à forte valeur économique dans nos observations. L'ancrage peut laisser des stigmates visibles mais la dynamique de colonisation rapide des espèces en question (plusieurs dizaines de cm à plusieurs m de croissance horizontale par an) permet de combler rapide les stigmates du mouillage de petits navires de plaisance (<10 m de longueur). Les engins de pêche sont également des vecteurs potentiels de dissémination d'espèces invasives (Relini *et al.*, 2000) ;
- L'herbier est jonché de nombreux macrodéchets plus ou moins anciens et de natures et de tailles différentes.

Dans le golfe de Beauduc, l'herbier de zostère naine est apparu récemment (2005) en raison de l'avancée de la pointe de Beauduc vers l'Ouest (zone d'accrétion) ; celle-ci a créé une zone calme favorable à l'installation d'un herbier. In Vivo (2012), en 2011 ont cartographié moins de 1 000 m² d'herbier. Il y en a aujourd'hui plus de 13 ha, abritant 4 espèces de Magnoliophytes différentes (par ordre d'importance : *Zostera noltei*, *Z. marina*, *Ruppia cirrhosa* et *Cymodocea nodosa*). La mise en place d'un Arrêté Préfectorale de Protection de Biotope favorise la conservation de cet herbier. Il s'agit déjà d'une mesure importante pour réguler les activités et donc faire face aux pressions anthropiques du secteur. Les principales activités induisant des pressions, bien que limitées par rapport à l'anse de Carteau sont les suivantes :

- Les plages du golfe sont réputées pour **les sports nautiques** (planche à voile, Kite surf, etc.). Ces activités peuvent s'accompagner de piétinements qui peuvent dégrader l'herbier (Davenport et Davenport, 2006). Ce piétinement peut également favoriser la dissémination de boutures qui s'implanteront plus loin après arrachage ;

- La **pêche à pied et à la ligne** sont limitées dans le secteur, du fait de l'APPB. Un impact sur les herbiers est tout de même probable (Barañano *et al.*, 2022) ;
- La principale pression qui s'exerce sur l'herbier est d'ordre naturel puisqu'il s'agit de la dynamique sédimentaire rapide qui mobilise du sable qui recouvre des zones d'herbier vivant ou recrée des zones favorables à l'installation et au développement de nouveaux plants. Alors que l'herbier central est plus stable, du moins en son cœur, l'herbier périphérique subit ces mouvements de sables.

3.6.4 Comparaison à d'autres secteurs géographiques

Les herbiers de magnoliophytes de l'anse de Carteau et du golfe de Beauduc présentent une singularité : ils font partie des rares herbiers abritant des zostères en mer ouverte ne Méditerranée (Tableau 49). Si l'on compare les valeurs de densité et de longueur de feuilles rencontrées dans la littérature à nos données :

- La densité moyenne mesurée sur *Zostera noltei* sont supérieures par exemple à celle observées par Paquier *et al.* (2014) dans l'étang de Berre mais inférieure à celle observée dans la lagune Biguglia (Pergent-Martini *et al.*, 2005) ;
- La densité de faisceaux de *Cymodocea nodosa* est du même ordre de grandeur que dans la plupart des lagunes méditerranéennes connues ;
- Les valeurs de longueur moyenne de feuilles sont à prendre avec précautions, celles-ci étant fortement conditionnées par la profondeur ou encore l'hydrodynamisme. Des analyses plus fines avec un jeu de données plus conséquent serait nécessaire.

Tableau 49. Densité de faisceaux par m² et longueur de feuilles (cm) mesurées sur *Zostera noltei* et *Cymodocea nodosa* sur divers sites. Les valeurs pour l'anse de Carteau et le golfe de Beauduc figurent à titre indicatif.

Espèce	Site	Densité de faisceaux par m ²	Longueur des feuilles (cm)	Source
<i>Zostera noltei</i>	Golfe de Beauduc	2051-4906	15.5-23.8	présente étude
	Anse de Carteau	1088-1435	36.5-40.6	présente étude
	Ischia (Italie)	305		Cancemi et al. (2002)
	Bassin d'Arcachon (France)	4000-22000	(6-20)	Auby et Labourg (1996)
	Bassin d'Arcachon (France)	7960-18970	5.6-15.0	Kombiadou et al. (2014)
	Etang de Thau (France)	2764	19.9-64.3	Duarte et al. (2002)
	Etang de Berre (France)	531-1037		Paquier et al. (2014)
	Biguglia (Corse, France)	1483-19558	5.5-21.4	Pergent-Martini et al. (2005)
<i>Cymodocea nodosa</i>	Anse de Carteau	1068-2628	17.5-39.2	présente étude
	Lagune de Mar Menor (Espagne)	800-1500		Marin et al. (2015)
	Lagune d'Urbinu (Corse)	1520		Agostini et al. (2003)
	Lagune de Ria Formosa (Espagne)	950-1752	22.5-113.0	Cunha et Duarte (2007)
	Ischia (Italie)	1301 (925-1925)		Cancemi et al. (2002)
	Golfe de Trieste (Italie)	546-2158		Peduzzi et Vukovic (1990)
	Îles Canarie (Espagne)	934-1928		Reyes et al. (1995)
	Îles Canarie (Espagne)	404 (164-710)		Barbera et al. (2005)

4 Conclusion générale

Dans le cadre du programme LIFE Marha, le GIS Posidonie, en tant que bénéficiaire associé, a, parmi ses actions, l'objectif de mettre en œuvre des méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats communautaires au sens de la DHFF en lien avec les pressions anthropiques. Pour cela, il s'appuie sur une approche écosystémique, concept clef de la DCSMM.

Le présent livrable s'intéresse particulièrement aux substrats meubles infralittoraux du littoral camarguais ainsi qu'aux herbiers de magnoliophytes du golfe de Beauduc et de l'Anse de Carteau. En collaboration avec le Parc naturel Régional de Camargue, le secteur du Golfe de Beauduc, des données acquises en 2020 et 2021 sur les compartiments épibenthiques de ces habitats ont permis la récolte d'informations clefs sur une partie de leurs compartiments écosystémiques.

A défaut de pouvoir élaborer un indicateur de type EBQI, comme pour d'autres habitats communautaires évalués dans le cadre de Marha, une analyse intégrée de ces habitats singuliers a été proposée, celle-ci permettant une évaluation cadrée de leur état de conservation. A ce stade, un effet du cantonnement de pêche sur l'intégrité des substrats meubles est probable et sans doute ressenti à l'échelle du Golfe de Beauduc (les chalutiers évitant maintenant l'ensemble du Golfe). Le suivi d'autres stations en dehors du Golfe (campagne réalisée été 2022) permettra d'identifier la présence ou non d'une pression du chalutage illégal. Quant aux herbiers de magnoliophytes : l'herbier de Beauduc est très particulier, sa dynamique conditionnée par l'hydrodynamique sédimentaire est rapide. Bien que la vitalité de la plante (*Zostera* spp.) est relativement bonne, le reste du peuplement est instable bien que certains aspects soient remarquables (présence de grandes nacres vivantes, rôle de nurserie). L'herbier mixte de l'Anse de Carteau étendu sur environ 350 ha, présente lui aussi une bonne vitalité, malgré la proximité des activités industrielles du Grand Port Maritime de Marseille. Par contre, l'ensemble des grandes nacres, autrefois très abondantes, n'a pas survécu au pathogène *Haplosporidium pinnae*. Dans les deux sites, l'algue brune invasive *Rugulopterix okamurae* est présente.

A ce stade, une veille de ces habitats communautaires est nécessaire, sur la base des descripteurs simples proposés ici mais complétés par une analyse de la macrofaune du sédiment et de la méiofaune. Une évaluation écosystémique incluant des descripteurs de l'endofaune et de la méiofaune est proposée dans Marha (programme CLAPI ; Labrune et al., 2023). Toujours dans le cadre de Marha, le littoral camarguais sera évalué avec une approche similaire dans le cadre du programme CAPDONA. Les premières investigations sont programmées en juillet 2023. Le présent livrable est donc une première étape proposant des descripteurs basés sur des mesures simples *in situ* et par transects vidéo. Les prochains livrables, en phase 4 du programme contribueront à fournir un protocole complet sur la base des résultats des programmes CLAPI et CAPDONA.

5 Bibliographie

- Agostini, S., Pergent, G., & Marchand, B. (2003). Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* in a coastal lagoon. *Aquatic Botany*, 76(3), 185-193.
- Astruch P., Bonhomme D., Fraieu B., Sialelli J., Ruitton S., Donato M., Mayot N., 2008. Etude et cartographie des biocénoses marines remarquables du golfe de Fos (Bouches-du-Rhône, France). Carte A0 au 1/20 000 ème. Contrat Port Autonome de Marseille & GIS Posidonie – Copetech-SM - HydroConsult, GIS Posidonie publ.
- Astruch P., Mayot N., Montagne G., Blaya M., Verlaque M., 2017. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes benthiques des étangs de Berre et de Vaïne. Etude de stations d'observation dans le cadre de la DCE. Contrat IFREMER & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr. : 1- 14.
- Astruch P., Schohn T., 2020. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes benthiques des étangs de Berre et de Vaïne. Etude de stations d'observation dans le cadre de la DCE – Année 2020. Contrat IFREMER & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr. : 17 p + annexes.
- Auby, I., & Labourg, P. J. (1996). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in the bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, 35(4), 269-277.
- Barañano, C., Fernández, E., Morán, P., Urbieta, P., & Méndez, G. (2022). Population dynamics of a fragmented subtidal *Zostera marina* population affected by shell fishing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107818.
- Barbera, C., Tuya, F., Boyra, A., Sanchez-Jerez, P., Blanch, I., & Haroun, R. J. (2005). Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands: a multiscaled approach, *Botanica Marina*, 48.
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., ... & Weinstein, M. P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633-641.
- Bellan-Santini D., Guillemain D., David R., & Ruitton S., 2018. ANSE DE CARTEAU. Znieff de type 1 n°93M000022. 9 p.
- Belloni B., Astruch P., 2020. Etude de l'état de la population et proposition d'un protocole de suivi de la Grande Nacre *Pinna nobilis* dans l'anse de Carteau (Golfe de Fos, Bouches du Rhône). GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. : 12 p.
- Belloni B., Astruch P., Schohn T., Orts A., 2021. Suivi de l'état de la population de grande nacre *Pinna nobilis* dans l'anse de Carteau (Golfe de Fos, Bouches du Rhône) – Année 2021. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. : 14 p.
- Benjamini Y et Hochberg Y., 1995. Controlling the False Discovery Rate : A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Serie B (Methodological)*. Vol. 57, 1: 289-300.
- Bensettiti, F., Bioret, F., Roland, J., & Lacoste, J.-P. (2004). "Cahiers d'habitats" Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire - Tome 2 Habitats côtiers (Éd. La Doc). MEDD/MAAPAR/MNHN. 399 p.
- Bernard, G., Boudouresque, C. F., & Picon, P. (2007). Long term changes in *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3-4), 617-629.
- Bianchi C.N., Morri C., 2004. Climate change and biological response in Mediterranean Sea ecosystems: a need for broadscale and long-term research. *Ocean Challenge* (2003). 13 (2): 32-36.
- Bonhomme P., Astruch P., Bonhomme D., Fourt M., Guilloux L., Rogeau E., Verlaque M., Boudouresque C.-F., 2009. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes benthiques des étangs de Berre et de Vaïne. Etude de stations d'observation complémentaires dans le cadre de la DCE. Contrat IFREMER & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr. : 1- 16.

- Borja A., Muxika I., & Rodriguez J.G., 2009. Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. *Marine Ecology*, 30(2), 214-227.
- Borja, A., Muxika, I., & Franco, J. (2003). The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), 835-845.
- Boudouresque, C. F., Astruch, P., Bănar, D., Blanchot, J., Blanfuné, A., Carlotti, F., ... & Thibaut, T. (2020a). The management of Mediterranean coastal habitats: a plea for a socio-ecosystem-based approach. In *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes: Proceedings of Coast Bordeaux Symposium and of the 17th French-Japanese Oceanography Symposium* (pp. 297-320). Springer International Publishing.
- Boudouresque, C. F., Blanfuné, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Perret-Boudouresque, M., & Thibaut, T. (2020b). Impacts of marine and lagoon aquaculture on macrophytes in Mediterranean benthic ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 7, 218.
- BRLi et CREOCEAN, 2004. Premières investigations sur la structure spatiale et saisonnière des peuplements de poissons des fonds meubles du golfe de Beauduc (Camargue, France). Contrat BRLi – Parc naturel régional de Camargue. 67 p. + annexes.
- Buia, M. C., & Mazzella, L. (1991). Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Botany*, 40(4), 343-362.
- Cancemi, G., Buia, M. C., & Mazzella, L. (2002). Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina*, 66(4), 365-373.
- Catanese, G., Grau, A., Valencia, J. M., Garcia-March, J. R., Vázquez-Luis, M., Alvarez, E., ... & Villalba, A. (2018). *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of invertebrate pathology*, 157, 9-24.
- Cebrián, J., Duarte, C. M., & Marbà, N. (1996). Herbivory on the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in contrasting Spanish Mediterranean habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 204(1-2), 103-111.
- Ceccherelli, G., & Cinelli, F. (1997). Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217(2), 165-177.
- Corrales, X., Ofir, E., Coll, M., Goren, M., Edelist, D., Heymans, J. J., & Gal, G. (2017). Modelling the role and impact of alien species and fisheries on the Israeli marine continental shelf ecosystem. *Journal of Marine Systems*, 170, 88-102.
- Costa, V., Chemello, R., Iacofano, D., Brutto, S. L., & Rossi, F. (2021). Small-scale patches of detritus as habitat for invertebrates within a *Zostera noltei* meadow. *Marine Environmental Research*, 171, 105474.
- Cunha, A. H., & Duarte, C. M. (2007). Biomass and leaf dynamics of *Cymodocea nodosa* in the Ria Formosa lagoon, South Portugal. *Botanica Marina*, 50.
- Cuttelod A., García N., Abdul Malak D., Temple H. J., Katariya V., 2009. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: J.C. Vié. C. Hilton-Taylor & S.N. Stuart (Eds). "Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species". IUCN Publ., Gland: 89-101.
- Dauvin J.-C., Alizier A., Rolet C., Bakalem A., Bellan G., Gomez Gesteira J.L., Grimes S., De-La-Ossacarretero, Del-Pilar-Ruso. (2012). Response of different benthic indices to diverse human pressures. *Ecological Indicators* 12:143–153.
- Davenport, J., & Davenport, J. L. (2006). The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, coastal and shelf science*, 67(1-2), 280-292.
- Day, L., Brind'Amour, A., Cresson, P., Chouquet, B., & Le Bris, H. (2021). Contribution of estuarine and coastal habitats within nursery to the diets of juvenile fish in spring and autumn. *Estuaries and Coasts*, 44(4), 1100-1117.

- Delavenne J., de Bettignies T., Souquière A. 2020. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000. Guide méthodologique. Version 1. UMS Patrinat - OFB/CNRS/MNHN. 32 p.
- Di Franco, E., Pierson, P., Di Iorio, L., Calò, A., Cottalorda, J. M., Derijard, B., ... & Guidetti, P. (2020). Effects of marine noise pollution on Mediterranean fishes and invertebrates: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111450.
- Duarte, C. M., Martínez, R., & Barrón, C. (2002). Biomass, production and rhizome growth near the northern limit of seagrass (*Zostera marina*) distribution. *Aquatic Botany*, 72(2), 183-189.
- Fourt M., Goujard A., Perez T., Chevaldonné P., 2017. Guide de la faune profonde de la mer Méditerranée. Explorations des roches et canyons sous-marins des côtes françaises. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 184 p.
- Francis, C. D., Kleist, N. J., Ortega, C. P., & Cruz, A. (2012). Noise pollution alters ecological services: enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1739), 2727-2735.
- Francour P., Nieri M., Ursheler F., 1991. Les structures anti-chaluts du golfe de Beauduc (Camargue). Campagne de suivi 1991. Conseil Régional PACA. ADER PACA & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille. Fr. 42p.
- Galil, B. S. (2000). A sea under siege—alien species in the Mediterranean. *Biological Invasions*, 2(2), 177-186.
- Gobert S., Sartoretto S., Rico-Raimondino V., Andral B., Chery A., Lejeune P., Boissery P. 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11), 1727-1733.
- Guidetti, P., & Bussotti, S. (2000). Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the Western Mediterranean. *Oceanologica acta*, 23(7), 759-770.
- Guidetti, P., & Bussotti, S. (2002). Effects of seagrass canopy removal on fish in shallow Mediterranean seagrass (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*) meadows: a local-scale approach. *Marine Biology*, 140(3), 445-453.
- Hartog Den C., 1970. The Seagrasses of the World. North Holland Publ. Co., Amsterdam. 275 pp
- Héloin Y., 2004. Pré-inventaire qualitatif et premiers travaux sur la dynamique des poissons du Golfe de Beauduc (Camargue – France). Rapport de Maîtrise de Biologie des populations et des écosystèmes – Université de Rennes 1, 63 p. + annexes.
- Hemminga M.A., Duarte C.M., 2000. Seagrass Ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 298 p.
- Holon F., Mouquet N., Boissery P., Bouchoucha M., Delaruelle G., Tribot A. S., & Deter J. 2015. Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS One*, 10(8), e0135473.
- In Vivo, 2012. Inventaires biologiques et analyse écologique des habitats marins patrimoniaux sur le lot Natura 2000 en mer FR9301592 « Camargue ». Contrat In Vivo – Agence des Aires Marines Protégées, 156 p. + annexes.
- Jac C., Vaz S., 2020. Abrasion superficielle des fonds par les arts trainants – Méditerranée (surface Swept Area Ratio). IFREMER, <http://dx.doi.org/10.12770/8bed2328-a0fa-4386-8a3e-d6d146cafe54>
- Joly L., 2015. Richesse biologique de la zone marine du Parc naturel Régional de Camargue – Compilation de données 2004-2014. Cas pratique : Mise en place d'un suivi de *Pinna nobilis*. Rapport de master 1^{ère} année, 89 p.
- Katsanevakis, S., Tempera, F., & Teixeira, H. (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, 22(6), 694-707.
- Kraemer, G. P., & Mazzella, L. (1999). Nitrogen acquisition, storage, and use by the co-occurring Mediterranean seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 183, 95-103.

- Kombiadou, K., Ganthy, F., Verney, R., Plus, M., & Sottolichio, A. (2014). Modelling the effects of *Zostera noltii* meadows on sediment dynamics: application to the Arcachon lagoon. *Ocean dynamics*, 64, 1499-1516.
- Labrune, C., Amouroux, J. M., Sarda, R., Dutrieux, E., Thorin, S., Rosenberg, R., & Grémare, A. (2006). Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 52(1), 34-47.
- Laffoley D., Maltby E., Vincent M.A., Mee L., Dunn E., Gilliland P., Hamer J.P., Mortimer D., Pound D. 2004. The Ecosystem Approach. Coherent actions for marine and coastal environments. A report to the UK government. Peterborough, English Nature, 65 p.
- La Rivière M., Aish A., Gauthier O., Grall J., Guérin L., Janson A.-L., Labrune C., Thibaut T., Thiébaud E., 2015. *Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques*. Rapport SPN 2015-69. MNHN, Paris, 1-52.
- La Rivière, M., Michez, N., Aish, A., Bellan-Santini, D., Bellan, G., Chevaldonné, P., Dauvin, J.-C., Derrien-Courtet, S., Grall, J., & Guérin, L. (2016). *Evaluation de la sensibilité des habitats benthiques de Méditerranée aux pressions physiques*. Rapport SPN 2015-70. MNHN. Paris, 101 p.
- Le Diréach L., Bonhomme J., Astruch P., Chassaing L., Goujard A., Bonhomme P., Losson C., 2015. Création d'une réserve marine dans le golfe de Beauduc. Etat initial. Années 2014-2015. Partenariat Parc naturel régional de Camargue & GIS Posidonie publ., Fr. : 1-80.
- Le Diréach L., Charpentier M., Marobin D., 2018. Suivi du peuplement de poissons de la réserve marine du golfe de Beauduc 3 ans après l'état initial. Rapport de synthèse. Années 2017-2018. Partenariat Parc naturel régional de Camargue & GIS Posidonie publ., Fr. : 1-84.
- Lepareur F. 2011. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 – Guide méthodologique - Version 1. Février 2011. Rapport SPN 2011 / 3, MNHN, Paris, 55 p.
- Lloret J., Marin A., Marin-Guirao L., & Velasco J., 2005. Modifications de la distribution des macrophytes dans une lagune côtière hypersaline associées au développement d'une agriculture intensivement irriguée. *Gestion des océans et des côtes*. 48 (9-10). 828-842.
- Marín, A., Lloret, J., Velasco, J., & Bello, C. (2015). The physio-geographical background and ecology of Mar Menor. *Coastal lagoons in Europe*, 39.
- Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A. J., Engelen, A. H., Fernandes, F., ... & De Clerck, O. (2015). European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. *Journal of sea research*, 98, 91-108.
- Noël C., 2008. Cartographie des fonds marin du golfe de Beauduc. Rapport de synthèse. Semantic TS, 19 p.
- Paquier, A. É., Meulé, S., Anthony, E. J., & Bernard, G. (2014). Sedimentation and erosion patterns in a low shoot-density *Zostera noltii* meadow in the fetch-limited Berre lagoon, Mediterranean France. *Journal of Coastal Research*, (70 (10070)), 563-567.
- Peduzzi, P., & Vuković, A. (1990). Primary production of *Cymodocea nodosa* in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): a comparison of methods. *Marine Ecology Progress Series*, 197-207.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C., Boudouresque C.F., Buia M., Calvo S., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O., Thibaut T., Tomasello A., & Verlaque M., 2014. Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*. 15(2). 462-473.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Clabaut P., ... & Verlaque M., 2012. Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée. *Résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques*. IUCN. Gland. Switzerland.
- Pergent G., Pasqualini V., Pergent-Martini C., Ferrat L., Fernandez C., 2006. Variability of *Ruppia cirrhosa* in two coastal lagoons with differing anthropogenic stresses. *Botanica Marina*. De Gruyter.. 49 (2). pp.103-110. 10.1515/BOT.2006.014 . hal-01769217
- Pergent-Martini, C., Pasqualini, V., Ferrat, L., Pergent, G., & Fernandez, C. (2005). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia*, 543, 233-243.

- Personnic S., Boudouresque C.F., Astruch P., Ballesteros E., Blouet S., Bellan-Santini D., Bonhomme P., Thibault-Botha D., Feunteun E., Harmelin-Vivien M., Pergent G., Pergent-Martini C., Pastor J., Poggiale J.C., Renaud F., Thibaut T., Ruitton S., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem: the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PLoS ONE* 9 (6). e98994.
- Plante-Cuny M.R., 1969. Recherches sur la distribution qualitative et quantitative des diatomées benthiques de certains fonds meubles du golfe de Marseille. *Recueil de Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 45(61), 88-197.
- Plus, M., Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J. M., & Auby, I. (2003). Modelling seasonal dynamics of biomasses and nitrogen contents in a seagrass meadow (*Zostera noltii* Hornem.): application to the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Ecological Modelling*, 161(3), 213-238.
- Rech, S., Salmina, S., Pichs, Y. J. B., & García-Vazquez, E. (2018). Dispersal of alien invasive species on anthropogenic litter from European mariculture areas. *Marine pollution bulletin*, 131, 10-16.
- Relini, G., Relini, M., & Torchia, G. (2000). The role of fishing gear in the spreading of allochthonous species: the case of *Caulerpa taxifolia* in the Ligurian sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5), 1421-1427.
- Réseau de Suivi Lagunaire, 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon, 148 pages.
- Reyes, J., Sansón, M., & Afonso-Carrillo, J. (1995). Distribution and reproductive phenology of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Canary Islands. *Aquatic Botany*, 50(2), 171-180.
- Rosenberg A.A., Mcleod K.L., 2005. Implementing ecosystem-based approaches to management for the conservation of ecosystem services. *Mar Ecol Prog Ser* 300: 270–274.
- Ruitton S., Blanfune A., Boudouresque C.F., Guillemain D., Michotey V., Roblet S., ... & Verlaque M., 2021. Rapid Spread of the Invasive Brown Alga *Rugulopteryx okamurae* in a National Park in Provence (France, Mediterranean Sea). *Water*, 13(16), 2306.
- Ruitton, S., Siallelli, J., Astruch, P., Bonhomme, D., Donato, M., Fraieu, B., & Mayot, N. (2008). Étude et cartographie des biocénoses marines remarquables du golfe de Fos (Bouches-du-Rhône, France). Rapport final. Contrat Port Autonome de Marseille & GIS Posidonie – Copetech-SM -HydroConsult, GIS Posidonie publ. 185 p.
- Ruitton, S., Javel, F., Culioli, J. M., Meinesz, A., Pergent, G., & Verlaque, M. (2005). First assessment of the *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 50(10), 1061-1068.
- Sabatier, F., & Suanez, S. (2003). Cinématique du littoral du delta du Rhône depuis la fin du XIXème siècle. Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement, 4, 283–300.
- Scipione, M. Beatrice, Gambi, M. Cristina, Lorenti M., Russo G.F., Zupo V., 1996. Vagile fauna of the leaf stratum of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in the Mediterranean Sea. In: *Seagrass biology: Proceedings of an international workshop*. Western Australia: Rottnest Island, 1996. p. 25-29.
- Schohn T., Boursault M., Astruch, P., Rouanet E., 2022. Analyses des pressions concomitantes sur les récifs à *Posidonia oceanica* de Méditerranée française. Convention LIFE Marha 16 IPE FR001 MARHA – Région SUD – Fondation de la Mer & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ. 116p + annexes.
- SEAVIEWS, 2022. Actualisation de la cartographie des fonds marins du golfe de Beauduc et de l'anse de Carteau du site Natura 2000 FR 9301592 « Camargue ». Rapport d'étude. Contrat PNRC/Seaviews. 56 pages + annexes.
- Sfriso, A., Facca, C., Bonometto, A., & Boscolo, R. (2014). Compliance of the macrophyte quality index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: The Venice lagoon as study case. *Ecological indicators*, 46, 536-547.

- Steger, J., Bošnjak, M., Belmaker, J., Galil, B. S., Zuschin, M., & Albano, P. G. (2022). Non-indigenous molluscs in the Eastern Mediterranean have distinct traits and cannot replace historic ecosystem functioning. *Global Ecology and Biogeography*, 31(1), 89-102.
- Ulman, A., Ferrario, J., Forcada, A., Seebens, H., Arvanitidis, C., Occhipinti-Ambrogi, A., & Marchini, A. (2019). Alien species spreading via biofouling on recreational vessels in the Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2620-2629.
- Vacquier C., Marobin-Louche D., Hemery G., Letourneur Y., 2008. Premières investigations sur la structure spatiale et saisonnière des peuplements de poissons des fonds meubles du golfe de Beauduc (Camargue, France). *Cybium*, 32(3) : 253-263.
- Vasconcelos R.P., Reis-Santos P., Fonseca V., Ruano M., Tanner S., Costa M.J., Cabral H.N., 2009.- Juvenile fish condition in estuarine nurseries along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 82: 128-138.
- Zenetos A., Bellou N., Abousamra F., 2005. The Use of BENTIX in Assessing Ecological Quality of Coastal Waters Across the Mediterranean. IOC Workshop Report No. 195.
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., ÇINAR, M., García Raso, J. E., BIANCHI, C., ... & STREFTARIS, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean marine science*, 11(2).